

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

TOMO II – AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

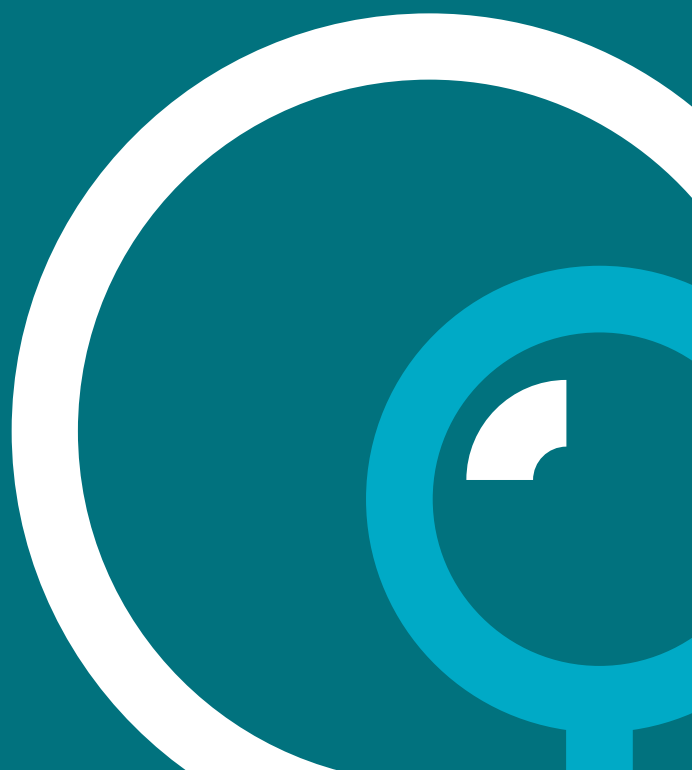
Diagnóstico de Danos

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

TOMO II – AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Diagnóstico de Danos

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



Documento:	TOMO II – AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS Diagnóstico de Danos
Considerações Gerais:	Este documento refere-se ao Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente, o qual apresenta a identificação e mensuração dos danos socioambientais advindos do desastre nos ambientes aquáticos continentais até junho de 2019.
Contrato:	4500173758 – Samarco/Lactec
Solicitante:	Empresa: Ministério Público Federal Procuradoria da República em Minas Gerais
	Endereço: Av. Brasil, 1877
	Bairro: Bairro Funcionários
	Cidade: Belo Horizonte/MG
	CEP: CEP 30140-007
	A/C: Dr. José Adercio Leite Sampaio
	E-mail: joseadercio@mpf.mp.br
Executante:	Lactec Rodovia BR-116, km 98, nº 8813 Jardim das Américas Caixa Postal 19067 CEP 81531-980 Curitiba – PR – BR e-mail: leonardo.bastos@lactec.org.br Divisão de Meio Ambiente T + 55 (41) 3361-6882

Autoria: Equipe Técnica do Lactec	Emitido por: Leonardo Pussieldi Bastos, M. Sc. Biólogo / CRBio 28808-07D Meio Ambiente
	Aprovado por: Tânia Lucia Graf de Miranda, D. Sc. Engenheira Agrônoma / CREA RS 069105/D Gerente de Serviços Tecnológicos e Inovação
	 Luiz Alkimin de Lacerda, D. Sc. Engenheiro Civil / CREA PR 155674/D Gerente de Pesquisa e Inovação

PRESIDÊNCIA		
Luiz Fernando Vianna	Diretor Presidente	
DIRETORIA		
Lauro Elias Neto	Diretor de Operações Tecnológicas	
Hélio Padilha	Diretor de Desenvolvimento Tecnológico	
Katia Patrícia Campanharo Fiebich Peroni	Diretora Administrativo-Financeira	
GERÊNCIA DE SEGMENTO		
André Ricardo Capra	MSc. Engenheiro Mecânico	Ensaio e Análises. Laboratoriais
Luiz Alkimin de Lacerda	Dr. Engenheiro Civil	Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação
Tania Lucia Graf de Miranda	Dra. Engenheira Agrônoma	Serviços Tecnológicos e Inovação
GERÊNCIA DE ÁREA		
Betina Lepretti Medeiros	MSc. Engenheira Civil	Estruturas Cíveis
Fabiano Scheer Hainosz	MSc. Engenheiro Cartógrafo	Geossoluções
Guilherme Cunha da Silva	Dr. Engenheiro Eletricista	Materiais
Leandro Zem	Administrador de Empresas	Escritório de Projetos
Jefferson Arndt	Esp. Analista de Sistemas	Inteligência de Negócios
Rodrigo Soares Ferreira	MSc. Químico	Análises Químicas
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	MSc. Engenheira Civil	Meio Ambiente
EQUIPE TÉCNICA		
COORDENAÇÃO DO PROJETO		
Leonardo Pussieldi Bastos	MSc. Biólogo	Coordenação Geral
Luiz Alkimin de Lacerda	Dr. Engenheiro Civil	Coordenação Técnica
Tania Lucia Graf de Miranda	Dra. Engenheira Agrônoma	Coordenação Técnica
Gleiciane Fernanda de Carvalho Blanc	MSc. Engenheira Ambiental	Coordenação Executiva
GESTÃO E ACOMPANHAMENTO		
Franciele Dãobroski	Esp. Engenheira Eletricista	Analista de Projeto
Guilherme de Poli	Administrador de Empresas	Analista de Projeto
Leandro Zem	Esp. Administrador de Empresas	Analista de Projeto
EQUIPE EXECUTORA		
Ana Paula Zampieri da Silva	Técnica em Geoprocessamento	Geoprocessamento
Davi da Silva Nascimento	Esp. Engenheiro Cartógrafo	Geoprocessamento
Edson Haruo Yoshizumi	Técnico em Geoprocessamento	Geoprocessamento
Fabiano Scheer Hainosz	MSc. Engenheiro Cartógrafo	Geoprocessamento
Lazaro Filipe de Souza	Geógrafo	Geoprocessamento e Paisagem
Maricler Toigo	Tecnóloga em Processamento de Dados	Geoprocessamento
Peterson da Silva Beherend	Técnico em Geomática	Geoprocessamento
Bruna Gomes Dias	Técnica em Química	Caracterização físico-química
Camila Marçal Gobi Pacher	MSc. Química	Caracterização físico-química
Camila Melo Pesqueira	MSc. Química	Caracterização físico-química

Fernando Henrique Coffacci de Lima	Químico	Caracterização físico-química
Heloisa Nunes da Motta	Dra. Engenheira Química	Caracterização físico-química
Joseane Valente Gulmine	Dra. Química	Caracterização físico-química e Química Ambiental
Juliano de Andrade	Dr. Engenheiro Químico	Caracterização físico-química
Kassia dos Santos Kanieski	MSc. Química	Caracterização físico-química
Danielle Caroline Schnitzler	Dra. Química	Química Ambiental
Marco Tadeu Grassi	Dr. Químico	Química Ambiental
Kleber Franke Portella	Dr. Químico	Rejeitos e Química Ambiental
Mariana D'Orey Gaivão Portella Bragança	Dra. Engenheira Ambiental	Rejeitos e Química Ambiental
Claudia Bueno dos Reis Martinez	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Kelly Sabrina Riby Afonso	Técnica em química	Ecotoxicologia
Leticia da Silva Pereira Fernandes	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luciana Rodrigues de Souza Bastos	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luís Fernando Fávaro	Dr. Biólogo	Ecotoxicologia
Mariana Machado Lauer	Dra. Oceanógrafa	Ecotoxicologia
Tiago Tomiama Alvim	M.Sc. Biólogo	Ecotoxicologia
Fernando Mainardi Fan	Dr. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Hugo de Oliveira Fagundes	MSc. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Irani do Santos	Dr. Geógrafo	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Batista Dias de Paiva	Dr. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Paulo Jankowski Saboia	MSc. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Julio Werner Yoshioka Bernardo	Dr. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rodrigo Cauduro Dias de Paiva	Dr. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	MSc. Engenheira Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rubem Luiz Daru	MSc. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Tobias Bernward Bleninger	Dr., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Alcides Conte Neto	Estatístico	Águas Superficiais Continentais
Ana Carolina Canossa Becker	Engenheira Civil	Águas Superficiais Continentais
Ana Carolina Wosiack	MSc. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
Bruna Arcie Polli	Dra. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais
Cristovão Vicente Scapultempo Fernandes	Dr. Engenheiro Civil	Águas Superficiais Continentais
Marianne Schaefer França Sieciechowicz	MSc. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais
Nicole Machuca Brassac de Arruda	Dra. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
André Filgueiras	MSc. Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Emilio Marcelo Dolichney	Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros

Guilherme de Godoy Baratella	Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Luciano Hermanns	Dr. Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Josiane Rovedder	MSc. Bióloga	Águas e Sedimentos Costeiros
Rafaela Michels da Silveira	MSc. Oceanógrafa	Águas e Sedimentos Costeiros
Tomaz Bohrer Brentano	Engenheiro Ambiental	Águas e Sedimentos Costeiros
Fernando Luiz Diehl	MSc. Oceanógrafo	Águas, Sedimentos e Zooplâncton Costeiros
André Virmond Lima Bittencourt	Dr. Engenheiro químico	Água Subterrânea
Paula Neuburger	Geóloga	Água Subterrânea
Bruna Pereira de Souza	MSc. Engenheira Ambiental	Saneamento
Mariana Vieira Calixto	Engenheira Ambiental	Saneamento
Thiago Carvalho de Mello	MSc. Engenheiro Químico	Saneamento
Patricia Dammski Borges de Andrade	MSc. Bióloga	Fauna aquática
Priscila Izabel Tremarin	Dra. Bióloga	Fitoplâncton
Sarah Meier Lopes	MSc. Bióloga	Fitoplâncton
Claudia Costa Bonecker	Dra. Bióloga	Zooplâncton Continental
João Vitor Fonseca da Silva	MSc. Biólogo	Zooplâncton Continental
Luiz Felipe Machado Velho	Dr. Biólogo	Zooplâncton Continental
Ludmilla Dias Veadó	MSc. Oceanógrafa	Zooplâncton e Ictioplâncton Costeiro
Gheysa do Rocio Moraes Pires	MSc. Tecnóloga em Química Ambiental	Qualidade de Sedimentos Continentais
Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	MSc. Bióloga	Macroinvertebrados Aquáticos e Quelônios
Roger Henrique Dalcin	MSc. Biólogo	Bentos de Fundos Inconsolidados e Ictiofauna
Rosemary A. Brogim	Dra. Bióloga	Bentos de Fundos Inconsolidados
Adriano Hauer	Esp. Biólogo	Ictiofauna
Bruno Kazuo Nakagawa	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Giuliano Menegale Martinazzo	Biólogo	Ictiofauna
Matheus Oliveira Freitas	Dr. Biólogo	Ictiofauna e Quelônios
Maurício Belezia de Oliveira	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Vinícius Abilhoa	Dr. Biólogo	Ictiofauna
Emanuel Luis Razzolini	MSc. Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Rafael Antunes Baggio	Dr. Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética e Modelagem da dinâmica populacional
Walter Antônio Pereira Boeger	Dr. Oceanógrafo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Angie Thaisa da Costa Souza	MSc. Bióloga	Ictiofauna – Modelagem da dinâmica populacional
Sabrina Borges Lino de Araújo	Dra. Física	Ictiofauna – Modelagem da dinâmica populacional
Fabício Locatelli Trein	Esp. Biólogo	Quelônios
Letícia Kienen Languer Rolim	Médica Veterinária	Quelônios
Lucas Reinert Mendes	Biólogo	Quelônios
Marcos André Navarro	MSc. Biólogo	Quelônios

Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Quelônios
Leonardo Liberali Wedekin	Dr. Biólogo	Cetáceos
Samira Costa da Silva	MSc. Médica Veterinária	Cetáceos
Ernesto Goldfarb Figueira	MSc. Geólogo	Geologia, Paisagem, Água Subterrânea e Qualidade de Sedimentos
Isabella Francoso Rebutini Figueira	Dra. Geóloga	Geologia, Qualidade de Sedimentos, Água Subterrânea
Leonardo Evangelista Lagoeiro	Dr. Geólogo	Geologia, Geoquímica
Antônio Carlos Vargas Motta	Dr. Engenheiro Agrônomo	Solos
Araína Hulmann Batista	Dra. Engenheira Agrônoma	Solos
Bernardo Lipski	MSc. Engenheiro Agrônomo	Solos
Letícia de Pierri	Dra. Engenheira Agrônoma	Solos
Betina Lepretti Medeiros	MSc. Engenheira Civil	Geotecnia
Esther Dyck	Engenheira Civil	Geotecnia
Joubert Weigert Favaro	MSc. Engenheiro Ambiental	Geotecnia
Marcelo Buras	MSc. Engenheiro Civil	Geotecnia
Rodrigo Moraes da Silveira	Dr. Engenheiro Civil	Geotecnia
Ana Alice Biedzicki de Marques	Dra. Bióloga	Biodiversidade
Dimas Vital Sabioni Resck	Engenheiro Florestal	Flora
Fábio Antônio da Paixão	Engenheiro Florestal	Flora
Fernando Camargo da Silva	Esp. Engenheiro Florestal	Flora
Juliano José da Silva Santos	MSc. Biólogo	Flora e Bioespeleologia
Jonas Eduardo Bianchin	Dr. Engenheiro Florestal	Flora
Marcelo Augusto da Silva	Biólogo	Flora
Tamara Molin	Bióloga	Flora
Vanessa Ariati	MSc. Bióloga	Flora
Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	MSc. Biólogo	Fauna Silvestre e Áreas Protegidas
Luiz Eduardo Macedo Reis	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Rafael Lucchesi Balestrin	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Raphael Eduardo Fernandes Santos	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Andressa Gatti	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Daniel da Silva Ferraz	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
João Eduardo Cavalcanti Brito	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Michel Barros Faria	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Paulo Rogerio Mangini	Dr. Médico Veterinário	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Thadeu Sobral de Souza	Dr. Biólogo	Modelagem da biodiversidade
Maurício Humberto Vancine	MSc. Ecólogo	Modelagem da biodiversidade
Ana Tereza Bittencourt Guimarães	Dra. Bióloga	Modelagem da biodiversidade
Bernardo Brandão Niebuhr dos Santos	Dr. Físico	Modelagem da biodiversidade
João Luís Bittencourt Guimarães	MSc. Eng. Florestal	Modelagem de Serviços Ecossistêmicos

Leandro Moraes Scoss	MSc. Zootecnista	Áreas Protegidas
Robson Odeli Espíndola Hack	MSc. Biólogo	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
Karime Dawidziak Piazzetta	MSc. Tecnóloga em Processos Ambientais	Atmosfera
Luis Eduardo Soares Mayer	Geógrafo	Atmosfera
Camila Azevedo de Moraes Wichers	Dra. Arqueóloga e Museóloga	Patrimônio Cultural
Cristiane Schappo Wessling	MSc. Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Ellen Christine Prestes Ferronato	Esp. Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Gabriela Ribeiro Farias	Arquiteta	Patrimônio Cultural
Larissa M. Ferreira da Costa	Administradora	Patrimônio Cultural
Leandro S. C. Nascimento	Engenheiro civil	Patrimônio Cultural
Melina Pissolato Moreira	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Cultural
Pamela Pereira de Araújo	Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Paulo Eduardo Zanettini	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Cultural
Rogério Ricciluca Matiello Félix	MSc. Historiador	Patrimônio Cultural
Alex Sandro Barros	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Carlos Alberto Alves	Historiador	Patrimônio Arqueológico
Ianthe Silva	Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Letícia Ribeiro da Silva	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Lucas de P. Souza Troncoso	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Luciana Bozzo Alves	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Luiz Antonio Queiroz Pacheco	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Matilde A. Alves de Barros	Historiadora	Patrimônio Arqueológico
Paulo F. Bava de Camargo	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Roberto Faini Baracho	Mergulhador	Patrimônio Arqueológico
Sheila Silva	Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Thais Pereira Rocha	Assistente de Pesquisa	Patrimônio Arqueológico
Devanir José de Oliveira Júnior	Historiador	Patrimônio Arqueológico e Material
Everaldo Cristiano da Silva	Arquiteto	Patrimônio Cultural Material
Rodrigo Silva	Dr. Historiador	Patrimônio Cultural Material
Enrico Spaggiari	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Agnello Alves Dias de Andrade	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Guilherme Cantor Magnani	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Leslie Lopes Sandes	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Hangai Vaz Guimarães Nogueira	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Luiza Fiocco Machini	MSc. Antropóloga	Patrimônio Cultural Imaterial
Michel de Paula Soares	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Rodrigo Valentim Chiquetto	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Yuri Bassichetto Tambucci	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial

EQUIPE DE CAMPO

Rômulo Henrique Santos Correa	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Figueiredo Laabs	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Adilson José de Lara	Hidrometrista	Águas superficiais e sedimentos
Edson Haruo Yoshizumi	Técnico	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Gonçalves Opalinski	Técnico em eletrônica	Águas superficiais e sedimentos
Rafael Santos	Biotecnólogo	Águas superficiais e sedimentos
Helen Sadauskas Henrique	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Ecotoxicologia
Sabrina Loise de Moraes Calado	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Lygia Segal Nogueira	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
João Marques Lima da Fonseca	Biólogo	Flora – inventário florestal
Vicente de Jesus Durães	Esp. Engenheiro Ambiental	Flora – inventário florestal
Guilherme Felitto da Costa	Esp. Biólogo	Flora – reófitas
Emanuel Giovani Cafôfo Silva	MSc. Biólogo	Flora – macrófitas aquáticas
Antônio Campos Rocha Neto	MSc. Biólogo	Flora – campos rupestres
Marcel Comin	MSc. Biólogo	Flora – campos rupestres
Eli Carlos de Nardin	Biólogo	Flora – várzeas, vegetação secundária inicial e restinga
Felipe Eduardo Cordeiro Marinero	MSc. Biólogo	Flora – várzeas, vegetação secundária inicial e herbário
José Marcelo Pelloso Molina	MSc. Biólogo	Flora – epífitas
Alexandrina Pujals	Dra. Bióloga	Flora – trepadeiras
Frederico Fregolente Faracco Mazziero	MSc. Biólogo	Flora – herbáceas florestais
Públio Bonin Júnior	Biólogo	Flora – herbáceas florestais
Darlan Junior Cherion	Esp. Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Lucas Junqueira Roncon	Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Thiago Junqueira Roncon	Dr. Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Paula de Freitas Larocca	Esp. Bióloga	Flora – restinga
Affonso Henrique Nascimento de Souza	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Alex Chavier Silva	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Cleandson Ferreira Santos	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Fabiano de Oliveira Silva	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Fernanda Vieira da Costa	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – entomofauna
Flávio Siqueira de Castro	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Lucas Neves Perillo	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Tandara de Souza Gomes	Bióloga	Fauna silvestre – entomofauna
Arthur Schramm de Oliveira	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna

Bernardo Franco da Veiga Teixeira	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Cyro de Sousa Bernardes	Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Guilherme Bard Adams	Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Martin Schossler	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Dalila de Fátima Ferreira	Bióloga	Fauna silvestre – avifauna
João Antônio de Bittencourt Vitto	Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
João Paulo Gava Just	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Willian Menq dos Santos	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Ariel Guilherme Santos do Nascimento	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Isteliene Lopes Leodoro	Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Lizandra Regina Bigai	Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Max Antonioni da Silva	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Ruan Márcio Ruas Nunes	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Vinicius Peron de Oliveira Gasparotto	MSc. Médico Veterinário	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Diego Afonso Silva	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Mattheus Torrezani Silveira	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Paula Beatriz Mangini	Dra. Médica Veterinária	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Ricardo Krul	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Bruna da Silva Fonseca	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Cristina Jaques da Cunha	MSc. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Danielle de Oliveira Moreira	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Paula Modenesi Ferreira	Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Thali Leal Sampaio	MSc. Médica Veterinária	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Ana Lúcia Cypriano Souza	Dra. Bióloga	Cetáceos
Clarêncio Gomes Baracho	MSc. Biólogo	Cetáceos
Daniela Pitol	Bióloga	Cetáceos
Denis Alessandro Hille	Biólogo	Cetáceos

ESTAGIÁRIOS

Rafaella Moreira	Engenharia Ambiental	Contextualização e danos
Bruno Nadalin Lima de Melo	Ciências Biológicas	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Geoprocessamento
Matheus de Andrade Machado	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Eliana Vieira de Freitas	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento

Janiny Zanda Soares da Silva	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Laura Damasceno da Silva	História	Patrimônio Arqueológico
Sabrina Lisboa Alves	História	Patrimônio Arqueológico
Devon Gebauer Mayer	Ciências Biológicas	Bentos de Fundos Inconsolidados
Bruna Bergman Machado	Ciências Biológicas	Cetáceos
Marina Ferraz Sampaio	Ciências Biológicas	Fauna Silvestre
Izadora de Moura de Moraes	Ciências Biológicas	Fitoplâncton
Emerson Fernando Garcia Machado	Biólogo	Íctiofauna – Diversidade Genética
Murilo Radloff Barghouthi	Engenharia Florestal	Flora
Saymon Hamses Monastier	Engenharia Florestal	Flora
João Marcos Carvalho	Engenharia Civil	Hidrologia
Nilo Kruchelski	Engenharia Civil	Hidrologia
Vitor Mittelstaedt Alfaro	Engenharia Civil	Hidrologia
Lucas Jerszurki	Geografia	Hidrologia
André Luiz de Souza Bonfim	Engenharia Ambiental	Hidrologia
Leticia Giese de Andrade Cruz	Engenharia Civil	Hidrologia
Ericka Viviane Lemos Marcondes	Ciências Biológicas	Macroinvertebrados bentônicos
Phillip Alves Schuster	Ciências Biológicas	Macroinvertebrados bentônicos
Aline Guidolin da Luz	Engenharia Civil	Águas Superficiais Continentais
Antônio José Hamerschmidt	Estatística	Águas Superficiais Continentais
Eduarda Bertoletti Duarte	Ciências Biológicas	Águas Superficiais Continentais
Jéssica Cristina Lozovei	Geografia	Qualidade de Sedimentos Continentais
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Qualidade de Sedimentos Continentais
Amanda Cristina Fraga de Albuquerque	Engenharia Ambiental	Saneamento
Nayara Caroline M. Ulbrich	Agronomia	Solos
Tamires Maiara Ercole	Agronomia	Solos
Rebeca Dias Pegollo	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Ana Cleuza de Souza Pelanda	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Camilla Alves Oliveira	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Carolina Valério Leme	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Gisele Tatiane Soares da Veiga	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Luiz Guilherme Tatsh Henrique	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Mayara Rodrigues	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Rafaela Cruz Dias	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização dos compartimentos do ambiente aquático continental ao longo do rio Doce.	64
Figura 2 – Distribuição das estações amostrais dos estudos realizados no ambiente aquático continental, na bacia do rio Doce.....	64
Figura 3 – Detalhe da posição das estações amostrais do Compartimento 1.....	65
Figura 4 – Detalhe da posição das estações amostrais do Compartimento 2, que engloba o Compartimento 2A e 2B.....	65
Figura 5 – Detalhe da posição das estações amostrais do Compartimento 3.....	66
Figura 6 – Sub-bacias, nascentes e área atingida pela lama.	68
Figura 7 – Relação entre variáveis representando a vazão de um rio: velocidade média na seção (v), largura (w) e profundidade (d) e área de seção transversal (s).	70
Figura 8 – Localização das cavas atingidas pela lama de rejeito entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.....	74
Figura 9 – Bacia do rio doce a montante da UHE Risoleta Neves.	75
Figura 10 – Número de afluentes e incremento de área de drenagem entre Fundão e UHE Risoleta Neves.....	75
Figura 11 – Número de afluentes e incremento de área de entre Fundão e UHE Risoleta Neves.	76
Figura 12 – Relação entre vazões e área drenagem na bacia do rio Doce.	76
Figura 13 – Proporção da área atingida pela lama em relação à área de drenagem das sub-bacias....	77
Figura 14 – Proporção da área atingida pela lama em relação à quantidade de sub-bacias.	77
Figura 15 – Dispersão entre os elementos geométricos e vazão líquida nas estações fluviométricas.	79
Figura 16 – Diagrama da relação de largura, profundidade média e velocidade média em diferentes condições de vazão nas estações 56337000 e 56425000 nos períodos de 01/01/2010 à 05/11/2015 (pré-desastre) e de 06/11/2015 à 30/11/2018 (pós-desastre).	81
Figura 17 – Diagrama triaxial das combinações dos expoentes das componentes da geometria hidráulica do trecho de drenagem analisado.....	83
Figura 18 – Variação da área de drenagem e da largura do canal fluvial entre Fundão e UHE Risoleta Neves.....	84
Figura 19 – Dispersão entre largura do canal fluvial e vazão média entre Fundão e UHE Risoleta Neves.....	84
Figura 20 – Evolução da largura média do canal fluvial em relação a vazão média no trecho entre Fundão e UHE Risoleta Neves.	85
Figura 21 – Comparação entre larguras da calha do rio na região afetada (Compartimento 1) em diferentes instantes de tempo.	86
Figura 22 – Exemplo de uma área com o mapeamento da área afetada e seu correspondente ao lado.	87

Figura 23 – Localização das estações de amostragem utilizadas para a mensuração de danos.....	93
Figura 24 – Compartimentalização da área avaliada.	95
Figura 25 – Exemplo de gráfico de classificação dos dados pós-desastre em cada uma das estações de monitoramento de acordo com as categorias A, B e C.....	104
Figura 26 – Exemplo de gráfico de proporção das categorias A, B e C.....	105
Figura 27 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.....	106
Figura 28 – Municípios abrangidos no diagnóstico ambiental dos danos ao abastecimento público de água, causados pelo rompimento da barragem de Fundão.....	109
Figura 29 – Rio do Carmo, a montante da confluência com o rio Piranga, antes (foto à esquerda) e após a passagem da lama (foto à direita). Fonte: Visão Ambiental (2015a; 2015b).....	110
Figura 30 – Alterações iniciais nos valores de turbidez na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).....	113
Figura 31 – Classificação dos dados de turbidez nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	115
Figura 32 – Proporção das categorias A, B e C para a turbidez.....	117
Figura 33 – Alterações iniciais nas concentrações de sólidos suspensos totais na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).....	118
Figura 34 – Classificação dos dados de sólidos suspensos totais nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	120
Figura 35 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos suspensos totais.....	121
Figura 36 – Alterações iniciais nas concentrações de sólidos dissolvidos totais na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).....	123
Figura 37 – Classificação dos dados de sólidos dissolvidos totais nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	125
Figura 38 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos dissolvidos totais.....	126
Figura 39 – Alterações iniciais nas concentrações de oxigênio dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).....	129
Figura 40 – Classificação dos dados de oxigênio dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	131
Figura 41 – Proporção das categorias A, B e C para o oxigênio dissolvido.....	133
Figura 42 – Alterações iniciais nos valores de alumínio dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).....	136
Figura 43 – Classificação dos dados de alumínio dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	138
Figura 44 – Proporção das categorias A, B e C para o alumínio dissolvido.....	139
Figura 45 – Alterações iniciais nos valores de arsênio total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).....	141

Figura 46 – Classificação dos dados de arsênio total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	143
Figura 47 – Proporção das categorias A, B e C para o arsênio total.....	145
Figura 48 – Alterações iniciais nos valores de bário total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	146
Figura 49 – Classificação dos dados de bário total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	148
Figura 50 – Alterações iniciais nos valores de cádmio total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	150
Figura 51 – Classificação dos dados de cádmio total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	152
Figura 52 – Proporção das categorias A, B e C para o cádmio total.....	153
Figura 53 – Alterações iniciais nos valores de chumbo total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	155
Figura 54 – Classificação dos dados de chumbo total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	157
Figura 55 – Proporção das categorias A, B e C para o chumbo total.	158
Figura 56 – Alterações iniciais nos valores de cobre dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	160
Figura 57 – Classificação dos dados de cobre dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	162
Figura 58 – Proporção das categorias A, B e C para o cobre dissolvido.....	163
Figura 59 – Alterações iniciais nos valores de cromo total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	165
Figura 60 – Classificação dos dados de cromo total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	167
Figura 61 – Proporção das categorias A, B e C para o cromo total.	168
Figura 62 – Alterações iniciais nos valores de ferro dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	170
Figura 63 – Classificação dos dados de ferro dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	172
Figura 64 – Proporção das categorias A, B e C para o ferro dissolvido.....	173
Figura 65 – Alterações iniciais nos valores de manganês total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	175
Figura 66 – Classificação dos dados de manganês total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	177
Figura 67 – Proporção das categorias A, B e C para o manganês total.	178
Figura 68 – Alterações iniciais nos valores de mercúrio total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	180

Figura 69 – Classificação dos dados de mercúrio total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	182
Figura 70 – Proporção das categorias A, B e C para o mercúrio total.....	183
Figura 71 – Alterações iniciais nos valores de níquel total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	185
Figura 72 – Classificação dos dados de níquel total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	187
Figura 73 – Proporção das categorias A, B e C para o níquel total.....	188
Figura 74 – Alterações iniciais nos valores de zinco total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).	190
Figura 75 – Classificação dos dados de zinco total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.....	192
Figura 76 – Localização das estações de monitoramento do fitoplâncton ao longo do rio Doce e tributários.	205
Figura 77 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	220
Figura 78 – Riqueza do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	221
Figura 79 – Diversidade específica do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	222
Figura 80 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	223
Figura 81 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	226
Figura 82 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	227
Figura 83 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	228
Figura 84 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	229
Figura 85 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.....	232
Figura 86 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.	233
Figura 87 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.	234
Figura 88 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.	235

Figura 89 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.....	238
Figura 90 – Riqueza de espécies nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.	238
Figura 91 – Diversidade de espécies nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.	239
Figura 92 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.	239
Figura 93 – Riqueza de espécies máxima registrada nos rios Piranga, do Carmo e Doce, no monitoramento da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).....	241
Figura 94 – Riqueza de espécies máxima registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).....	242
Figura 95 – Riqueza de espécies máxima registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Aimorés, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).....	243
Figura 96 – Riqueza de espécies registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2A, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3, R14 à R16), no inverno e verão, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos Lactec.	244
Figura 97 – Riqueza de espécies média registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2A, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3, R14 à R16) (barras representam o intervalo de confiança de 0,95).245	
Figura 98 – Riqueza máxima de espécies registrada em estudos realizados nos rios Doce (BONECKER et al., 1996; MENEDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002) e do Carmo antes do desastre (VISÃO AMBIENTAL, 2013; SILVA, 2013), nos rios Doce, Carmo e Gualaxo do Norte logo após o desastre (VISÃO AMBIENTAL, 2015; GIAIA, 2016), e, ainda, nos rios Doce, do Carmo e Gualaxo do Norte, após o desastre (VISÃO AMBIENTAL, 2015; FEST, 2019; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo) (as linhas separam os ambientes).	245
Figura 99 – Abundância dos indivíduos (ind m^{-3}) registrada no monitoramento da UHE Risoleta Neves, nos rios Piranga, do Carmo e Doce (montante e jusante do barramento), antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre).	246
Figura 100 – Abundância dos indivíduos (ind m^{-3}) registrada no monitoramento da UHE Baguari, no rio Doce (montante e jusante do barramento), antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre) (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).	247
Figura 101 – Abundância dos indivíduos (ind m^{-3}) registrada no monitoramento da UHE Aimorés, no rio Doce (montante e jusante do barramento), antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre).	249
Figura 102 – Abundância de espécies registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3), no inverno e verão, segundo monitoramento dos Institutos Lactec.	250

- Figura 103** – Abundância numérica média (ind m⁻³) registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1; C2A = Compartimento 2A; C2B = Compartimento 2B; e C3 = Compartimento 3), segundo monitoramento dos Institutos Lactec (barras representam o intervalo de confiança de 0,95). 251
- Figura 104** – Abundância máxima zooplânctônica (ind m⁻³) registrada em estudos realizados nos rios Gualaxo do Norte logo após (GIAIA, 2016) e após ao desastre (GIAIA, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo), Doce antes (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002), logo após (GIAIA, 2016) e após ao desastre (GIAIA, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo), e do Carmo, também, logo após (GIAIA, 2016) e após ao desastre (GIAIA, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo) (as linhas separam os ambientes). 251
- Figura 105** – Composição da comunidade zooplânctônica (riqueza total de espécies) registrada antes (BONECKER et al., 1996; MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002; MAIA-BARBOSA; MENENDEZ, 2004; ESKINAZI-SANT’ANNA et al., 2005), logo após (GIAIA, 2016) e após (FEST, 2019; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) o desastre. 253
- Figura 106** – Exemplos de algumas espécies zooplânctônicas que ocorreram nas estações da APDL no inverno e verão, no monitoramento realizado pelos Institutos Lactec. *Kellicottia bostoniensis* (rotífero) é uma espécie invasora e ocorreu apenas no inverno (junho de 2018). 259
- Figura 107** – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3, R14 à R16), no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec. 261
- Figura 108** – Diversidade de espécies média (bits/ind) registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1; C2A = Compartimento 2A; C2B = Compartimento 2B; e C3 = Compartimento 3), segundo o monitoramento dos Institutos Lactec (barras representam o intervalo de confiança de 0,95). 261
- Figura 109** – Diversidade máxima de espécies zooplânctônicas (bits/ind) registrada logo após e após o desastre em estudos realizados a montante e jusante da UHE Risoleta Neves, e antes e depois da cidade de Ipatinga (Médio rio Doce) (GIAIA, 2016), e após ao desastre em diferentes locais dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo). 262
- Figura 110** – Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3), no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec. 263
- Figura 111** – Equitabilidade da comunidade registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1; C2A = Compartimento 2A; C2B = Compartimento 2B; e C3 = Compartimento 3), segundo o monitoramento dos Institutos Lactec (barras representam o intervalo de confiança de 0,95). 264
- Figura 112** – Equitabilidade máxima da comunidade registrada logo após e após o desastre em estudos realizados a montante e jusante da UHE Risoleta Neves, e antes e após a cidade de Ipatinga (Médio rio Doce) (GIAIA, 2016), e após ao desastre em diferentes locais dos rios Doce, do Carmo e Gualaxo do Norte (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo). A linha vertical separa os rios Gualaxo do Norte e do Carmo. 264

Figura 113 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de vegetação de várzeas ao longo da bacia do rio Doce.	270
Figura 114 – Amostragem da vegetação nas áreas com vegetação de várzea, com a instalação do transecto de 100m e de parcelas de 1 x 1 m	270
Figura 115 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de vegetação reofítica ao longo da bacia do rio Doce.	271
Figura 116 – Amostragem de espécies reófitas em ambiente de afloramentos rochosos.	272
Figura 117 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de macrófitas aquáticas ao longo da bacia do rio Doce.	273
Figura 118 – Amostragem de macrófitas aquáticas em ambiente de lagoa e rio, arraste de garfo para amostragem de espécies submersas e coleta florística livre de espécies flutuantes.	273
Figura 119 – Processo de secagem e herborização das plantas coletadas em campo.....	274
Figura 120 – Processo de triagem e organização das coletas em grupos taxonômicos aproximados.	275
Figura 121 – Processo de identificação dos espécimes coletados em campo por comparação com exsicatas já identificadas.....	275
Figura 122 – Aspecto das vegetações de várzea do rio Doce.	277
Figura 123 – Exemplos da flora aquática presente no rio Doce.....	277
Figura 124 – Imagens dos registros de espécies da várzea.	278
Figura 125 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação de várzeas na bacia do rio Doce.	280
Figura 126 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação de várzea na bacia do rio Doce.	280
Figura 127 – Imagens de registros de espécies reofíticas.	283
Figura 128 – Número de espécies reófitas características por família botânica amostrada nas parcelas de vegetação reófita na bacia do rio Doce.....	284
Figura 129 – Número de ocorrências de espécies reófitas características por família botânica amostrada nas parcelas de vegetação reófita na bacia do rio Doce.....	285
Figura 130 – Ordenação PCoA utilizando uma matriz de distâncias de Gower para comparação do conjunto de espécies reófitas características entre áreas afetadas (APDL) e não afetadas (Controle) e entre os Compartimentos (C1 vs C2+C3).....	286
Figura 131 – Diversidade beta pelo índice de Whittaker para todas as possíveis combinações do conjunto de dados coletados das plantas reófitas.....	287
Figura 132 – Imagens de registros de macrófitas.	288
Figura 133 – Número de espécies macrófitas características das principais famílias botânicas amostradas nos pontos de amostragem de macrófitas na bacia do rio Doce.	289
Figura 134 – Número de ocorrências de espécies macrófitas características das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de macrófitas na bacia do rio Doce.	289

Figura 135 – Ordenação PCoA utilizando uma matriz de distâncias de Gower para comparação do conjunto de espécies macrófitas entre áreas afetadas (APDL) e não afetadas (Controle) e entre os compartimentos.	291
Figura 136 – Diversidade beta pelo índice de Whittaker para todas as possíveis combinações do conjunto de dados coletados das plantas macrófitas.	292
Figura 137 – Distribuição dos pontos de coletas.....	301
Figura 138 – Espessura dos rejeitos ao longo da calha.	302
Figura 139 – Exemplo de sequência de levantamentos de sessões transversais.....	302
Figura 140 – Estações sedimentométricas selecionadas para análise das concentrações de sedimentos em suspensão.	306
Figura 141 – Estações de qualidade da água selecionadas para análise da turbidez e dos sólidos suspensos totais.	307
Figura 142 – Séries temporais das concentrações de sedimentos em suspensão observadas e simuladas para a estação 56415000 (Rio Casca).....	309
Figura 143 – Séries temporais das concentrações de sedimentos em suspensão observadas e simuladas para a estação 56992000 (Baixo Guandu).	309
Figura 144 – Variação espacial do volume de rejeito depositado na calha do rio (Compartimento 1).....	312
Figura 145 – Sumário dos resultados da análise da variação da espessura dos depósitos usando dados observados de seções transversais, Compartimento 2 (Rio Dantas) na esquerda e Compartimento 3 (Colatina) na direita. A barra vermelha refere-se ao período em que ocorreu o desastre.....	313
Figura 146 – Dados da série histórica de concentração de sedimentos em suspensão dispostos espacialmente.	314
Figura 147 – Dados de anomalia da sazonalidade de concentração de sedimentos em suspensão dispostos espacialmente.	315
Figura 148 – Dados da série histórica de turbidez dispostos espacialmente.	317
Figura 149 – Dados de anomalia da sazonalidade de turbidez dispostos espacialmente.	318
Figura 150 – Valor máximo de turbidez registrado em cada uma das estações localizadas no caminho da onda de rejeitos, sendo a estação RD072 a mais a montante e a RD130 a mais a jusante nesse percurso.	319
Figura 151 – Comparação da turbidez máxima encontrada nas estações localizadas no caminho da onda de rejeitos nos anos de 2016 a 2018.	320
Figura 152 – Dados da ANA de relação vazão sólida e vazão líquida para o rio Doce dispostos espacialmente.	322
Figura 153 – Dados do IGAM e IEMA da relação de vazão sólida versus vazão líquida para o rio Doce dispostos espacialmente.	323
Figura 154 – Alterações no transporte de sedimentos na estação RD023.	325
Figura 155 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pré-desastre.....	334

Figura 156 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pós-desastre.....	335
Figura 157 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pré-desastre.....	336
Figura 158 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pós-desastre.	337
Figura 159 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais da estação 56994500 (Colatina) no período pré-desastre.	338
Figura 160 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais na estação 569945000 (Colatina) no período pós-desastre.	339
Figura 161 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 569945000 (Colatina) no período pré-desastre.	340
Figura 162 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 56994500 (Colatina) no período pós-desastre.....	341
Figura 163 – Sumário dos resultados da modelagem hidrossedimentológica comparada com dados observados.....	342
Figura 164 – Localização das estações amostrais de qualidade de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos.....	351
Figura 165 – Draga tipo Petersen, utilizada para coleta de sedimentos de fundo.....	354
Figura 166 – Tubo de acrílico com ponteira de aço, utilizada para coleta de sedimentos de fundo.	354
Figura 167 – Desenho esquemático do testemunhador da marca Uwitec.	354
Figura 168 – Amostrador tipo surber, utilizado para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos.....	355
Figura 169 – Draga tipo Petersen, utilizada para amostragem de Macroinvertebrados bentônicos..	355
Figura 170 – Amostragem realizada com o amostrador tipo surber.	356
Figura 171 – Lavagem de amostras para análise de macroinvertebrados bentônicos.	359
Figura 172 – Flutuação de amostras em solução supersaturada de NaCl para análise de macroinvertebrados bentônicos.	359
Figura 173 – Análise de macroinvertebrados bentônicos sob microscópio estereoscópico.....	360
Figura 174 – Triagem de amostra a olho nu para análise de macroinvertebrados bentônicos.....	360
Figura 175 – Figura ilustrativa dos dados geoquímicos gerados a partir dos dados da CPRM (2010), com os símbolos graduais que representam as concentrações do elemento em análise.	362
Figura 176 – Movimentação de um banco de sedimentos observados nos meses de julho/2016, agosto/2016 e setembro/2016.....	363
Figura 177 – Estações de amostragem do monitoramento de macroinvertebrados bentônicos realizado pelas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés.....	364
Figura 178 – Classificação do dano para a análise granulométrica.....	367

Figura 179 – Exemplo de da análise da comparação do dado pré e pós-desastre e sua classificação em cinza, os dados pré-desastre, sem alteração (verde) e alterado (vermelho).....	368
Figura 180 – Exemplo da média estatística do resultado de alumínio para os compartimentos analisados.....	369
Figura 181 – Pontos dos locais foram realizados os cálculos de fator de contaminação com os dados pré-desastre (CPRM, 2010) e pós-desastre (LACTEC).	372
Figura 182 – Distribuição das frações granulométricas de dados secundários pré (esquerda) e pós-desastre (direita), a das campanhas realizadas pelo Lactec.....	374
Figura 183 – Gráfico das frações dos sedimentos no pré-desastre e pós-desastre.....	375
Figura 184 – Mapa geoestatístico com dados da CPRM (2010) e concentrações de alumínio da campanha 1.....	377
Figura 185 – Classificação dos danos em relação ao elemento alumínio por compartimento.	378
Figura 186 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento alumínio em compartimentos e pelo tempo.	379
Figura 187 – Fatores de Contaminação para o alumínio dos dados primários (pós-desastre).....	379
Figura 188 – Fatores de Contaminação para o alumínio dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	379
Figura 189 – Classificação dos danos em relação ao elemento arsênio por compartimento.	381
Figura 190 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento arsênio em compartimentos e pelo tempo.	382
Figura 191 – Fatores de Contaminação para o arsênio dos dados primários (pós-desastre).....	383
Figura 192 – Fatores de Contaminação para o arsênio dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	383
Figura 193 – Mapa geoestatístico com dados da CPRM (2010) e teores de bário da campanha 2.....	384
Figura 194 – Classificação dos danos em relação ao elemento bário por compartimento.	385
Figura 195 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento bário em compartimentos e pelo tempo.	386
Figura 196 – Fatores de Contaminação para o bário dos dados primários (pós-desastre).	386
Figura 197 – Fatores de Contaminação para o bário dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	387
Figura 198 – Classificação dos danos em relação ao elemento cádmio por compartimento.	388
Figura 199 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cádmio em compartimentos e pelo tempo.	389
Figura 200 – Fatores de Contaminação para o cádmio dos dados primários (pós-desastre).....	389
Figura 201 – Fatores de Contaminação para o cádmio dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	389
Figura 202 – Classificação dos danos em relação ao elemento chumbo por compartimento.....	391

Figura 203 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento chumbo em compartimentos e pelo tempo.	392
Figura 204 – Fatores de Contaminação para o chumbo dos dados primários (pós-desastre).	392
Figura 205 – Fatores de Contaminação para o chumbo dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	393
Figura 206 – Classificação dos danos em relação ao elemento cobalto por compartimento.....	394
Figura 207 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cobalto em compartimentos e pelo tempo.	395
Figura 208 – Fatores de Contaminação para o cobalto dos dados primários (pós-desastre).	395
Figura 209 – Fatores de Contaminação para o cobalto dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	396
Figura 210 – Classificação dos danos em relação ao elemento cobre por compartimento.....	397
Figura 211 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cobre em compartimentos e pelo tempo.	398
Figura 212 – Fatores de Contaminação para o cobre dos dados primários (pós-desastre).	398
Figura 213 – Fatores de Contaminação para o cobre dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	399
Figura 214 – Classificação dos danos em relação ao elemento cromo por compartimento.....	400
Figura 215 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cromo em compartimentos e pelo tempo.	401
Figura 216 – Fatores de Contaminação para o cromo dos dados primários (pós-desastre).	401
Figura 217 – Fatores de Contaminação para o cromo dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	402
Figura 218 – Mapa geoestatístico com dados da CPRM (2010) e concentrações de ferro da campanha 2.....	403
Figura 219 – Classificação dos danos em relação ao elemento ferro por compartimento.	404
Figura 220 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento ferro em compartimentos e pelo tempo.	405
Figura 221 – Fatores de Contaminação para o ferro dos dados primários (pós-desastre).....	405
Figura 222 – Fatores de Contaminação para o ferro dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	406
Figura 223 – Classificação dos danos em relação ao elemento manganês por compartimento.	407
Figura 224 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento manganês em compartimentos e pelo tempo.	408
Figura 225 – Fatores de Contaminação para o manganês dos dados primários (pós-desastre).	408
Figura 226 – Fatores de Contaminação para o manganês dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.....	409
Figura 227 – Classificação dos danos em relação ao elemento mercúrio por compartimento.	410

Figura 228 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento mercúrio.	411
Figura 229 – Classificação dos danos em relação ao elemento níquel por compartimento.	412
Figura 230 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento níquel.	413
Figura 231 – Fatores de Contaminação para o níquel dos dados primários (pós-desastre).	413
Figura 232 – Fatores de Contaminação para o níquel dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.	414
Figura 233 – Classificação dos danos em relação ao elemento zinco por compartimento.	415
Figura 234 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento zinco.	416
Figura 235 – Fatores de Contaminação para o zinco dos dados primários (pós-desastre).	416
Figura 236 – Fatores de Contaminação para o zinco dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.	417
Figura 237 – Total de indivíduos (abundância), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 a 03/2018 no Compartimento 1. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).	419
Figura 238 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos (abundância), diversidade (indivíduos/m ²) e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 a 03/2018 no Compartimento 1.	420
Figura 239 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 1 por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.	421
Figura 240 – Densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 01/2018 no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).	426
Figura 241 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 e 01/2018 no Compartimento 2A.	427
Figura 242 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2A, por campanha, para cada estação de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre. ..	428
Figura 243 – Densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).	432
Figura 244 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B.	433
Figura 245 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B por campanhas, para cada estação de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre. ..	434
Figura 246 – Localização dos pontos de amostragem da ictiofauna.	442
Figura 247 – Localização dos pontos amostrais no Compartimento 3 da bacia do rio Doce, ambiente de água doce.	445

Figura 248 – Localização dos pontos de amostragem no Compartimento 2 da bacia do rio Doce.	446
Figura 249 – Localização dos pontos de amostragem no Compartimento 1 da bacia do rio Doce.	447
Figura 250 – Métodos de coleta utilizados para a captura dos peixes.	448
Figura 251 – Espécime de <i>Pimelodus maculatus</i> coletado na bacia do rio Doce.	453
Figura 252 – Espécime de <i>Astyanax bimaculatus</i> coletado na bacia do rio Doce.	453
Figura 253 – Espécimes de <i>Hypostomus affinis</i> coletados na bacia do rio Doce.	455
Figura 254 – Espécime de <i>Pygocentrus nattereri</i> coletado na bacia do rio Doce.	456
Figura 255 – Riqueza da ictiofauna registrada no ambiente aquático continental considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – Fases 1, 2, 3 e 4) e secundários. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.	464
Figura 256 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo Lactec, nas amostragens realizadas pela Fundação Renova em 2017 e na Linha de Base. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.	465
Figura 257 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC e na Linha de Base, de acordo com os compartimentos da bacia do rio Doce. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.	467
Figura 258 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, nas amostragens realizadas pela Fundação Renova em 2017 e na Linha de Base. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.	467
Figura 259 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, nas amostragens realizadas pela Fundação Renova em 2017 e na Linha de Base. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.	468
Figura 260 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018/2019 (LACTEC) nos três compartimentos da bacia do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE e WARWICK, 2001).	469
Figura 261 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018/2019 (LACTEC) nos ambientes denominados de controle e afetado nos três compartimentos da bacia do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE e WARWICK, 2001).	470
Figura 262 – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce e na Linha de Base. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.	472

- Figura 263** – Componentes (presas) da dieta de invertívoros bentônicos, com detalhe de partículas mineiras associadas ao sedimento com rejeito de mineração encontrados nos tratos digestórios em 2018/2019 na bacia do rio Doce. 472
- Figura 264** – Espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados com maior frequência e biomassa nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce. 474
- Figura 265** – Proporção entre as categorias de espécies de peixes endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce, Linha de Base e programas de monitoramento das UHE Baguari e Aimorés. 474
- Figura 266** – Haplótipos encontrados para *Pimelodus maculatus* da bacia do rio Doce, com destaque aos sítios polimórficos. Cada letra representa um nucleotídeo. 476
- Figura 267** – Rede de haplótipos do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD 17) e 3 (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce. O tamanho dos círculos é proporcional à frequência dos haplótipos. Círculos em branco representam haplótipos não amostrados. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle. 477
- Figura 268** – Diversidade nucleotídica e desvio padrão do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B de populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD17) e 3 (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle. 477
- Figura 269** – Árvore para identificação genética de *Astyanax bimaculatus* coletados nos Compartimentos 1 e 2 da bacia do rio Doce. O tamanho dos ramos é proporcional ao número de substituições por sítio. São apresentados os valores de suporte de bootstrap maiores do que 70%. Dicotomias com suporte de bootstrap menores do que 50% são apresentados em politomias. 479
- Figura 270** – Diversidade nucleotídica e desvio padrão do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. RD16, RD27 e S4 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle. 480
- Figura 271** – Rede de haplótipos do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Astyanax bimaculatus* dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. O tamanho dos círculos é proporcional à frequência dos haplótipos. Cada linha representa uma mutação, agrupada em números quando o número de mutações são valores altos. Círculos em branco representam haplótipos não amostrados. 481
- Figura 272** – Diversidade nucleotídica e desvio padrão do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A1, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. RD16 compreende uma estação dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle. 482
- Figura 273** – Número de indivíduos por classe de idade (anos) das espécies *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* amostrados nas estações controle. Em azul, juvenis, e em laranja, adultos. 485
- Figura 274** – Dinâmica populacional simulada de *Hypostomus affinis* para as condições pré (azul) e pós-desastre, sem recuperação (linhas vermelhas) e com recuperação natural (linhas rosas, sobrepostas às linhas vermelhas), sob capacidade de suporte na primeira idade adulta K = 10000. As linhas claras representam o intervalo de confiança de 90%, enquanto as linhas escuras representam as médias. 486

- Figura 275** – Dinâmica populacional simulada de *Pygocentrus nattereri* para as condições pré (azul) e pós-desastre, sem recuperação (linhas vermelhas) e com recuperação (linhas rosas, sobrepostas às linhas vermelhas), sob capacidade de suporte na primeira idade adulta $K = 10000$. As linhas claras representam o intervalo de confiança de 90%, enquanto as linhas escuras representam as médias.....486
- Figura 276** – Densidade populacional relativa de *Hypostomus affinis* para diferentes taxas de recrutamento e sobrevivência em dois tempos distintos: 10 e 30 anos após o desastre. A escala de cores varia da extinção (vermelho) a densidade populacional igual ou superior a situação controle (azul escuro). Os pontos branco e preto sinalizam o conjunto de parâmetros calculados no cenário pré e pós-desastre sem recuperação.....487
- Figura 277** – Densidade populacional relativa de *Pygocentrus nattereri* para diferentes taxas de recrutamento e sobrevivência em dois tempos distintos: 10 e 30 anos após o desastre. A escala de cores varia da extinção (vermelho) a densidade populacional igual ou superior a situação controle (azul escuro). Os pontos branco e preto sinalizam o conjunto de parâmetros calculados no cenário pré e pós-desastre sem recuperação.....487
- Figura 278** – Dinâmica populacional em cenários de recuperação da APDL (linhas vermelhas) e na presença 10% (acima) e 20% (abaixo) de pressão de pesca (linhas laranjas). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% da densidade populacional do cenário pré-desastre. As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.....488
- Figura 279** – Dinâmica populacional em cenários de recuperação da APDL (linhas vermelhas) e na presença 10% (acima) e 20% (abaixo) de pressão de pesca (linhas laranjas). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% da densidade populacional do cenário pré-desastre. As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.....489
- Figura 280** – Dinâmica populacional simulada em cenários de recuperação da APDL e com peixamento (linha verde). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% (cenário com recuperação e sem peixamento, em vermelho) ou 95% (cenário com recuperação e peixamento, em verde) da densidade populacional do cenário pré-desastre (em azul). As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.....490
- Figura 281** – Dinâmica populacional simulada em cenários de recuperação da APDL e com peixamento (linha verde). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% (cenário com recuperação e sem peixamento, em vermelho) ou 95% (cenário com recuperação e peixamento, em verde) da densidade populacional do cenário pré-desastre (em azul). As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.....491
- Figura 282** – Imagens representativas de cortes histológicos de brânquia de diferentes espécies de peixes que apresentaram alterações na estrutura das brânquias. A: Brânquia de *Geophagus brasiliensis* (acará) com descolamento do epitélio lamelar (seta vermelha) e hiperplasia (seta preta); B: Brânquia de *G. brasiliensis* com indicação de alteração morfológica na disposição das lamelas (seta vermelha) e hiperplasia (seta preta); C: Brânquia de *Hoplosternum littorale* (tamoatá) com adesão de material (seta vermelha); D: Brânquia de *H. littorale* com aneurisma (seta = aneurisma); E: Brânquia de *Hoplias intermedius* (traíra) com indicação de região de hiperplasia lamelar e edema (chave) e de fusão lamelar (seta vermelha); F: Brânquia de *Hypostomus affinis* (cascudo areia) com indicação de hiperplasia e fusão lamelar (seta preta); G: Brânquia de *H. affinis* com encapsulamento de parasitas (seta preta); H: Brânquia de *H. affinis* com indicação de aneurisma (seta preta).493

Figura 283 – Imagens representativas de cortes histológicos de estruturas reprodutivas (gônadas) saudáveis, de diferentes espécies de peixes. A: Ovários maduros de <i>Astyanax fasciatus</i> com a presença de folículos maduros (estrela azul); B e C: Ovários desovados de <i>Astyanax bimaculatus</i> e <i>Hoplosternum littorale</i> com indicação de folículos pós-ovulatórios (seta vermelha); D Testículos maduros de <i>Geophagus brasiliensis</i> com a presença de grande quantidade de espermatozoides (spz); E: Ovários maduros de <i>G. brasiliensis</i> com a presença de folículos maduros (estrela azul); F: Testículos maduros de <i>Pimelodus maculatus</i> com a presença de grande quantidade de espermatozoides (spz); G: Testículo maduro de <i>P. nattereri</i> ; H: Testículo esvaziado de <i>P. maculatus</i> com indicação de espaços que foram deixados pelos espermatozoides eliminados (setas pretas).	495
Figura 284 – Localização das usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce.....	502
Figura 285 – Valor de turbidez nos reservatórios hidrelétricos	506
Figura 286 – Box plot com os dados de turbidez nos reservatórios hidrelétricos	508
Figura 287 – Concentração de sólidos suspensos totais nos reservatórios hidrelétricos	508
Figura 288 - Box plot com os dados de sólidos suspensos totais nos reservatórios hidrelétricos	510
Figura 289 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nos reservatórios hidrelétricos	510
Figura 290 - Box plot com os dados de sólidos dissolvidos totais nos reservatórios hidrelétricos.....	511
Figura 291 – Concentração de oxigênio dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.	512
Figura 292 – Box plot com os dados de oxigênio dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.	513
Figura 293 – Concentração de cobre dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.....	515
Figura 294 – Box plot com os dados de cobre dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.....	515
Figura 295 – Concentrações de ferro dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.	516
Figura 296 – Box plot com os dados de ferro dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.....	517
Figura 297 – Concentração de manganês total nos reservatórios hidrelétricos.....	518
Figura 298 – Box plot com os dados de manganês total nos reservatórios hidrelétricos.....	519
Figura 299 – Concentração de zinco total nos reservatórios hidrelétricos.....	520
Figura 300 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.....	527
Figura 301 – Densidade das cianobactérias (cél./mL) no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.	528
Figura 302 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.	529
Figura 303 – Diversidade e equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.....	530
Figura 304 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.....	531
Figura 305 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.	534

Figura 306 – Densidade das cianobactérias (cél./mL) no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.....	534
Figura 307 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.....	535
Figura 308 – Diversidade e equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.	536
Figura 309 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório UHE Baguari, antes e após o desastre.	537
Figura 310 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.	540
Figura 311 – Densidade das cianobactérias (cél./mL) no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.....	541
Figura 312 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.....	542
Figura 313 – Diversidade e Equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.	543
Figura 314 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.	544
Figura 315 – Riqueza de espécies no reservatório da UHE Mascarenhas, antes e após o desastre....	546
Figura 316 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas, antes e após o desastre.....	547
Figura 317 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Mascarenhas, antes e após o desastre.	547
Figura 318 – Diversidade e equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas....	548
Figura 319 – Representatividade das classes de algas no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.....	549
Figura 320 – Riqueza de espécies zooplanctônica registradas nas usinas hidrelétricas no verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.	551
Figura 321 – Riqueza de espécies zooplanctônicas registrada próximo a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25) antes e após o desastre (a linha indica a época do desastre).....	552
Figura 322 – <i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm e Thomsen, 1936.	553
Figura 323 – Abundância de espécies (ind m ⁻³) registrada próximo a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25), antes e após o desastre (a linha indica a época do desastre).....	554
Figura 324 – Abundância máxima zooplanctônica (x10 ² ind m ⁻³) registrada nas UHEs Risoleta Neves (RN), Baguari (BA) e Aimorés (AM) antes (MICRA, 2011; 2013; VISÃO AMBIENTAL, 2013; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017) e após (presente estudo) ao desastre, bem como na UHE Mascarenhas (MA) nesse último período. A linha vertical separa os períodos antes e após o desastre (* = 1,60 x10 ² ind m ⁻³).	555
Figura 325 – <i>Moina minuta</i> Hansen (1889).	556

Figura 326 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés antes (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017) e após (presente estudo) ao desastre (* = 0,003 bits/ind no presente estudo).	557
Figura 327 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas UHEs Risoleta Neves (CAN 05) Baguari (P02) e Aimorés (AIM25) antes e após o desastre (a linha indica a época do desastre).....	558
Figura 328 – Equitabilidade da comunidade registrada na região da barragem das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés após o desastre.	559
Figura 329 – Esquema representando duas seções batimétricas realizados em dois momentos diferentes. As diferenças positivas entre o levantamento mais atual (Perfil Depois) e o levantamento mais antigo (Perfil Antes) indicam o volume depositado e as diferenças negativas volume erodido.	561
Figura 330 – Porcentagem do volume assoreado em relação ao volume total do reservatório.	562
Figura 331 – Granulometrias nos sedimentos das UHEs.	565
Figura 332 – Concentrações de EPTs em sedimentos das UHEs.	566
Figura 333 – Análises realizadas com os indicadores: total de indivíduos (abundância), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 a 03/2018 em reservatórios hidrelétricos no Compartimento 1 A esquerda: a linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS). A direita Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher).	567
Figura 334 – Densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 01/2018 em reservatório hidrelétrico no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).	568
Figura 335 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 01/2018 em reservatório hidrelétrico no Compartimento 2A.	569
Figura 336 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.	570
Figura 337 – Frequência absoluta de táxons endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) levantados pelos programas de monitoramento para as UHEs de Risoleta Neves (Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas.	575
Figura 338 – Localização das lagoas de água doce estudadas, na bacia do rio Doce.	576
Figura 339 – Concentração de alumínio dissolvido nas lagoas.	580
Figura 340 – Concentração de chumbo total nas lagoas.	580
Figura 341 – Concentração de cobre dissolvido nas lagoas.	581
Figura 342 – Concentração de ferro dissolvido nas lagoas.	582
Figura 343 – Concentração de manganês total nas lagoas.	583
Figura 344 – Concentração de níquel total nas lagoas.	583
Figura 345 – Concentração de oxigênio dissolvido nas lagoas.	584

Figura 346 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nas lagoas.	585
Figura 347 – Turbidez nas lagoas.....	586
Figura 348 – Concentração de zinco total nas lagoas.	586
Figura 349 – Concentração de arsênio total nas lagoas.....	587
Figura 350 – Concentração de bário total nas lagoas.	588
Figura 351 – Concentração de cádmio total nas lagoas.....	588
Figura 352 – Concentração de cromo total nas lagoas.	589
Figura 353 – Concentração de mercúrio total nas lagoas.	589
Figura 354 – Concentração de sólidos suspensos totais nas lagoas.....	590
Figura 355 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	597
Figura 356 – Riqueza de espécies nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA e Lactec.	600
Figura 357 – Diversidade de espécies nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	601
Figura 358 – Densidade do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA e Lactec.....	602
Figura 359 – Densidade celular das cianobactérias encontradas nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA e Lactec.	603
Figura 360 – Representatividade das classes do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	604
Figura 361 – Riqueza de espécies registradas nas lagoas, no inverno.	607
Figura 362 – Abundância numérica dos organismos ($\times 10^2$ ind/ m^3) registrada nas lagoas, no inverno.	609
Figura 363 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas lagoas, no inverno.	610
Figura 364 – Equitabilidade da comunidade registrada nas lagoas, no inverno.	611
Figura 365 – Riqueza de espécies registradas nas lagoas, no verão.	612
Figura 366 – Abundância dos organismos ($\times 10^2$ ind/ m^3) registrada nas lagoas, no verão.	614
Figura 367 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas lagoas, no verão.	614
Figura 368 – Equitabilidade da comunidade nas lagoas, no verão.....	615
Figura 369 – Distribuição das frações granulométricas das lagoas nas campanhas 1 e 2.....	617
Figura 370 – Gráfico das concentrações de alumínio das lagoas analisadas.....	618
Figura 371 – Gráfico das concentrações de arsênio das lagoas analisadas.....	618
Figura 372 – Gráfico das concentrações de bário das lagoas analisadas.	619
Figura 373 – Gráfico das concentrações de cádmio das lagoas analisadas.....	619
Figura 374 – Gráfico das concentrações de chumbo das lagoas analisadas.....	620

Figura 375 – Gráfico das concentrações de cobalto das lagoas analisadas.....	620
Figura 376 – Gráfico das concentrações de cobre das lagoas analisadas.	621
Figura 377 – Gráfico das concentrações de cromo das lagoas analisadas.	621
Figura 378 – Gráfico da concentração de ferro das lagoas analisadas.....	622
Figura 379 – Gráfico das concentrações de manganês das lagoas analisadas.	622
Figura 380 – Gráfico das concentrações de níquel das lagoas analisadas.	623
Figura 381 – Gráfico das concentrações de zinco das lagoas analisadas.	623
Figura 382 – Riqueza de táxons, diversidade (de Shannon) e densidade de macroinvertebrados bentônicos em ambiente lacustre. SL: região sublitoral e P: região profunda. L1: Lagoa do Limão; L2: Lagoa Nova; L3: Lagoa Juparanã; L4: Lagoa Areão (Pandolfi) e L5: Lagoa Areal.	625
Figura 383 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em ambiente lacustre na campanha realizada pelo Lactec em período seco (entre junho e julho de 2018). L1: Lagoa do Limão; L2: Lagoa Nova; L3: Lagoa Juparanã; L4: Lagoa Areão (Pandolfi) e L5: Lagoa Areal.	626
Figura 384 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em ambiente lacustre na campanha realizada pelo Lactec em período chuvoso (em janeiro de 2019). L1: Lagoa do Limão; L2: Lagoa Nova; L3: Lagoa Juparanã; L4: Lagoa Areão (Pandolfi) e L5: Lagoa Areal.....	626
Figura 385 – Frequência relativa (%) das espécies de peixes de água doce nativas (de ampla distribuição e endêmicas) e introduzidas (exóticas) levantadas para os ambientes lacustres da bacia do rio Doce.	628
Figura 386 – Disposição dos pontos de água subterrânea e água superficial na BHRD e proximidades, amostrados para este Diagnóstico. Observar que os pontos de água superficial correspondentes a tributários do Rio Doce estão apresentados com a letra “T”.....	637
Figura 387 – Perfil das unidades geológicas ao longo do curso do rio Doce e tributários atingidos pelos rejeitos da barragem de Fundão, bem como da distribuição dos poços amostrados conforme os compartimentos considerados para a bacia.	639
Figura 388 – Elementos analisados e identificados na água subterrânea da BHRD em pontos amostrais do Lactec entre 2017 e 2018, por ICP-OES pelo laboratório Controle Analítico e por análises aniônicas.....	640
Figura 389 – Elementos analisados e identificados na água subterrânea da BHRD em pontos amostrais do Lactec amostrados em 2017 e 2018, analisadas por ICP-MS pelo laboratório Bureau Veritas no Canadá e por análises aniônicas.	641
Figura 390 – Composição da água subterrânea nas estações amostrais do Lactec na BHRD, em termos dos macro-constituintes iônicos.	642
Figura 391 – Composição da água superficial na BHRD, em termos de macro-constituintes iônicos, conforme medições realizadas pelo IGAM e pelo Lactec entre 2017 e 2018.....	643
Figura 392 – Representação em diagrama tripolar (Na+K; Ca; Mg) da composição de águas subterrâneas e rochas presentes na BHRD e médias da crosta terrestre. Fonte: Rochas da BHRD – Vieira (1997); Evangelista (1992); Nalini Jr.; Machado e Bilal (2005).	644
Figura 393 – Representação da distribuição da água subterrânea dos pontos amostrais do Lactec na BHRD conforme os domínios de estabilidade de espécies minerais no sistema Si – Al – Na a 25 °C em equilíbrio termodinâmico em ambiente aquoso.....	645

Figura 394 – Teores de Fe e Mn em rochas da BHRD. Fontes: Vieira (1997); Evangelista (1992); Nalini Jr., Machado e Bilal (2005).....	646
Figura 395 – Teores de Fe e Mn em rochas da BHRD, normalizados pela composição média global dos granitos apresentada por TAYLOR (1964). Fontes: Vieira (1997); Evangelista (1992); Nalini Jr. (2005).	646
Figura 396 – Valores medidos de condutividade elétrica obtidos pelo Lactec nos pontos amostrais da água subterrânea da BHRD.	648
Figura 397 – Concentração de ferro dissolvido nas estações de controle do Lactec locadas no mapa de densidade de fraturas elaborado para a BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.....	650
Figura 398 – Concentração de manganês em solução nas estações de controle do Lactec, locadas em mapa de densidade de fraturas da BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.	651
Figura 399 – Concentração de ferro total em poços registrados no SIAGAS, até 02/2018 locadas em mapa de densidade de fraturas da BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.	652
Figura 400 – Concentração de manganês em solução em poços registrados no SIAGAS até 02/2018, locados em mapa de densidade de fraturas da BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado....	653
Figura 401 – Concentração de arsênio, cádmio e chumbo nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.	654
Figura 402 – Concentração de fósforo e de enxofre nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.....	655
Figura 403 – Concentração de cromo, níquel e vanádio nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.	656
Figura 404 – Concentração de cobalto nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.	657
Figura 405 – Concentração de ETRs nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.	658
Figura 406 – Concentração de urânio e ítrio nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.	659
Figura 407 – Concentração de lítio e rubídio nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.	659
Figura 408 – Situação da estação de controle amostral “A”, poço na Mina Alegria Sul da Samarco em Mariana-MG.....	662
Figura 409 – Situação da estação de controle amostral “B”, poço na Mina Alegria Norte da Vale em Ouro Preto -MG.	663
Figura 410 – Situação da estação amostral “C”, poço na Fazenda Paracatu em Mariana – MG.	664
Figura 411 – Perfil esquemático da situação do poço tubular implantado na Fazenda Paracatu, em Mariana.	666
Figura 412 – Diagrama tripolar de cátions majoritários representando a composição da água do poço de controle “C” na Fazenda Paracatu em Mariana e de um ponto de referência no rio Gualaxo do Norte.	667

Figura 413 – Situação das estações amostrais “D” e “E”, Nova Soberbo, município de Santa Cruz do Escalvado-MG. Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community.	668
Figura 414 – Situação da estação amostral “F”, na Localidade de Gongo, município de Santa Cruz do Escalvado-MG.	669
Figura 415 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “E”, implantado em Nova Soberbo, Santa Cruz do Escalvado.	669
Figura 416 – a) Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e condutividade iônica, representando a composição da água das estações de controle amostral “D”, “E”, “F” em Santa Cruz do Escalvado e do ponto de referência R1 no rio Doce. b) Representação de simulações de misturas entre a água do aquífero e água do rio Doce.	671
Figura 417 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Santa Cruz do Escalvado. Concentrações anotadas pelo Lactec em estação próxima (R1) e pelo IGAM (RD072).	673
Figura 418 – Situação das estações amostrais “G” e “H”, em Ponte Alta, Dionísio-MG.	674
Figura 419 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e condutividade iônica, representando a composição da água das estações de amostrais “G”, “H”, “LB” em Dionísio e das estações de referência R3 e R4 no rio Doce. Está expresso o PRIC.	676
Figura 420 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais e água subterrânea em Dionísio. Concentrações anotadas pelo Lactec em estação próxima (R4) e pelo IGAM (RD035).	677
Figura 421 – Situação das estações de controle amostral “I”, “J”, “K”, “L” e “M”, em Ipaba-MG.	678
Figura 422 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “J”, implantada em Ipaba.	680
Figura 423 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “K”, implantada em Ipaba.	680
Figura 424 – a) Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários, condutividade iônica e ferro dissolvido, representando a composição da água das estações amostrais “I”, “J”, “K”, “L” e “M” em Ipaba e do ponto amostral R5 no rio Doce.	682
Figura 425 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea em Ipaba. Concentrações anotadas pelo Lactec em estação próxima (R5) e pelo IGAM (RD035).	684
Figura 426 – Situação da estação amostral “N” em Periquito-MG.	685
Figura 427 – Situação das estações de controle amostrais em Periquito.	685
Figura 428 – Representação ilustrativa de uma secção entre o rio Doce e o poço do ponto “N” em Periquito.	686
Figura 429 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “O”, implantado em Pedra Corrida, município de Periquito – MG.	686
Figura 430 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários, condutividade iônica, representando a composição da água das estações de amostrais “N” na sede municipal de Periquito, “O” e “P” no distrito de Pedra Corrida e dos pontos de amostrais “R7” e “R6” no rio Doce.	687

Figura 431 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea no município de Periquito. Concentrações anotadas pelo Lactec nas estações amostrais próximas (R6 e R7) e pelo IGAM (RD083).	688
Figura 432 – Situação da estação amostral “Q”, no núcleo urbano de Tumiritinga - MG.	689
Figura 433 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “Q”, em Tumiritinga – MG.	690
Figura 434 – Situação da estação amostral “R”, na localidade de São Tomé do Rio Doce.	690
Figura 435 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “R”, em São Tomé do Rio Doce, município de Tumiritinga – MG.	691
Figura 436 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários, condutividade iônica, concentração de ferro e manganês, representando a composição da água das estações amostrais “Q” e “R” em Tumiritinga, “S” em Resplendor, “T” em Itueta e “R11” e “R12” no rio Doce.	693
Figura 437 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais água subterrânea no município de Tumiritinga. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação amostral (R11) e pelo IGAM (RD053).	694
Figura 438 – Situação da estação amostral “S”, no núcleo urbano de Resplendor - MG.	695
Figura 439 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “S”, em Resplendor – MG.	695
Figura 440 – Situação da estação amostral “T”, em Itueta-MG.	696
Figura 441 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação de amostral “T”, na região de Itueta- MG.	696
Figura 442 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea nos municípios de Resplendor e Itueta. Concentrações anotadas pelo Lactec nas estações de amostrais (R11) e (R12) e pelo IGAM.	697
Figura 443 – Situação da estação amostral “U” para água subterrânea em Colatina – ES.	699
Figura 444 – Situação das estações amostrais “V”, “W” e “X” em Colatina – ES.	699
Figura 445 – Ilustração de secção vertical desde a estação amostral “V” e a estação “W”, quanto aos fluxos de água subterrânea.	700
Figura 446 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e da condutividade iônica, representando a composição da água das estações amostrais da água subterrânea no município de Colatina.	701
Figura 447 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea no município de Colatina. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação amostral (R15).	701
Figura 448 – Situação da estação amostral “Y” na localidade de Areal, município de Linhares – ES.	702
Figura 449 – Perfil esquemático representando secção vertical entre a estação amostral “Y” em Areal, município de Linhares – ES.	702
Figura 450 – Situação da estação amostral “Z”, na localidade de Povoação, em Linhares – ES.	703
Figura 451 – Situação da estação amostral “AA”, na CRQ Degredo, em Linhares – ES.	703

Figura 452 – Situação da estação amostral “AC”, na CRQ Degredo, em Linhares – ES.	704
Figura 453 – Perfil esquemático representando secção vertical entre o rio Doce e a estação amostral “Z” em Povoação, município de Linhares - ES.....	704
Figura 454 – Perfil esquemático representando secção vertical entre a estação amostral “AC” na CRQ Degredo, município de Linhares – ES.	705
Figura 455 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e da condutividade iônica, representando a composição da água das estações amostrais da água subterrânea no município de Linhares.	707
Figura 456 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea no município de Linhares.....	708
Figura 457 – Áreas amostrais de quelônios aquáticos continentais.	713
Figura 458 – Instalação de redes de espera na área amostral RD 7, no rio Doce, município de Conselheiro Pena/MG.	714
Figura 459 – Área amostral TC 1, rio Pancas, margem esquerda do rio Doce, Município de Colatina/ES, com rede de espera instalada.	714
Figura 460 – Rede de espera instalada próximo à confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, área amostral TA 2, em Barra Longa/MG.	715
Figura 461 – Armadilha do tipo covo instalada na área amostra RD 3, no rio Doce, a jusante da UHE de Aimorés, localizada no município homônimo, em Minas Gerais.	715
Figura 462 – Armadilha do tipo covo instalada na no rio Doce (ponto RD 13) no município homônimo, em Minas Gerais.	715
Figura 463 – Busca ativa por exemplares de quelônios dulcícolas no rio Doce por meio de observação durante deslocamento de barco na área amostral RD 12, em Rio Casca/MG.	716
Figura 464 – Observação do rio Doce durante o caminhamento na área amostral de ambiente fluvial RD 4, em Resplendor/MG.....	716
Figura 465 – Buscas noturnas em pequenos riachos, município de Rio Doce, com vistas à procura de espécies de quelônios de hábitos noturnos, como espécies do gênero Hydromedusa.....	716
Figura 466 – Busca ativa noturna em ambiente lacustre na região da REBIO de Comboios, Linhares/ES, em busca de espécimes de quelônios continentais.	717
Figura 467 – Tomada de medida de largura de casco em espécime de cágado-de-barbicha (Phrynops geoffroanus) capturado na área amostral RD4, município de Resplendor/MG.	718
Figura 468 – Tomada de medida de largura de plastrão de cágado-de-barbicha (Phrynops geoffroanus) capturada em covo na área amostral RD4.....	718
Figura 469 – Espécime juvenil de cágado-de-barbicha (Phrynops geoffroanus) capturado em armadilha do tipo covo na área controle TC2, em Aimorés/MG, durante a segunda campanha.....	720
Figura 470 – Carcaça de indivíduo adulto de cágado-de-barbicha (Phrynops geoffroanus) em código 5 de estado de decomposição, coletado na área amostral RD 6.	720

Figura 471 – Espécime de cágado-da-serra (<i>Hydromedusa maximiliani</i>) capturado em área controle (novo TC), distrito de Monsenhor Horta, próximo ao rio Gualaxo do Norte, Município de Mariana/MG.....	721
Figura 472 – Espécime de cágado-amarelo (<i>Acanthochelys radiolata</i>) capturado nas imediações da REBIO de Comboios/ES, durante a quarta campanha.....	721
Figura 473 – Indivíduo filhote de cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>) capturado por ocasião da terceira campanha na área amostral RD 12, uma área antropizada por areal, na qual encontra uma população estabelecida dessa espécie.	722
Figura 474 – Rio Gualaxo do Norte, em Monsenhor Horta/MG. Note-se a mata ciliar extensamente suprimida pela passagem da lama.	724
Figura 475 – Resumo simplificado dos componentes físico e biótico presentes no ambiente aquático continental.	726

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação dos danos às áreas de drenagem das sub-bacias afluentes.	69
Tabela 2 – Estações fluviométricas utilizadas na análise regional da geometria hidráulica.....	71
Tabela 3 – Classificação dos danos à configuração da rede de drenagem.....	72
Tabela 4 – Base de dados utilizada no mapeamento das cavas.	73
Tabela 5 – Expoentes para elementos geométricos na bacia do rio Doce.	80
Tabela 6 – Expoentes dos elementos geométricos para a estação 56337000.....	80
Tabela 7 – Expoentes dos elementos geométricos para diferentes condições de vazão entre as estações 56337000 e 56425000.	82
Tabela 8 – Quantitativos das cavas atingidas pela lama de rejeito.	87
Tabela 9 – Descrição das estações de amostragem de qualidade de água.....	96
Tabela 10 – Indicadores dos danos à qualidade da água.	101
Tabela 11 – Categorias de classificação dos dados de qualidade da água.	101
Tabela 12 – Limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2.....	102
Tabela 13 – Critério para definição da gravidade dos danos à qualidade da água.	106
Tabela 14 – Interpretação da tendência de evolução dos danos à qualidade da água.....	107
Tabela 15 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de sólidos na água.	127
Tabela 16 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs na água.	193
Tabela 17 – Localidades que tiveram seus sistemas de abastecimento de água afetados em decorrência do rompimento da barragem de Fundão.....	194
Tabela 18 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas ao longo do rio Doce e tributários.	204
Tabela 19 – Lista de relatórios avaliados para o ambiente fluvial.....	206
Tabela 20 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo LACTEC no rio Doce e seus afluentes.	208
Tabela 21 – Descrição das estações de amostrais dos ambientes fluviais, cujos dados foram disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica e utilizados no estudo.	209
Tabela 22 – Indicadores dos danos à comunidade fitoplanctônica nos ambientes fluviais.....	216
Tabela 23 – Interpretação das categorias de dano para a comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais.	217
Tabela 24 – Interpretação das categorias de dano para a comunidade zooplanctônica.	218
Tabela 25 – Tendência do dano nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1.....	224
Tabela 26 – Tendência do dano nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A.....	230
Tabela 27 – Tendência do dano nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B.	236

Tabela 28 – Riqueza de espécies máxima registrada antes e após o desastre nos rios Piranga, do Carmos e Doce, segundo dados do monitoramento da UHE Risoleta Neves, e a porcentagem de redução.	240
Tabela 29 – Riqueza de espécies máxima registrada antes e após o desastre no rio Doce, segundo dados do monitoramento da UHE Baguari, e a porcentagem de redução.....	241
Tabela 30 – Riqueza de espécies máxima registrada no monitoramento da UHE Aimorés, nas estações amostrais do rio Doce antes e após o desastre, e a porcentagem de redução.....	243
Tabela 31 – Riqueza de espécies zooplanctônica nas estações da APDL (riqueza média considerando as réplicas nos tributários e as estações e réplicas no rio Doce) registrada no inverno e verão, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos Lactec.	244
Tabela 32 – Abundância máxima zooplanctônica (ind m ⁻³) registrada no monitoramento da UHE Risoleta Neves, nos rios Piranga, do Carmos e Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução.....	246
Tabela 33 – Abundância zooplanctônica máxima (ind m ⁻³) registrada no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre no rio Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução.....	247
Tabela 34 – Abundância zooplanctônica máxima (ind m ⁻³) registrada no monitoramento da UHE Aimorés, antes e após o desastre no rio Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução.....	248
Tabela 35 – Abundância do zooplâncton (ind m ⁻³) nas estações da APDL (classificação de acordo com a média), registrada no inverno e verão.	250
Tabela 36 – Frequência de ocorrência (Fo), abundância relativa (AbR) das espécies nos tributários, registradas no inverno (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.	254
Tabela 37 – Frequência de ocorrência (Fo), abundância relativa (AbR) das espécies zooplanctônicas nos tributários, registradas no verão (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento do Lactec.	255
Tabela 38 – Frequência de ocorrência (Fo), abundância relativa (AbR) das espécies zooplanctônicas no rio Doce, registradas no inverno (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento do Lactec.	256
Tabela 39 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplanctônicas no rio Doce, registradas no verão (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento do Lactec.	257
Tabela 40 – Diversidade de espécies zooplanctônicas máxima (índice de Shannon-Wiener) (bits/ind) nas estações da APDL, registrada no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec. Classificação da diversidade de espécies de acordo com SHANNON; WIENER (1949).	261
Tabela 41 – Equitabilidade máxima da comunidade zooplanctônica (índice de Pielou) nas estações da APDL, registrada no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.	263
Tabela 42 – Escala de classificação dos danos à flora aquático.	269
Tabela 43 – Resumo do quantitativo de espécies encontradas por grupo/ ambiente da flora aquática.....	277
Tabela 44 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de vegetação de várzea amostradas na bacia do rio Doce.....	278

Tabela 45 – Espécies da vegetação de várzea, protegidas por lei (CITES, 2017), amostradas na bacia do rio Doce.	281
Tabela 46 – Espécies de vegetação de várzeas classificadas como exóticas e/ou invasoras amostradas na bacia do rio Doce.	281
Tabela 47 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de vegetação de várzeas amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.	282
Tabela 48 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies características reófitas amostradas na bacia do rio Doce.	283
Tabela 49 – Espécies reófitas características classificadas como exóticas e/ou invasoras amostradas na bacia do rio Doce.	285
Tabela 50 – Parâmetros gerais da estrutura das espécies características reófitas amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.	286
Tabela 51 – Parâmetros botânicos da amostragem florística de espécies macrófitas características amostradas na bacia do rio Doce.	287
Tabela 52 – Espécies de macrófitas protegidas por lei (CITES, 2017) amostradas na bacia do rio Doce.	290
Tabela 53 – Espécies macrófitas características classificadas como exóticas e/ou invasoras amostradas na bacia do rio Doce.	290
Tabela 54 – Parâmetros botânicos da amostragem florística de espécies macrófitas características amostradas na bacia do rio Doce.	291
Tabela 55 – Composição da vegetação de macrófitas da UHE Risoleta Neves.	293
Tabela 56 – Resumo dos usos e potencialidades das espécies de flora aquática encontradas.	294
Tabela 57 – Potencialidade de uso das espécies de vegetação de várzea amostradas na bacia do rio Doce.	294
Tabela 58 – Usos potenciais das espécies reófitas características amostradas na bacia do rio Doce.	297
Tabela 59 – Usos potenciais das espécies macrófitas aquáticas características amostradas na bacia do rio Doce.	298
Tabela 60 – Definição dos agrupamentos de pontos de coletas de sedimento para determinação do volume intracalha.	301
Tabela 61 – Estações de monitoramento sedimentométrico na bacia do rio Doce operadas por ANA e CPRM.	303
Tabela 62 – Categorias de dano associadas ao assoreamento em rios - Compartimento 1.	303
Tabela 63 – Categorias de dano associadas ao assoreamento em rios - Compartimento 2 e Compartimento 3.	304
Tabela 64 – Estações de monitoramento sedimentométrico na bacia do rio Doce operadas por ANA e CPRM.	305
Tabela 65 – Estações de monitoramento de qualidade de água na bacia do rio Doce operadas pelo IGAM e pelo IEMA.	306
Tabela 66 – Resultados da calibração do modelo MGB-SED para os postos sedimentométricos da bacia do rio Doce: concentração de sedimentos em suspensão média de longo período	

(CSSmed) simulada; coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (ENS) e BIAS, calculadas entre as concentrações de sedimentos em suspensão observadas e simuladas.	308
Tabela 67 – Categorias de danos associados ao transporte de sedimentos.	310
Tabela 68 – Estimativa da espessura média do rejeito e do volume de rejeito depositado na calha do rio (Compartimento 1).	311
Tabela 69 – Resultados do teste estatístico F de Snedecor ao nível de significância de 1% para as estações de CSS. Os termos ‘antes’ e ‘depois’ se referem, respectivamente, aos períodos que precedem e sucedem o desastre de Mariana.	320
Tabela 70 – Resultados do teste estatístico e F de Snedecor ao nível de significância de 1% para as estações de turbidez. Os termos ‘antes’ e ‘depois’ se referem, respectivamente, aos períodos que precedem e sucedem o desastre de Mariana.	321
Tabela 71 – Resumo do cálculo de vazão afluente e aporte de sedimentos às estações hidrossedimentométricas do rio Doce, calculados pelo método de Colby (1957) utilizando dados medidos de vazão e concentração de sedimentos em suspensão para o cálculo da descarga total.....	326
Tabela 72 – Resumo do cálculo de vazão afluente e aporte de sedimentos às estações hidrossedimentométricas do rio Doce, pela aplicação das curvas-chave de sedimentos aos dados de de vazões das séries históricas de vazões, disponibilizadas no Serviço Nacional de Informações Hidrológicas.....	330
Tabela 73 – Anomalias médias anuais das vazões e descargas sólidas da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos). Maiores valores em verde, menores valores em amarelo.....	334
Tabela 74 – Anomalias das vazões e descargas sólidas mensais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos). Maiores valores em verde, menores valores em amarelo.	335
Tabela 75 – Anomalias médias anuais das vazões e descargas sólidas da estação 56994500 (Colatina).	338
Tabela 76 – Anomalias médias mensais das vazões e descargas sólidas da estação 56994500 (Colatina).	339
Tabela 77 – Comparativo entre pré e pós-desastre de CSS e QSS para as estações 56539000 e 56994500.	344
Tabela 78 – Resumo da origem dos dados utilizados para a análise de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos e a sazonalidade do período de coleta. S – Sedimentos, MB – Macroinvertebrados bentônicos.....	349
Tabela 79 – Coordenadas das estações amostrais dos AF, BKG, PC e UHEs (S – Sedimentos, MB – Macroinvertebrados bentônicos).....	351
Tabela 80 – Coordenadas das estações amostrais das lagoas.	352
Tabela 81 – Classificação granulométrica de sedimento de acordo com o tamanho da partícula.	356
Tabela 82 – Análises realizadas em cada matriz e suas respectivas metodologias.	357
Tabela 83 – Localização das estações de amostragem em ambiente fluvial dos programas de monitoramento realizados na UHE Baguari, UHE Risoleta Neves e UHE Aimorés.	365
Tabela 84 – Indicadores dos danos à qualidade de sedimento.....	366

Tabela 85 – Exemplo real de como foi calculado o percentual de cada elemento por compartimento com alteração.	369
Tabela 86 – Descrição da classificação da gravidade do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs.	370
Tabela 87 – Valores máximos dos elementos potencialmente tóxicos - EPTs e seu respectivo limite legislado.	371
Tabela 88 – Classificação dos danos aos macroinvertebrados bentônicos.	372
Tabela 89 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da composição granulométrica.	376
Tabela 90 – Classificações das alterações por elementos em cada compartimento respectivo.	417
Tabela 91 – Síntese do dano sobre a alteração da concentração de EPTs nos sedimentos.	418
Tabela 92 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 1.	423
Tabela 93 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al. (2000) nas cinco estações de amostragem em ambiente fluvial no Compartimento 1.	424
Tabela 94 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento” nos compartimentos analisados.	425
Tabela 95 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2A.	430
Tabela 96 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000) nas quatro estações de amostragem em ambiente fluvial no Compartimento 2A.	430
Tabela 97 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2B.	435
Tabela 98 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al. (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al. (2000) nas oito estações de amostragem em ambiente fluvial no Compartimento 2B, Vermelho – Péssima, Laranja – Ruim, Amarelo – Regular, Verde – Boa e Azul - Excelente	436
Tabela 99 – Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna na bacia do rio Doce.	443
Tabela 100 - Temperaturas médias da água nas estações controle e APDL com ocorrência das espécies <i>Hypostomus affinis</i> e <i>Pygocentrus nattereri</i>	461
Tabela 101 – Lista de espécies ameaçadas e endêmicas registradas presentes no relatório “Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015 (DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016).	462
Tabela 102 – PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna registradanos diferentes compartimentos da bacia do rio Doce. Itens em negrito representam diferenças significativas. GL – Graus de liberdade, SQ – Soma dos quadrados, QM – Quadrados médios.	465

- Tabela 103** – PERMANOVA calculada a partir de comparações em pares entre os trechos amostrados da bacia do rio Doce. Itens em negrito representam diferenças significativas. PU – Permutações únicas. 465
- Tabela 104** – Resultados da análise de SIMPER para as espécies com maior contribuição percentual nas similaridades registradas nos pontos amostrais dos trechos de amostragem no rio Doce. SM – Similaridade média..... 466
- Tabela 105** – Lista das espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados na bacia hidrográfica do rio Doce em 2018/2019 (LACTEC). 475
- Tabela 106** – Número de indivíduos sequenciados de populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD 17) e III (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B, seus números de haplótipos e de sítios polimórficos diversidade nucleotídica. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle. 476
- Tabela 107** – Valores de diferenciação genética (i.e. FST, sob a diagonal), e seus respectivos p (sobre a diagonal), entre as populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD 17) e 3 (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B. Valores de p abaixo de 0,017 são considerados significativos após a correção B-Y. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle. 477
- Tabela 108** – Número de indivíduos sequenciados de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B, seus números de haplótipos, sítios polimórficos e diversidade nucleotídica. RD16, RD27 e S4 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle. 479
- Tabela 109** – Valores de diferenciação genética (i.e. FST, sob a diagonal), e seus respectivos p (sobre a diagonal), entre as populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B. Em negrito, valores significativos ($p < 0,017$ após a correção B-Y). RD16, RD27 e S4 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle. 480
- Tabela 110** – Número de indivíduos sequenciados de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A1, Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B, seus números de haplótipos, sítios polimórficos e diversidade nucleotídica. RD16 compreende uma estação dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle. 481
- Tabela 111** – Valores de diferenciação genética (i.e. FST, sob a diagonal), e seus respectivos p (sobre a diagonal), entre as populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B. 482
- Tabela 112** – Cenários de danos e recuperação das populações de peixes de *Astyanax bimaculatus* e *Pimelodus maculatus* dentro da APDL suportadas nesse estudo. 484
- Tabela 113** – Tamanho máximo corporal teórico (L_{∞}), taxa de crescimento corpóreo (k) e taxa de mortalidade, sobrevivência, idade máxima e recrutamento estimados para *Hypostomus aiffinis* e *Pygocentrus nattereri* de populações de fora (controle) e dentro da APDL desastre da Samarco. * $S_a=1-d$ 484

Tabela 114 – Ano em que a densidade populacional relativa das populações simuladas de <i>Hypostomus affinis</i> e <i>Pygocentrus nattereri</i> na APDL atingem 5% da densidade populacional pré-desastre, média e desvio padrão da densidade populacional nesse ano para cada valor de K (capacidade de suporte de indivíduos na primeira idade adulta), considerando um cenário sem recuperação.	485
Tabela 115 – Ano em que a densidade populacional relativa das populações simuladas de <i>Hypostomus affinis</i> e <i>Pygocentrus nattereri</i> na APDL atingem 5% (extinção) ou 95% (recuperação) da densidade populacional pré-desastre em diferentes cenários de recuperação.	488
Tabela 116 – Principais características morfométricas, de vazão e do tempo de residências dos reservatórios.	502
Tabela 117 – Dados dos reservatórios analisados.	504
Tabela 118 – Variáveis avaliadas.	505
Tabela 119 – Limites de quantificação de acordo com o reservatório hidrelétrico.	505
Tabela 120 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas nos reservatórios hidrelétricos presentes ao longo do rio Doce.	524
Tabela 121 – Descrição das estações de amostrais nas diferentes UHEs, cujos dados de zooplâncton foram disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica e utilizados no estudo.	525
Tabela 122 – Estações de amostragem da comunidade zooplanctônica nas Usinas Hidrelétricas.	525
Tabela 123 – Interpretação das categorias de dano para a comunidade zooplanctônica de reservatórios.	526
Tabela 124 – Tendência do dano no reservatório da UHE Risoleta Neves.	532
Tabela 125 – Tendência do dano no reservatório da UHE Baguari.	538
Tabela 126 – Tendência do dano no reservatório da UHE Aimorés.	545
Tabela 127 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplanctônicas registradas nas Usinas Hidrelétricas (classificação ver material e métodos).	550
Tabela 128 – Abundância do zooplâncton (ind m^{-3}) nas estações das Usinas Hidrelétricas, registrada no verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.	556
Tabela 129 – Abundâncias máxima e mínima zooplanctônica (ind m^{-3}) registrada antes e após o desastre nos rios Piranga, do Carmos e Doce, a montante e a jusante da UHE Risoleta Neves, e a porcentagem de redução. Dados dos monitoramentos das usinas hidrelétricas.	556
Tabela 130 - Diversidade de espécies (índice de Shannon-Wiener, H'), Equitabilidade da comunidade (índice de Pielou) e dominância de espécies nas estações das Usinas Hidrelétricas, registradas no verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec. Classificação da diversidade de espécies de acordo com SHANNON; WIENER (1949).	557
Tabela 131 – Categorias de dano associadas ao assoreamento de reservatórios.	561
Tabela 132 – Localização das estações de amostragem com coleta de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos dos programas de monitoramento realizados na UHE Baguari e UHE Risoleta Neves.	564
Tabela 133 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves.	571

Tabela 134 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari.	571
Tabela 135 – Classificação da qualidade de água em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves, segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000).	572
Tabela 136 – Classificação da qualidade de água em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari, segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000).	572
Tabela 137 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento” em reservatórios hidrelétricos.	573
Tabela 138 – Estações de monitoramento, coordenadas e período de dados avaliados.	578
Tabela 139 – Limites de quantificação.	579
Tabela 140 – Variáveis que apresentaram não conformidades de acordo com as lagoas avaliadas.	587
Tabela 141 – Estações avaliadas no monitoramento do Lactec e Renova.	592
Tabela 142 – Ocorrências das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	594
Tabela 143 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m ³) das espécies zooplânctônicas, nas lagoas, no inverno (os nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).	605
Tabela 144 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplânctônicas nas lagoas, no inverno.	608
Tabela 145 – Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) estimados nas lagoas, no inverno.	610
Tabela 146 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m ³) das espécies zooplânctônicas, nas lagoas, no verão (os nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).	611
Tabela 147 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplânctônicas nas lagoas, no verão (classificação ver material e métodos).	613
Tabela 148 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) estimados nas lagoas, no verão.	614
Tabela 149 – Táxons de macroinvertebrados encontrados em ambiente lacustre nas duas campanhas do diagnóstico realizado pelo Lactec.	624
Tabela 150 – Localização das estações de amostrais do Lactec relativas à água subterrânea na área contígua ao rio Doce, implantadas até dezembro de 2018.	637
Tabela 151 – Número de elementos identificados por ICP-MS, pelo Lactec em pontos amostrais de água subterrânea da BHRD.	647
Tabela 152 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais “A” e “B, nas minas Alegria, na estação amostral “C” na Fazenda Paracatu em Mariana (amostras 21 e 56) e no rio Gualaxo do Norte (T2).	664
Tabela 153 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas na estação amostral “C” na Fazenda Paracatu, na estação “A”, na estação “B 1 e no ponto T2 no rio Gualaxo do Norte.	665

Tabela 154 – Relações entre os cátions majoritários referente à água subterrânea nas estações amostrais “C” na fazenda Paracatu em Mariana, nos poços “A” e “B”, minas Alegria e no rio Gualaxo do Norte na secção T2.	667
Tabela 155 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo em Santa Cruz do Escalvado e na estação de controle amostral “R1” no rio Doce.	670
Tabela 156 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nos pontos “D”, “E” e “F” em Santa Cruz do Escalvado, bem como no ponto R1 no rio Doce.	670
Tabela 157 – Delimitação dos campos das amostras de Santa Cruz do Escalvado, em termos de suas relações intercatiônicas – PRIC.	672
Tabela 158 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nos poços “G” e “H” em Ponte Alta e na lagoa Baianinho em Dionísio e nos pontos R3 e R4 no rio Doce.	674
Tabela 159 – Valores dos cátions majoritários medidos nas amostras de água dos poços “G” e “H” em Ponte Alta e no ponto “LB” na lagoa Baianinho em Dionísio e também nos pontos R3 e R4 no rio Doce.	675
Tabela 160 – Delimitação dos campos das amostras de Dionísio, em termos de suas relações intercatiônicas -PRIC.	675
Tabela 161 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nos poços “I”, “J”, “K”, “L” e “M” em Ipaba. Como referência foi considerado o ponto R rio Doce.	679
Tabela 162 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras obtidas nas estações amostrais “I”, “J”, “K”, “L” e “M” em Ipaba, bem como no ponto R5 no rio Doce.	681
Tabela 163 – Delimitação dos campos das amostras de Ipaba, em termos de suas relações intercatiônicas -PRIC.	682
Tabela 164 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações de amostrais “N”, “O” e “P” em Periquito. Como referência foi considerado o ponto R5 rio Doce.	685
Tabela 165 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nas estações de controle amostral “N”, “O” e “P” em Periquito, bem como nos pontos R6 e R7 no rio Doce...687	687
Tabela 166 – Delimitação dos campos das amostras de Periquito, em termos de suas relações intercatiônicas.	688
Tabela 167 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais “Q” na sede de Tumiritinga e “R” em S. Tomé, “S” em Resplendor e “T” em Itueta. Como referência foram consideradas as estações R11 e R12, no rio Doce.	692
Tabela 168 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em “Q”, sede de Tumiritinga e “R” em S. Tomé, “S” em Resplendor e “T” em Itueta bem como nos pontos R11 e R12 no rio Doce.	692
Tabela 169 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais “U”, “V”, “W” e “X” em Colatina. Como referência foi considerada a estação R15, no rio Doce.	698
Tabela 170 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em “U”, “V”, “W” e “X” na cidade de Colatina. Como referência foi considerada a estação R15, no rio Doce.	700
Tabela 171 – Delimitação dos campos das amostras de Colatina, em termos de suas relações intercatiônicas.	700
Tabela 172 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais em Linhares. Como referência foi considerada a estação R16, no rio Doce.	706

Tabela 173 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em “Y”, localizada em Areal, “Z” em Povoação e “AA”, “AB”, “AC” em Degredo, bem como a “LA” na Lagoa Nova, todas no município de Linhares. Como referência foi considerada a estação R16, no rio Doce.	706
Tabela 174 – Delimitação dos campos das amostras de poços no município de Linhares, em termos de suas relações intercatiônicas.	707
Tabela 175 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios aquáticos em ambiente fluvial durante as campanhas de campo e suas respectivas coordenadas em Universal Transversa de Mercator. Siglas: RD=Rio Doce, TA=Tributário afetado; TC=Tributário controle.....	712
Tabela 176 – Quelônios registrados nos pontos amostrais do monitoramento durante as campanhas de campo e seus respectivos números de registro e observações.	722

LISTA DE ABREVIATURAS

Ag	- Prata
Al	- Alumínio
As	- Arsênio
Au	- Ouro
B	- Boro
Ba	- Bário
C	- Carbono
Cr	- Cromo
Cu	- Cobre
Cd	- Cádmio
Ce	- Cério
Cél.	- Célula
-CH ₃	- Radical metil
Cl ⁻	- Íon cloreto
cm	- Centímetro
Co	- Cobalto
Cr	- Cromo
Cu	- Cobre
e.g.	- Abreviação em latim que significa 'por exemplo'
etc.	- Et cetera
Fe	- Ferro
FeAsS	- Arsenopirita
FeO(OH)	- Goethita
g	- Grama
Gr	- Grave
Gvs	- Gravíssimo
ha	- Hectares
Hg	- Mercúrio
hm ³	- Hectômetros cúbicos
HNO ₃	- Ácido nítrico
Ind.	- Indivíduo
K ⁺	- Íon potássio
kg	- Quilograma
L	- Litro
La	- Lantânio
m	- Metro
M	- Molar
mA	- Miliampère
mg	- Miligrama
Min.	- Minuto
Mg ²⁺	- Íon magnésio

min	-	Minuto
mL	-	Mililitro
mm	-	Milímetro
Mn	-	Manganês
MN	-	Micronúcleo
Mo	-	Molibdênio
m/v	-	Massa por volume
µg	-	Micrograma
µl	-	Microlitro
µM	-	micrômetro
N	-	Nitrogênio
Na ⁺	-	Íon sódio
NaCl	-	Cloreto de sódio
NaOH	-	Hidróxido de sódio
Ni	-	Níquel
nM	-	Nanômetro
p.	-	Página
p.ex.	-	Por exemplo
Pb	-	Chumbo
PGr	-	Pouco grave
s	-	Segundos
S	-	Enxofre
sb	-	Antimônio
Se	-	Selênio
sn	-	Estanho
Ti	-	Titânio
U	-	Urânio
V	-	Vanádio
Zn	-	Zinco

LISTA DE SIGLAS

AAC	-	Atividade específica da enzima Anidrase Carbônica
ABNT	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	-	Anidrase Carbônica (do inglês <i>Carbonic Anhydrase</i>)
ACAS	-	Água Central do Atlântico Sul
AChE	-	Acetilcolinesterase (do inglês <i>Acetylcholinesterase</i>)
AET	-	<i>Apparent Effects Threshold</i>
AF	-	Assimetria Flutuante
AGERH	-	Agência Estadual de Recursos Hídricos
AGV	-	Amostrador de Grandes Volumes
AIQ	-	Armadilhas de Intercepção e Queda
AN	-	Anormalidades Nucleares
ANA	-	Agência Nacional de Águas
ANEs	-	Anormalidades Nucleares Eritrocitárias
ANOSIM	-	<i>Analysis of Similarities</i>
APA	-	Área de Proteção Ambiental
APDL	-	Área de Passagem e Deposição da Lama
APE	-	Áreas de Proteção Especial
APP	-	Áreas de Preservação Permanente
ARI	-	Áreas de Reconhecimento Internacional
ASR	-	Amostragem em Sítio Reprodutivo
AvTD	-	Média da Distinção Taxonômica
BA	-	Bahia
BC	-	Bray-Curtis
BHRD	-	Bacia Hidrográfica do rio Doce
BMWP	-	<i>Biological Monitoring Work Party</i>
C	-	Índice de Dominância de Simpson
CAP	-	Circunferência à Altura do Peito
CAR	-	Cadastro Ambiental Rural
CAT	-	Catalase
CBR	-	Índice de Suporte Califórnia
CC	-	Comprimento da Cauda
CEMAVE	-	Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres
CENIBRA	-	Celulose Nipo-Brasileira S.A
CES	-	Corrente Equatorial Sul
CFBio	-	Conselho Federal de Biologia
CIF	-	Comitê Interfederativo
CITES	-	Comércio Internacional de Espécies da Fauna e da Flora Selvagem Ameaçadas de Extinção
CN	-	Controle negativo
CNUC	-	Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
CO	-	Carbono Orgânico

COD	-	<i>Crystallography Open Data</i>
COM	-	Cometa
CONAMA	-	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	-	Carbono Orgânico Total
COVs	-	Compostos Orgânicos Voláteis
CP	-	Controle positivo
CPRM	-	Serviço Geológico do Brasil
CRC	-	Comprimento Rostro-Cloacal
CREA	-	Conselho Regional de Engenharia e Agronomia
CRQ	-	Comunidade Remanescente Quilombola
CSS	-	Concentração de Sedimentos em Suspensão
CTA	-	Capacidade de Troca Aniônica
CTBio	-	Câmara Técnica de Biodiversidade
CTC	-	Capacidade de Troca Catiônica
CTGRSA	-	Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental
CVRD	-	Complexo de Água Limpa
DA	-	Dentro ou adjacente à APDL
DAP	-	Diâmetro a Altura do Peito
DBO	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMSO	-	Dimetilsulfóxido ou sulfóxido de dimetilo
DNA	-	Ácido desoxirribonucleico (do inglês <i>deoxyribonucleic acid</i>)
DRX	-	Difratometria de Raios-X
DV	-	Direção do Vento
EDS	-	Análise Química Elementar
EDTA	-	Ácido etilenodiamino tetra-acético (do inglês <i>ethylenediamine tetraacetic acid</i>)
EET	-	Estação Ecológica do Tripuí
EO	-	Encontros Ocasiais
(US)EPA	-	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (do inglês <i>United States Environmental Protection Agency</i>)
EPTs	-	Elementos Potencialmente Tóxicos
ERL	-	Faixa de Efeito Baixo
ERM	-	Efeito Rangemediano
EROD	-	Etóxiresorufina – O – deetilase
EROs	-	Espécies Reativas de Oxigênio
ES	-	Espírito Santo
ESPTs	-	Elementos ou Substâncias Potencialmente Tóxicos
ETA	-	Estação de Tratamento de Água
ETR	-	Elementos Terras Raras
ETRL	-	Elementos Terras Raras leves
ETRP	-	Elementos Terras Raras Pesados
F.O.	-	Frequência de Ocorrência
FAD	-	Flotação a Ar Dissolvido

FBDS	-	Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável
FC	-	Fator de Contaminação
FD	-	Índice de Diversidade Funcional
FE	-	Fator de Enriquecimento
FEAM	-	Fundação Estadual do Meio Ambiente
FES	-	Floresta Estacional Semidecidual
FLONA	-	Floresta Nacional
FMRD	-	Faixa Marginal ao Rio Doce
FURG	-	Universidade Federal de Rio Grande
GLIC	-	Glicose
GLICOG	-	Glicogênio muscular
GLM	-	Modelos Lineares Generalizados
GPx	-	Glutathione Peroxidase
GR	-	Glutathione Redutase
GSH	-	Glutathione reduzida
GST	-	Glutathione S – transferase
H'	-	Índice de Diversidade de Shannon-Weaver
Hb	-	Hemoglobina
HE	-	Hematoxilina-Eosina
HPAs	-	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
HSP	-	Proteína de choque térmico (do inglês <i>heat shock protein</i>)
IAi	-	Índice Alimentar
IBAMA	-	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	-	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
IBR	-	Índice integrado de Respostas de Biomarcadores (do inglês <i>Index of Biomarkers Responses</i>)
ICMBio	-	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ICP-MS	-	Espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (do inglês <i>Inductively coupled plasma Mass Spectrometry</i>)
ICP-OES	-	Espectrometria de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente (do inglês <i>Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i>)
IDE-Sisema	-	Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IEDE	-	Infraestrutura Estadual de Dados Espaciais
IEF	-	Instituto Estadual de Florestas
IEMA	-	Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IGAM	-	Instituto Mineiro de Gestão de Águas
IM	-	Índice Mitótico
IMR	-	Índice de Massa Relativa
INPE	-	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
INRC	-	Inventário Nacional de Referências Culturais
IPA	-	Índice Pontual de Abundância
IPEMA	-	Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica

IPHAN	- Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional
IQAr	- Índice de Qualidade do Ar
J	- Índice de Equabilidade de Pielou
LACT	- Lactato
LAMIR	- Laboratório de Análise de Minerais e Rochas
LMP	- Agarose de baixo ponto de fusão
LQ	- Limite de Quantificação
MBM	- Museu Botânico de Curitiba
MBR	- Minerações Brasileiras Reunidas
MDE	- Modelo Digital de Elevação
MDT	- Modelo Digital do Terreno
MEV	- Microscopia Eletrônica de Varredura
MF	- Marco Fixo
MG	- Minas Gerais
MMA	- Ministério do Meio Ambiente
MMG	- Mamíferos de Médio e Grande porte
MPF	- Ministério Público Federal
MPMG	- Ministério Público de Minas Gerais
MPP	- Mamíferos de Pequeno Porte
MPVC	- Policloreto de Vinila Modificado
MT	- Metalotioneína
NBR	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
NDVI	- Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NI	- Não Identificado
NIST	- Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia (do inglês <i>National Institute of Standards and Technology</i>)
NKT	- Nitrogênio Kjeldahl Total
NMDS	- Escalonamento Multidimensional não-métrico
NMT	- Sistema Manual de Injeção de Elastômero
Noc	- Navio oceanográfico
OD	- Oxigênio Dissolvido
OMS	- Organização Mundial da Saúde
OSM	- Osmolalidade
PA	- Pará
PAIA	- Parcelas de Amostragem Integrada de Artrópodes
PALT	- Procura Aleatória Limitada por Tempo
PASEA	- Plano de Adequação Socioeconômico e Ambiental
PCB	- Bifenilas Policloradas
PCH	- Pequena Central Hidrelétrica
PCO	- Carbonilação proteica (do inglês <i>Protein Carbonyls or carbonylation</i>)
PE	- Parque Estadual
PEL	- Nível de Efeitos Prováveis

PERD	-	Parque Estadual do Rio Doce
PF	-	Padrão Final
pH	-	Potencial Hidrogeniônico
PI	-	Proteção Integral
PI1	-	Padrão Intermediário Fase 1
PL	-	Procura Aleatória Livre
PM	-	Material Particulado
PMN	-	Parque Natural Municipal
PMQACH	-	Programa de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano
PMQQS	-	Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos
PMSAA	-	Programa de Melhoria dos Sistemas de Abastecimento de Água
PMSB	-	Plano Municipal da Saneamento Básico
PN	-	Parque Natural
PNAP	-	Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas
PNRS	-	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP	-	Precipitação
PPI	-	Proteína Plasmática
PR	-	Paraná
PRI	-	Polígono de Relações Interiônicas
PRIC	-	Polígono de Relações intercatiônicas
PSLT	-	Procura Sistematizada Limitada por Tempo
PT	-	Proteínas Totais
PTS	-	Partículas Totais em Suspensão
PV	-	Procura com Veículo
QF	-	Quadrilátero Ferrífero
QM	-	Quociente de Mistura de Jentsch
R	-	Riqueza de Margalef
RB	-	Reservas da Biosfera
RBMA	-	Reserva da Biosfera da Mata Atlântica
RBSE	-	Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço
RCD	-	Resíduos de Construção e Demolição
RDDM	-	Rede Rio Doce Mar
ReBio	-	Reserva Biológica
REVIS	-	Refúgio de Vida Silvestre
RG	-	Radiação
RJ	-	Rio de Janeiro
RL	-	Reservas Legais
rpm	-	Rotações por minuto
RPPN	-	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RT	-	Relatório Técnico
SAA	-	Sistema de Abastecimento de Água
SAAE	-	Serviço Autônomo de Água e Esgoto

APRESENTAÇÃO

No dia 5 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos minerários de Fundão, pertencente à Samarco Minerações S.A. situada em uma região de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Doce, subdistrito de Bento Rodrigues, município de Mariana, estado de Minas Gerais. O rompimento resultou na liberação de um volume estimado de 44 milhões de m³ de rejeitos de mineração sobre os córregos Fundão e Santarém e os rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce.

Este volume foi transportado pelo rio por mais de 650 km, desde a barragem de Fundão em Minas Gerais até o oceano Atlântico no estado do Espírito Santo, onde, ao longo de 17 dias, se depositou pelo caminho em diferentes concentrações (PINTO-COELHO, 2015; FERNANDES et al., 2016). Este, que é o maior desastre socioambiental da história do Brasil (ESCOBAR, 2015; SILVA; FERREIRA; SCOTTI, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016; LEONARDO et al., 2017) afetou, de forma direta ou indireta, aproximadamente 1,4 milhão de pessoas de 40 municípios, sendo 36 no estado de Minas Gerais e 4 no Espírito Santo (IBAMA, 2015; PINTO-COELHO, 2015; SILVA; FERREIRA; SCOTTI, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016).

Conforme Laudo Técnico do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2015), alguns dos danos ambientais e sociais diretos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão que podem ser citados são: morte e desaparecimento de pessoas; isolamento de áreas habitadas; desalojamento de comunidades; destruição de moradias e estruturas urbanas; fragmentação de *habitats*; destruição de áreas de preservação permanente e vegetação nativa; mortandade de animais de produção e impacto à produção rural; impacto no turismo; restrições à pesca; mortandade de animais domésticos; mortandade da fauna silvestre; mortandade de peixes; impacto na geração de energia elétrica pelas hidrelétricas atingidas; alteração da qualidade e quantidade de água; e impacto no abastecimento público e dessedentação de animais.

Devido à intensidade do desastre, este foi classificado pela Defesa Civil como desastre de nível IV, o qual corresponde a um “desastre de muito grande porte”, cujos danos são importantes e consideráveis (IBAMA, 2015; PINTO-COELHO, 2015; ESPINDOLA et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016). Estudos mostraram que a ocorrência da perda da “memória ecológica” sob os rejeitos e o vasto período de permanência e ação dos metais pesados liberados pela tragédia sob os ecossistemas afetados demandarão extenso tempo de recuperação, que poderá variar entre décadas a cerca de um século (PINTO-COELHO, 2015; FERNANDES et al., 2016; FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016; LEONARDO et al., 2017). Todavia, somente por meio de amplos estudos ambientais é que é possível conhecer, exatamente, a composição e os efeitos desses rejeitos sobre o ambiente, bem como fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação das áreas atingidas.

Conforme o Termo de Ajustamento Preliminar firmado entre o Ministério Público Federal, Samarco Mineração S.A., Vale S.A. e BHP Billiton Brasil Ltda., cabe ao Lactec a realização do diagnóstico dos danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, ao longo da bacia do rio Doce e da zona costeira adjacente. As atividades do Lactec incluem assessoria técnica ao MPF-MG, além da realização de coletas, pesquisas e análises de dados de materiais da região, de modo a identificar as alterações nos meios físico, biótico e de bens arqueológicos e culturais para a obtenção de um quadro detalhado dos danos ambientais provocados ou intensificados pelo desastre.

Os serviços iniciaram-se em março de 2017 e, para sua execução, foi criada uma equipe multidisciplinar composta por pesquisadores do Lactec e consultores especialistas em várias áreas do conhecimento, como engenharia ambiental e civil, geologia, química, hidrologia, oceanografia, agronomia, limnologia, botânica, biologia, arqueologia, história, entre outras. O foco desse trabalho é o levantamento dos danos socioambientais, e apesar de muitos aspectos apresentarem uma grande interface com a população humana, os danos sociais e econômicos não são abordados nesse estudo. Esses danos estão sendo estudados por outras instituições selecionadas pelo Ministério Público Federal.

As atividades iniciaram-se pelo levantamento de dados dos ambientes afetados antes do desastre, o que culminou no Relatório de Linha-Base (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2017a,b,c). Na sequência, realizou-se um levantamento de dados e estudos secundários realizados após o desastre, gerando o Relatório Pós-Desastre (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018a,b). Ambos os documentos formaram a base para o levantamento preliminar de danos ambientais decorrentes do desastre, formalizado no Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018e).

Ressalta-se que a área do conhecimento do patrimônio arqueológico e cultural foi tema de um documento separado, denominado Relatório Consolidado de Bens Arqueológicos e Culturais (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018c), no qual estão apresentados o levantamento de linha-base para o patrimônio arqueológico e cultural e uma avaliação das ações desenvolvidas sobre esses patrimônios até maio de 2018.

Na continuidade das atividades, foi emitido o 1º Relatório Parcial de Resultados, com os primeiros resultados parciais do diagnóstico até maio de 2018 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2018d). Também, foi emitido um relatório contendo a Caracterização do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018f).

Já em 2019, foi emitido o Relatório de Atualização da Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019a,b,c,d), readequado dentro da abordagem ecossistêmica e complementado com informações até outubro de 2018. Um 2º Relatório Parcial de Resultados foi emitido com resultados parciais do diagnóstico até janeiro de 2019 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019e).

Com a execução de dois anos de estudo, sendo um de monitoramento ambiental, neste diagnóstico estão apresentados os primeiros resultados consolidados por danos do desastre, mensurados em relação à linha-base. Apesar de alguns danos ainda demandarem maiores investigações, o diagnóstico dos danos já possui resultados robustos, sendo capaz de auxiliar no fornecimento respostas à sociedade, de modo a subsidiar a tomada de decisão sobre os caminhos para a recuperação dos ambientes afetados pelo desastre.

Como o diagnóstico é extenso e complexo foi dividido em cinco tomos. No primeiro, denominado “Contextualização”, está apresentada a introdução do estudo, os aspectos metodológicos, os dados base para os danos, a matriz de danos e conclusões. Na sequência estão apresentados os tomos por ambientes afetados denominados “Ambientes Aquáticos Continentais”, “Ambiente Terrestre e Atmosfera” e “Zona Costeira e Marinha”, com os danos por ambientes afetados.

O quinto tomo está dividido em três volumes relativos ao “Patrimônio Arqueológico”, “Patrimônio Cultural Material” e “Patrimônio Cultural Imaterial”, onde estão apresentados os danos aos bens referentes a cada patrimônio.

Cada tomo é constituído por um volume de diagnóstico de danos, contendo capítulos com numeração sequencial, sendo subdivididos em itens, ou tópicos, para a estruturação hierárquica dos textos por assuntos lógicos. Os textos estão complementados e ilustrados por figuras, gráficos, quadros e tabelas, com numeração sequencial. Também, estão apresentados documentos suplementares, que se caracterizam como relatórios técnicos que subsidiam a avaliação de danos. Ao final de cada volume estão apresentadas suas respectivas referências bibliográficas. Alguns tomos ainda apresentam volumes separados para Apêndices e Anexos.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	63
2 AMBIENTES FLUVIAIS	67
2.1 Danos à morfologia dos cursos d'água.....	67
2.1.1 Metodologia	67
2.1.1.1 Métodos de avaliação dos danos nas áreas de drenagem dos afluentes.....	67
2.1.1.2 Métodos de avaliação da alteração na configuração da rede de drenagem dos cursos de água	70
2.1.1.3 Métodos de avaliação do soterramento de cavas e açudes	72
2.1.2 Danos nas áreas de drenagens dos afluentes	74
2.1.3 Alterações na configuração da rede de drenagem dos cursos de água.....	78
2.1.4 Soterramento de cavas e açudes	87
2.1.5 Conclusões	88
2.2 Danos à qualidade das águas	89
2.2.1 Metodologia.....	90
2.2.1.1 Avaliação dos danos à qualidade da água bruta	90
2.2.1.2 Avaliação do dano ao uso da água para abastecimento público	107
2.2.2 Aumento das concentrações de sólidos na água	110
2.2.2.1 Turbidez.....	111
2.2.2.2 Sólidos suspensos totais (SST)	117
2.2.2.3 Sólidos dissolvidos totais (SDT).....	122
2.2.2.4 Síntese do dano “aumento das concentrações de sólidos na água”	126
2.2.3 Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água.....	127
2.2.4 Disponibilização de elementos potencialmente tóxicos na água.....	133
2.2.4.1 Alumínio dissolvido	135
2.2.4.2 Arsênio total	140
2.2.4.3 Bário total	145
2.2.4.4 Cádmio total.....	149
2.2.4.5 Chumbo total	154
2.2.4.6 Cobre dissolvido.....	159
2.2.4.7 Cromo total	164
2.2.4.8 Ferro dissolvido.....	169
2.2.4.9 Manganês total	174
2.2.4.10 Mercúrio total	179
2.2.4.11 Níquel total	184

2.2.4.12 Zinco total	189
2.2.4.13 Síntese do dano “aumento das concentrações de EPTs na água”	193
2.2.5 Dano ao uso da água para abastecimento público	194
2.2.6 Conclusões	197
2.3 Danos às comunidades planctônicas.....	202
2.3.1 Metodologia.....	203
2.3.1.1 Dados secundários	203
2.3.1.2 Dados primários	210
2.3.1.3 Avaliação de danos	214
2.3.2 Alteração da comunidade fitoplanctônica.....	219
2.3.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 1.....	219
2.3.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2A	225
2.3.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2B.....	231
2.3.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 3.....	238
2.3.3 Alterações nas comunidades zooplanctônicas.....	240
2.3.3.1 Riqueza de espécies	240
2.3.3.2 Abundância numérica das espécies	246
2.3.3.3 Composição de espécies	252
2.3.3.4 Diversidade de espécies.....	260
2.3.3.5 Equitabilidade da comunidade	263
2.3.3.6 Síntese do dano.....	265
2.3.4 Conclusões	266
2.4 Danos à flora aquática.....	268
2.4.1 Metodologia.....	268
2.4.1.1 Avaliação de imagens pré e pós desastre.....	269
2.4.1.2 Levantamentos florísticos e fitossociológicos.....	269
2.4.1.3 Preparo das amostras e identificação botânica das espécies em herbário	274
2.4.2 Supressão da vegetação nativa	276
2.4.3 Perda da biodiversidade de flora	277
2.4.3.1 Várzeas	278
2.4.3.2 Vegetação Reófita	283
2.4.3.3 Macrófitas Aquáticas	287

2.4.4	Perda de recursos florestais não madeireiros.....	294
2.4.4.1	Várzeas	294
2.4.5	Conclusões	300
2.5	Danos associados ao transporte de sedimentos.....	300
2.5.1	Metodologia.....	300
2.5.1.1	Métodos de avaliação do assoreamento do canal do rio.....	300
2.5.1.2	Métodos de avaliação da alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce.....	304
2.5.2	Assoreamento do canal do rio	311
2.5.3	Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce.....	313
2.5.4	Conclusões	345
2.6	Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas.....	346
2.6.1	Metodologia.....	348
2.6.1.1	Levantamento de dados.....	348
2.6.1.2	Coletas realizadas pelo Lactec e ensaios.....	349
2.6.1.3	Monitoramento de macroinvertebrados bentônicos – dados secundários	363
2.6.1.4	Mensuração dos danos	365
2.6.2	Alteração da granulometria no sedimento	373
2.6.3	Alteração da concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos.....	376
2.6.3.1	Alumínio	376
2.6.3.2	Arsênio	380
2.6.3.3	Bário.....	384
2.6.3.4	Cádmio	387
2.6.3.5	Chumbo.....	390
2.6.3.6	Cobalto.....	393
2.6.3.7	Cobre.....	396
2.6.3.8	Cromo	399
2.6.3.9	Ferro.....	402
2.6.3.10	Manganês.....	406
2.6.3.11	Mercurio	409
2.6.3.12	Níquel.....	411
2.6.3.13	Zinco.....	414

2.6.3.14 Síntese do dano “Alteração da concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos.....	417
2.6.4 Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.....	418
2.6.5 Conclusões	437
2.7 Danos à ictiofauna.....	440
2.7.1 Metodologia	441
2.7.1.1 Metodologia para coleta de dados primários.....	441
2.7.1.2 Medotologia para seleção e avaliação dos dados secundários utilizados ...	448
2.7.1.3 Avaliação de danos.....	450
2.7.2 Mortandade de peixes nos corpos d’água afetados.....	462
2.7.3 Alterações na composição e estrutura das comunidades de peixes	463
2.7.4 Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna	471
2.7.5 Aumento da riqueza e abundância de peixes introduzidos (exóticos).....	473
2.7.6 Redução da diversidade genética da ictiofauna	476
2.7.7 Alteração da dinâmica populacional da ictiofauna.....	484
2.7.7.1 Estimativa da taxa de recrutamento e da taxa de sobrevivência	484
2.7.7.2 Modelo de dinâmica populacional.....	485
2.7.8 Aumento do estresse e alterações nas condições corporais e/ou de saúde na ictiofauna	492
2.7.8.1 Prejuízos às estruturas e função das brânquias (biomarcador: histopatologia de brânquias)	492
2.7.8.2 Prejuízos às funções fisiológicas de osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base	494
2.7.8.3 Prejuízos ao metabolismo (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato) ..	494
2.7.8.4 Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas).....	494
2.7.8.5 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST)	496
2.7.8.6 Alterações em sistemas não enzimáticos (biomarcadores: GSH, MET, LPO).....	496
2.7.8.7 Genotoxicidade e mutagenicidade (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs).....	496
2.7.8.8 Neurotoxicidade (biomarcadores: AChE)	496
2.7.9 Aumento na bioacumulação e biomagnificação.....	497
2.7.10 Conclusões.....	498
3 RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS	501

3.1 Danos à qualidade das águas	503
3.1.1 Metodologia	503
3.1.2 Aumento das concentrações de sólidos na água	506
3.1.3 Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água	512
3.1.4 Disponibilização de elementos potencialmente tóxicos na água	514
3.1.5 Conclusões	520
3.2 Danos às comunidades planctônicas	521
3.2.1 Metodologia	522
3.2.1.1 Dados secundários	522
3.2.1.2 Coleta de dados primários	525
3.2.1.3 Avaliação de danos	525
3.2.2 Alteração na comunidade fitoplanctônica	526
3.2.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Risoleta Neves	526
3.2.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Baguari	533
3.2.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Aimorés	539
3.2.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Mascarenhas	545
3.2.3 Alterações nas comunidades zooplantônicas	550
3.2.3.1 Riqueza de espécies	550
3.2.3.2 Abundância numérica	553
3.2.3.3 Diversidade de espécies	557
3.2.3.4 Equitabilidade da comunidade	559
3.2.3.5 Síntese do dano	559
3.2.4 Conclusões	560
3.3 Danos associados ao transporte de sedimentos	561
3.3.1 Metodologia	561
3.3.2 Assoreamento e redução da vida útil dos reservatórios	562
3.3.3 Conclusões	563
3.4 Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	563
3.4.1 Metodologia	564
3.4.2 Granulometria no sedimento	564
3.4.3 Concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos	565

3.4.4	Alteração na comunidade de macroinvertebrados.....	566
3.4.5	Conclusões	573
3.5	Danos à ictiofauna.....	574
3.5.1	Metodologia.....	574
3.5.2	Alterações na estrutura da comunidade de ictiofauna.....	574
3.5.3	Conclusões	575
4	AMBIENTES LACUSTRES.....	576
4.1	Qualidade das águas	577
4.1.1	Metodologia.....	577
4.1.2	Variáveis de qualidade de água analisadas	579
4.1.3	Conclusões	590
4.2	Comunidades planctônicas	591
4.2.1	Metodologia.....	592
4.2.1.1	Base de dados	592
4.2.1.2	Análise de dados	593
4.2.2	Caracterização da comunidade fitoplanctônica.....	593
4.2.3	Caracterização da comunidade zooplanctônica	605
4.2.4	Conclusão.....	615
4.3	Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	616
4.3.1	Metodologia.....	616
4.3.2	Composição granulométrica do sedimento	617
4.3.3	Concentração de EPTs nos sedimentos.....	617
4.3.4	Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento	624
4.3.5	Conclusões	626
4.4	Ictiofauna	627
5	OUTROS TEMAS ESTUDADOS	629
5.1	ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	629
5.1.1	Introdução.....	630
5.1.2	Metodologia.....	631
5.1.2.1	Fatores influentes na contaminação dos aquíferos pelo rejeito de Fundão.....	633
5.1.2.2	A distribuição das estações de amostrais	636
5.1.3	Situação da água subterrânea na BHRD	639
5.1.3.1	Avaliação da interferência do rejeito na água subterrânea	639
5.1.4	Conclusões gerais	708

5.2 QUELÔNIOS	710
5.2.1 Introdução.....	710
5.2.2 Metodologia.....	711
5.2.3 Resultados	720
5.2.3.1 Riqueza de Espécies e/ou de Indivíduos nas Populações.....	720
5.2.3.2 Hábitat	723
5.2.3.3 Recursos alimentares e estado de saúde.....	724
5.2.4 Conclusões	725
6 ANÁLISE INTEGRADA	726
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	731
GLOSSÁRIO	763
DOCUMENTOS SUPLEMENTARES	
AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA AFETADAS PELA PASSAGEM DA LAMA DE REJEITOS E DE AFLUENTES AO RIO DOCE– BRASIL.....	779
CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO ANTES E APÓS O DESASTRE	988
ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM TRIBUTÁRIOS DO RIO DOCE FORA DA ÁREA DE PASSAGEM E DEPOSIÇÃO DA LAMA	1086
RESULTADOS DO MONITORAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	1113
VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS E ZONEAMENTO DE RISCOS POTENCIAIS	1130
GEOLOGIA ESTRUTURAL DA REGIÃO DO ENTORNO DA BARRAGEM DE FUNDÃO.....	1154

1 INTRODUÇÃO

Este volume apresenta o diagnóstico dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, para o ambiente aquático continental. Esse ambiente compreende toda a extensão do rio Doce e principais afluentes, desde a área da antiga barragem de rejeitos de Fundão, em Minas Gerais, até a região estuarina, no estado do Espírito Santo. Além do ambiente fluvial (rios), também fazem parte do ambiente aquático continental as lagoas da planície flúvio-marinha, na região de Colatina e Linhares – ES e também os reservatórios das UHEs, onde, devido ao barramento, o fluxo torna-se restrito.

O rompimento da barragem ocorrido no dia 05 de novembro de 2015 percorreu o ambiente aquático continental por 16 dias, atingindo a região estuarina no dia 21 do mesmo mês. O ambiente afetado corresponde, aos rios, reservatórios e lagoas onde houve a passagem e a deposição da onda de lama, mas também pontos controles fora dessa área.

No contexto do desastre o ambiente aquático recebeu a maior carga do rejeito oriundo do rompimento, soterrando rios e alterando seus cursos naturais, causando a morte de organismos aquáticos devido a elevada quantidade de sólidos. Isso também impediu ou dificultou a passagem de luz pela coluna de água, o que afetou processos importantes de base da cadeia alimentar como a fotossíntese. Apesar de grande parte do rejeito ter sido retido pelo barramento da UHE Risoleta Neves (Candonga), uma parte do mesmo transpôs esta barreira física e os danos se estenderam por todo o rio Doce chegando a sua foz.

Além da passagem de toneladas de rejeito de mineração, a energia dispendida pelo evento provocou a ressuspensão de sedimentos acumulados no fundo dos rios, oriundos de décadas de mineração e industrialização na bacia. Esse fato contribuiu para uma mistura complexa de elementos, aumentando o potencial de contaminação da biota aquática.

Os rejeitos que extravasaram a calha dos rios encontram-se depositados nas margens e devido ao alto potencial de erodibilidade deste material a cada grande evento chuvoso os mesmos são novamente incorporados ao fluxo de água aumentando o potencial de contaminação dos mesmos e de toda a comunidade biológica que ali vive. O mesmo ocorre para o material aprisionado no reservatório da UHE Risoleta Neves, pois na estação chuvosa, ou quando do processo de dragagem, este material pode ultrapassar o anteparo físico do barramento e ir para jusante reiniciando o ciclo de contaminação.

Em função da extensão dos rios afetados pela lama de rejeito e das diferentes características geomorfológicas e físicas como os barramentos das usinas, o ambiente aquático continental foi dividido em três compartimentos, conforme mostra a Figura 1. O Compartimento 1 refere-se a região entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. O Compartimento 2 entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Mascarenhas. O Compartimento 3 inicia na UHE Mascarenhas e finaliza no início da região estuarina do rio Doce, no estado do Espírito Santo.

Para maior detalhamento, para alguns temas o Compartimento 2 foi subdividido em Compartimento 2A, segmento entre a UHE Risoleta Neves até a UHE Baguari e Compartimento 2B, que compreende o segmento entre a UHE Baguari até a UHE Mascarenhas.

Ao longo desses compartimentos, foram distribuídas as malhas amostrais das diversas áreas de estudos desse ambiente, apresentada na Figura 2 e os detalhes de cada compartimento na Figura 3, Figura 4 e Figura 5.

Figura 1 – Localização dos compartimentos do ambiente aquático continental ao longo do rio Doce.



Figura 2 – Distribuição das estações amostrais dos estudos realizados no ambiente aquático continental, na bacia do rio Doce.

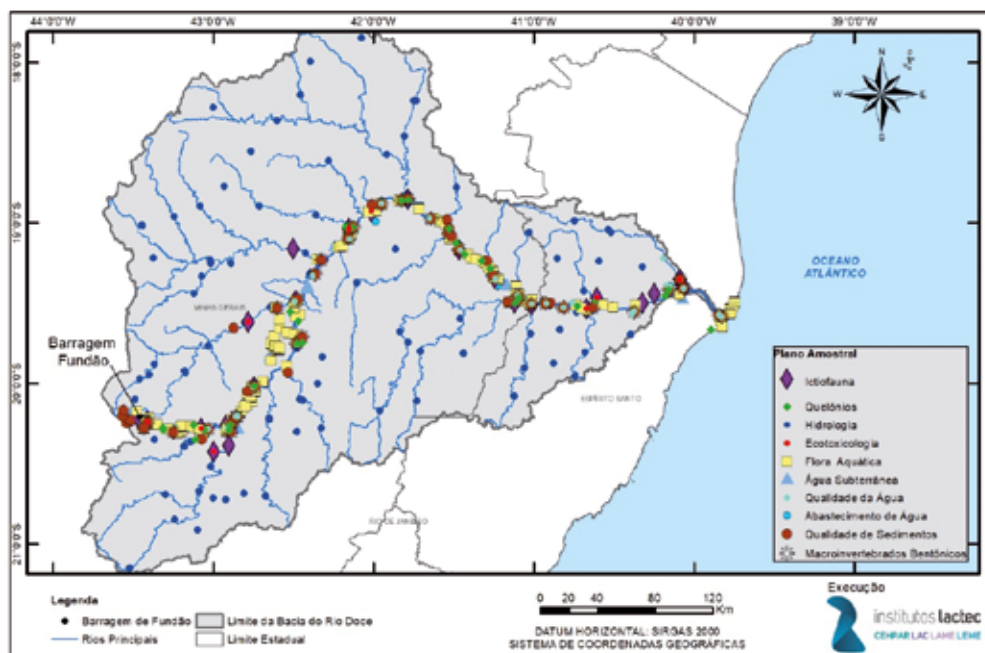


Figura 3 – Detalhe da posição das estações amostrais do Compartimento 1.

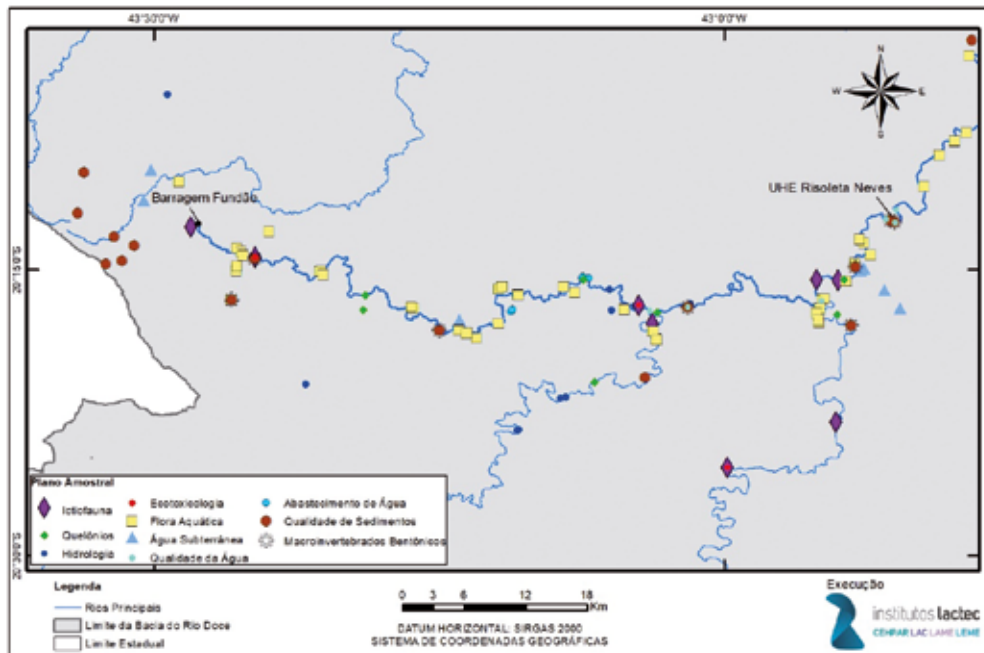


Figura 4 – Detalhe da posição das estações amostrais do Compartimento 2, que engloba o Compartimento 2A e 2B.

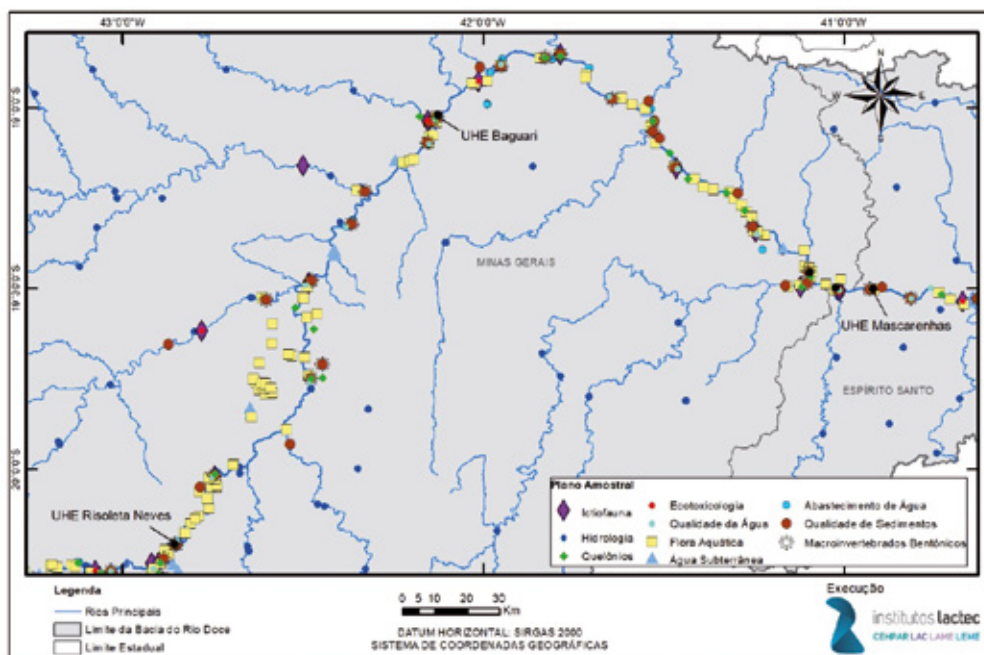
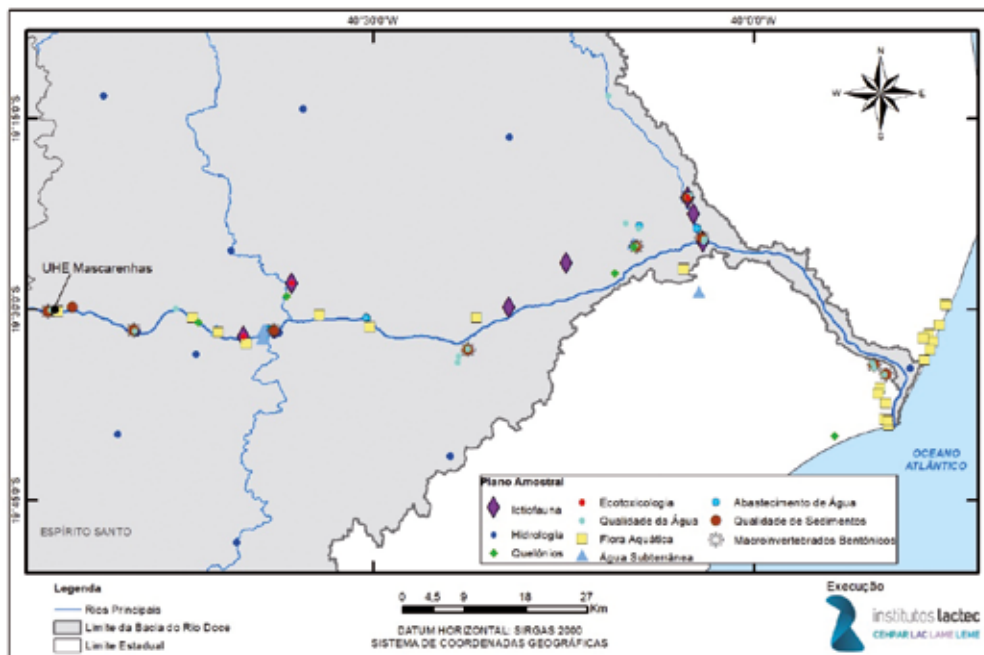


Figura 5 – Detalhe da posição das estações amostrais do Compartimento 3.



Neste ambiente foram avaliados os componentes hidrológicos (ocorrência, distribuição e movimentação da água), qualidade de água e sedimentos, hidrogeologia das águas subterrâneas (interações químicas entre os componentes rochosos e águas confinadas em espaços subterrâneos), o abastecimento de água nos municípios afetados, bem como comunidades aquáticas, flora, plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), macroinvertebrados bentônicos (organismos associados ao sedimento de fundo dos rios e lagos), peixes, quelônios e aspectos ecotoxicológicos associados as principais comunidades biológicas. Cada tema foi descrito inicialmente quanto a sua importância e afetação no contexto do desastre da Samarco, em seguida foram detalhadas as metodologias de coleta de amostras, análise de dados e definição dos danos, e por fim, a descrição, mensuração e caracterização dos danos, seguidos pelas conclusões.

Os dados foram agrupados conforme os ambientes que compõem a região de interesse, sendo divididos entre os principais ecossistemas de água doce presentes na área de estudo: os Ambientes Fluviais, os Reservatórios Hidrelétricos e os Ambientes Lacustres. Ao fim apresenta-se a Análise Integrada, capítulo que objetiva avaliar os danos ao ambiente de forma integrada, abordando os serviços ecossistêmicos possivelmente afetados.

Após as Referências Bibliográficas são apresentados os Documentos Suplementares citados ao longo do relatório. Em outro volume estão os Apêndices e Anexos aqui citados.

2 AMBIENTES FLUVIAIS

O ambiente fluvial abrange os córregos e rios, sendo que para sua análise foi adotada a divisão em compartimentos apresentada no capítulo anterior. Para esse ambiente são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **morfologia dos cursos d'água**, a **qualidade das águas** e sobre as comunidades biológicas frequentemente utilizadas como bioindicadores: o fitoplâncton e o zooplâncton, aqui tratados como **comunidades planctônicas**. Na sequência são apresentados os danos sobre a flora aquática. De forma semelhante à água foram elencados danos relativos ao **transporte e qualidade dos sedimentos** e na fauna associada, as **comunidades bentônicas**. Ao final são apresentados os danos sobre a **ictiofauna**.

Para este ambiente também foram estudados as **águas subterrâneas** e os **quelônios**, entretanto, os resultados obtidos até o momento não permitem a caracterização de danos advindos do desastre da Samarco. Assim, os resultados para ambas as áreas temáticas são apresentados no Capítulo 5.

2.1 DANOS À MORFOLOGIA DOS CURSOS D'ÁGUA

O ambiente no qual passou a onda de rejeitos foi danificado em vários aspectos. Antes de ocorrer o desastre, o rejeito de mineração encontrava-se em uma região limitada: o reservatório da barragem de Fundão. O rompimento dessa barragem gerou uma onda de rejeitos que transportou o material para uma área que se estendeu além da foz do rio Doce.

No primeiro compartimento a onda teve energia suficiente para alterar a forma do terreno e os cursos de água. Consequentemente, alterações na qualidade da água são esperadas, já que novos constituintes são incorporados ao longo do caminho percorrido pela água na bacia hidrográfica. Caminho este, que teve sua forma e composição modificadas pela passagem de rejeitos.

Nesta seção, o foco é dado à morfologia dos cursos d'água. Foram investigadas as alterações na bacia causadas pelo desastre, do ponto de vista hidrológico, tanto na configuração dos rios e como nas regiões de drenagem. Os principais danos que foram identificados e mensurados são:

- Danos nas áreas de drenagem dos afluentes;
- Alteração na configuração da rede de drenagem dos cursos de água;
- Soterramento de cavas e açudes.

2.1.1 METODOLOGIA

2.1.1.1 Métodos de avaliação dos danos nas áreas de drenagem dos afluentes

A água que precipita numa bacia hidrográfica chega até calha do rio não só ao atingir diretamente o curso d'água, mas também após percorrer a área de drenagem da bacia.

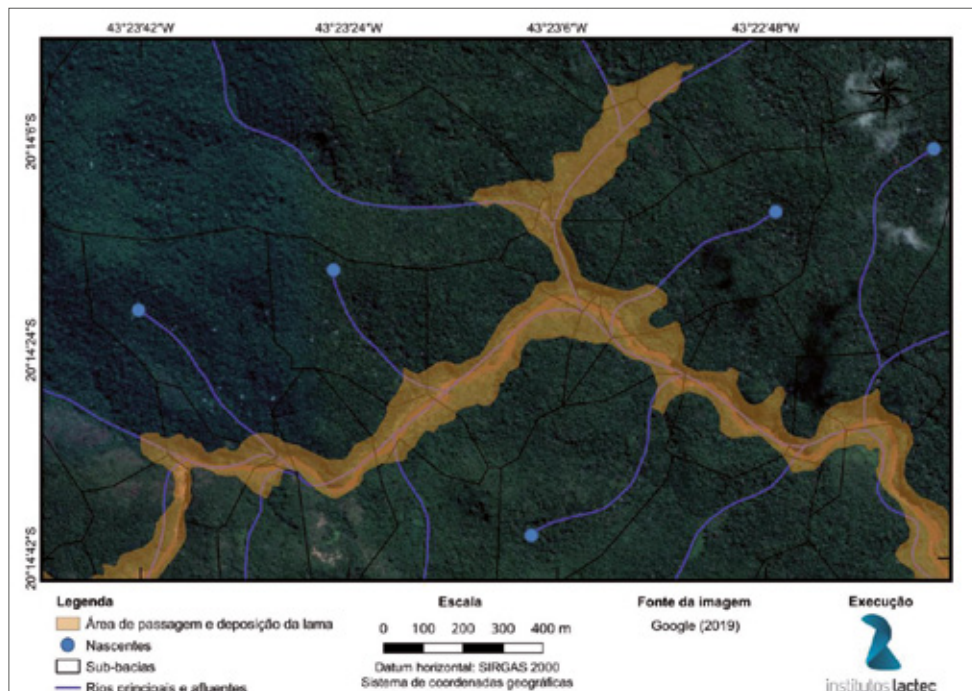
Com a ocorrência do desastre, o material oriundo da barragem de Fundão atingiu a calha dos rios à jusante, afetando as sub-bacias de rios afluentes neste processo.

Sub-bacia compreende a área de drenagem total de um afluente na sua confluência com um rio principal, enquanto interbacia é definida como a área de drenagem de um segmento do rio principal compreendido entre dois afluentes contíguos (PFAFSTETTER, 1989).

Considerando-se que a superfície da bacia hidrográfica atua na captação da água da precipitação e que a produção de água para o sistema fluvial é proporcional à área de drenagem da bacia, essa premissa foi utilizada para avaliar o dano provocado pela passagem e deposição da lama nas sub-bacias dos afluentes ao trecho considerado.

Para avaliar o impacto do desastre nas nascentes e nas áreas de drenagem dos afluentes, foram consideradas todas as sub-bacias dos rios afluentes que desaguam no Compartimento 1, trecho fluvial mais danificado pela passagem e deposição da lama e que se estende da região a jusante da barragem de Fundão até a porção montante da UHE Risoleta Neves. A Figura 6 mostra um exemplo de área de drenagem afetada.

Figura 6 – Sub-bacias, nascentes e área atingida pela lama.



Para avaliação da bacia foi utilizada a Base Hidrográfica Ottocodificada (VERDIN e VERDIN, 1999) da Agência Nacional das Águas (ANA), georreferenciada em Sirgas 2000 (EPSG 4674) e na escala 1:50.000. Essa base hidrográfica contém todas as áreas de contribuição hidrográfica, divididas em sub-bacias e interbacias, elaboradas por meio de MDE (Modelo Digital de Elevação) construído a partir de dados ASTER (ANA, 2018).

Neste caso foram avaliadas todas as sub-bacias cuja rede de drenagem possui confluência com os rios do trecho danificado.

Como essas sub-bacias apresentam diferentes dimensões, a rede de drenagem dos afluentes foi hierarquizada pelo método de Strahler (STRAHLER, 1957). Neste método, as pequenas bacias que são drenadas por um canal único, desde a nascente até a confluência com outro canal, são denominadas de primeira ordem. Ou seja, toda nascente de água gera um canal de primeira ordem, cuja área de drenagem

é também denominada de bacia de primeira ordem. A confluência de dois canais de primeira ordem gera um canal de segunda ordem e essa lógica se repete sendo que a junção de dois canais de mesma ordem sempre gera um canal de ordem imediatamente superior. Portanto, a hierarquia fluvial é um indicador do tamanho da área de drenagem e da complexidade da rede de drenagem das bacias hidrográficas.

Como não existe um mapeamento específico das nascentes da bacia do rio Doce a montante da UHE Risoleta Neves, essa informação foi gerada a partir da rede de drenagem da Base Hidrográfica Ottocodificada. Na escala 1:50.000 a rede de drenagem já está representada adequadamente e pode-se inferir a localização das nascentes como congruentes com o início dos canais de primeira ordem mapeados nesta escala.

Para as sub-bacias de interesse foi determinado a área de drenagem total e a área afetada pela passagem da lama. Com isso foi avaliado a proporção da área de drenagem das sub-bacias afluentes afetada pela lama. Foi realizado também um comparativo entre a localização das nascentes existentes na área de estudo e a área diretamente afetada pela passagem da lama.

A partir da análise dos resultados os danos do desastre nas nascentes e nas áreas de drenagem dos afluentes foram qualificados.

A linha-base foi definida pelas condições existentes no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os indicadores de dano foram definidos levando em consideração o número de nascentes e as proporções de área de drenagem das sub-bacias afetadas pela passagem e deposição da lama.

A qualificação dos danos do desastre considera a abrangência e a gravidade da ocorrência. A abrangência foi definida a partir dos resultados obtidos ao longo do trecho, verificando-se até onde o dano pode ser encontrado.

A gravidade foi definida com base no número de nascentes e nas proporções de área de drenagem das sub-bacias danificados pela passagem e deposição da lama. Subjetivamente, definiu-se como pouco grave quando nenhuma nascente foi atingida, grave quando alguma nascente foi atingida ou pelo menos 10% das sub-bacias identificadas apresentaram entre 20 e 30% de sua área afetada e gravíssimo quando este limiar superou 30%.

No intuito de estabelecer uma definição clara para avaliar o dano, definiu-se a ocorrência do dano pelo percentual de no mínimo 10% de área afetada nas sub-bacias. Já a gravidade variou de acordo com o número de bacias que apresentaram pelo menos 10% de área afetada (Tabela 1).

Tabela 1 – Classificação dos danos às áreas de drenagem das sub-bacias afluentes.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco Grave	Se pelo menos 10% e menos do que 20% de todas as sub-bacias apresentaram dano.
Grave	Se pelo menos 20% e menos do que 50% de todas as sub-bacias apresentaram dano.
Gravíssimo	Se acima de 50% de todas as sub-bacias apresentaram dano.

Por fim, a tendência e a reversibilidade do dano foram qualificadas com base em outras informações do estudo, visto que as proporções de área afetadas pela lama nas sub-bacias não mudam no tempo, mas a evolução da qualidade da água produzida nestas porções das sub-bacias depende de outros fatores.

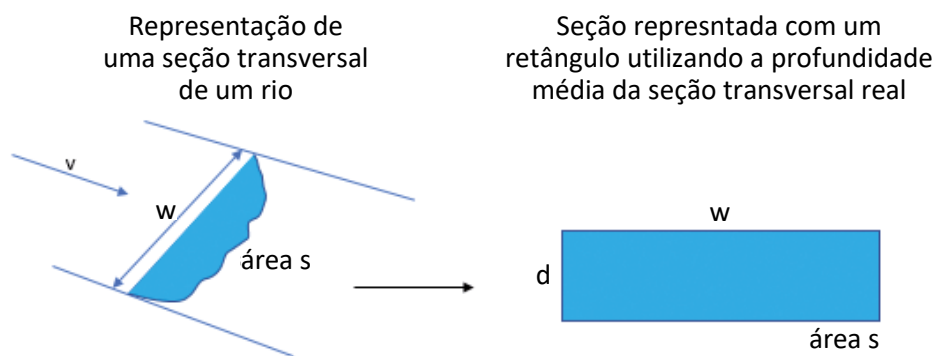
2.1.1.2 Métodos de avaliação da alteração na configuração da rede de drenagem dos cursos de água

Neste item são abordados aspectos da geomorfologia fluvial da bacia do rio Doce a montante da represa da UHE Risoleta Neves, com área de drenagem de 9.094 km². Nesta porção da bacia do rio Doce, Compartimento 1, está localizado o trecho fluvial mais danificado pelo desastre, com extensão de aproximadamente 109 km, entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

Geomorfologia fluvial trata do estudo dos rios no contexto da bacia hidrográfica, com foco no estudo dos processos e das formas relacionadas ao escoamento dos rios. Como premissa básica, destaca-se que, em ambientes naturais, existe um ajuste entre as condições de escoamento da bacia e a geometria e composição dos canais fluviais. Neste sentido, como o trecho fluvial considerado sofreu alterações tanto na planície, como nas formas e dimensões do canal natural, estes aspectos serão avaliados de forma detalhada, buscando quantificar as modificações e avaliar a dinâmica pós-desastre.

A vazão de um canal (Q) é descrita pela equação $Q=s \cdot v$, que representa a relação entre a área (s) de uma seção transversal do canal e a velocidade média na seção (v). A área (s) da seção transversal é produto da largura (w) e da profundidade média (d). Portanto, a vazão também pode ser expressa por $Q=w \cdot d \cdot v$ (ver Figura 7).

Figura 7 – Relação entre variáveis representando a vazão de um rio: velocidade média na seção (v), largura (w) e profundidade (d) e área de seção transversal (s).



A vazão representa a variável independente na relação com os demais elementos geométricos da seção transversal (s , w e d). Portanto, em condições naturais, a geometria do canal representa uma relação de proporcionalidade e de equilíbrio fluvial em uma determinada seção ou trecho do canal (CUNHA, 2012). Contudo, é importante ressaltar que a vazão média de um rio não é responsável pela determinação da sua forma. Ou seja, a forma do canal reflete o resultado produzido pelos escoamentos de maior magnitude (LEOPOLD, 1994).

A relação direta entre a vazão e a geometria dos trechos de drenagem pode ser avaliada de maneira objetiva a partir do ajuste de equações potenciais $w=a \cdot Q^b$, $d=c \cdot Q^f$ e $s=k \cdot Q^m$ (LEOPOLD; MADDOCK, 1953).

Os coeficientes a , c e k e os expoentes b , f e m são ajustados empiricamente para cada conjunto de dados. Portanto, tendo em consideração que a vazão pode ser expressa por $Q=w \cdot d \cdot v$, a soma dos expoentes b , f e m será igual a uma unidade (LEOPOLD, 1994).

Mudanças no regime de vazão implicam em alterações e ajustamentos nas demais variáveis (LEOPOLD et al., 1964). Ao passo que, no sentido inverso, mudanças nas variáveis de largura e profundidade para um mesmo regime hídrico representam alteração no balanço entre a vazão e o transporte de sedimentos (erosão e deposição).

Neste sentido, as alterações nas relações de proporcionalidade entre vazão e largura, vazão e profundidade média ou entre vazão e velocidade média podem ser avaliadas ao longo do espaço ou do tempo pela comparação entre os expoentes b , f e m de diferentes conjuntos de dados.

A avaliação da geometria hidráulica dos canais da bacia do rio Doce, na área de interesse, foi realizada utilizando-se os dados de medições de descarga líquida de 11 estações fluviométricas da Rede Hidrometeorológica Nacional, gerida pela Agência Nacional de Águas – ANA (BRASIL, 2018).

A Tabela 2 apresenta a lista e principais características das estações fluviométricas cujas medições de descarga líquida foram consideradas para análise das relações de geometria hidráulica.

Tabela 2 – Estações fluviométricas utilizadas na análise regional da geometria hidráulica.

Código	Corpo d'Água	Área (km ²)	Coordenadas		Medições de descarga líquida	
			Latitude	Longitude	01/01/2010 a 05/11/2015	06/11/2015 a 30/11/2018
56028000	rio Piranga	1.400	20°41'26,16" S	43°17'57,84" O	19	10
56055000	rio Xopotó	1.090	20°50'51,00" S	43°14'30,84" O	20	10
56065000	rio Turvo	297	20°54'42,12" S	43°05'49,92" O	20	10
56075000	rio Piranga	4.260	20°40'13,08" S	43°05'17,16" O	21	10
56085000	rio Turvo Sujo	342	20°43'23,88" S	42°55'22,08" O	18	10
56090000	rio Turvo Limpo	328	20°42'51,84" S	42°59'58,92" O	20	10
56110005	rio Piranga	6.230	20°23'02,04" S	42°54'10,08" O	21	14
56240000	rio Gualaxo do Sul	855	20°23'25,08" S	43°10'54,84" O	20	10
56335001	rio do Carmo	1.370	20°21'41,04" S	43°08'21,84" O	20	10
56337000	rio Gualaxo do Norte	529	20°16'01,92" S	43°06'02,88" O	21	9
56425000	rio Doce	10.100	19°59'39,84" S	42°40'27,84" O	19	17
Total					219	120

Nota: A estação 56425000 está localizada a jusante da UHE Risoleta Neves.

Para efeitos de comparação, a análise contemplou medições de descarga realizadas no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão, ocorrido em 05/11/2015, e medições posteriores ao evento. Foram avaliadas 219 medições de descarga líquida realizadas no período anterior ao rompimento e 120 medições realizadas no período posterior à ocorrência do desastre.

Ressalta-se que o histórico de medições de descarga líquida, de algumas estações avaliadas, apresenta registros desde o ano de 1930, totalizando 2.683 medições. Todavia, optou-se por limitar a amostra aos anos mais recentes visando evitar a contaminação da análise por eventuais mudanças ocorridas em longo prazo.

Para uma avaliação mais ampla dos efeitos do rompimento no trecho analisado, foi realizado o mapeamento da largura dos canais em períodos distintos, com imagens fornecidas pela Fundação Renova: pré-desastre (imagens de 2015); imediatamente após o desastre (final de 2015); e outra situação pós-desastre mais recente (imagens de 2017).

A determinação das larguras dos canais foi realizada a partir da vetorização de imagens de satélite de alta resolução. A vetorização foi executada operando o *software* QGIS, na escala 1:2.000, utilizando-se o SRC Sirgas 2000 Fuso 23S (EPSG 31983). As medições de largura foram realizadas em seções transversais com espaçamento de 25 m, resultando em aproximadamente 4.300 medições em cada uma das três datas consideradas.

A partir da análise dos resultados, os danos do desastre na configuração da rede de drenagem foram qualificados.

A linha-base foi definida pelas condições existentes no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão.

Os indicadores de dano foram definidos a partir das modificações na geometria hidráulica dos canais pela passagem e deposição da lama. A gravidade foi definida com base na alteração dos expoentes da largura comparando o período pré e o pós-desastre logo após o rompimento. A justificativa para o uso da largura do canal é a maior disponibilidade de dados, quando comparada com as demais variáveis. A definição utilizada é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 – Classificação dos danos à configuração da rede de drenagem.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco Grave	Alteração dos expoentes da largura foi maior ou igual a 5% e menor do que 10%.
Grave	Alteração dos expoentes da largura foi maior ou igual a 10% e menor do que 20%.
Gravíssimo	Alteração dos expoentes da largura foi maior do que 20%.

Já a tendência e a reversibilidade do dano foram qualificadas com base na evolução da geometria hidráulica dos canais no período pós-desastre.

2.1.1.3 Métodos de avaliação do soterramento de cavas e açudes

Durante a passagem do fluxo de lama de rejeitos, cavas e açudes pré-existentes foram diretamente afetados, tendo sido parcial ou completamente assoreados por rejeitos e demais materiais transportados ao longo das áreas afetadas.

O método utilizado para identificar estas feições foi de forma visual, através do uso de imagens orbitais, considerando os limites da área de passagem e deposição da lama de rejeitos (APDL). Desta forma, nesse estudo foi realizada uma análise temporal de acordo com as bases de informações apresentadas na Tabela 4. Esta atividade foi realizada apenas para o Compartimento 1, entre a antiga barragem de rejeito de Fundão e a UHE Risoleta Neves, locais onde houve o extravasamento da lama além dos limites de margens das principais drenagens.

Tabela 4 – Base de dados utilizada no mapeamento das cavas.

DADO	ORIGEM	DATA / ANO	ESCALA / RESOLUÇÃO
Área de passagem e deposição da lama de rejeito	LACTEC	2019	1:20.000
Imagem T0 (pré-desastre)	WorldView-2	2015	50 m
Imagem T2 (pós-desastre)	WorldView-2	2016	50 m
Google Earth	Google Earth	15/06/2015 e 20/07/2015	Aprox. 1:10.000

O processamento dos dados apresentados na Tabela 4 foi feito ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGis 10.6.1 com o sistema de projeção SIRGAS 2000 em coordenadas geográficas.

O critério utilizado para elencar as imagens utilizadas, de forma combinada em período pré e pós desastre foram estabelecidas de forma identificar as cavas / açudes, priorizando imagens com baixa cobertura de nuvens.

Embora a origem dessas feições não seja relevante para fins ecossistêmicos, principalmente no que diz respeito a biota local, procurou-se estabelecer uma classificação destas, diferenciando aquelas de origem antrópica, comumente relacionadas a áreas de extração mineral, daquelas de origem essencialmente naturais. Essa classificação encontra-se discriminada na base de dados em ambiente SIG. Essas feições são desempenham um serviço ecossistêmico de grande relevância para a preservação, reprodução e manutenção da biota aquática.

Esses corpos hídricos (lagoas, calhas, açudes, etc) marginais ao rio são considerados habitats lênticos geralmente existentes em planícies de inundação. Estes podem ser sazonais ou permanentes, sendo formadas principalmente pelo extravasamento dos rios (JUNK e WELCOMME 1990). Durante os períodos de cheias dos rios esses ambientes se conectam com os rios e com a diminuição da vazão esses ambientes perdem a ligação (ARAÚJO et al, 2008). Nestes ambientes ocorre altas taxas de ciclagem de nutrientes, alta taxa de produção primária (LIMA et al., 2010).

A principal função ecológica das lagoas é o uso destes ambientes pelos peixes para a reprodução e desenvolvimento. Estes ambientes servem como viveiros naturais para as espécies, sendo de suma importância para a sobrevivência das espécies (ARAÚJO et al., 2008). Elas são colonizadas pelos peixes quando estão ligadas aos rios, sendo importantes para o recrutamento das populações de peixes (GODINHO e GODINHO 2003; LIMA et al., 2010). A variação no nível dessas lagoas durante o ano provoca alterações estruturais nas assembleias de peixes, pois os ovos, larvas e juvenis sofrem influências diretas do nível da água (LIMA et al., 2010). Essas características desse tipo de ambiente são um dos fatores mais importantes para a manutenção da biodiversidade de peixes (LIMA et al., 2010).

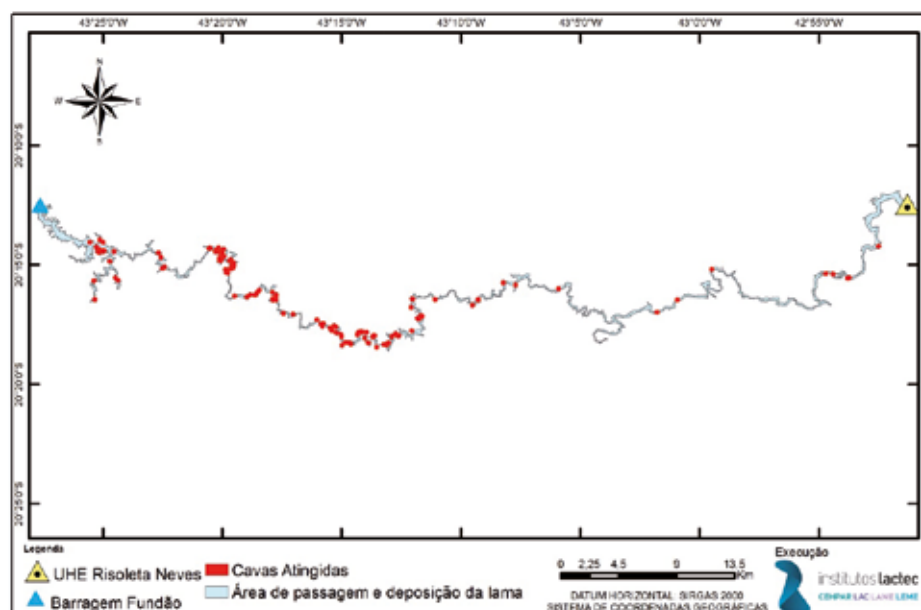
A manutenção dessas comunidades de peixes das lagoas marginais é determinada pela duração da inundação, pois a colonização ocorre nos períodos de cheia quando há maior quantidade de recursos disponíveis e maior quantidade de locais para abrigo. Pode haver extinção dos indivíduos naturalmente quando ocorre estiagens longas o que leva à redução na disponibilidade de recursos, redução de abrigos, redução de oxigênio dissolvido, aumento da competitividade e aumento da predação (LUZ et al., 2009). A permanência de algumas espécies nesses ambientes está associada a existência de variações entre as espécies quanto as estratégias de vida, essas variações são de densidade, biomassa e diferentes níveis tróficos explorados (ZEUG et al., 2005).

Após a estruturação do banco de dados com as imagens orbitais e com o vetor do polígono da APDL, que norteou o reconhecimento das áreas afetadas pelo desastre, foi realizada a vetorização dos polígonos dessas feições em escala de observação de 1:600 e em casos que foi necessário um maior detalhamento, foi utilizada a escala de 1:300.

Com base nesses polígonos foram calculadas às áreas individuais, para cada uma das feições afetadas, bem como o total de feições afetadas e consequentemente as áreas totais atingidas, de acordo com a sua classificação de origem conforme mencionado acima, ou seja, se naturais ou antrópicas. Nos casos em que não foi possível estabelecer a origem dessas feições, as mesmas foram designadas como indeterminadas.

Ainda para cada cava, foi estabelecido um ponto médio, para que fosse possível a obtenção da coordenada geográfica do ponto central da mesma, de forma a possibilitar um fácil reconhecimento em campo, caso sejam necessárias intervenções futuras. A localização das cavas mapeadas entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves está apresentada na Ainda para cada cava, foi estabelecido um ponto médio, para que fosse possível a obtenção da coordenada geográfica do ponto central da mesma, de forma a possibilitar um fácil reconhecimento em campo, caso sejam necessárias intervenções futuras. A localização das cavas mapeadas entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves está apresentada na Figura 8.

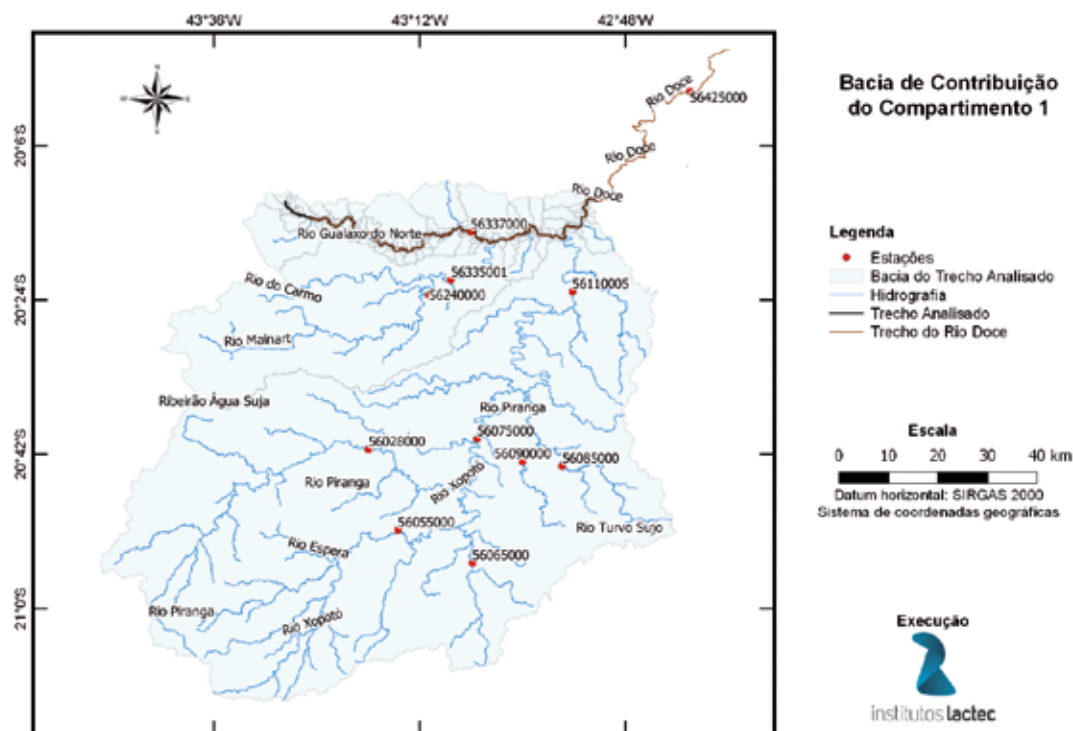
Figura 8 – Localização das cavas atingidas pela lama de rejeito entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.



2.1.2 DANOS NAS ÁREAS DE DRENAGENS DOS AFLUENTES

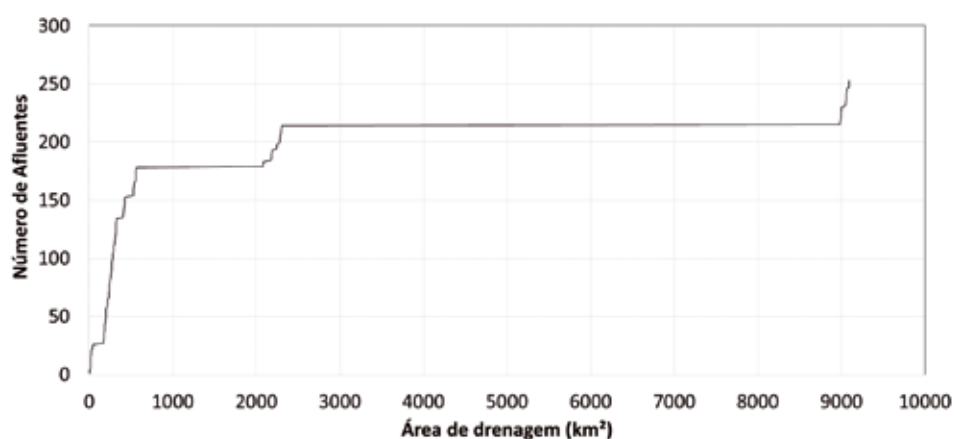
A Figura 9 mostra a bacia do rio Doce a montante da UHE Risoleta Neves. Destaca-se o trecho fluvial danificado pela lama a jusante da barragem de Fundão, localizado ao norte da bacia. O trecho danificado envolve um segmento do córrego Santarém, quase a totalidade do rio Gualaxo do Norte e um segmento do rio Doce. O trecho danificado recebe pequenos afluentes pela margem esquerda (porção norte da bacia) e os maiores afluentes pela margem direita, com destaque para o rio do Carmo e o rio Piranga (porção sul da bacia).

Figura 9 – Bacia do rio doce a montante da UHE Risoleta Neves.



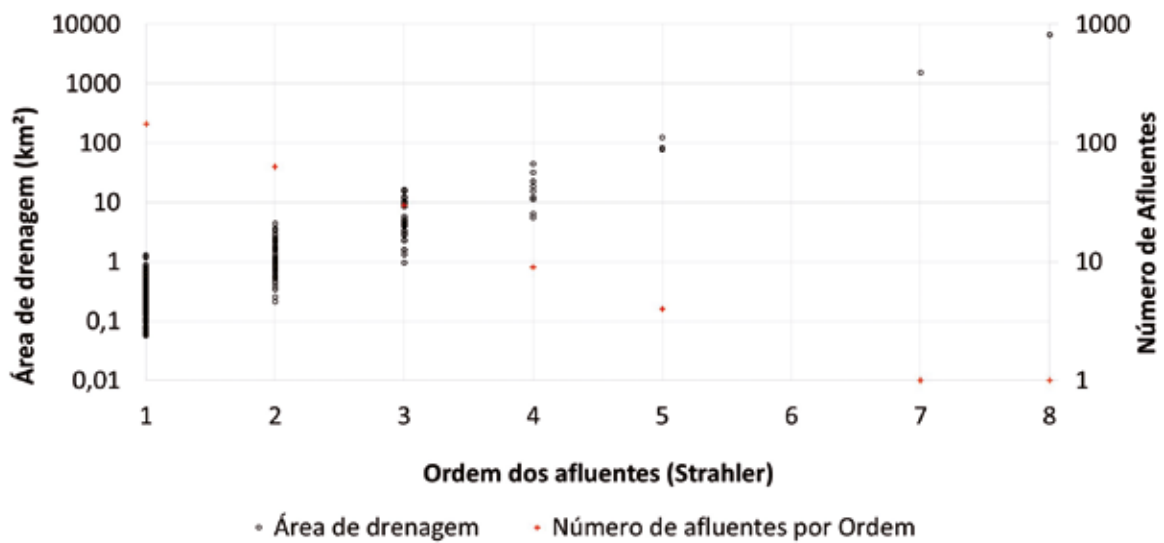
O trecho fluvial danificado recebe um total de 253 afluentes, como consequência a área de drenagem ao longo do rio aumenta, variando de cerca de 4 km² na barragem de Fundão até 9.094 km² na UHE Risoleta Neves (Figura 10).

Figura 10 – Número de afluentes e incremento de área de drenagem entre Fundão e UHE Risoleta Neves.



A Figura 11 mostra a variação da área de drenagem e número de afluentes, classificados pela ordem do canal na confluência com o trecho fluvial danificado. Foram identificados 145 afluentes de primeira ordem, com área de drenagem variando de 0,06 a 1,22 km², sendo que essas pequenas bacias se caracterizam por apresentar um único canal entre a nascente e a confluência com o trecho fluvial danificado. Os demais 108 afluentes apresentam bacias maiores e rede de drenagem mais complexa, com a ordem dos canais variando entre 2 e 8 nas confluências com o trecho de interesse.

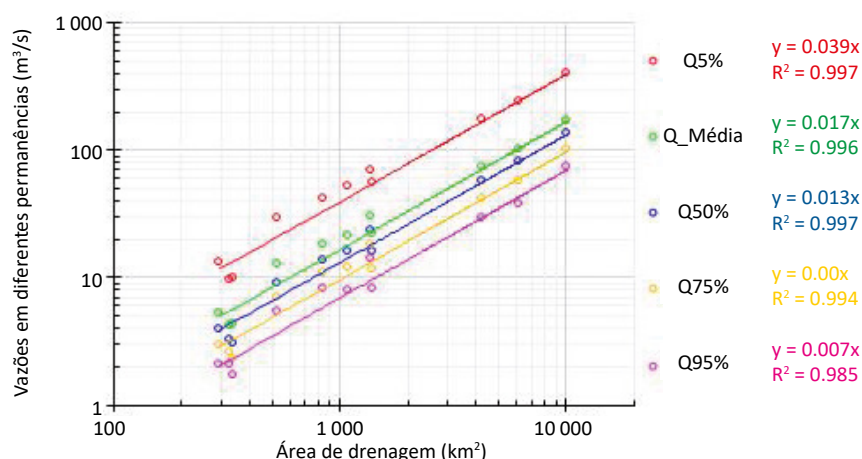
Figura 11 – Número de afluentes e incremento de área de entre Fundão e UHE Risoleta Neves.



A área de drenagem pode ser considerada a principal variável de análise de bacias hidrográficas pois condiciona a magnitude das vazões. Em regiões úmidas e hidrológicamente homogêneas as vazões nos rios são aproximadamente proporcionais ao tamanho da bacia, aumentando, portanto, em direção à jusante e condicionado a geometria hidráulica e composição dos canais fluviais (CHRISTOFOLETTI, 1981).

A Figura 12 mostra o comportamento das vazões médias de 11 estações fluviométricas localizadas na bacia do rio Doce (Tabela 2). Nota-se que as vazões em diferentes permanências apresentam relação direta com a área de drenagem, resultando em uma produção média de água de aproximadamente 17 l/s.km².

Figura 12 – Relação entre vazões e área drenagem na bacia do rio Doce.



A Figura 13 mostra a proporção de área afetada pela passagem e deposição da lama em relação a área de drenagem total das sub-bacias dos 253 afluentes que desaguam no trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. Nota-se que as menores sub-bacias foram proporcionalmente mais afetadas, notadamente aquelas com área de drenagem inferior a 1 km², onde um total de 31 sub-bacias

tiveram entre 10% e 50% da área de drenagem com passagem e deposição de lama. As sub-bacias com área de drenagem superior a 1 km² tiveram menos de 10% da área afetadas pelo rejeito.

A Figura 14 mostra a proporção de área atingida em relação a quantidade de sub-bacias. Nota-se que aproximadamente 5% das sub-bacias foram atingidas em mais de 20% da área de drenagem. Cerca de 12% das sub-bacias tiveram mais de 10% da área de drenagem atingida e, cerca de 50% das sub-bacias foram atingidas em menos de 1%.

Figura 13 – Proporção da área atingida pela lama em relação à área de drenagem das sub-bacias.

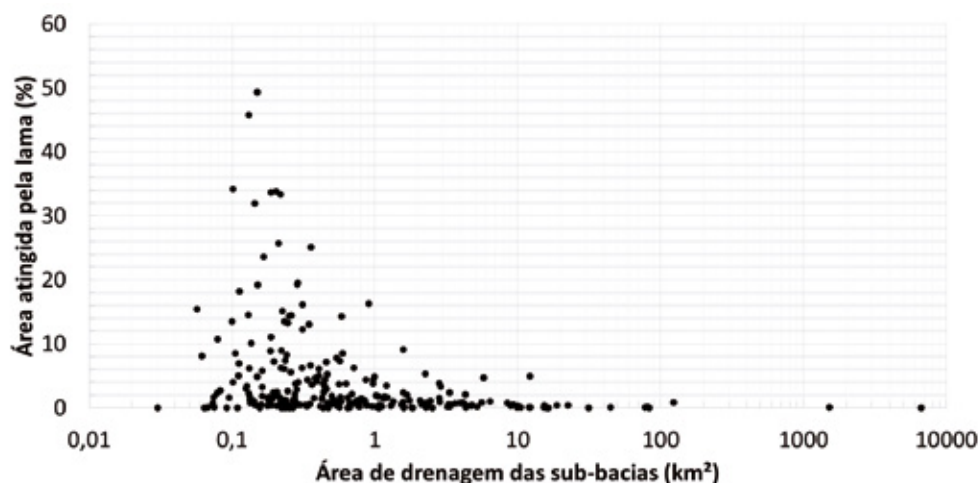
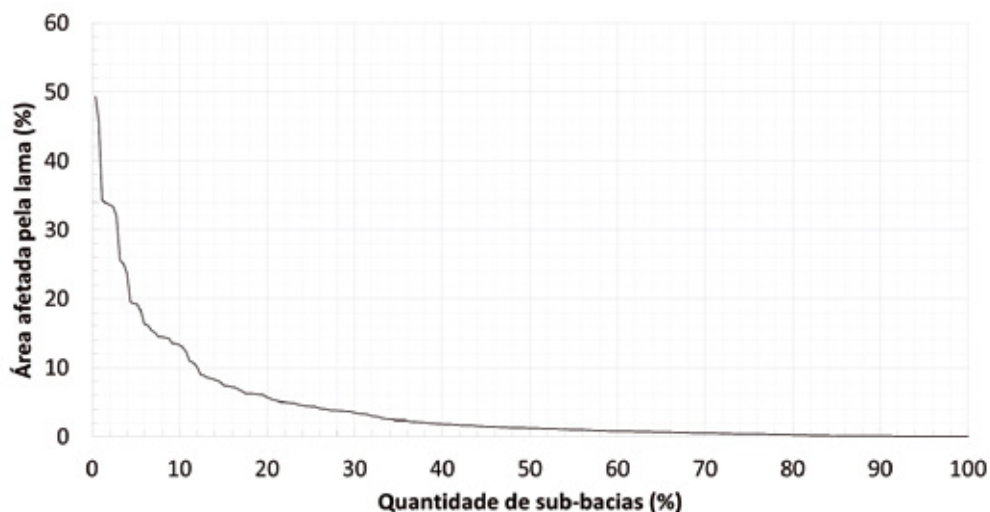


Figura 14 – Proporção da área atingida pela lama em relação à quantidade de sub-bacias.



Considerando-se o mapeamento na escala 1:50.000, a rede de drenagem das sub-bacias afluentes ao trecho fluvial danificado apresenta aproximadamente 20.000 nascentes. As bacias de primeira ordem apresentam uma única nascente em seu interior, sendo que para as demais bacias o número de nascentes é variável em função da complexidade da rede de drenagem.

Destaca-se que nenhuma das nascentes mapeadas nos afluentes está localizada na área de passagem e deposição da lama. Ou seja, as nascentes que dão origem aos afluentes do trecho considerado não sofreram danos com o desastre.

Embora os menores afluentes tenham uma proporção considerável da área de drenagem afetada, a parte atingida pela lama está localizada no trecho final das sub-bacias, nas áreas mais próximas da confluência com o rio principal. Como em nenhum caso a área afetada foi superior a 50% da área total da sub-bacia, as nascentes que naturalmente estão localizadas nas porções mais elevadas não foram atingidas.

No entanto, as águas dos rios não proveem unicamente das nascentes, e sim do conjunto do sistema fluvial, para o qual contribui a totalidade da área de drenagem da bacia. A produção de água em bacias hidrográficas é proporcional à sua área de drenagem. Neste aspecto, conforme apresentado anteriormente, na Figura 12, a bacia do rio Doce, no trecho analisado, apresenta uma produção média de água de aproximadamente 17 l/s/km². Portanto, pode-se inferir que o principal dano aos afluentes está relacionado com a disponibilidade hídrica em termos de qualidade da água, sendo a degeneração proporcional à área atingida pela passagem e deposição da lama.

Com relação à abrangência do dano, este está restrito aos trechos finais dos afluentes e são proporcionais a área atingida de cada sub-bacia. As porções das sub-bacias que não foram atingidas pela lama não sofreram nenhum dano e a disponibilidade hídrica permanece inalterada.

Quanto à gravidade do dano, foi considerado como “Pouco Grave” de acordo com a metodologia proposta (Tabela 1), uma vez que menos de 20% das sub-bacias tiveram pelo menos 10% de suas áreas de drenagem afetadas, conforme ilustrado pela Figura 14.

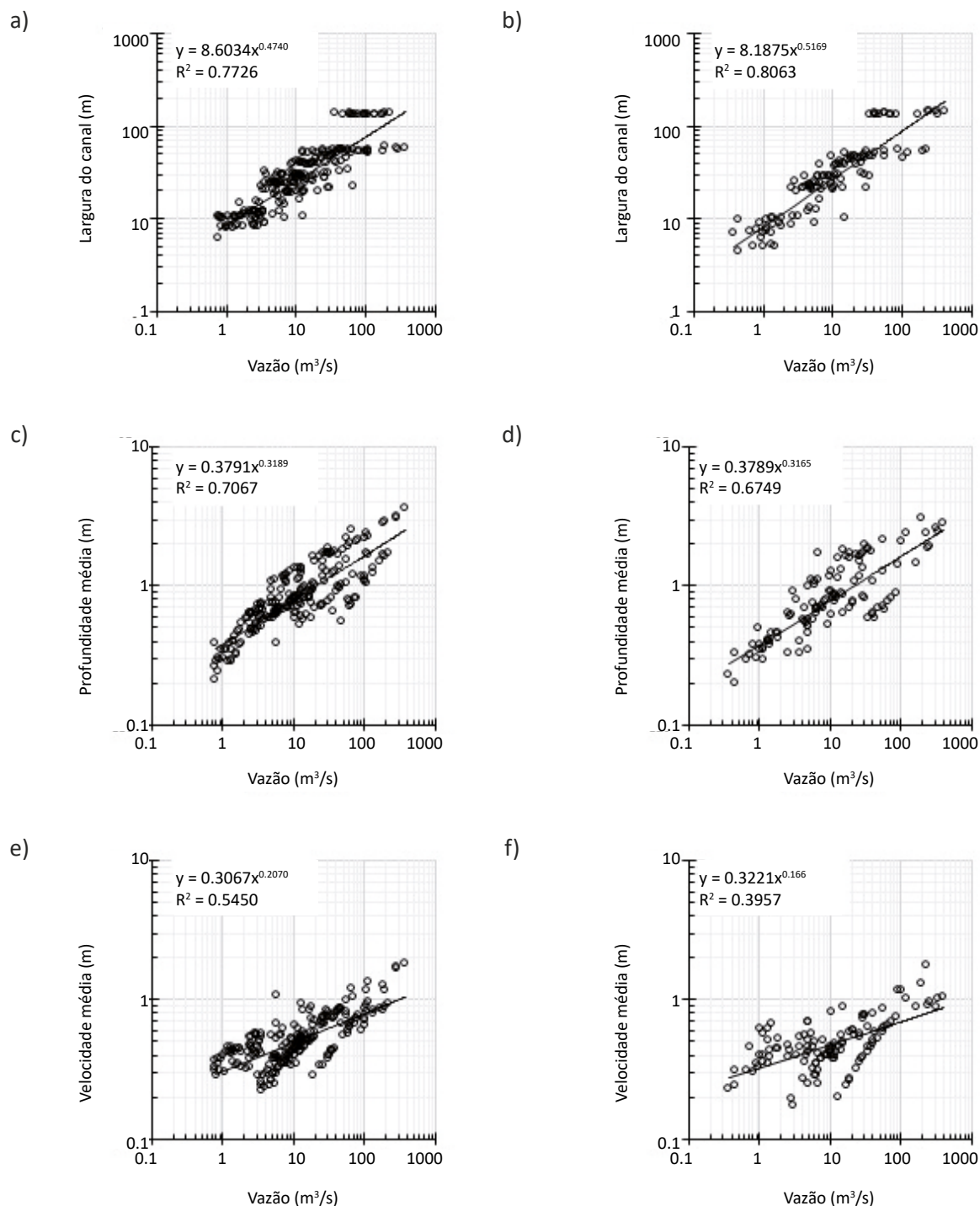
Quanto à tendência, as proporções de área afetadas pela lama nas sub-bacias não mudam com o tempo, deste modo o dano é considerado como “Cessado”.

Quanto à reversibilidade considerou-se “Irreversível” pois, embora as sub-bacias devam retornar naturalmente ao seu estado no instante do pré-desastre, o intervalo de tempo necessário para esta mudança é muito longo.

2.1.3 ALTERAÇÕES NA CONFIGURAÇÃO DA REDE DE DRENAGEM DOS CURSOS DE ÁGUA

A Figura 15 mostra as relações entre a vazão medida e as componentes da geometria hidráulica da rede de drenagem nos períodos pré-desastre e pós-desastre, respectivamente. A Tabela 5 apresenta os expoentes para os elementos geométricos apresentados na Figura 15 de maneira tabular.

Cabe destacar que a massa de dados analisada contempla trechos de drenagem localizados além da área de contribuição direta do rio Gualaxo do Norte. Portanto, os resultados apresentados retratam a condição média do sistema fluvial das sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte e Piranga no período anterior e posterior ao desastre de Fundão.

Figura 15 – Dispersão entre os elementos geométricos e vazão líquida nas estações fluviométricas.

Nota: a) Largura do canal no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; b) Largura do canal no período de 06/11/2015 a 30/11/2018; c) Profundidade média no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; d) Profundidade média no período de 06/11/2015 a 30/11/2018; e) Velocidade média no período de 01/01/2010 a 05/11/2015; e f) Velocidade média no período de 06/11/2015 a 30/11/2018.

Tabela 5 – Expoentes para elementos geométricos na bacia do rio Doce.

Expoente	Pré-evento	Pós-evento	Variação
<i>b</i>	0,4740	0,5169	9,1%
<i>f</i>	0,3189	0,3165	-0,8%
<i>m</i>	0,2070	0,1666	-19,5%

Nota: *b* é o expoente da potência ajustada entre largura e vazão; *f* é o expoente da potência ajustada entre profundidade média e vazão; e *m* é o expoente da potência ajustada entre velocidade média e vazão.

Os expoentes obtidos se assemelham aos resultados de Leopold e Maddock (1953). Para estes autores, rios localizados em ambientes úmidos devem exibir expoente *b* próximo de 0,5, *f* próximo de 0,4 e *m* próximo de 0,1.

Estes resultados demonstram que, na condição pré-desastre, o sistema fluvial da região apresentava características similares às verificadas em condições esperadas para ambientes naturais, de acordo com os resultados de Leopold e Maddock (1953). Entretanto, cabe ressaltar que os valores obtidos neste cálculo consideram medições de descarga líquida de 11 estações, das quais apenas uma delas está na área de influência do rompimento da barragem de Fundão. Portanto, mesmo que os expoentes não tenham apresentado alteração significativa numa escala regional, alterações locais podem ser verificadas.

Buscando encontrar alterações locais, foi realizada uma análise na estação 56337000, a única das 11 estações localizada na área afetada pelo rompimento da barragem de Fundão, mais especificamente, no rio Gualaxo do Norte.

A Tabela 6 apresenta os expoentes ajustados para as dispersões dos elementos geométricos das medições de vazão nos períodos de 01/01/2010 a 05/11/2015 (pré-desastre) e de 06/11/2015 a 30/11/2018 (pós-desastre) para a estação 56337000.

Tabela 6 – Expoentes dos elementos geométricos para a estação 56337000.

Expoente	Pré-desastre	Pós-desastre	Variação
<i>b</i>	0,028	0,027	-3,6%
<i>f</i>	0,300	0,511	70,3%
<i>m</i>	0,672	0,446	-33,6%

Nota-se que o expoente *b* (largura) não apresenta significativa variação no local da estação 56337000 após o rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, obteve-se um incremento positivo do expoente *f* (profundidade média) após o desastre. Consequentemente, o expoente *m* (velocidade média) apresentou redução. Ou seja, nesse local, o sistema fluvial foi impactado pelo desastre, com modificações em características do canal que anteriormente estavam ajustadas às condições naturais deste ambiente.

Desta maneira, verifica-se uma modificação relevante no sistema hídrico local, pois anteriormente a componente de velocidade média representava a variável descritiva da vazão de maior relevância. Após o rompimento, a variação da velocidade média apresentou diminuição nesta seção transversal e a componente de profundidade média passou a ser a variável descritiva da vazão com maior relevância.

Tendo em consideração que as seções transversais de medição são instaladas em locais escolhidos, de preferência, com margens estáveis, a análise local da componente largura pode não representar a condição geral do trecho de drenagem.

Neste sentido, a Figura 16 apresenta a relação das componentes geométricas das seções transversais das estações 56337000 e 56425000 em condições de vazões baixas e vazões elevadas. A estação 56337000, localizada no rio Gualaxo do Norte, com área de drenagem de 529 km², é representada pela letra “A”. A estação 56425000, localizada no rio Doce, com área de drenagem de 10.100 km², é representada pela letra “B”.

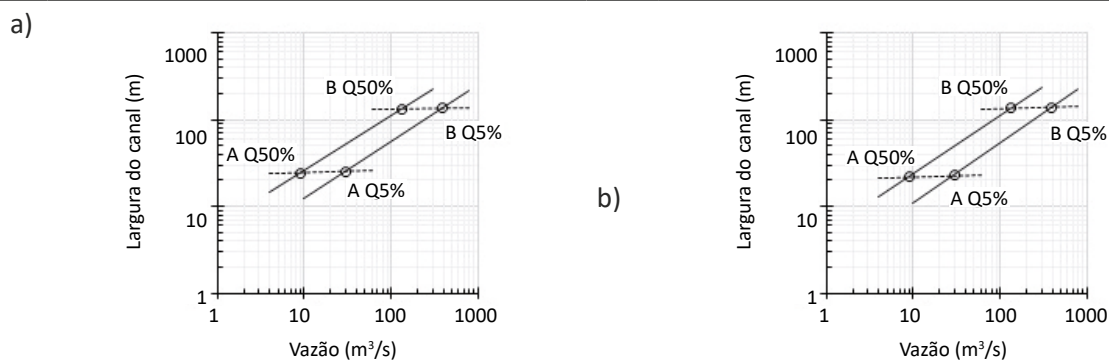
A condição de vazões baixas é representada pela vazão que é igualada ou superada em 50% do tempo em cada estação (Q_{50}). A condição de vazões elevadas é representada pela vazão que é igualada ou superada em 5% do tempo em cada estação (Q_5). As vazões representativas destas condições são apresentadas na Figura 16.

Os pontos dispostos na Figura 16 representam os valores das componentes geométricas das seções transversais nas vazões de Q_{50} e Q_5 nas estações A e B.

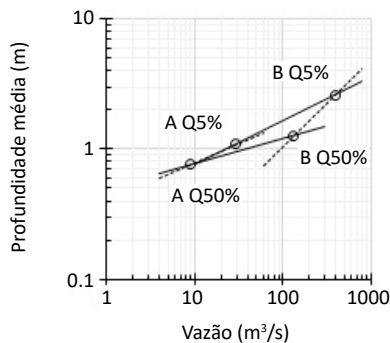
As linhas tracejadas demonstram a tendência de variação das componentes geométricas entre vazões baixas e vazões elevadas na estação A ou B. As linhas contínuas apresentam a tendência de variação das componentes geométricas entre vazões de mesma permanência (Q_{50} ou Q_5) entre a estação de montante “A” e a estação de jusante “B”. Ou seja, o segmento de reta que liga os pontos “A Q_{50} ” e “B Q_{50} ” representa a variação da componente geométrica entre as estações para uma mesma condição de vazão.

A Tabela 7 apresenta os expoentes para os elementos geométricos apresentados na Figura 16 de maneira tabular.

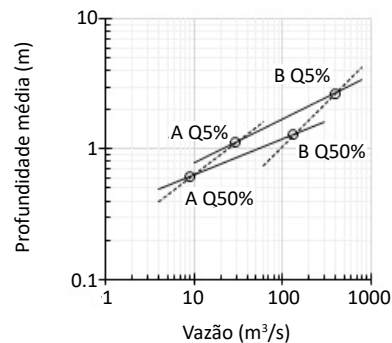
Figura 16 – Diagrama da relação de largura, profundidade média e velocidade média em diferentes condições de vazão nas estações 56337000 e 56425000 nos períodos de 01/01/2010 à 05/11/2015 (pré-desastre) e de 06/11/2015 à 30/11/2018 (pós-desastre).



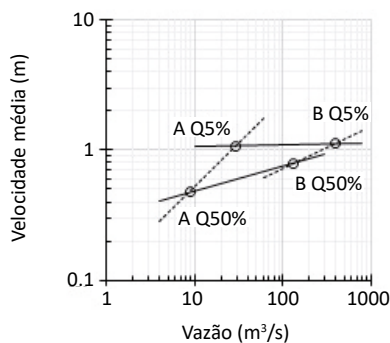
c)



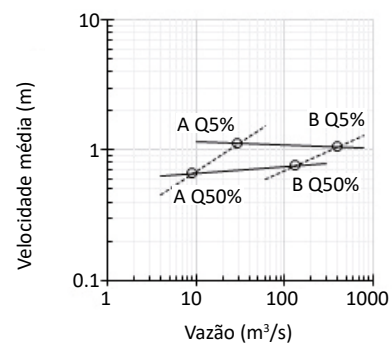
d)



e)



f)



Nota: “a)” e “b)” variação da largura entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente; “c)” e “d)” variação da profundidade média entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente; e “e)” e “f)” variação da velocidade média entre vazões baixas e altas nas estações avaliadas nos períodos pré e pós-desastre, respectivamente.

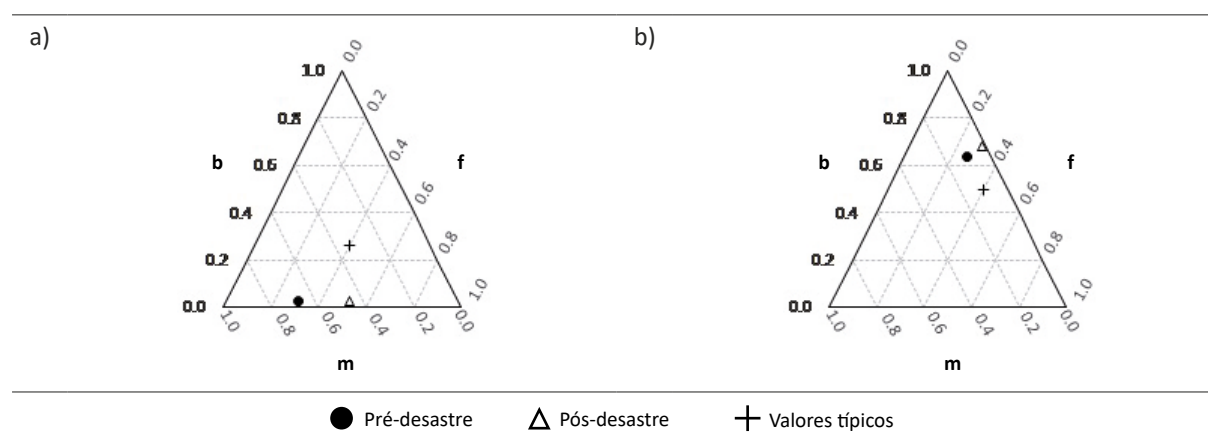
Tabela 7 – Expoentes dos elementos geométricos para diferentes condições de vazão entre as estações 56337000 e 56425000.

Expoente	Condição	Pré-desastre	Pós-desastre	Variação
<i>b</i>	Vazões baixas	0,631	0,671	6,3%
	Vazões altas	0,648	0,697	7,6%
	Média	0,640	0,684	7,0%
<i>f</i>	Vazões baixas	0,187	0,274	46,5%
	Vazões altas	0,335	0,335	0,0%
	Média	0,261	0,305	16,7%
<i>m</i>	Vazões baixas	0,184	0,052	-71,7%
	Vazões altas	0,014	-0,021	-250,0%
	Média	0,099	0,016	-84,3%

Tal como verificado anteriormente, o expoente *b* (largura) não apresenta significativa variação após o rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, obteve-se um incremento positivo do expoente *f* (profundidade média) após o desastre. Consequentemente, o expoente *m* apresentou redução.

De maneira complementar, a Figura 17 apresenta os diagramas triaxiais dos elementos de geometria hidráulica no trecho de drenagem analisado. Em conjunto são apresentadas as condições típicas de canais naturais, conforme compilação de Leopold (1994). A Figura 17a apresenta de maneira gráfica as informações apresentadas na Tabela 6, enquanto a Figura 17b se relaciona às informações da Tabela 7.

Figura 17 – Diagrama triaxial das combinações dos expoentes das componentes da geometria hidráulica do trecho de drenagem analisado.



Nota: a) condição local na estação 56337000; e b) condição regional entre as estações 56337000 e 56425000. Valores típicos (+) publicados por Leopold (1994).

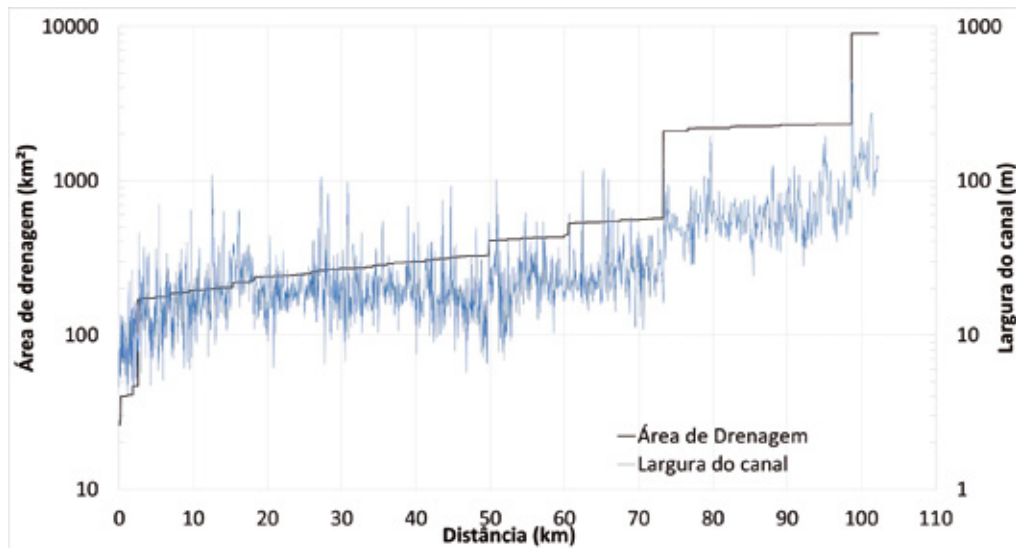
Em síntese, os resultados apresentados demonstram que há pouca variação, tanto em escala local como em escala regional, no eixo vertical da variável b (largura do canal). Isto representa que, na condição local da estação 56337000, a largura do canal não varia significativamente com o incremento da vazão. Entretanto, a largura do canal varia no sentido de jusante com proporcionalidade aproximadamente constante entre vazões baixas e altas.

Com relação à velocidade média, pôde-se observar que os pontos que representam as condições pós-desastre se deslocaram à direita dos pontos que representam as condições pré-desastre. Esta verificação se aplica tanto para a Figura 17a, que representa a condição local da estação 56337000, quanto para a Figura 17b, que representa a condição do trecho entre as estações 56337000 e 56425000.

Esta mudança no eixo horizontal da variável m representa uma diminuição do incremento proporcional entre as velocidades observadas para vazões de mesma permanência nas duas estações analisadas. Ou seja, na condição anterior ao desastre, o incremento de velocidade entre as seções era relacionado diretamente ao incremento absoluto da vazão entre os locais analisados. Portanto, para uma mesma permanência de vazões haveria incremento de velocidade entre as seções. Já na condição posterior ao desastre não há incremento representativo de velocidade entre as seções, sendo que, para uma mesma permanência de vazões, a velocidade é similar nas duas estações.

A Figura 18 mostra a variação da largura do canal fluvial ao longo do trecho entre Fundão e UHE Risoleta Neves, juntamente com o incremento da área de drenagem e a distância a partir da barragem de Fundão. As medidas de largura foram realizadas com espaçamento de 25 m.

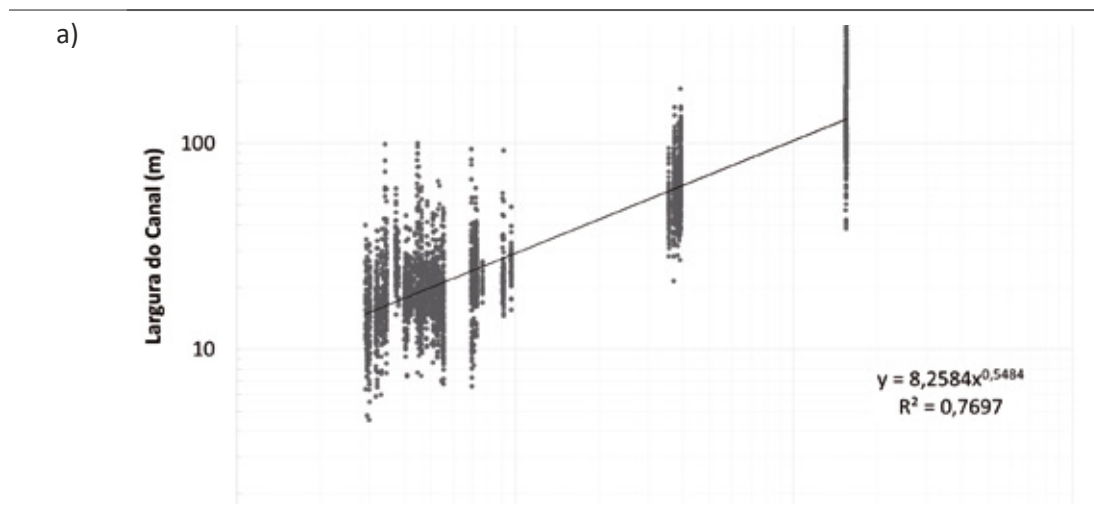
Figura 18 – Variação da área de drenagem e da largura do canal fluvial entre Fundão e UHE Risoleta Neves.

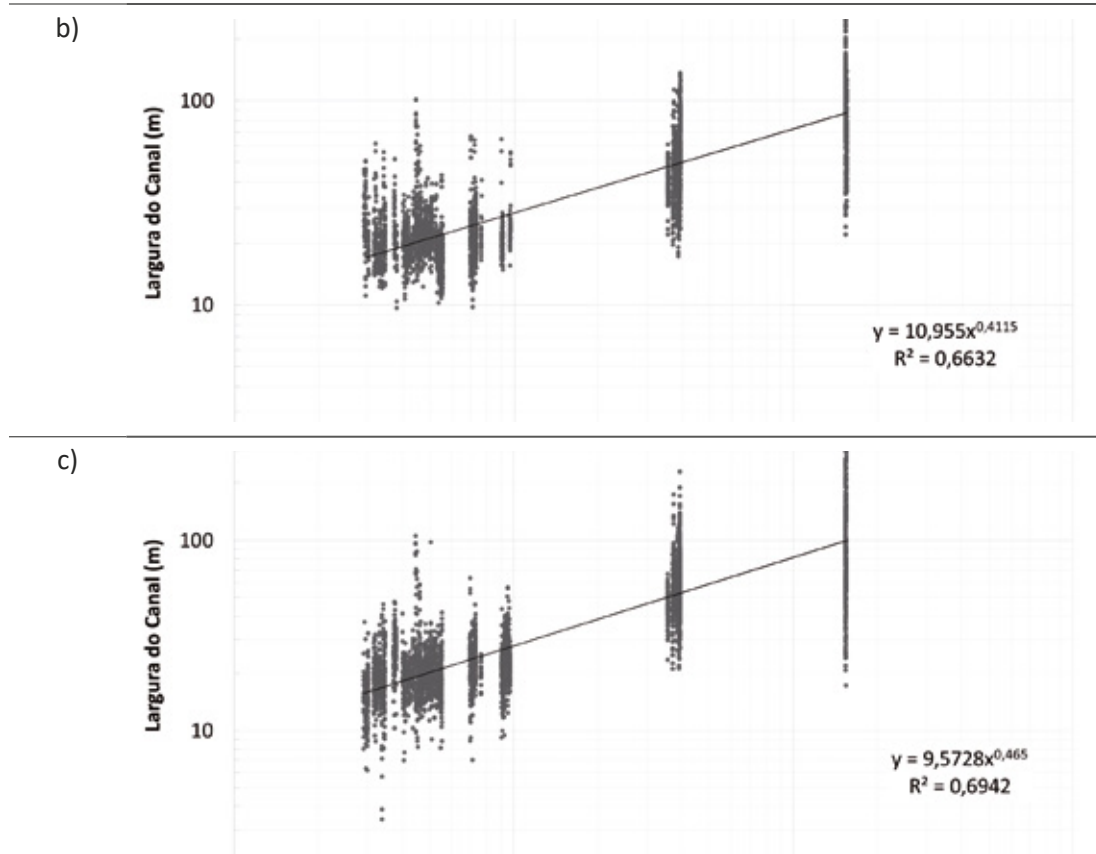


As vazões médias ao longo do trecho foram calculadas pela relação com a área de drenagem (vazão específica de 17 L/s·km²) e avaliadas frente aos resultados de largura do canal fluvial em condições anteriores e posteriores ao desastre (Figura 19).

Para a condição pré-desastre (Figura 19a) obteve-se um valor do expoente $b=0,5484$. Este resultado é similar ao obtido para as séries de medições de vazões das estações fluviométricas da bacia do rio Doce e do indicado na literatura para rios naturais. Na condição imediatamente pós-desastre (Figura 19b) percebe-se uma redução drástica no valor do expoente $b=0,4115$, enquanto na Figura 19c que mostra a condição pós-desastre mais recente, nota-se que o expoente $b=0,4650$ assume um valor intermediário entre as duas situações anteriores.

Figura 19 – Dispersão entre largura do canal fluvial e vazão média entre Fundão e UHE Risoleta Neves.

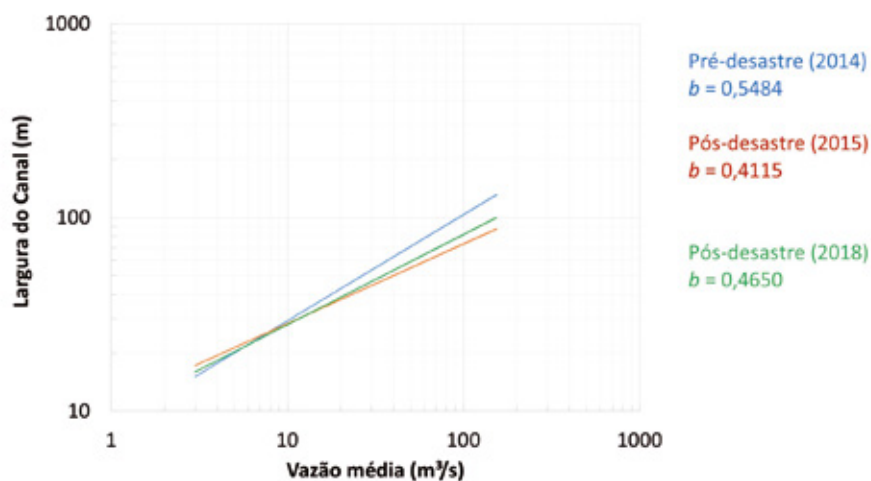




Nota: “a)” situação pré-desastre em 2014; “b)” situação imediatamente pós-desastre em 2015; e “c)” situação pós-desastre em 2018.

Essas variações significativas do expoente b reforçam que ocorreu uma perturbação no ajuste das características geométricas do canal fluvial no trecho analisado. A Figura 20 mostra uma evolução da largura média do canal em relação a vazão média entre a barragem de Fundão e o reservatório da UHE Risoleta Neves.

Figura 20 – Evolução da largura média do canal fluvial em relação a vazão média no trecho entre Fundão e UHE Risoleta Neves.

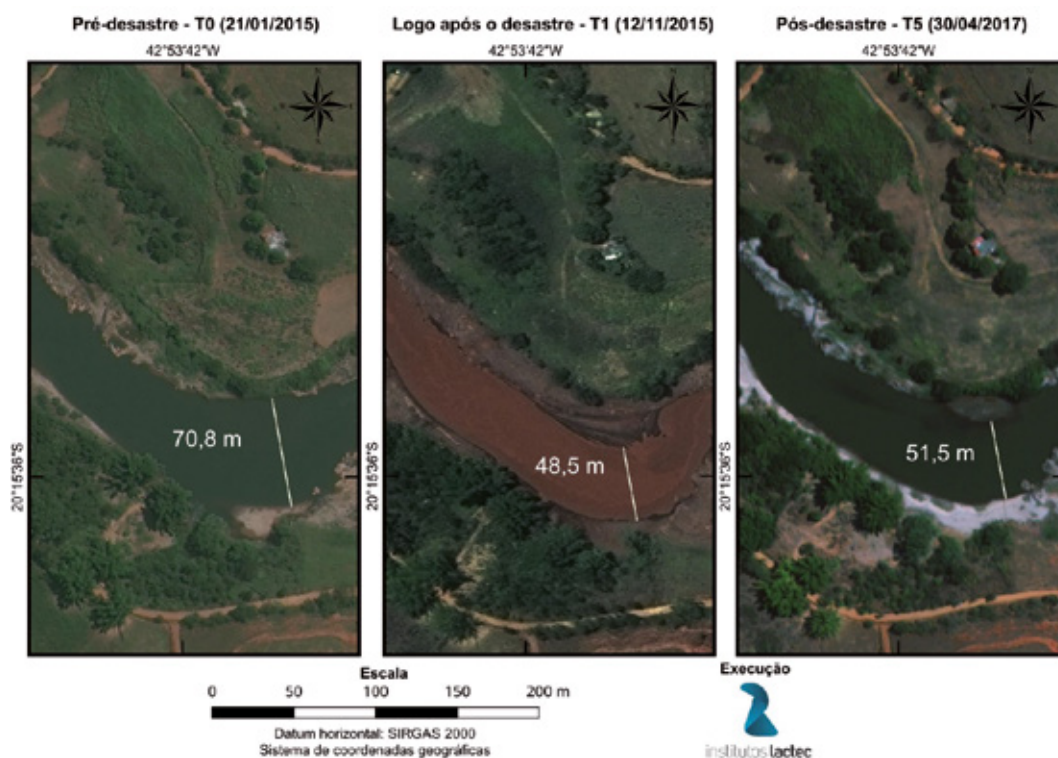


Notadamente, por ocasião do desastre, a passagem da lama provocou uma redução da largura do canal, com deposição do material que ultrapassou a capacidade de transporte naquelas condições de vazão. Essa redução da largura do canal no trecho analisado foi detectada no levantamento realizado com as imagens do ano de 2015.

No levantamento posterior, realizado com imagens do ano de 2017, verificou-se um alargamento significativo do canal fluvial em relação ao observado logo após o desastre em 2015. Esses ajustes com tendência às condições pré-desastre se devem a ocorrência de eventos de cheias naturais da bacia, cujas vazões mais elevadas apresentam capacidade de transporte para movimentar o material depositado anteriormente por ocasião do desastre.

A Figura 21 mostra um exemplo de diferentes larguras da calha do rio no Compartimento 1 considerando três instantes de tempo distintos: pré-desastre, imediatamente após o desastre e pós-desastre. As três imagens foram obtidas em datas com valores semelhantes de vazões.

Figura 21 – Comparação entre larguras da calha do rio na região afetada (Compartimento 1) em diferentes instantes de tempo.



Os resultados indicam que o sistema fluvial foi afetado pelo desastre, com modificações nas características do canal pela passagem da onda de rejeito. Como anteriormente o sistema fluvial estava ajustado às condições naturais do ambiente em termos regionais, essa nova configuração pós-desastre poderá ser modificada ao longo do tempo pela dinâmica hidrológica da bacia, quando da ocorrência de eventos extremos.

Com relação à abrangência do dano, este está associado ao trecho fluvial mais danificado pela passagem e deposição da lama, a jusante da barragem de Fundão e a montante da UHE Risoleta Neves. Este trecho tem extensão de aproximadamente 109 km e envolve um segmento do córrego Santarém, quase a totalidade do rio Gualaxo do Norte e um segmento do rio Doce. Como as maiores alterações do expoente da largura ficaram acima de 20% na condição imediatamente após o desastre (cerca

de 25%, de 0,5484 para 0,4115), o dano foi considerado “Gravíssimo”, de acordo com as definições apresentadas na Tabela 3.

Quanto a tendência e a reversibilidade do dano, os resultados indicam que a geometria hidráulica do canal fluvial no trecho considerado vem sofrendo ajustes no período pós-desastre e tende a retornar às condições existentes anteriores ao desastre. Entretanto este retorno, em muitos trechos, demandará um tempo muito longo de modo que foi considerado um dano irreversível.

2.1.4 SOTERRAMENTO DE CAVAS E AÇUDES

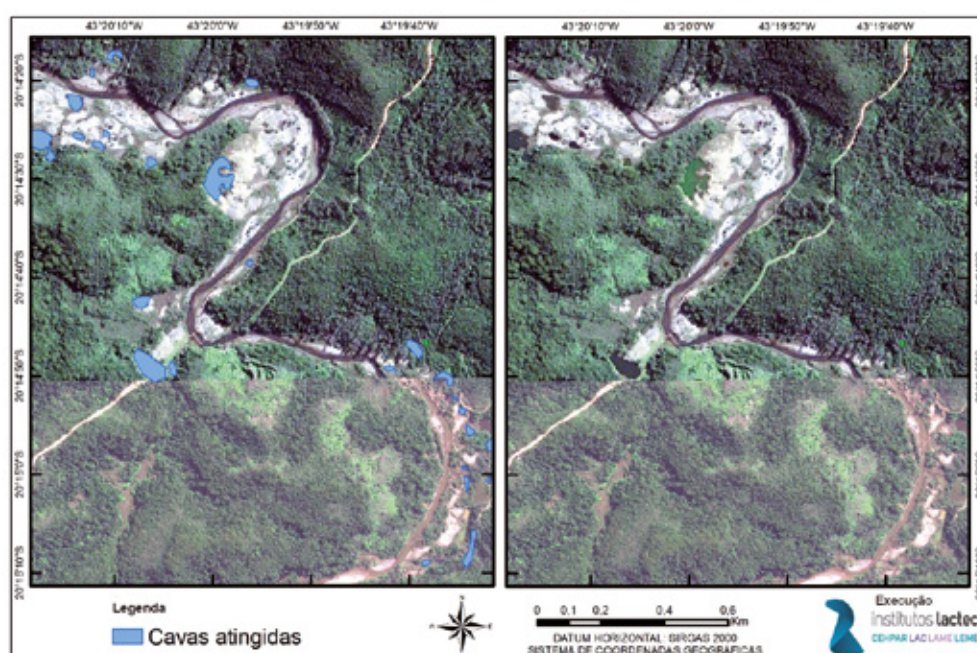
Após a vetorização dos polígonos das cavas e açudes afetados pela lama de rejeito e sua respectiva classificação quanto sua origem, foram contabilizadas um total 161 feições, sendo 115 classificadas como antrópicas, 36 como naturais e 10 indefinidas. A Tabela 8 apresenta, de forma resumida, os quantitativos em área e a classificação resultante do processo de mapeamento e análise de imagens orbitais.

A Figura 22 apresenta, de forma esquemática, o mapeamento de algumas dessas feições em uma área situada à jusante de Bento Rodrigues e à montante de Barra Longa. A classificação individual das feições mapeadas, assim como as coordenadas dos pontos médios e suas respectivas áreas em metros quadrados e em hectares, está apresentada no Apêndice A.

Tabela 8 – Quantitativos das cavas atingidas pela lama de rejeito.

Quantitativo / classificação	Antrópico	Natural	Indefinido	Total
Unidade	115	36	10	161
Área em m ²	63.283,92	13.107,96	4.906,42	81.298,32
Área em ha	6,3283	1,3107	0,4906	8,1298

Figura 22 – Exemplo de uma área com o mapeamento da área afetada e seu correspondente ao lado.



A perda dessas feições causa danos diretos a estrutura da comunidade íctica, pois houve perda dos locais de desova, berçários, áreas de desenvolvimento e de proteção contra predação. Esse dano provoca redução na taxa de recrutamento das espécies, esse efeito acarreta na redução da diversidade da comunidade íctica, sendo um efeito de grande gravidade uma vez que esses locais foram extintos.

2.1.5 CONCLUSÕES

As alterações verificadas nas áreas de drenagem das sub-bacias afetadas não influenciaram a disponibilidade hídrica da região em termos quantitativos, uma vez que não houveram mudanças significativas na forma das sub-bacias, tampouco o desastre exerce qualquer influência sobre a precipitação. Desta forma a quantidade de água que chega até o corpo hídrico não sofreu alterações.

Quanto à morfologia dos cursos d'água, ainda que alterações sejam mais significativas e afetem a quantidade e transporte de sedimentos, não houve alterações no que diz respeito à disponibilidade hídrica (em termos quantitativos). Ressalta-se ainda que em alguns trechos já se percebem mudanças na calha do rio no sentido de retornar ao estado original, ainda que num intervalo de tempo muito longo.

As alterações na morfologia dos corpos de água influenciam diretamente a biota aquática, conforme destacado para o dano de soterramento de cavas e açudes, com perda irreversível.

Embora quantitativamente a disponibilidade hídrica não tenha sido alterada, destaca-se que as alterações na qualidade podem comprometer o uso deste recurso, tema tratado no próximo item deste diagnóstico.

2.2 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

A água é um recurso natural renovável, porém finito, essencial à vida e ao equilíbrio ecológico (WHATELY; HERCOWITZ, 2008). A água bruta é encontrada em rios e lagos e pode, após tratamento, ser destinada ao abastecimento público. Pode ser utilizada para outros fins, como para o lazer, a irrigação, a dessedentação animal, além de servir de habitat para diversos organismos. Para saber se esse recurso natural está apropriado aos diversos usos, a avaliação dos corpos hídricos a partir do monitoramento de diferentes parâmetros de qualidade de água faz-se fundamental. No Brasil, as condições e os padrões de qualidade das águas de acordo com os seus diferentes usos estão dispostos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Com o rompimento da barragem de Fundão, um volume estimado de 44 milhões de m³ de rejeitos de mineração, água e materiais utilizados em sua construção foram liberados no meio ambiente no dia 05 de novembro de 2015. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), a onda de lama resultante da ruptura da barragem avançou sobre a planície de inundação dos rios tributários, levando consigo parte da vegetação e do substrato. Esses materiais somaram-se à própria lama de rejeitos, agravando os danos nos trechos de cabeceira. Assim, essa onda de rejeitos e detritos atingiu os cursos dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, até alcançar o rio Doce, alterando a qualidade da água destes corpos hídricos.

Em virtude dessa alteração, os sistemas de abastecimento de água para consumo humano que dependiam destes mananciais como fonte principal de água bruta foram paralisados, pois as tecnologias presentes nas estações de tratamento não eram capazes de tratar a água proveniente dos corpos hídricos contaminados (ANA, 2016).

A descarga de quantidade considerável de rejeitos de minério de ferro e de todo o tipo de material arrastado pela força da passagem da lama, como edificações, pontes, vegetação, solo e animais no meio aquático (ANA, 2016; IBAMA, 2015), extrapolou a capacidade de diluição e de autodepuração dos corpos hídricos, trazendo prejuízos à qualidade da água, tendo sido relacionados os seguintes danos:

- *Aumento da concentração de sólidos na água*
- *Redução das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) na água*
- *Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na água*
- *Dano ao uso da água para abastecimento público*

É importante ressaltar que além dos danos à qualidade da água bruta reportados anteriormente, não se pode descartar a existência de outros, visto que a mensuração dos danos ficou restrita a variáveis de qualidade que apresentaram histórico de monitoramento. Adicionalmente, ambientes fluviais por suas características lóticas são mais dinâmicos, além de serem influenciados por eventos chuvosos e aporte de poluentes, que podem ser originados a montante ou ser advindos do seu entorno. Assim, o início do monitoramento tardio da água ou a ocorrência das amostragens em menor frequência podem limitar a busca da relação entre alterações observadas e o rompimento da barragem de Fundão. Desse modo, a avaliação de danos em outras matrizes (biológicas, solo e sedimentos de fundo, por exemplo) e sua integração com os resultados aqui obtidos fazem-se essenciais.

2.2.1 METODOLOGIA

Neste item estão apresentadas as diversas etapas metodológicas que se mostraram necessárias para a avaliação e mensuração dos danos à qualidade de água bruta. Foram indicadas todas as fontes de dados utilizadas, a compartimentalização da área adotada, bem como a definição da escala de magnitude dos danos visando a classificação dos mesmos no período imediatamente após o rompimento e seu comportamento ao longo do tempo.

Neste item também estão apresentados os métodos empregados para a mensuração do dano ao uso da água para abastecimento público. Assim, serão apresentados os mananciais atingidos e seus respectivos SAA afetados e as formas de identificação e mensuração do dano socioambiental.

2.2.1.1 Avaliação dos danos à qualidade da água bruta

2.2.1.1.1 Fontes de dados

Para a consolidação de uma base de dados passível de mensuração em termos de dano, foram utilizados dados de estações de monitoramento de qualidade de água (Na Figura 23 e Tabela 9) que fizeram parte do trajeto percorrido pela lama de rejeitos e que possuíam dados suficientes para a quantificação dos danos, ou seja, tanto dados pretéritos ao desastre como dados posteriores a este.

Nesse contexto, foram utilizados dados de monitoramento de qualidade de água do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), responsável pelo monitoramento dos rios da bacia hidrográfica do rio Doce no trecho mineiro; do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), que monitorou o rio Doce no estado do Espírito Santo; da Aliança Geração de Energia S.A. (Aliança Energia) que, dentro de sua rede de monitoramento, no que concerne à UHE Risoleta Neves, realiza o monitoramento do rio Doce a jusante do barramento da referida usina; do Serviço Colatinense de Saneamento Ambiental (Sanear Colatina), que também faz a avaliação da qualidade da água bruta do rio Doce (antes de seu tratamento visando o abastecimento público) no município de Colatina/ES; e da Fundação Renova, responsável pelo monitoramento de diversos pontos e corpos hídricos na bacia do rio Doce.

As citadas fontes de dados foram utilizadas conforme abaixo e detalhadas na Tabela 9:

IGAM – No estado de Minas Gerais, o referido instituto já realizava o monitoramento da bacia do rio Doce antes do rompimento da barragem de Fundão, sendo que em algumas de suas estações a avaliação teve início em 1997. Após o desastre, o IGAM intensificou o monitoramento nos primeiros meses, com coletas diárias em novembro/2015, que passaram a ser semanais em dezembro/2015 e então quinzenais em janeiro/2016. A partir de outubro/2016, a periodicidade adotada passou a ser mensal. Desse modo, para a avaliação dos danos ao longo da área de passagem e deposição da lama (APDL) no estado de Minas Gerais, foram utilizadas principalmente as estações de monitoramento do IGAM. Convém destacar que para a estação RD011, no rio Gualaxo do Norte, implantada no final de novembro/2015, não foi possível mensurar a magnitude do dano, visto que a mesma não possui dados de linha-base. Contudo, a mesma foi apresentada em termos de evolução espacial e temporal das alterações decorrentes do desastre em relação à estação mais próxima (RD071) no trajeto

da lama. Os dados do IGAM foram obtidos via *site* do próprio instituto (<http://200.198.57.118:8080/handle/123456789/405>) e via *e-mail*.

IEMA – No estado do Espírito Santo, o monitoramento do rio Doce ocorreu entre 1999 e 2010 e envolvia as variáveis utilizadas para o cálculo do Índice de Qualidade das Águas (oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e sólidos totais), ou seja, não contemplava elementos potencialmente tóxicos (EPTs), como metais e não metais. Destaca-se que o monitoramento do rio Doce antes do desastre foi realizado tanto pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH) como pelo IEMA, mas para fins de padronização, foi utilizada sempre a referência IEMA. Após a ruptura da barragem de Fundão, em 05/11/2015, o IEMA monitorou o rio Doce entre novembro/2015 e agosto/2016. No tocante a estes dados há, inclusive, uma campanha de amostragem (10/11/2015) antes da chegada da lama no Espírito Santo. Os dados do IEMA foram obtidos a partir do *site* Hidroweb da Agência Nacional de Águas (http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf) e via *e-mail*.

Sanear Colatina – Em relação ao período pré-desastre, o Serviço Colatinense de Saneamento Ambiental monitorou o rio Doce, entre 2012 e 2015, em três pontos de captação de água bruta, no município de Colatina/ES. Apesar de contar com amostragens até mesmo mensais, nem todos os parâmetros de qualidade de água foram avaliados nessa mesma frequência, de modo que dependendo do parâmetro resultou um número inferior de observações. De qualquer modo, os dados de EPTs foram utilizados para a constituição de referencial de linha-base para o estado do Espírito Santo, visando se obter uma faixa de variação bem como ordem de valores que ocorriam previamente ao rompimento. Também foram utilizados os dados de sólidos dissolvidos totais, visto que o IEMA não monitorou tal variável antes do rompimento da barragem de Fundão. Os dados do Sanear Colatina foram recebidos via *e-mail*.

Fundação Renova – Com o rompimento da barragem de Fundão, a Samarco iniciou um monitoramento emergencial em 09 de novembro/2015 em diversos pontos da bacia hidrográfica do rio Doce. A partir de meados de 2016, essa avaliação passou a ser responsabilidade da Fundação Renova. Ressalta-se, contudo, que para fins de padronização, os dados serão referenciados sempre como provenientes da Fundação Renova. Além disso, é importante destacar que ao longo do tempo (desde o monitoramento emergencial até o início do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimento - PMQQS) houve mudanças no monitoramento em termos de utilização de laboratórios, locais de amostragens e parâmetros de qualidade de água avaliados. Além disso, nem sempre os locais avaliados pela Fundação Renova coincidiram com as estações do IGAM e, somente para estas existe histórico de dados.

No presente diagnóstico, os dados gerados pela Samarco e Fundação Renova foram utilizados principalmente com o objetivo de preencher lacunas de dados do IGAM e do IEMA. Os dados foram fornecidos via *e-mail* pela equipe de monitoramento hídrico da Fundação Renova. Em Minas Gerais, utilizaram-se dados do monitoramento ocorrido no mês de novembro/2015 nas estações “RGN08” (rio Gualaxo do Norte) e “RCA 02” (rio do Carmo) para preencher lacunas nas estações do IGAM “RD011” (rio Gualaxo do Norte) e “RD071” (rio do Carmo), respectivamente, visto que nessas estações o IGAM iniciou o monitoramento mais para o final do mês de novembro/2015. O intuito foi o de verificar

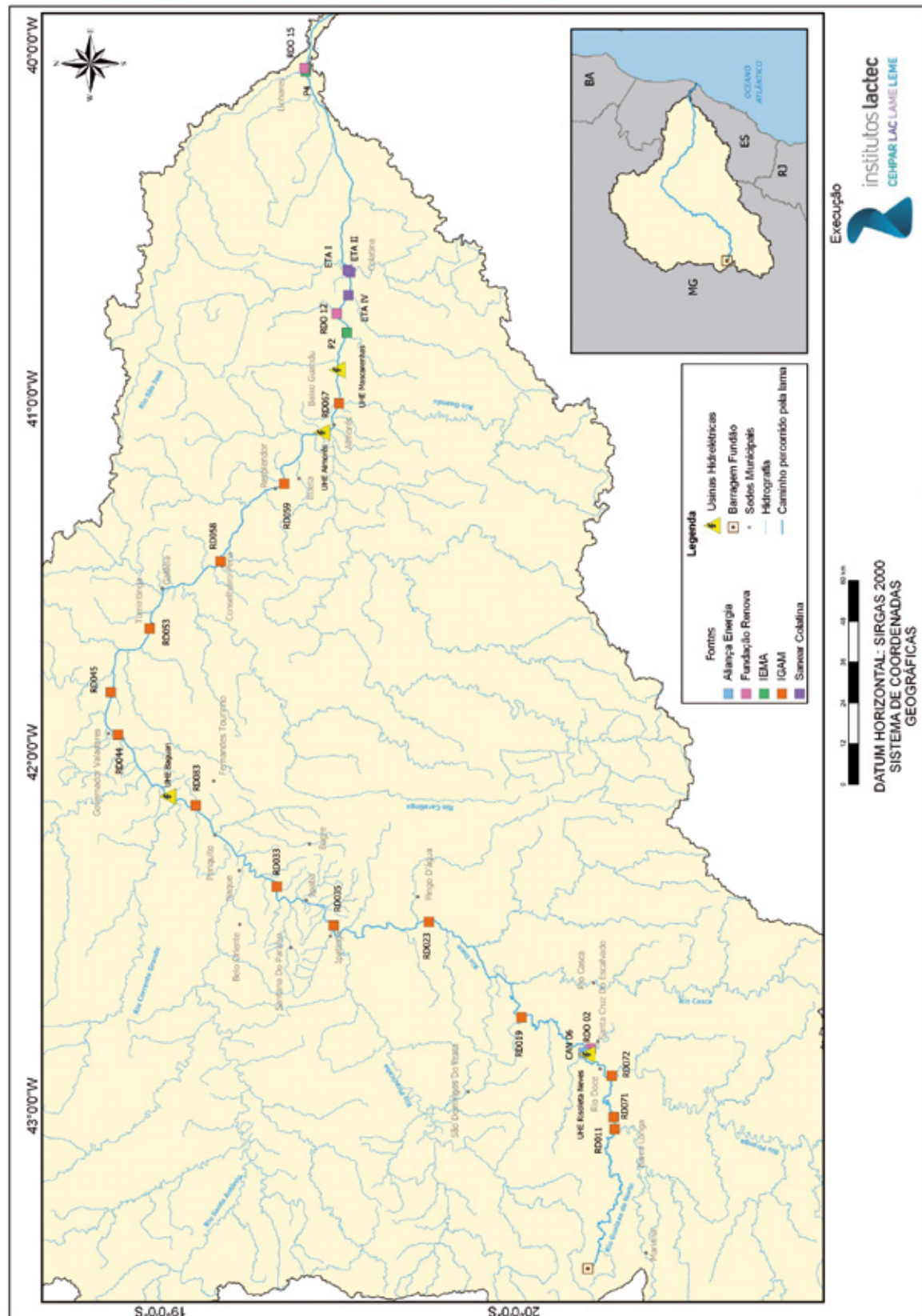
possíveis alterações iniciais que o órgão ambiental não tenha tido tempo hábil de constatar. No Espírito Santo, utilizaram-se dados das estações “RDO 12” e “RDO 15” para o preenchimento da série de dados das estações “P2” e “P4” do IEMA, respectivamente, visto que a partir de agosto/2016, o IEMA encerrou suas atividades de monitoramento no rio Doce.

Em virtude de a estação do IGAM mais próxima da barragem da UHE Risoleta Neves estar a cerca de 40 km a jusante do barramento (estação RD019), foram avaliados os dados da estação da Renova “RDO 02”, que fica a cerca de 500 m a jusante do barramento da UHE Risoleta Neves. A mesma teve seus dados comparados com a estação “CAN 06” da UHE Risoleta Neves, do Consórcio Aliança Energia, a ser detalhada na sequência (Tabela 9). Os dados que foram passíveis de comparação entre ambas as estações foram relativos à turbidez, às concentrações de sólidos suspensos totais e oxigênio dissolvido na água. A estação RDO 02 possui apenas monitoramento automático, não ocorrendo coleta manual de amostras de água e consequentemente análises destas em laboratório. Os dados automáticos são gerados a cada 30 minutos, sendo que para a análise destes dados, adotou-se a média diária. Ressalta-se que na estação RDO 12 ocorreu tanto o monitoramento automático, como o manual, com coletas de amostras de água para serem analisadas em laboratório. No caso do monitoramento automático, também foram utilizados dados médios diários.

Aliança Energia – Com a finalidade de avaliar a qualidade de água logo a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves, onde grande parte da lama ficou retida, foram utilizados dados da estação CAN 06. Essa estação é avaliada trimestralmente desde 2012 pelo Consórcio Aliança Energia. Foram avaliados dados referentes às variáveis turbidez, oxigênio dissolvido, ferro dissolvido, manganês total, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais. Para complementar os dados de turbidez, sólidos suspensos totais e oxigênio dissolvido foram utilizados também dados da estação RDO 02 da Fundação Renova, como comentado anteriormente, que teve seu monitoramento iniciado em agosto/2016 e é monitorada com maior frequência. Os dados da estação CAN 06 foram fornecidos via *e-mail* pela Aliança Energia.

Na Figura 23, está apresentada a localização das estações de amostragens ao longo do caminho percorrido pela lama de acordo com a fonte de dados utilizada para avaliação., está apresentada a localização das estações de amostragens ao longo do caminho percorrido pela lama de acordo com a fonte de dados utilizada para avaliação.

Figura 23 – Localização das estações de amostragem utilizadas para a mensuração de danos.



2.2.1.1.2 *Compartimentalização da área avaliada*

O Lactec adotou a divisão da área continental de acordo com três compartimentos (1, 2 e 3). Para a qualidade da água, optou-se ainda por dividir o Compartimento 2 em dois trechos, visando uma distribuição mais equitativa das estações de monitoramento entre os compartimentos. Assim, as estações de monitoramento avaliadas foram segmentadas da seguinte forma:

- Compartimento 1: Inicia na barragem de Fundão e vai até a barragem da UHE Risoleta Neves;
- Compartimento 2A: Inicia no final do Compartimento 1 e vai até a barragem da UHE Baguari;
- Compartimento 2B: Inicia no final do Compartimento 2A e vai até a barragem da UHE Mascarenhas;
- Compartimento 3: Inicia no final do Compartimento 2B e vai até o estuário na foz do rio Doce, no distrito de Regência/ES.

A compartimentalização da área avaliada e suas respectivas estações amostrais podem ser visualizadas na Figura 24, lembrando que a estação RD011 não possui dados históricos e as estações ETA I, ETA II e ETA IV foram utilizadas somente para fins de estabelecimento de referencial de linha-base. Na Tabela 9, estão apresentadas a localização das estações amostrais por corpo hídrico a que se referem e município, o responsável por seu monitoramento e os períodos de monitoramento antes e após o rompimento da barragem de Fundão.

Destaca-se que no estado do Espírito Santo, a lama de rejeitos chegou perto do dia 20 de novembro de 2015, em Colatina/ES (ANA, 2016). Como o IEMA iniciou o monitoramento alguns dias antes de a lama atingir o estado, há dados de novembro/2015 antes e após a chegada dos rejeitos de Fundão.

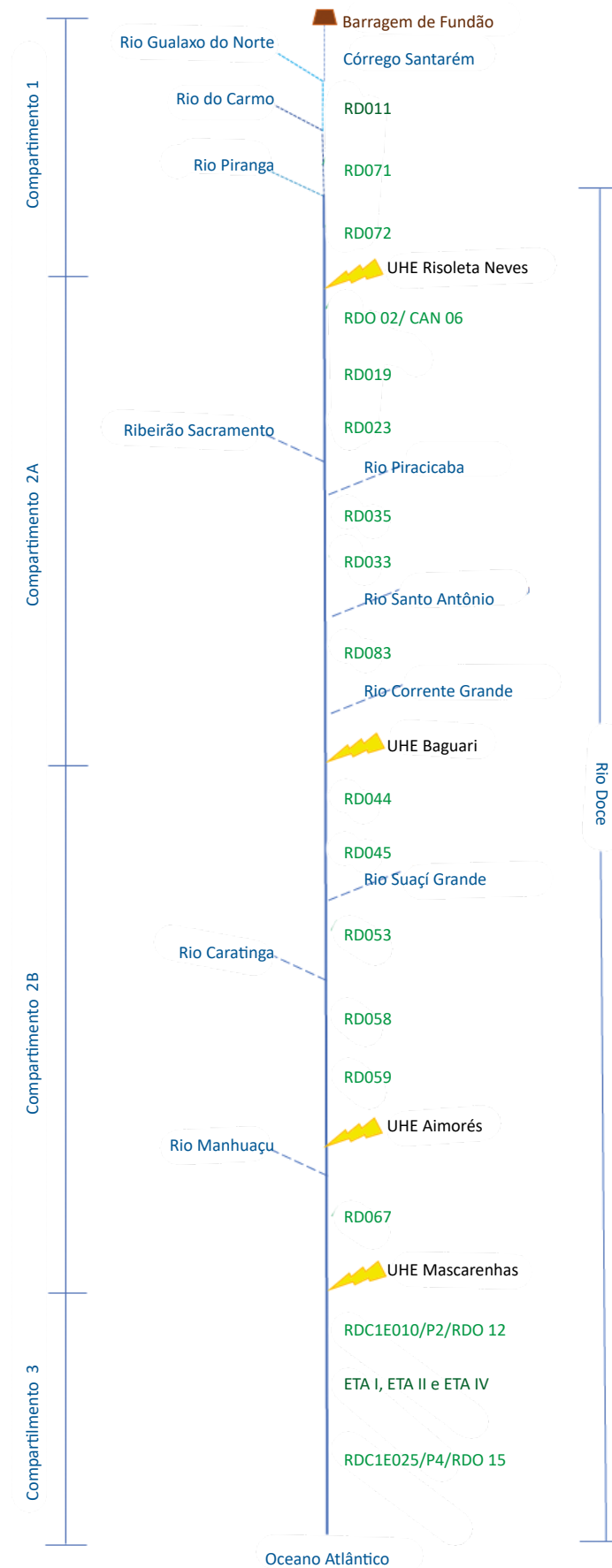
Figura 24 – Compartimentalização da área avaliada.

Tabela 9 – Descrição das estações de amostragem de qualidade de água.

Corpo hídrico	Estação amostral	Descrição	Município	Latitude	Longitude	Distância até a barragem da UHE Risoleta Neves	Fonte	Período de monitoramento (linha-base)	Período de monitoramento (pós-desastre)
Compartimento 1 - Barragem de Fundão até a barragem da UHE Risoleta Neves									
Rio Gualaxo do Norte	RD011	Próximo à ponte da MG-326	Barra Longa/MG	20° 17' 9,81"	43° 3' 57,02"	70 km	IGAM	SD	nov/15 - dez/18
Rio do Carmo	RD071	Após a confluência com o rio Gualaxo do Norte	Barra Longa/MG	20° 16' 58,0"	43° 01' 56,00"	74 km	IGAM	out/08 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD072	Próximo à ponte da BR-120	Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG	20°14'52.19"	42°53'7.84"	95 km	IGAM	out/08 - out/15	nov/15 - dez/18
Compartimento 2 A - Barragem da UHE Risoleta Neves até a barragem da UHE Baguari									
Rio Doce	RDO 02 ^a	A jusante do vertedouro da barragem da UHE Risoleta Neves	Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG	20°12'31.19"	42°51'3.30"	111 km	Fundação Renova	SD	ago/17 - dez/18
Rio Doce	CAN 06 ^a	A jusante do vertedouro da barragem da UHE Risoleta Neves	Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG	20°11'52.86"	42°50'59.97"	113 km	Aliança Energia	set/12 - set/15	dez/15 - set/18
Rio Doce	RD019	Próximo à ponte da BR-262	São Domingos do Prata/MG	20° 0'52.78"	42°44'40.67"	152 km	IGAM	set/97 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD023	Próximo à ponte queimada, na região do Parque Estadual do Rio Doce	Marliéria e Pingo d'Água/MG	19°44'57.12"	42°28'41.52"	207 km	IGAM	set/97 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD035	Após a confluência com o rio Piracicaba	Santana do Paraíso/MG	19°29'24.00"	42°29'24.00"	250 km	IGAM	ago/97 - out/15	nov/15 - dez/18

Corpo hídrico	Estação amostral	Descrição	Município	Latitude	Longitude	Distância até a barragem de Fundão	Fonte	Período de monitoramento (linha-base)	Período de monitoramento (pós-desastre)
Rio Doce	RD033	Próximo ao distrito de Perpétuo Socorro	Belo Oriente e Bugre/MG	19°19'14.88"	42°21'52.20"	279 km	IGAM	jul/97 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD083	A montante da barragem da UHE Baguari	Fernandes Tourinho e Periquito/MG	19° 5'44.16"	42° 9'18.00"	321 km	IGAM	jul/08 - out/15	nov/15 - dez/18
Compartimento 2 B - Barragem da UHE Baguari até a barragem da UHE Mascarenhas									
Rio Doce	RD044	Próximo à ponte da rodovia Rio-Bahia	Governador Valadares/MG	18°52'58.44"	41°57'3.60"	358 km	IGAM	fev/00 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD045	Próximo ao distrito de Derribadinha	Governador Valadares/MG	18°51'39.60"	41°49'39.72"	373 km	IGAM	jul/97 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD053	Próximo ao centro urbano de Tumiritinga	Galiléia e Tumiritinga/MG	18°58'28.56"	41°38'31.20"	400 km	IGAM	set/97 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD058	Próximo ao centro urbano de Conselheiro Pena	Conselheiro Pena/MG	19° 9'55.44"	41°28'0.12"	435 km	IGAM	fev/00 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD059	Próximo ao centro urbano de Resplendor	Resplendor/MG	19°20'60.00"	41°14'24.00"	470 km	IGAM	set/97 - out/15	nov/15 - dez/18
Rio Doce	RD067	A montante da confluência com o rio Guandu	Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES	19°30'21.78"	41° 0'50.11"	505 km	IGAM	mar/98 - out/15	nov/15 - dez/18
Compartimento 3 - Barragem da UHE Mascarenhas até o estuário na foz do rio Doce, no distrito de Regência/ES									
Rio Doce	P2/ RDC1E010 ^b	No distrito de Itapina	Colatina/ES	19°31'41.02"	40°48'46.01"	540 km	IEMA	mai/99 - nov/15	nov/15 - ago/16
Rio Doce	RDO 12 ^b	7 km a jusante de P2	Colatina/ES	19°29'57.44"	40°45'31.46"	547 km	Fundação Renova	SD	ago/16 - dez/18
Rio Doce	ETA I ¹	Bairro Marista	Colatina/ES	19°32'13.62"	40°38'32.21"	578 km	Sanear Colatina	jun/12 - out/15	não utilizado
Rio Doce	ETA II ¹	Bairro São Braz	Colatina/ES	19°31'48.50"	40°38'12.16"	579 km	Sanear Colatina	jun/12 - out/15	não utilizado

Corpo hídrico	Estação amostral	Descrição	Município	Latitude	Longitude	Distância até a barragem de Fundão	Fonte	Período de monitoramento (linha-base)	Período de monitoramento (pós-desastre)
Rio Doce	ETA IV ¹	Bairro Columbia	Colatina/ES	19°31'54.49"	40°42'24.66"	570 km	Sanear Colatina	dez/13 – out/15	não utilizado
Rio Doce	P4/ RDC1D025 ^c	Próximo à ponte Joaquim Calmon	Linhares/ES	19°24'38.02"	40° 3'54.00"	626 km	IEMA	mai/99 – nov/15	nov/15 - ago/16
Rio Doce	RDO 15 ^c	Próximo à ponte Joaquim Calmon	Linhares/ES	19°24'28.08"	40° 3'52.45"	626 km	Fundação Renova	SD	ago/16 - dez/18

a, b e c: estações que possuem a mesma letra foram analisadas em conjunto dada sua proximidade.

1: os dados dessas estações foram utilizados em conjunto para o estabelecimento de referencial de linha-base para o estado do Espírito Santo, no tocante à concentração de EPTs e sólidos dissolvidos totais.

SD: sem dados. As estações amostrais só começaram a ser avaliadas após o rompimento da barragem de Fundão, de modo que não possuem dados históricos.

Obs.: Para as estações da Fundação Renova, nem todas as variáveis de qualidade de água começaram a ser monitoradas no mesmo momento.

2.2.1.1.3 Métodos adotados para a avaliação e mensuração dos danos à qualidade da água

Os danos mensuráveis decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em relação à qualidade da água bruta foram:

- a) *Aumento das concentrações de sólidos na água*
- b) *Redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água*
- c) *Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos na água*

Neste item, apresentam-se os métodos adotados para a avaliação e a mensuração destes danos. Antes disso, é importante destacar alguns aspectos da análise realizada:

- 1) O período avaliado foi relativo a 3 anos de pós-desastre (novembro/2015 a dezembro/2018);
- 2) A análise dos dados levou em consideração a ocorrência dos períodos seco e chuvoso. De acordo com IGAM (2016), na região, o período chuvoso ocorre normalmente entre outubro e março, e o período seco, entre abril e setembro. Além disso, constatou-se no relatório de linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a; 2019b) maior degradação da qualidade da água para o período chuvoso em relação a algumas variáveis;
- 3) Para a mensuração dos danos, foram priorizadas variáveis de qualidade de água com histórico de monitoramento, ou seja, com dados de linha-base, já que sem este tipo de dado a quantificação do dano é prejudicada;
- 4) Também foram priorizadas variáveis de qualidade de água com número de observações suficiente para as análises estatísticas, visando maior representatividade dos resultados, e com dados relativos ao período imediatamente após o rompimento (novembro/2015), visto que deste modo a relação das alterações na qualidade da água com o desastre da Samarco torna-se mais evidente;
- 5) O número de observações variou entre as estações de monitoramento e os compartimentos avaliados, bem como entre as variáveis de qualidade de água. No Apêndice B, estão apresentados os números de observação para cada uma das variáveis e estações de monitoramento de qualidade de água;
- 6) Nos casos em que os resultados das variáveis de qualidade de água foram inferiores ao limite de quantificação do método (LQ), utilizou-se o próprio valor do LQ para fins de demonstração gráfica e mensuração da gravidade do dano. Desse modo, quando ao longo deste relatório, diz-se que o valor tendeu ao LQ é porque possivelmente o resultado da análise da amostra em laboratório resultou inferior ao LQ. No Apêndice C, estão apresentados os limites de quantificação para cada uma das variáveis de qualidade de água e fonte de dados;
- 7) As diversas fontes de dados consideradas para a avaliação do dano (IGAM, IEMA, Aliança Energia, Sanear Colatina e Fundação Renova) nem sempre utilizaram o mesmo laboratório e limites de quantificação, o que em certos momentos, trouxe mais complexidade para as análises espaço-temporais. Destaca-se que informações acerca dos LQs utilizados pelos laboratórios em algumas situações mostraram-se indisponíveis.

É importante destacar também que o monitoramento da qualidade da água é realizado usualmente através da coleta pontual de amostras de água, as quais podem ser entendidas como uma fotografia da situação. Contudo, os corpos de água superficiais apresentam variações quanto às concentrações dos seus constituintes nos diferentes pontos de uma seção transversal, bem como ao longo do eixo longitudinal. Além disso, a concentração dos constituintes de um corpo d'água pode ainda variar ao longo do tempo, num mesmo ponto, de forma aleatória ou cíclica em função das características das contribuições recebidas ou das variáveis meteorológicas (CETESB, 2011). Desse modo, os dados de qualidade de água gerados pelos monitoramentos são amostras do que ocorre no ambiente, em determinados pontos, em determinado horário e data, que nem sempre conseguem representá-lo como um todo.

2.2.1.1.3.1 Alterações iniciais na qualidade da água decorrentes do desastre

De modo que fosse possível ao leitor observar as alterações iniciais na qualidade de água provocadas pela passagem da lama de rejeitos de um modo mais compreensível, foram elaborados gráficos com diferentes intensidades de cor, relacionadas à ordem de valores das variáveis de qualidade de água analisadas. Para tanto, foram utilizados dados do monitoramento do IGAM e do IEMA que, especialmente em novembro/2015, realizaram amostragens diárias ou quase que diárias da água do trecho afetado. Os gráficos apresentam na ordenada as estações de amostragem de montante a jusante e, na abscissa, datas referentes ao monitoramento ocorrido no período de novembro/2015 a março/2016, contemplando 5 meses pós-rompimento. Junto ao código das estações de amostragem estão apresentados o nome dos rios e dos municípios em que as mesmas estão localizadas.

Antes da data do rompimento (05/11/2015), estão indicados nesses gráficos os máximos históricos pré-desastre para os períodos seco e chuvoso, ou seja, essas eram as piores condições já registradas nas referidas estações previamente à tragédia. No caso do oxigênio dissolvido foram apresentados os mínimos históricos, visto que para essa variável valores baixos é que indicam pior qualidade de água.

A escala de cor dos gráficos (variando do azul ao marrom) foi gerada considerando todos os valores dos dados dispostos na figura, ou seja, incluindo os máximos históricos pré-desastre (mínimos históricos para o caso do oxigênio dissolvido) bem como os dados do pós-desastre até final de março/2016. Assim, dados tendendo à cor azul indicam melhor qualidade da água enquanto dados tendendo à cor marrom indicam águas mais degradadas, de modo geral. Para facilitar o entendimento do leitor acerca da grandeza dos números apresentados, foram destacados na escala de cor os limites legislados, visto que dados em desatendimento com esses limites indicam águas com qualidade aquém do almejado para os usos da água pretendidos. Quanto aos limites legislados e usos da água inerentes, tal assunto será abordado no item a seguir.

A ausência de coloração em algumas partes do gráfico indica a falta do dado, seja pelo início do monitoramento ter sido tardio ou então ter ocorrido com menor frequência. Ressalta-se que a estação RD011 do IGAM foi instalada no dia 25/11/2015, ou seja, não existia antes do rompimento. Já a estação RD071, que possui série histórica anterior ao desastre, por dificuldades de acesso à área, teve seu monitoramento retomado pelo IGAM no dia 21/11/2015 (IGAM, 2017).

É importante ressaltar que, para as alterações iniciais optou-se por manter somente os dados do IGAM e do IEMA, em detrimento dos dados da Fundação Renova e Aliança Energia, tanto porque é importante conhecer quais foram as falhas do monitoramento dos órgãos ambientais, visto que podem influenciar nos resultados obtidos, como para que se pudesse manter os mesmos limites de quantificação dentro de um mesmo compartimento avaliado.

2.2.1.1.3.2 Definição dos indicadores dos danos à qualidade da água e das categorias de classificação dos dados do período pós-desastre

Para a mensuração dos danos à qualidade da água, em termos de gravidade, foram elencados indicadores, priorizando-se aqueles com maior número de observações e período amostrado, a saber:

Tabela 10 – Indicadores dos danos à qualidade da água.

Danos	Indicadores
Aumento das concentrações de sólidos na água	Turbidez (UNT), sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais (mg/L)
Diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido na água	Oxigênio dissolvido (mg/L)
Aumento das concentrações de EPTs (elementos potencialmente tóxicos) na água	Alumínio dissolvido, arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total, zinco total (mg/L)

Em relação ao aumento das concentrações de EPTs na água é importante destacar que, pelo número reduzido de observações, a análise do dano sob a ótica dos resultados dos indicadores bário total e zinco total foi descritiva e não quantitativa. Isso ocorreu porque o bário e o zinco, em relação aos demais EPTs, tiveram seu monitoramento retomado pelo IGAM dois meses após o rompimento, além disso, foram monitorados em menor frequência. Contudo, considerou-se importante analisar os dados desses dois indicadores, a despeito do menor número de observações.

Visando a mensuração dos danos, que terá seu método explicado no item 2.2.1.3.3, cada um dos dados do período pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias apresentadas na Tabela 11. A classificação ocorreu para os dados de cada um dos indicadores (Tabela 10) e para cada uma das estações de monitoramento avaliadas (Figura 23). Sendo que a qualidade da água varia no sentido de que dados pós-desastre classificados na “categoria A” indicam uma condição melhor da água enquanto dados classificados na “categoria C” indicam uma condição pior.

Tabela 11 – Categorias de classificação dos dados de qualidade da água.

Categoria de classificação dos dados	Descrição
Categoria A	Valores de acordo com os limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 e dentro da variação histórica pré-desastre
Categoria B	Valores de acordo com a variação histórica pré-desastre, mas que não atenderam aos limites da classe 2, ou então, valores que extrapolaram a variação histórica pré-desastre, mas que atenderam aos limites da classe 2
Categoria C	Valores em desacordo com os limites da classe 2 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre

Para a classificação dos dados do período pós-desastre nas categorias apresentadas na Tabela 11, utilizaram-se dois níveis de corte: limite legislado e máximo histórico pré-desastre. O limite legislado é o padrão de qualidade de água regulamentado e os máximos históricos pré-desastre indicam a pior condição já registrada em monitoramento antes do rompimento da barragem de Fundão (para o oxigênio dissolvido, o mínimo histórico pré-desastre é a pior condição já registrada). Assim, considerou-se que valores superiores aos máximos históricos pré-desastre demonstram que alterações ocorreram no ambiente, visto que não estão dentro da variação histórica anterior ao rompimento e que valores ultrapassando o limite legislado indicam uma qualidade de água inadequada.

Destaca-se que, para a categoria B, ambas as definições supracitadas foram consideradas, porque para uma mesma variável de qualidade de água, dentro do período pré-desastre, houve variação de comportamento ao longo das estações de monitoramento. Ou seja, para uma determinada estação de monitoramento, a variável pode não ter apresentado valores acima do limite legal, assim sendo, valores pós-desastre que indiquem elevação da condição anterior mostram alteração/dano nesse ambiente, mesmo que de acordo com o limite legislado. Ao passo que, para outra estação de monitoramento, os dados pós-desastre da mesma variável podem ter se mantido dentro da variação histórica, mas superando o limite legislado em algum momento, o que não é uma situação ideal. Cabe destacar que antes do rompimento já se observaram desconformidades para algumas variáveis de qualidade de água, contudo, o percentual de ocorrência dessas desconformidades após o desastre foi acentuado em alguns casos, conforme detalhado no Parecer nº 25/2019 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019f).

Sobre os limites legislados que se encontram dispostos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), os mesmos são estipulados de acordo com as classes de usos da água. O instrumento que define em qual classe determinado corpo hídrico se encontra é o enquadramento de corpos d'água. Destaca-se que o rio Doce ainda não possui enquadramento, mas de acordo com a Resolução CNRH nº 91/2008 (BRASIL, 2008), até que o enquadramento do corpo hídrico se defina, poderá ser adotada a classe 2. Desse modo, utilizaram-se os limites da classe 2 das águas doces para comparação dos resultados.

Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), ambientes doces de classe 2 podem ser destinados ao abastecimento humano após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (tais como natação, esqui aquático e mergulho); à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.

Os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2 para os indicadores analisados estão listados na Tabela 12.

Tabela 12 – Limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2.

Indicador	Limite CONAMA nº 357/2005 - classe 2
Alumínio dissolvido (mg/L)	$\leq 0,1$
Arsênio total (mg/L)	$\leq 0,01$
Bário total (mg/L)	$\leq 0,7$
Cádmio total (mg/L)	$\leq 0,001$

Indicador	Limite CONAMA nº 357/2005 - classe 2
Chumbo total (mg/L)	$\leq 0,01$
Cobre dissolvido (mg/L)	$\leq 0,009$
Cromo total (mg/L)	$\leq 0,05$
Ferro dissolvido (mg/L)	$\leq 0,3$
Manganês total (mg/L)	$\leq 0,1$
Mercurio total (mg/L)	$\leq 0,0002$
Níquel total (mg/L)	$\leq 0,025$
Oxigênio dissolvido (mg/L)	≥ 5
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	≤ 500
Turbidez (UNT)	≤ 100
Zinco total (mg/L)	$\leq 0,18$

Além dos limites anteriormente citados, foi considerado também o limite de 100 mg/L para a variável sólidos suspensos totais, conforme Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008).

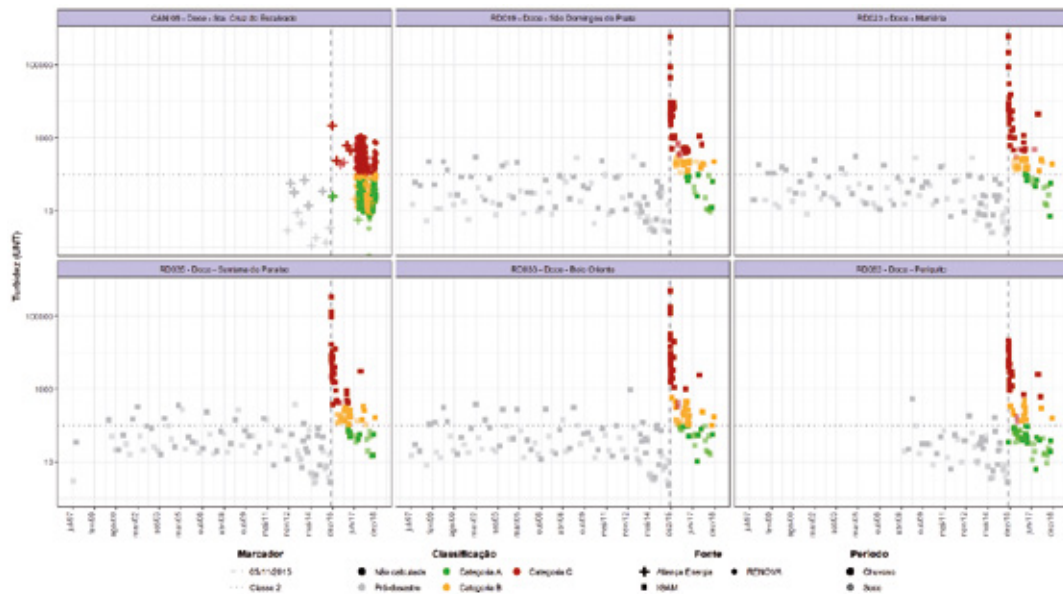
Destaca-se, contudo, que mesmo com o atendimento dos padrões da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, que abrange a proteção das comunidades aquáticas, nem sempre estes valores de referência se mostram adequados, uma vez que estudos recentes apontam que valores inferiores aos legislados já causam efeitos ecotoxicológicos em diferentes organismos (e.g., CABRAL; MARTINEZ, 2018; CABRAL; RISSO; MARTINEZ, 2018; DEXTRO; LOMBARDI, 2018; VIDAL et al., 2018). Além disso, a exposição de peixes a reduzidas concentrações de oxigênio pode ser prejudicial à saúde desses organismos, com alterações no crescimento (KARIM *et al.*, 2002; WU, 2002; WILHELM FILHO *et al.*, 2005; MAFFEZZOLLI; NUÑER, 2006), na estrutura e na função de tecidos branquiais (WU, 2002), na capacidade reprodutiva (KARIM et al., 2002) e na sobrevivência (BRAUN et al., 2006).

No próximo item, será apresentado de modo detalhado como se deu a mensuração dos danos propriamente ditos de acordo com a escala de gravidade.

2.2.1.1.3.3 Mensuração dos danos à qualidade da água de acordo com a escala de gravidade e sua tendência de evolução

Inicialmente, os indicadores dos danos à qualidade da água (Tabela 10) tiveram seus dados do período pós-desastre classificados de acordo com as categorias expostas no item 2.2.1.1.3.2, o que ocorreu por estação de monitoramento, levando em conta os períodos seco e chuvoso. Ou seja, cada um dos dados do pós-desastre, de acordo com a estação de monitoramento em que foi obtido, teve seu valor comparado com o limite legislado e com o máximo histórico da referida estação de monitoramento (no caso do oxigênio dissolvido considerou-se o mínimo histórico). Se o dado pós-desastre ocorreu no período seco, o mesmo foi comparado com o máximo histórico do período seco e se o dado pós-desastre ocorreu no período chuvoso, este foi comparado com o máximo histórico do período chuvoso. Assim, de acordo com a Tabela 11 apresentada no item 2.2.1.1.3.2, cada um dos dados foi classificado nas categorias “A”, “B” e “C”, conforme exemplo da Figura 25.

Figura 25 – Exemplo de gráfico de classificação dos dados pós-desastre em cada uma das estações de monitoramento de acordo com as categorias A, B e C.



Nos gráficos (como o exemplificado na Figura 25), para a diferenciação dos períodos seco e chuvoso, utilizou-se a tonalidade mais escura para o período chuvoso (por exemplo, amarelo escuro para a categoria B quando o dado ocorreu no período chuvoso) e a tonalidade mais clara para o período seco (por exemplo amarelo claro para a categoria B quando o dado ocorreu no período seco).

Para a diferenciação dos compartimentos (vide item 2.2.1.2), utilizaram-se cores diferentes na barra superior dos gráficos:

Compartimento 1 = verde;

Compartimento 2A = lilás (caso da Figura 25, por exemplo);

Compartimento 2B = laranja;

Compartimento 3 = azul.

Ao longo do relatório, os gráficos de todos os compartimentos e respectivas estações de monitoramento foram apresentados em conjunto, sendo que no Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhe.

Os dados classificados de acordo com as categorias A, B e C foram então agrupados em cada um dos quatro compartimentos (1, 2A, 2B e 3) e cinco períodos de tempo aos quais estavam relacionados (“novembro/2015”, “dezembro/2015 a março/2016”, “abril/2016 a dezembro/2016”, “janeiro/2017 a dezembro/2017” e “janeiro/2018 a dezembro/2018”).

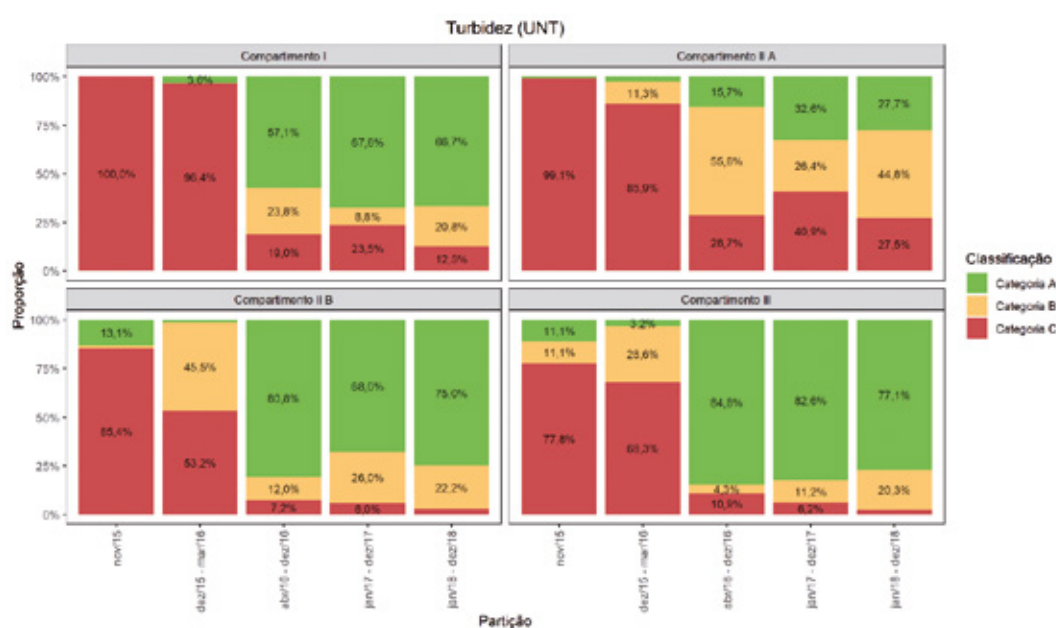
Em relação aos períodos pós-desastre, o mês de novembro/2015 foi separado dos demais por se esperar que nesse período tenham ocorrido as alterações mais significativas na qualidade da água (tendo em vista a passagem do considerável volume de lama pelos corpos hídricos). Assim o referido mês foi utilizado para a definição de gravidade do dano. O intervalo de “dezembro/2015 a março/2016” também foi destacado por se tratar do primeiro período chuvoso pós-desastre. A partir de então, os dados foram agrupados de acordo com o ano em que foram registrados. Destaca-se que no estado do

Espírito Santo, a onda de cheia chegou próxima ao dia 10/11/2015 e a onda de rejeitos próxima ao dia 20/11/2015 em Colatina (ANA, 2016).

Desta forma, de modo a subsidiar a mensuração dos danos à qualidade da água, para cada um de seus indicadores verificou-se a categoria de classificação (Tabela 11) predominante em novembro/2015, ou seja, a categoria que ocorreu em maior proporção. Logo, entende-se que a categoria que ocorreu em maior proporção foi aquela registrada em maior frequência dentro do período monitorado, sendo a situação mais comumente observada no referido intervalo avaliado.

A Figura 26 apresenta um exemplo de gráfico de classificação dos dados nas categorias A, B e C já agrupados por compartimento e período pós-desastre.

Figura 26 – Exemplo de gráfico de proporção das categorias A, B e C.



A gravidade dos danos foi estabelecida de acordo com a pior categoria registrada para pelo menos um de seus indicadores no mês de novembro/2015. Ou seja, se para o dano “aumento das concentrações de EPTs na água” ao menos um dos indicadores avaliados foi classificado, no mês de novembro/2015, na categoria C, o dano como um todo foi considerado gravíssimo no compartimento avaliado, mesmo que outro indicador tenha sido classificado na categoria A. Ressalta-se que para o dano de redução das concentrações de OD na água, avaliou-se um único indicador.

A Tabela 13 apresenta os critérios adotados para a definição da gravidade dos danos à qualidade da água, bem como sua interpretação.

Tabela 13 – Critério para definição da gravidade dos danos à qualidade da água.

Gravidade	Critério	Interpretação
Pouco grave	Todos os indicadores foram classificados na categoria A em novembro/2015	O dano considerado pouco grave foi aquele que perdurou por um menor tempo em relação aos demais e/ou apresentou alterações menores em termos de magnitude dada a condição de linha-base.
Grave	Nenhum dos indicadores foi classificado na categoria C em novembro/2015 e ao menos um dos indicadores foi classificado na categoria B em novembro/2015	O dano foi considerado grave quando foi observada alteração em relação à condição de linha-base, mas essas alterações ainda se mantiveram de acordo com os padrões legislados. Ou então, quando não se atendeu ao padrão legislado, mas essa condição já havia sido observada antes do rompimento.
Gravíssimo	Pelo menos um dos indicadores foi classificado na categoria C em novembro/2015	O dano gravíssimo indica alterações mais significativas em relação à linha-base, haja vista sua maior duração e magnitude.

A partir de novembro/2015, observou-se então a tendência de evolução do dano, ou seja, se o dano cessou (retornou às condições de linha-base), tendeu a reduzir (em relação a novembro/2015, as condições melhoraram, mas ainda não retornaram à linha-base) ou tendeu a aumentar (em relação a novembro/2015, as condições pioraram).

Para tanto, foi levado em conta o fluxo de condições apresentado na Figura 27. Convém esclarecer que as referidas condições tratam-se de diretrizes gerais que nortearam a avaliação de tendência de evolução do dano. Contudo, ao longo da discussão dos resultados levou-se em consideração também as particularidades dos dados obtidos para cada indicador bem como dos compartimentos. Foi ainda realizada uma análise conjunta dos resultados dos gráficos da classificação individual dos dados pós-desastre nas categorias A, B e C (Figura 25) e dos gráficos das proporções das categorias (Figura 26). A existência de dados pós-desastre superando os máximos históricos pré-desastre foram considerados alertas, indicando ainda alterações em relação às condições de linha-base.

Assim como para a definição da gravidade do dano, para se determinar a tendência de evolução do dano, considerou-se a pior condição registrada para pelo menos um de seus indicadores, conforme Figura 27. A Tabela 14 apresenta a interpretação da tendência de evolução dos danos.

Figura 27 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.

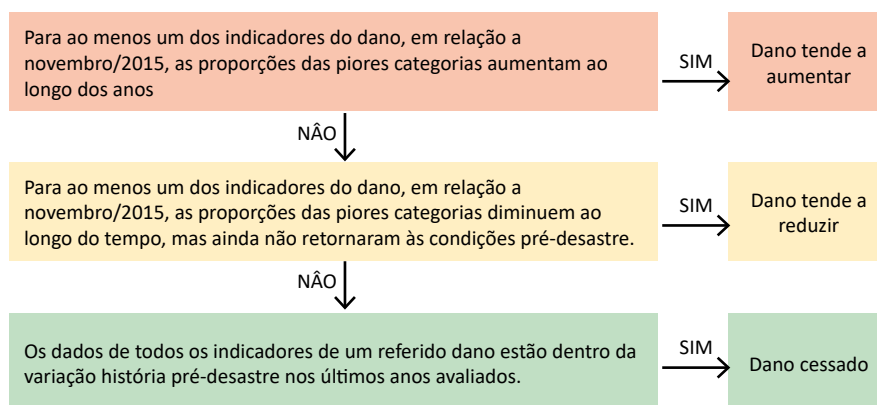


Tabela 14 – Interpretação da tendência de evolução dos danos à qualidade da água.

Tendência	Critério	Interpretação
Dano cessado	A análise temporal de todos os indicadores de um referido dano indicou que o mesmo cessou	Retorno às condições de linha-base
Diminuir	Pelo menos um dos indicadores apresentou tendência de o dano diminuir e nenhum indicador apresentou tendência de o dano aumentar	Em relação a novembro/2015, as condições melhoraram, mas ainda não retornaram à linha-base
Aumentar	Pelo menos um dos indicadores apresentou tendência de o dano aumentar	Em relação a novembro/2015, as condições pioraram

2.2.1.1.4 Avaliação quali-quantitativa da água

Haja vista que a quantidade de água no rio influencia a qualidade da água e, em virtude dessa variação ao longo do ano, devido às épocas de cheias e estiagens, entendeu-se como necessária a avaliação desses dois aspectos do ecossistema aquático. Além disso, para processos que visem a gestão dos recursos hídricos, a associação dos aspectos quantitativos e qualitativos da água faz-se essencial.

Devido às peculiaridades da referida avaliação sua discussão foi apresentada de modo mais detalhado no Relatório Suplementar - Avaliação quali-quantitativa de estações de monitoramento de qualidade da água afetadas pela passagem da lama de rejeitos e de afluentes ao rio Doce.

2.2.1.2 Avaliação do dano ao uso da água para abastecimento público

O Sistema de Abastecimento de Água (SAA) é um conjunto de componentes que busca produzir e distribuir água a uma comunidade, em quantidade e qualidade compatíveis com as necessidades da população, para fins de consumo doméstico, serviços públicos e outros usos. O SAA é composto tipicamente dos seguintes processos: captação, adução, estação de tratamento de água (ETA), reservação, rede de distribuição, estações elevatórias e ligações domiciliares (TSUTIYA, 2006).

A qualidade da água potável distribuída no Brasil é controlada através da Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Esta dispõe sobre o padrão de potabilidade e os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano. No que tange o padrão de potabilidade da água para consumo humano descrito no Capítulo V do Anexo XX desta Portaria, o padrão de potabilidade é composto, simplificadaamente, pelo padrão químico e microbiológico, padrão de turbidez para água distribuída e do padrão referente ao controle do processo de desinfecção, os quais estão disponíveis no Anexo I. Em conjunto com os padrões de potabilidade, a mesma Portaria (através do seu Anexo 12 do Anexo XX) lista a frequência em que os ensaios para determinação da qualidade da água para consumo humano devem ser realizados. A descrição desses ensaios está disponível no Anexo II.

Com o objetivo de atender aos padrões de potabilidade da legislação, garantindo que os parâmetros físicos, químicos e biológicos estarão adequados para o acesso à água potável e à proteção da saúde, é essencial que o sistema de tratamento da água esteja funcionando perfeitamente, além de que a qualidade da água de captação seja apropriada.

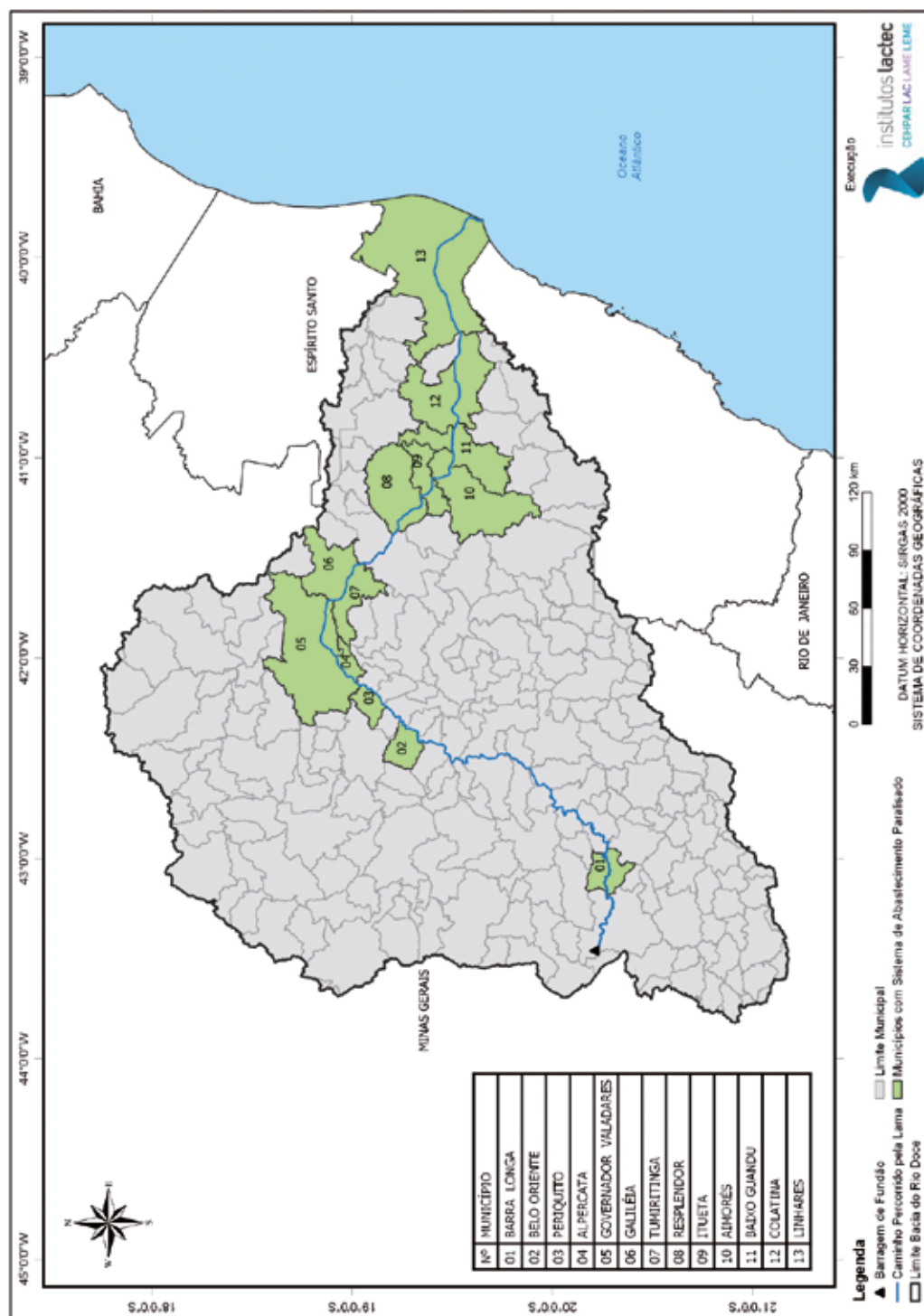
Entre os 39 municípios localizados as margens do rio Doce que sofreram com a passagem da onda de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão, 13 possuíam outorga ativa para captação no rio Doce e demais rios afetados em suas sedes municipais ou distritos e, consequentemente, tiveram seus sistemas de abastecimento inviabilizados (IBAMA, 2016). Os Sistemas de Abastecimento de Água destes locais sofreram de maneira diferente com a passagem da lama devido a alguns fatores como, por exemplo, o tempo entre o rompimento da barragem e a chegada da lama aos pontos de captação superficial de água e o número de habitantes atingidos.

Na relação dos municípios que pertencem a calha do rio Doce e demais rios atingidos, havia alguns distritos que utilizavam poços profundos ou nascentes como fonte de água bruta para suas populações. Os estudos realizados para a água subterrânea não foram contemplados dentro da área de estudo objeto deste diagnóstico de dano.

Considerando a divisão em compartimentos adotada neste diagnóstico, conforme apresentado na Figura 28, os municípios que tiveram sua captação superficial atingida pertencem aos Compartimentos 2 e 3.

O dano socioambiental em virtude da passagem da onda de rejeitos afetou à qualidade da água do manancial utilizado para o abastecimento público e inviabilizou o tratamento da água. Consequentemente, as estações de tratamento de água (ETAs) foram paralisadas, implicando em dificuldades de acesso à água potável pela população atingida e provocando insegurança hídrica nas respectivas localidades. Para mensurar este dano, foram realizadas visitas técnicas aos municípios afetados e suas estações de tratamento de água, aos pontos de captação nos mananciais afetados e avaliado os laudos de água tratada no período anterior e posterior ao desastre, conforme detalhado no Relatório Suplementar – Caracterização das Condições dos Sistemas de Abastecimento Público Antes e Após o Desastre (Anexos III, IV e V). Além disso, durante as visitas, foram entrevistados os gestores e responsáveis técnico das ETAs, de forma a serem obtidos dados relevantes, principalmente referente aos primeiros dias posteriores à passagem da onda de rejeitos.

Figura 28 – Municípios abrangidos no diagnóstico ambiental dos danos ao abastecimento público de água, causados pelo rompimento da barragem de Fundão.



2.2.2 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS NA ÁGUA

O aporte da lama de rejeitos aos corpos hídricos teve como resultado o aumento da quantidade de sólidos na água. Com o aumento da presença de sólidos em suspensão, em geral, tem-se a elevação da turbidez da água (VON SPERLING, 2005). A turbidez é o parâmetro físico da água que indica o grau de redução da passagem do feixe de luz ao atravessá-la (PIVELI; KATO, 2005). Águas com maior turbidez implicam na diminuição da transparência e da luminosidade na coluna da água.

Com a menor disponibilidade de luz, o processo de fotossíntese realizado pelas algas é alterado. A partir da fotossíntese, as algas, que são produtores primários em ecossistemas aquáticos, produzem matéria orgânica e liberam oxigênio ao meio aquático. Esses organismos são importantes visto que são a base da cadeia trófica.

Na Figura 29 é possível observar a alteração das águas do rio do Carmo, em local a montante da confluência com o rio Piranga, com a passagem da lama. A foto à esquerda refere-se ao dia 28/09/2015, antes da passagem da lama, e a foto à direita ao dia 03/12/2015, após a passagem da lama.

Figura 29 – Rio do Carmo, a montante da confluência com o rio Piranga, antes (foto à esquerda) e após a passagem da lama (foto à direita). Fonte: Visão Ambiental (2015a; 2015b).



Além disso, a turbidez também é um parâmetro que indica a qualidade estética das águas para abastecimento público (PIVELI; KATO, 2005). Em valores muito elevados pode impedir ou dificultar o processo de tratamento. Neste sentido, logo após o desastre, houve interrupção no fornecimento de água à população de diversos municípios e distritos com sistemas de abastecimento diretamente dependentes do rio Doce. Houve ainda prejuízos às atividades industriais, na irrigação, na pesca e no turismo (ANA, 2016). Sólidos em suspensão, ainda, podem servir de substrato para microrganismos patogênicos e estar associado a compostos tóxicos (MEGER, 2007).

Convém destacar que a turbidez da água bruta é altamente influenciada pelo regime de chuvas da região e pela característica da cobertura vegetal da bacia hidrográfica. Períodos chuvosos e bacias desprotegidas elevam a turbidez dos corpos d'água (VIANNA, 1992).

A elevação da concentração de sólidos dissolvidos totais na água também foi constatada. Os sólidos dissolvidos diferem dos sólidos suspensos por tamanho, visto que por definição são capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado, enquanto que os suspensos ficam retidos no filtro (VON SPERLING, 2005). De acordo com *American Public Health Association* (APHA, 2005), os sólidos dissolvidos são a porção dos sólidos que ultrapassam um filtro de porosidade nominal de 2 µm ou

menos. O termo “sólidos dissolvidos totais” é usado para descrever os sais inorgânicos e quantidades de matéria orgânica presentes na água. Os principais constituintes são geralmente cátions de cálcio, magnésio, sódio e potássio e carbonato, e, ânions de cloreto, sulfato e nitrato (WHO, 1996). Assim como para os sólidos suspensos totais, altas concentrações de sólidos dissolvidos totais podem reduzir a transparência da água, trazendo prejuízos à fotossíntese, e por consequência à toda a cadeia trófica.

O aumento na carga de material dissolvido logo quando da passagem da lama é justificável pelo fato da água presente nos vazios da massa de sedimentos da barragem de Fundão estar saturada em relação aos minerais e substâncias minerais componentes do rejeito. O relativamente grande tempo de residência, ou de contato, de uma massa de água com componentes minerais leva a solução a estar mais próxima à saturação (HEM, 1985; STUMM e MORGAN, 1996; DREVER, 1997; MERKEL e PLANER-FRIEDRICH, 2012). Independentemente de não se ter atualmente o acesso à solução intersticial dos sedimentos da barragem de Fundão, é sabido que o acesso de oxigênio é restrito em níveis inferiores de sedimentos, o que leva a um ambiente com baixo potencial de oxidação e favorável a uma alta concentração de ferro, manganês e outros metais em solução. Processo semelhante deve ter ocorrido no seio dos sedimentos da barragem de Risoleta Neves e outras a jusante. A massa de rejeitos ao revolver o material depositado, incorporou ao fluxo a carga dissolvida, elevando a concentração dos sólidos em solução fluente pelos cursos de água afetados.

No corpo da massa d'água, a carga dissolvida interage dinamicamente com o material fino em suspensão, por diferentes processos, principalmente por adsorção, consequentemente alterando a composição química de ambas as fases. Tais processos são sensíveis a alterações do pH e do potencial de oxidação do meio e se manifestam com intensidades diferentes para elementos diferentes e conforme o tipo de partícula. As partículas orgânicas têm grande capacidade sortiva, além de compostos minerais como é o caso de compostos hidratados de ferro e de manganês (STUMM e MORGAN, 1996; MERKEL e PLANER-FRIEDRICH, 2012).

O dano do aumento da concentração de sólidos na água foi avaliado em relação a três indicadores: turbidez, sólidos suspensos totais e sólidos dissolvidos totais.

2.2.2.1 Turbidez

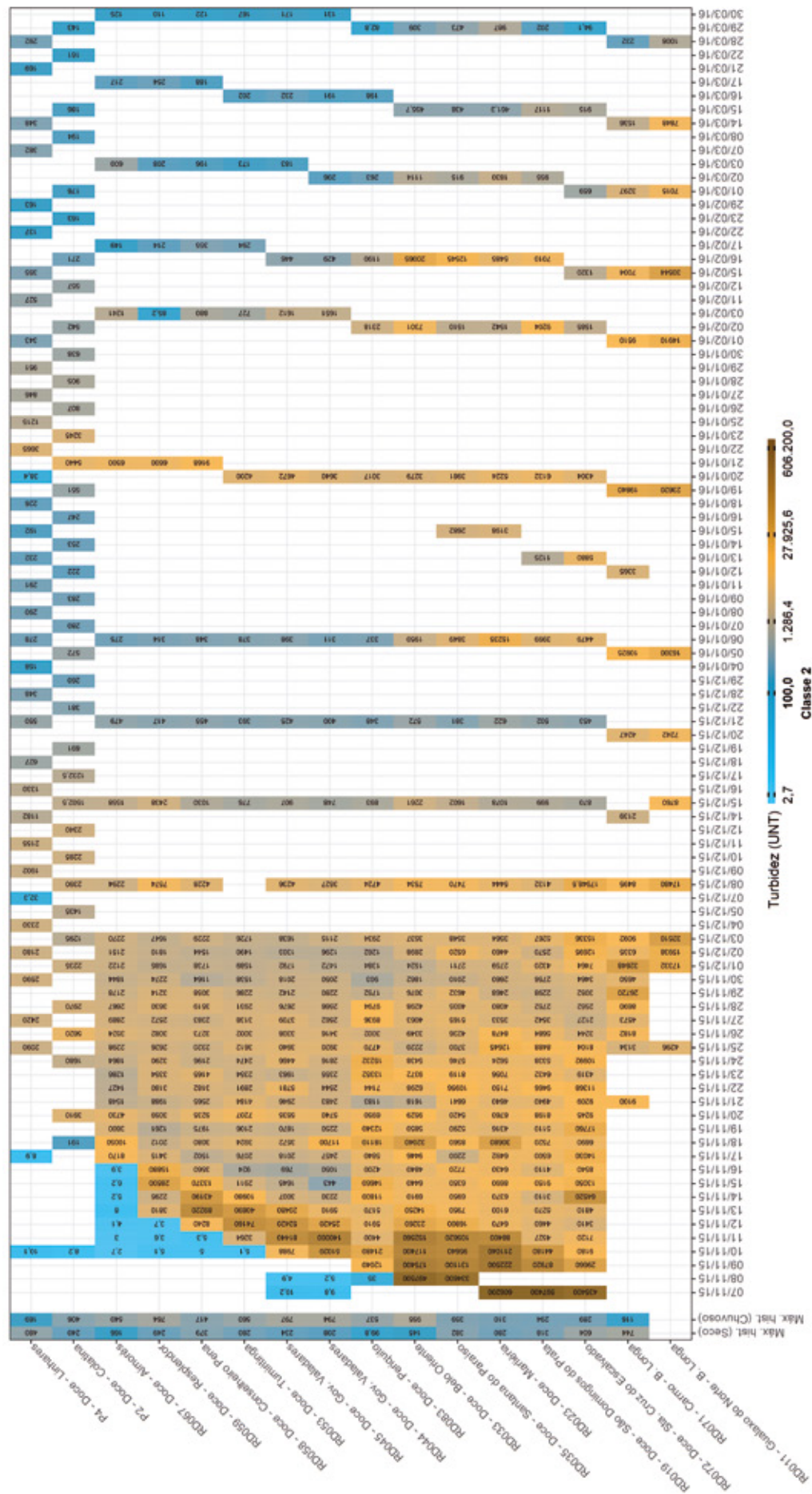
A Figura 30 apresenta os valores de turbidez da água medidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão até o final de março/2016.

Nos primeiros dias após a data do rompimento (05/11/2015) foi possível identificar a passagem da lama ao longo dos trechos, a qual é indicada pelos valores com coloração tendendo ao marrom.

Nos primeiros dias após o rompimento, chegaram a ser registrados valores de turbidez entre 400.000 e 600.000 UNT nos Compartimentos 1 (barragem de Fundão até a barragem da UHE Risoleta Neves) e 2A (barragem da UHE Risoleta Neves até a barragem da UHE Baguari), ultrapassando os máximos históricos entre 1.500 e quase 2.000 vezes, respectivamente. O limite legislado para a turbidez é de 100 UNT para águas doces de classe 2 (BRASIL, 2005), assim o mesmo chegou a ser ultrapassado em cerca de 6.000 vezes, na estação RD023, no município de Marliéria/MG.

Com o aumento da distância em relação à barragem de Fundão, ao longo das estações de monitoramento os valores de turbidez tenderam a diminuir (em novembro/2015, em Aimorés/MG, o máximo observado foi de 10.050 UNT e, em Colatina/ES, o máximo ficou em torno de 5.000 UNT, por exemplo), mas ainda superando os máximos históricos que se observavam antes do evento de rompimento. No início de março/2016, quatro meses após o evento, ainda foram registrados valores superiores aos máximos históricos, principalmente até a estação RD083, mas não da ordem ocorrida nos primeiros dias após o rompimento.

Figura 30 – Alterações iniciais nos valores de turbidez na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 31 é apresentada a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. Os compartimentos aos quais as estações pertencem estão diferenciados pela cor da barra superior do gráfico, onde estão citados o código da estação de monitoramento, o corpo hídrico a que se refere e o município em que a estação está localizada. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, o indicador não foi classificado. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica. No Apêndice D cada um dos compartimentos pode ser visualizado com maior detalhamento.

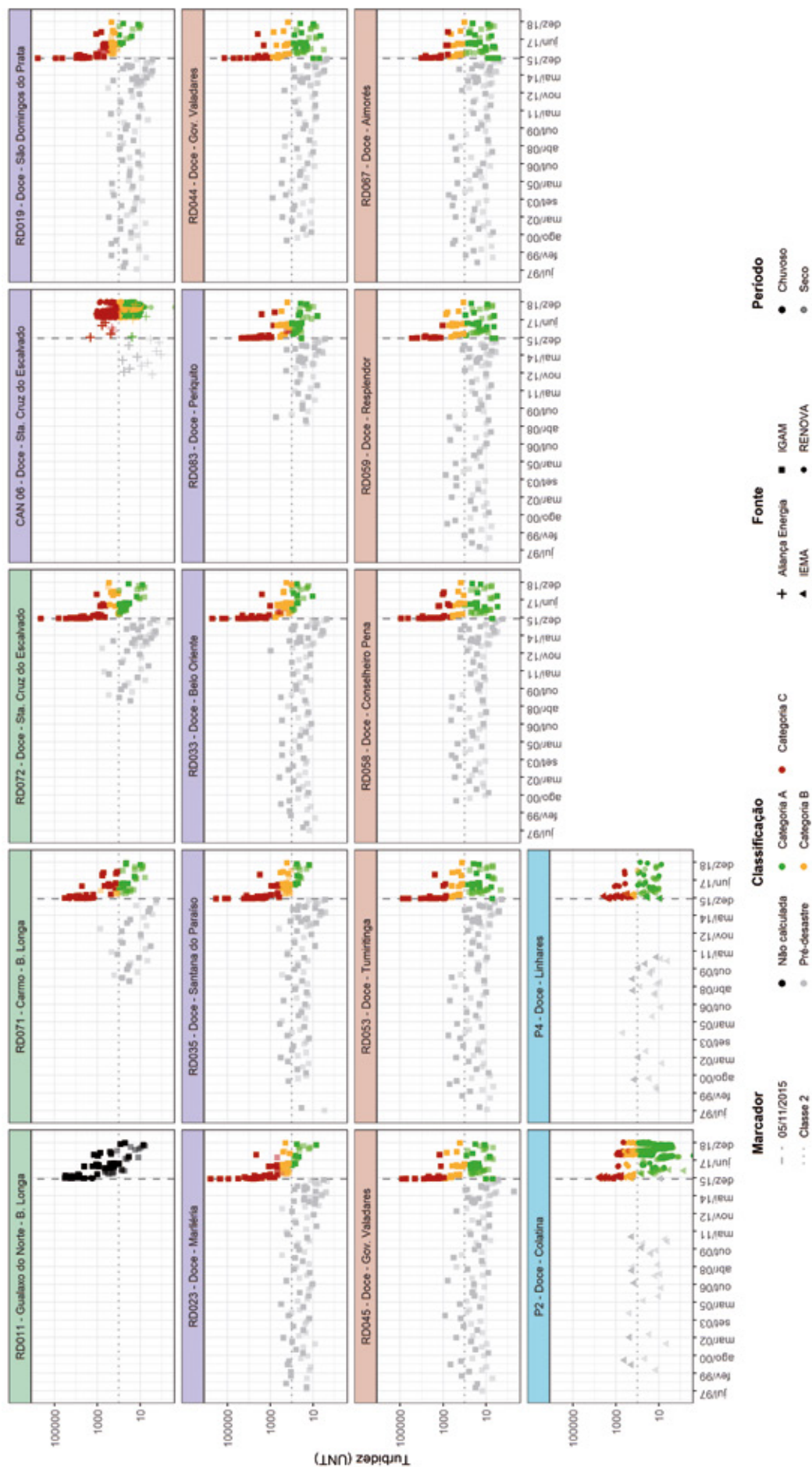
Os dados na tonalidade cinza são relativos ao período pré-desastre (antes de 05/11/2015), sendo que é possível observar que, antes do rompimento, já eram registrados, de modo geral, valores em desacordo com o limite da classe 2, de 100 UNT.

Na avaliação do indicador turbidez, foram utilizados dados do IGAM, do IEMA, da Aliança Energia e da Fundação Renova (ver item 2.2.1.1), conforme legenda da Figura 31. Para a estação CAN 06, a primeira campanha realizada após o desastre ocorreu no início de dezembro/2015, cerca de um mês após o rompimento da barragem. As leituras de turbidez pela Fundação Renova na estação automática RDO 02, que se situa em local próximo à CAN 06, foram iniciadas em meados de 2016.

Em novembro/2015, foi possível notar, ao longo de todas as estações e compartimentos, dados classificados na categoria C (valores superiores ao máximo histórico pré-desastre e ao limite legislado). De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo maior ocorrência de dados classificados nas categorias B (valores acima do limite legislado, mas dentro da variação histórica ou acima do máximo histórico, mas abaixo do limite legislado) e A (valores de acordo com o limite legislado e a variação histórica).

Contudo, especialmente na estação chuvosa (outubro a março), continuaram a ocorrer dados classificados na categoria C ao longo dos compartimentos, inclusive nos anos de 2017 e 2018. De um modo geral, os valores mais elevados de turbidez ocorreram no período chuvoso. No período chuvoso, ocorre um aumento natural da turbidez da água, pois ocorre revolvimento do material particulado presente no corpo hídrico, além de aportes de sólidos provenientes das margens e de águas advindas de montante. Para o caso específico dos rios atingidos pela lama de rejeitos, há de considerar ainda o revolvimento do rejeito depositado no leito dos rios. Com o aumento da turbidez na água, há menor incidência e disponibilidade de luz, afetando o processo de fotossíntese.

Figura 31 – Classificação dos dados de turbidez nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 32.

De acordo com a referida figura, dados classificados na categoria C (ocorrência de valores de turbidez acima do máximo histórico pré-desastre e do limite legislado) ocorreram em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos. Entre dezembro/2015 e março/2016, a categoria C também ocorreu em maior proporção.

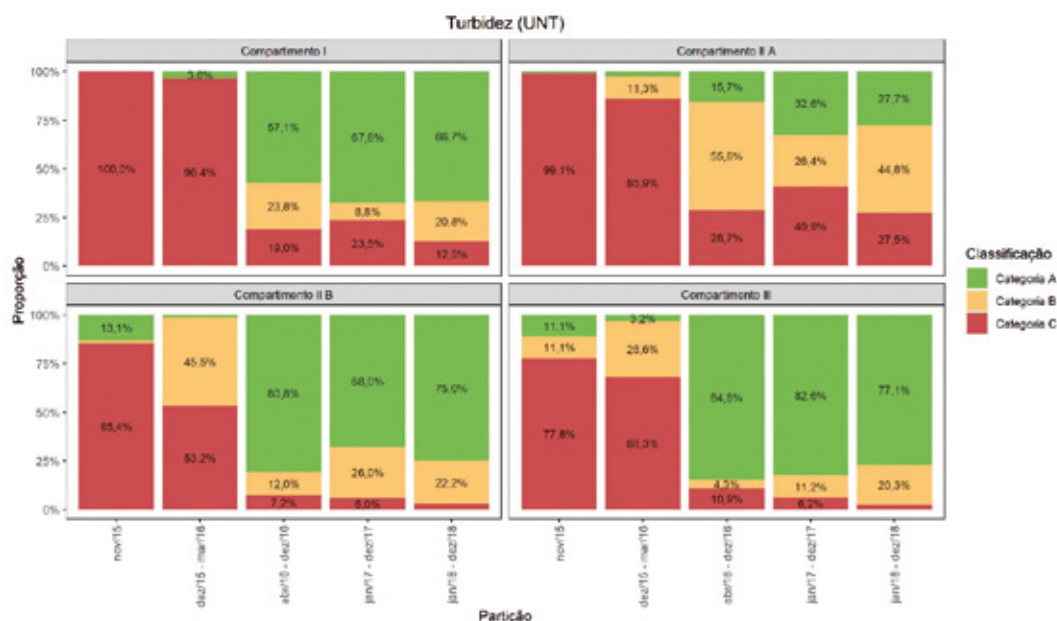
Ao longo do tempo, a categoria C teve seus percentuais de ocorrência diminuídos em relação ao registrado em novembro/2015. Contudo, mesmo que em menores proporções, no ano de 2018 ainda se observaram valores de turbidez superiores aos máximos históricos e aos limites legislados (categoria C). Ou seja, valores que antes do desastre não haviam sido registrados.

No Compartimento 2A, ainda para o ano de 2017, a categoria C foi a que se apresentou em maior proporção. Nesse contexto, cabem algumas considerações: a estação RDO 02 (Fundação Renova) localizada no referido compartimento é monitorada de modo automático, gerando dados a cada 30 minutos, sendo que para fins de avaliação calcularam-se as médias diárias. Para as demais estações nesse compartimento, os dados são obtidos uma vez por mês de modo geral, assim o número de observações obtido para a estação RDO 02 foi elevado em relação às demais. A estação RDO 02 foi avaliada em conjunto com a estação CAN 06 (Aliança Energia), que antes do rompimento não apresentava desacordos com o limite legislado. As duas estações localizam-se logo a jusante do barramento da UHE Risoleta Neves, onde grande parte do volume de rejeitos ficou retido. Na Figura 31, os dados de ambas as estações foram apresentados no gráfico referente à estação CAN 06, sendo que a fonte do dado (Fundação Renova ou Aliança Energia) foi diferenciada na legenda da Figura em questão.

É importante destacar também que na estação P2, já no Compartimento 3, os valores de turbidez a partir de agosto/2017 também foram produzidos pelo monitoramento automático da Fundação Renova (estação RDO 12). Mas, na referida estação, a proporção de ocorrência de dados na categoria C foi menor. De um modo geral, os Compartimentos 2B e 3 indicaram melhores condições do que os Compartimentos 1 e 2A.

Os períodos chuvosos (que usualmente ocorrem entre outubro e março) requerem atenção, visto que propiciam a ressuspensão de sedimentos do leito dos rios e o aporte de material das margens para dentro do rio.

Do ponto de vista sanitário, a turbidez pode afetar esteticamente os corpos d'água ou, ainda, encarecer os processos de tratamento para fins de abastecimento público e industrial (DERÍSIO, 2017). Nas águas naturais, a presença de turbidez provoca a redução de intensidade dos raios luminosos que penetram no corpo d'água, influenciando decisivamente nas características do ecossistema presente (PIVELI; KATO, 2005).

Figura 32 – Proporção das categorias A, B e C para a turbidez.

2.2.2.2 Sólidos suspensos totais (SST)

Na Figura 33 estão apresentados os valores de sólidos suspensos totais obtidos pelo IGAM ao longo do trajeto percorrido pela lama, logo após o rompimento da barragem de Fundão até o final do mês de março/2016. Ressalta-se que no estado do Espírito Santo, o monitoramento da variável em questão só teve início em julho/2016, de modo que no período abrangido pelo gráfico (novembro/2015 a março/2016) não existiam dados disponíveis. Além disso, também não há linha-base no estado capixaba para tal variável. Valores tendendo à cor marrom indicam a chegada da lama nas estações de monitoramento.

Nos primeiros dias após o rompimento, nos Compartimentos 1 e 2A, foram registrados valores de sólidos suspensos totais na ordem de 200.000 a 300.000 mg/L, ultrapassando os máximos históricos entre 800 (RD019) e 1.300 vezes (RD023), respectivamente. O limite de referência adotado foi de 100 mg/L (MINAS GERAIS, 2008), nesse caso o mesmo chegou a ser ultrapassado em cerca de 3.000 vezes.

Em termos de carga de SST (associação dos aspectos qualitativo e quantitativo da água), na estação RD023 no Compartimento 2A, chegou a ser registrado no mês de novembro/2015 o valor de 1.3718.777,82 t/d, o qual superou o máximo histórico em 1.040 vezes (vide Relatório Suplementar - Avaliação quali-quantitativa de estações de monitoramento de qualidade da água afetadas pela passagem da lama de rejeitos e de afluentes ao rio Doce).

Com o aumento da distância em relação à barragem de Fundão, a ordem de grandeza dos valores foi reduzida, mas ainda em situação distante do que se observava antes do evento de rompimento. Ao longo do tempo, conforme a referida figura, as concentrações também tiveram sua ordem de grandeza reduzida. Entretanto, em janeiro/2016, em virtude da ocorrência de chuvas as concentrações se elevaram novamente, o que foi observado em todos os compartimentos com dados disponíveis.

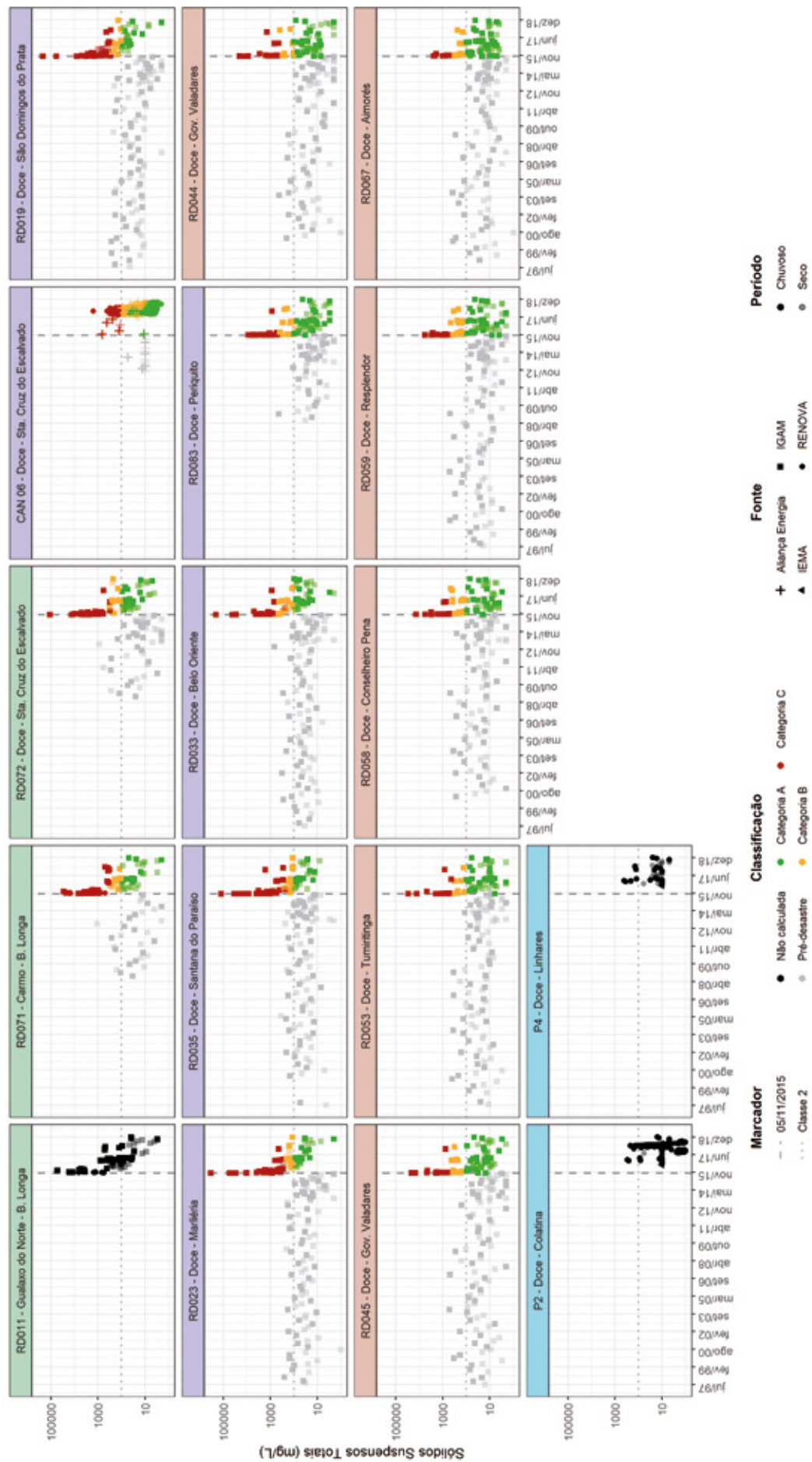
Data	Máx. hist. (Seco)		Máx. hist. (Chuvoso)		Classe 2
	1508	854	282	291	
02/11/15	1508	854	282	291	4
08/11/15	1508	854	282	291	4
09/11/15	1508	854	282	291	4
10/11/15	1508	854	282	291	4
11/11/15	1508	854	282	291	4
12/11/15	1508	854	282	291	4
13/11/15	1508	854	282	291	4
14/11/15	1508	854	282	291	4
15/11/15	1508	854	282	291	4
16/11/15	1508	854	282	291	4
17/11/15	1508	854	282	291	4
18/11/15	1508	854	282	291	4
19/11/15	1508	854	282	291	4
20/11/15	1508	854	282	291	4
21/11/15	1508	854	282	291	4
22/11/15	1508	854	282	291	4
23/11/15	1508	854	282	291	4
24/11/15	1508	854	282	291	4
25/11/15	1508	854	282	291	4
26/11/15	1508	854	282	291	4
27/11/15	1508	854	282	291	4
28/11/15	1508	854	282	291	4
29/11/15	1508	854	282	291	4
30/11/15	1508	854	282	291	4
01/12/15	1508	854	282	291	4
02/12/15	1508	854	282	291	4
03/12/15	1508	854	282	291	4
04/12/15	1508	854	282	291	4
05/12/15	1508	854	282	291	4
06/12/15	1508	854	282	291	4
07/12/15	1508	854	282	291	4
08/12/15	1508	854	282	291	4
09/12/15	1508	854	282	291	4
10/12/15	1508	854	282	291	4
11/12/15	1508	854	282	291	4
12/12/15	1508	854	282	291	4
13/12/15	1508	854	282	291	4
14/12/15	1508	854	282	291	4
15/12/15	1508	854	282	291	4
16/12/15	1508	854	282	291	4
17/12/15	1508	854	282	291	4
18/12/15	1508	854	282	291	4
19/12/15	1508	854	282	291	4
20/12/15	1508	854	282	291	4
21/12/15	1508	854	282	291	4
22/12/15	1508	854	282	291	4
23/12/15	1508	854	282	291	4
24/12/15	1508	854	282	291	4
25/12/15	1508	854	282	291	4
26/12/15	1508	854	282	291	4
27/12/15	1508	854	282	291	4
28/12/15	1508	854	282	291	4
29/12/15	1508	854	282	291	4
30/12/15	1508	854	282	291	4

Na Figura 34, está apresentada a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. Os compartimentos aos quais as estações pertencem estão diferenciados pela cor da barra superior do gráfico, onde estão citados o código da estação de monitoramento, o corpo hídrico a que se refere e o município em que está localizada. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, o dano não foi mensurado e classificado. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica. No Apêndice D cada um dos compartimentos pode ser visualizado com maior detalhamento.

Em novembro/2015, dados classificados na categoria C foram registrados nos Compartimentos 1, 2A e 2B. No Compartimento 3, não foi possível realizar a classificação conforme mencionado anteriormente.

De acordo com os dados disponíveis, percebeu-se ao longo do tempo menor ocorrência de dados classificados na categoria C e uma quantidade maior de dados classificados nas categorias A ou B. Contudo, nos períodos chuvosos de 2017 e 2018, ainda foram observados dados classificados na categoria C. Essa situação foi observada para as estações a montante da estação RD058, no município de Conselheiro Pena/MG, no Compartimento 2B.

Figura 34 – Classificação dos dados de sólidos suspensos totais nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 35.

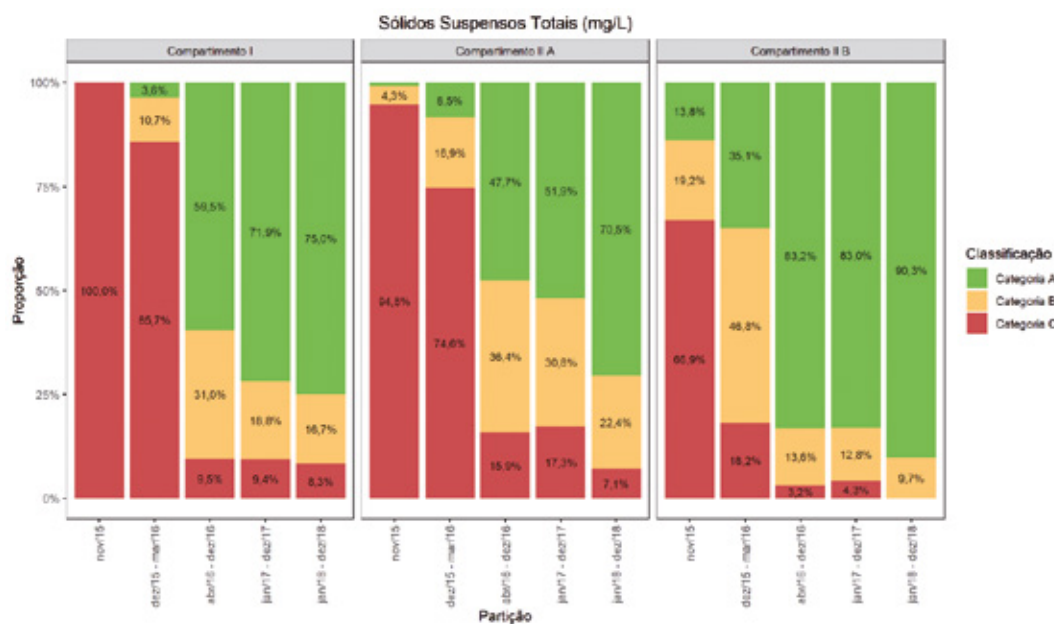
De acordo com a referida figura, a categoria C ocorreu em maior percentual de novembro/2015 a março/2016 nos Compartimentos 1 e 2A. No Compartimento 2B, a proporção da categoria C foi maior no período de novembro/2015.

Para o Compartimento 3, não foi possível realizar a classificação, visto a ausência de dados pré-desastre, além disso, o monitoramento dessa variável após o desastre só teve início em julho/2016. Contudo, entende-se que, pelas variações observadas a montante no mês de novembro/2015, possivelmente ocorreram alterações no referido compartimento.

Ao longo do tempo, a categoria C teve seus percentuais de ocorrência diminuídos em proporção às categorias A ou B (Figura 35). Contudo, mesmo que em menor percentual, a ocorrência da categoria C requer atenção, visto que indica a existência de valores superiores aos máximos históricos pré-desastre e ao limite legislado. No ano de 2018, no Compartimento 2B, não foi registrada tal categoria diferentemente dos Compartimentos 1 e 2A, o que pode indicar uma melhor condição na referida região sob a ótica do indicador em questão.

A análise de mais eventos de monitoramento faz-se importante para acompanhar a tendência de evolução do referido indicador, haja vista a possibilidade de ocorrência de eventos chuvosos que favorecem a ressuspensão de sedimentos e, por consequência, o aumento da concentração de sólidos suspensos na água.

Figura 35 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos suspensos totais.



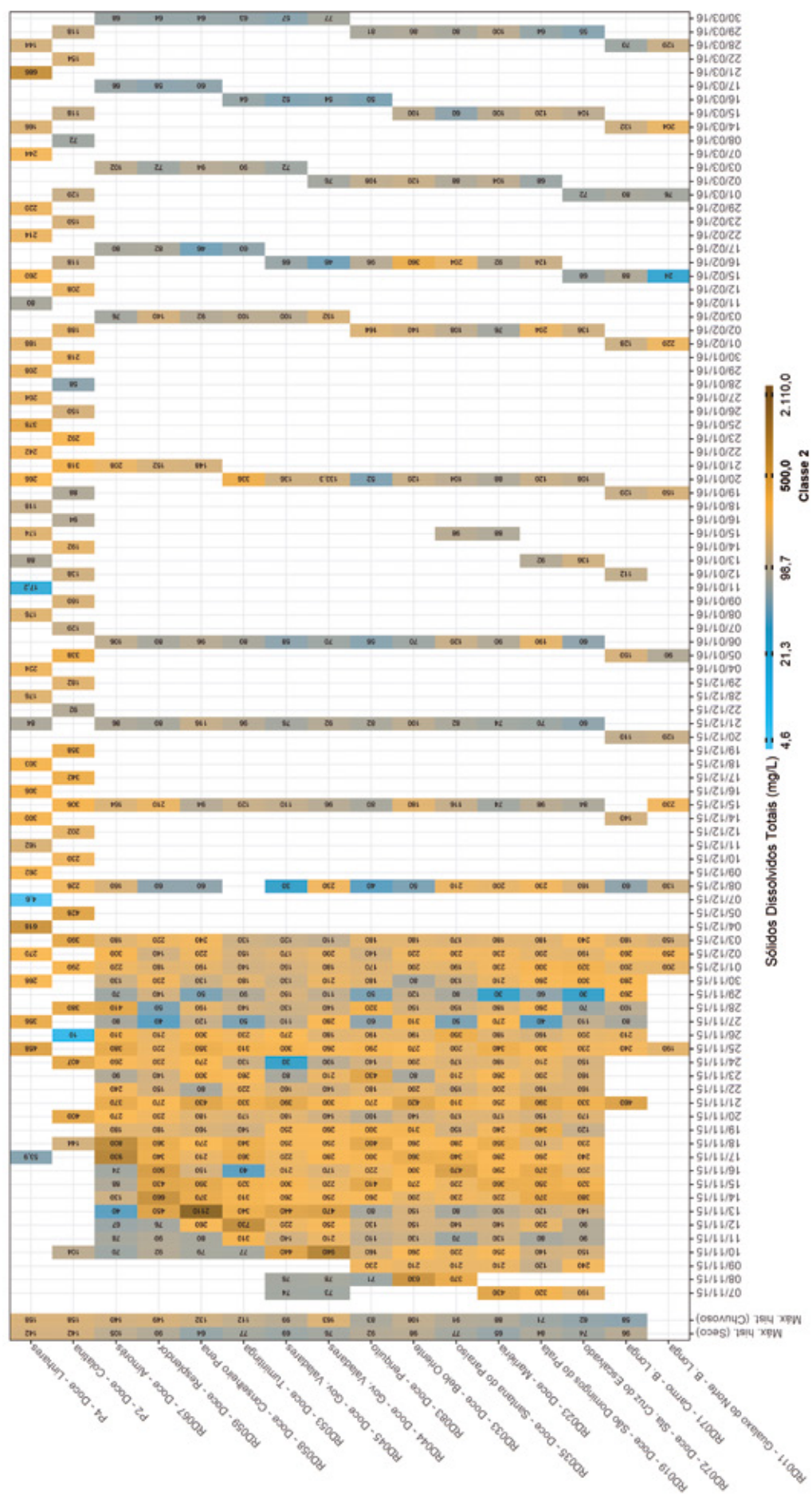
2.2.2.3 Sólidos dissolvidos totais (SDT)

A Figura 36 apresenta as concentrações de sólidos dissolvidos totais na água obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, logo após o rompimento da barragem de Fundão. Ressalta-se que se optou por suprimir um valor de 7.700 mg/L da base do IEMA referente ao monitoramento do dia 10/11/2015 na estação P4 (antes de a lama chegar). A referida concentração não se mostrou condizente com a realidade, visto que os demais parâmetros apresentaram valores baixos, inclusive a condutividade elétrica que apresenta correlação com sólidos dissolvidos totais. Em relação à base de dados da Samarco, o dado em questão também não se mostrou condizente.

Nota-se, na referida figura, a elevação das concentrações em relação aos máximos de linha-base com a chegada da pluma de rejeitos nos compartimentos. De acordo com os dados disponíveis, as concentrações mais elevadas de sólidos dissolvidos totais foram registradas principalmente no Compartimento 2B, após a UHE Baguari. De acordo com os máximos históricos do período chuvoso pré-desastre, nesse trecho já se observavam valores mais elevados do que nos Compartimentos 1 e 2A. A concentração máxima após o rompimento foi registrada na estação RD058 do IGAM, no município de Conselheiro Pena/MG, chegando a 2.110 mg/L, ultrapassando o máximo histórico do período chuvoso em 16 vezes e o limite legislado em cerca de 4 vezes. Mesmo no Compartimento 3, foi possível observar que a ordem de grandeza se manteve semelhante aos demais compartimentos.

Até o final de março/16, as concentrações tenderam a decrescer, com valores inferiores aos registrados logo após o rompimento.

Figura 36 – Alterações iniciais nas concentrações de sólidos dissolvidos totais na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



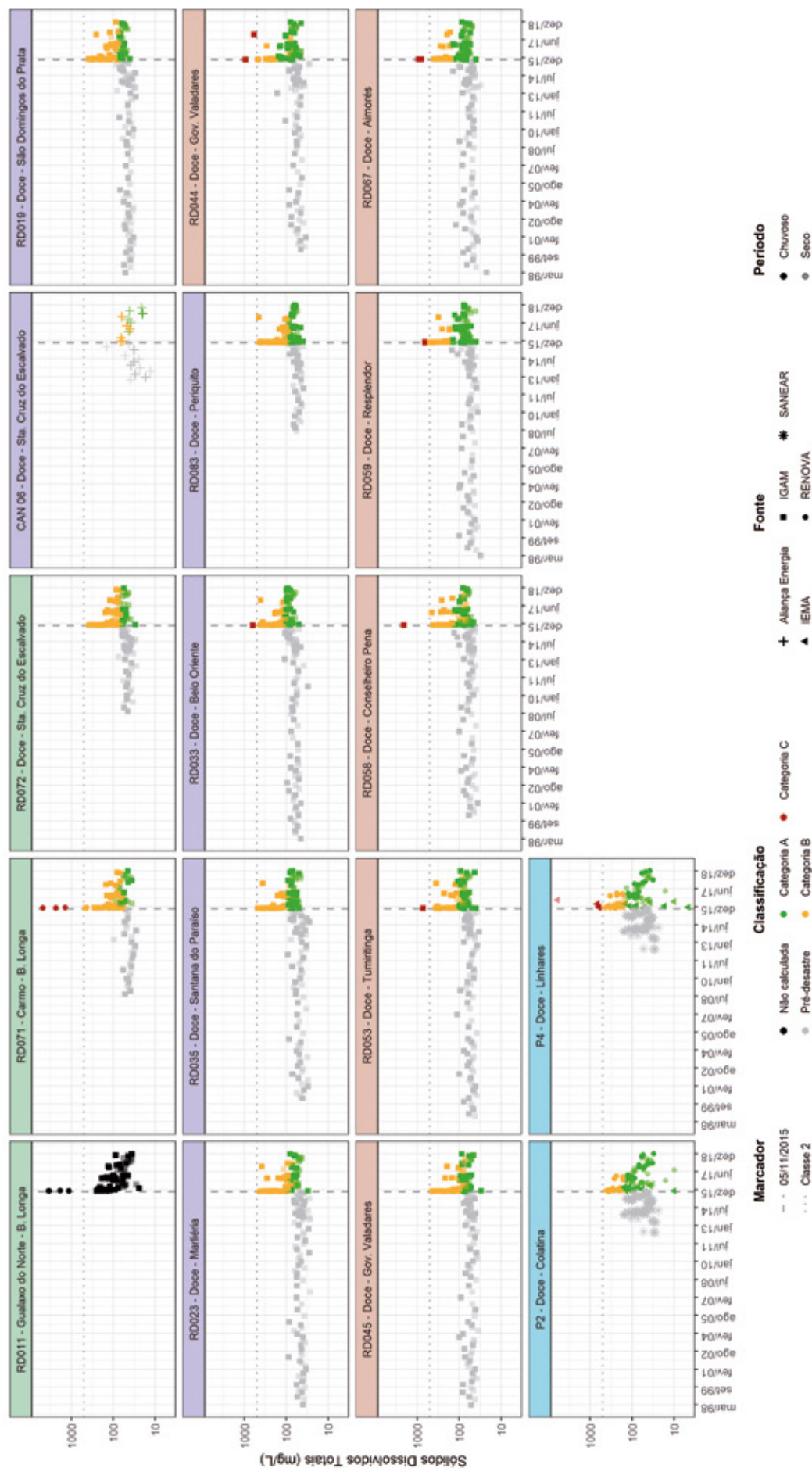
Na Figura 37 está apresentada a classificação de cada um dos dados nas categorias A, B e C. No Apêndice D cada um dos compartimentos pode ser visualizado com melhor detalhamento.

Em novembro/2015, dados classificados nas categorias B e C foram registrados ao longo dos Compartimentos 1, 2A e 2B. Contudo, os dados classificados na categoria C ocorreram pontualmente. No Compartimento 3, dados classificados na categoria C ocorreram entre os meses de dezembro/2015 e março/2016. Ressalta-se que, no mês de novembro/2015, em todos os compartimentos houve ainda dados classificados na categoria A (valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado).

Para os sólidos dissolvidos totais, a categoria B esteve relacionada à ocorrência de valores superiores aos máximos históricos, mas de acordo com o limite legal (500 mg/L). Ou seja, mesmo que não tenha ocorrido não conformidades, os valores se elevaram em relação à condição pré-desastre alterando as características que o meio apresentava. De acordo com a Figura 37, não se registraram desacordos para a variável em questão no período anterior a 05/11/2015.

No último ano avaliado, dados classificados na categoria B ainda foram registrados. No Compartimento 3, contudo, a partir de março/2017 os dados foram classificados somente na categoria A, ou seja, dados ocorrendo dentro da variação histórica e de acordo com o limite legislado.

Figura 37 – Classificação dos dados de sólidos dissolvidos totais nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



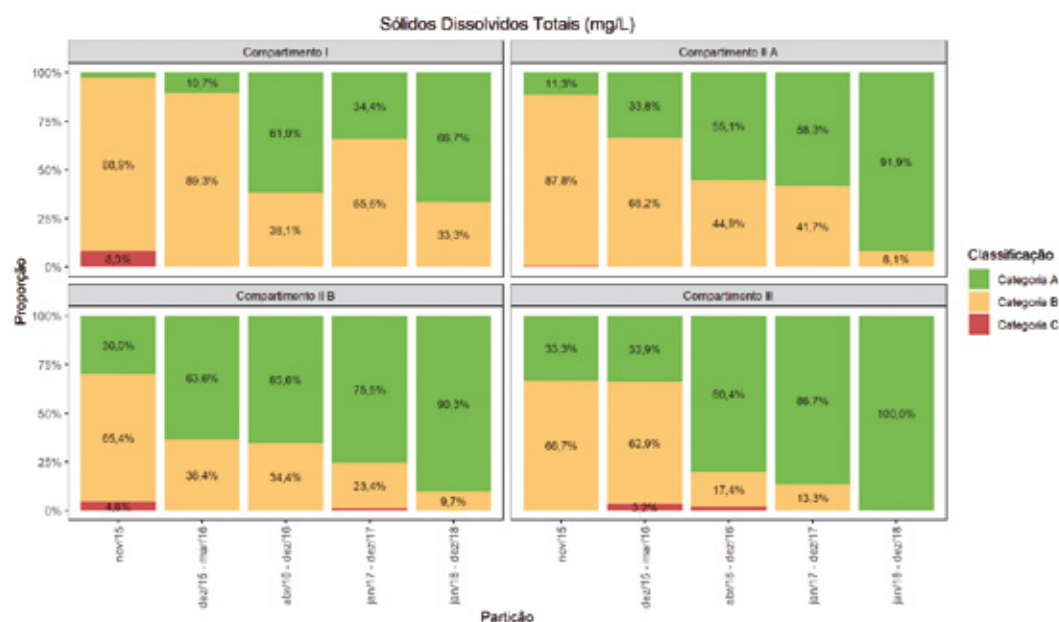
Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 38.

De acordo com a referida figura, no mês de novembro/2015, o indicador “sólidos dissolvidos totais” foi classificado na categoria B, visto que esta se apresentou em maior percentual.

Ao longo do tempo, a proporção da categoria A superou a categoria B, de modo geral. No último compartimento, no ano de 2018, somente foram registrados dados na categoria A (valores abaixo do máximo histórico e de acordo com o limite legislado), indicando melhores condições naquela região.

A análise de mais eventos de monitoramento faz-se importante para acompanhar a tendência de evolução do referido indicador, haja vista a possibilidade de ocorrência de eventos chuvosos que favorecem a ressuspensão de sedimentos e, por consequência, o aumento da concentração de sólidos na água.

Figura 38 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos dissolvidos totais.



2.2.2.4 Síntese do dano “aumento das concentrações de sólidos na água”

No mês de novembro/2015, os indicadores turbidez e sólidos suspensos totais foram classificados na categoria C ao longo de todos os compartimentos, desse modo o dano relacionado ao aumento das concentrações de sólidos na água foi considerado gravíssimo (Tabela 15). De acordo com a análise dos indicadores, a tendência observada foi a de redução do dano com o passar do tempo, contudo, o mesmo ainda não está cessado. A continuidade do monitoramento e da análise dos dados faz-se essencial, haja vista a possibilidade da ocorrência de eventos chuvosos, os quais favorecem processos de ressuspensão de sedimentos para a coluna d’água.

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, com possibilidade de ressuspensão para a coluna d’água, mas que ao longo do tempo o material será transportado até o oceano, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível nos ambientes fluviais.

Tabela 15 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de sólidos na água.

Indicador	Categoria predominante em novembro/2015	Gravidade do dano por compartimento
Turbidez	Categoria C (1, 2A, 2B e 3)	
Sólidos Suspensos Totais	Categoria C (1, 2A, 2B e 3)	Gravíssimo (1, 2A, 2B e 3)
Sólidos Dissolvidos Totais	Categoria B (1, 2A, 2B)	

2.2.3 REDUÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA

Concentrações baixas de oxigênio dissolvido na água (inferiores a 1 mg/L) foram registradas após o rompimento da barragem. Essas baixas concentrações possivelmente foram causadas pelo aporte significativo de lama no meio aquático bem como à demanda de oxigênio necessária para a degradação da matéria orgânica arrastada pela onda de rejeitos. A introdução de matéria orgânica (vegetação, solo e organismos em decomposição, por exemplo) em um corpo hídrico resulta no consumo de oxigênio dissolvido, visto que as bactérias decompositoras utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração (VON SPERLING, 2005). A maior disponibilidade de matéria orgânica no meio permite que organismos decompositores se multipliquem em excesso, consumindo grande parte do oxigênio disponível no ambiente aquático e, assim, diminuindo as concentrações de oxigênio dissolvido. Há também que ser considerada a exposição de substâncias minerais presentes no seio do rejeito no interior da barragem, formadas sob condições de déficit de oxigênio e agora submetidas a processos de oxidação.

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido no ambiente aquático podem limitar a sobrevivência de diversas espécies componentes da biota. Em termos gerais é necessário um nível de 2 a 5 mg/L de oxigênio dissolvido para a sobrevivência da maior parte das espécies (LIBÂNIO, 2010). A exposição de peixes a reduzidas concentrações de oxigênio dissolvido pode ser prejudicial à saúde desses organismos, com alterações no crescimento (KARIM et al., 2002; WU, 2002; WILHELM FILHO et al., 2005; MAFFEZZOLLI; NUÑER, 2006), na estrutura e na função de tecidos branquiais (WU, 2002), na capacidade reprodutiva (KARIM et al., 2002) e na sobrevivência (BRAUN et al., 2006).

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), são previstos valores de no mínimo 5 mg/L para os usos da água relacionados à classe 2: abastecimento humano após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (tais como natação, esqui aquático e mergulho); irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; aquicultura e atividade de pesca.

Em relação a esse dano, o mesmo foi avaliado a partir de um único indicador, as próprias concentrações de oxigênio dissolvido (OD) na água.

A Figura 39 apresenta os valores de oxigênio dissolvido medidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão (05/11/2015). A tonalidade marrom na Figura indica valores baixos de oxigênio, enquanto a tonalidade azul indica valores mais elevados. Na ordenada, encontram-se as estações de amostragem de montante a jusante e na abscissa, datas referentes ao período de novembro/2015 a março/2016.

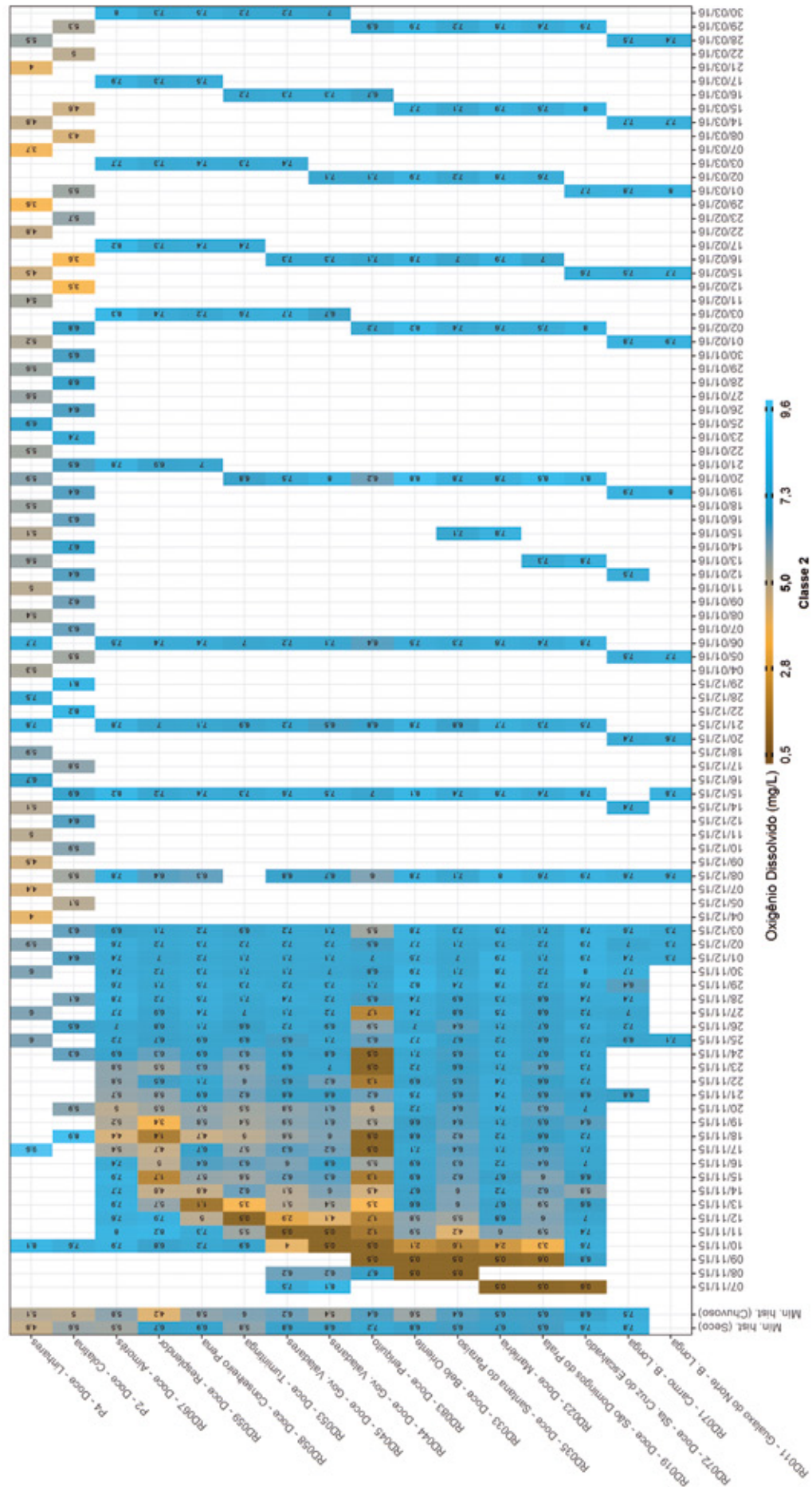
Antes da data do rompimento também são apresentados na Figura 39 quais eram as concentrações mínimas históricas de oxigênio dissolvido nas estações de monitoramento de qualidade de água avaliadas, para os períodos seco e chuvoso. Ou seja, essas eram as piores condições já medidas nas referidas estações antes do rompimento da barragem de Fundão.

Com a passagem da lama, concentrações reduzidas de OD foram registradas principalmente nos três primeiros Compartimentos (1, 2A e 2B). Até a estação RD053, em Tumiritinga/MG, no Compartimento 2B, registraram-se inclusive concentrações abaixo de 1,0 mg/L. A partir do município de Aimorés/MG, registraram-se concentrações já mais elevadas, com valores superiores a 4 mg/L. De acordo com CETESB (2019), o valor mínimo de oxigênio dissolvido (OD) para a preservação da vida aquática, estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, é de 5,0 mg/L, mas existe uma variação na tolerância de espécie para espécie. Para peixes, por exemplo, a concentração de 3,0 mg/L já é considerada estressante, menores que 2,0 mg/L configuram uma condição perigosa, denominada hipóxia, que pode ser prejudicial e até mesmo fatal para muitas espécies e, concentrações iguais ou menores que 0,5 mg/L, caracterizam um cenário anóxico letal para a grande maioria das espécies (DIAZ; ROSENBERG, 2008; PEREIRA; SOUZA; GOMES, 2014; CETESB, 2019).

Na estação RD083 (Figura 39), nas proximidades do reservatório da UHE Baguari, foi possível observar que concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido foram registradas por mais tempo (cerca de 20 dias após a passagem da lama no local ainda se registrou concentração de 1,7 mg/L, ao passo que na estação RD035, quatro dias após a passagem da lama a concentração registrada foi de 5,5 mg/L, por exemplo), assim como também relatado pelo IGAM (IGAM, 2015). Possivelmente esse ambiente com águas com menor velocidade, haja vista a proximidade com o barramento da referida usina hidrelétrica, recebendo todo o material aportado pelo desastre, teve mais dificuldade em se recuperar do que os outros locais avaliados, que apresentam maior velocidade de fluxo. Rios com corredeiras, por exemplo, apresentam excelentes condições para uma eficiente turbulência, que auxilia a reaeração atmosférica, que é frequentemente o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido (VON SPERLING, 2005). Ainda segundo Baird (2002), a água que é aerada através da movimentação dos cursos d'água e rios é continuamente reabastecida de oxigênio. Porém, a água estagnada não é favorecida por mecanismos que possibilitem a reposição do oxigênio com rapidez, visto que a difusão molecular (tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível) é um processo lento (BAIRD, 2002; VON SPERLING, 2005).

Para as estações localizadas no estado de Minas Gerais (até a estação RD067), no início de dezembro/2015, começaram a ser verificadas concentrações de oxigênio mais adequadas e superiores aos mínimos históricos. Para as estações situadas no estado do Espírito Santo, ainda foram observados em março/2016 alguns valores abaixo dos mínimos históricos, mas acima de 3 mg/L. Contudo a relação com o rompimento não se mostrou clara nesta região.

Figura 39 – Alterações iniciais nas concentrações de oxigênio dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



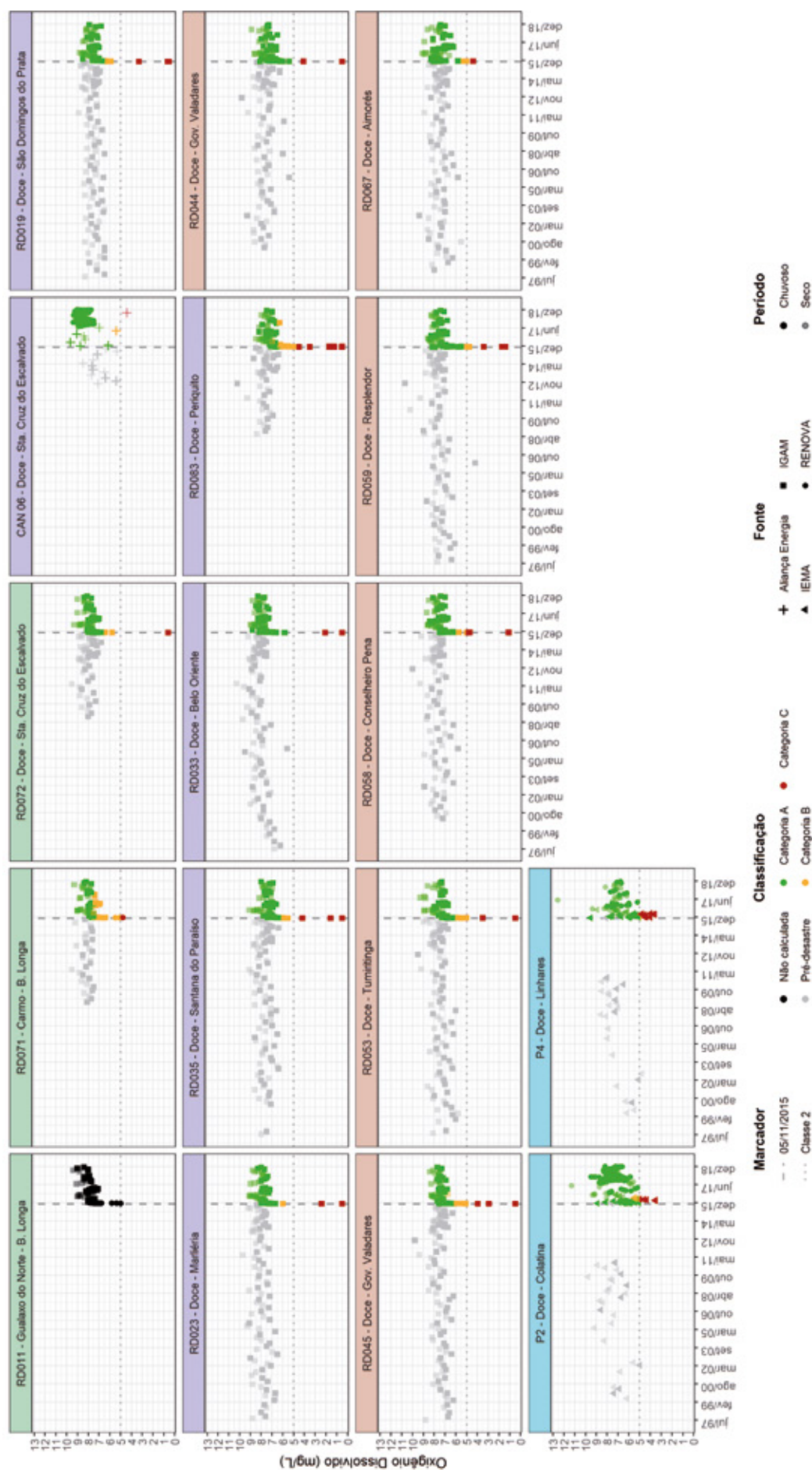
Na Figura 40 é apresentada a classificação de cada um dos dados pós-desastre nas categorias A, B e C por estação de monitoramento. Os compartimentos aos quais as estações pertencem estão diferenciados pela cor da barra superior do gráfico, onde estão citados o nome da estação de monitoramento, o corpo hídrico a que se refere e o município em que está localizada. Para a estação RD011, sem histórico de monitoramento, o indicador não foi classificado. No Apêndice D cada um dos compartimentos pode ser visualizado com maior detalhamento.

Para a avaliação do dano relativo à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água, foram utilizados dados do IGAM, do IEMA, da Aliança Energia e da Fundação Renova (ver item 2.2.1.1), conforme legenda da Figura 40.

Para a estação CAN06 (monitorada pela Aliança Energia), a primeira campanha realizada após o desastre ocorreu no início de dezembro/2015, cerca de um mês após o rompimento da barragem. As amostragens da Fundação Renova, em local próximo (estação automática RDO 02), foram iniciadas em meados de 2016. Desse modo, não foi possível identificar nesse local alterações logo após o rompimento.

Em novembro/2015, houve dados classificados nas categorias A, B e C ao longo dos Compartimentos 1, 2A e 2B. No Compartimento 3, em novembro/2015, só foram registrados dados classificados na categoria A. Mas entre dezembro/2015 e março/2016, houve dados classificados nas categorias B e C. Ao longo do tempo, a maior ocorrência foi de dados classificados na categoria A.

Figura 40 – Classificação dos dados de oxigênio dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 41.

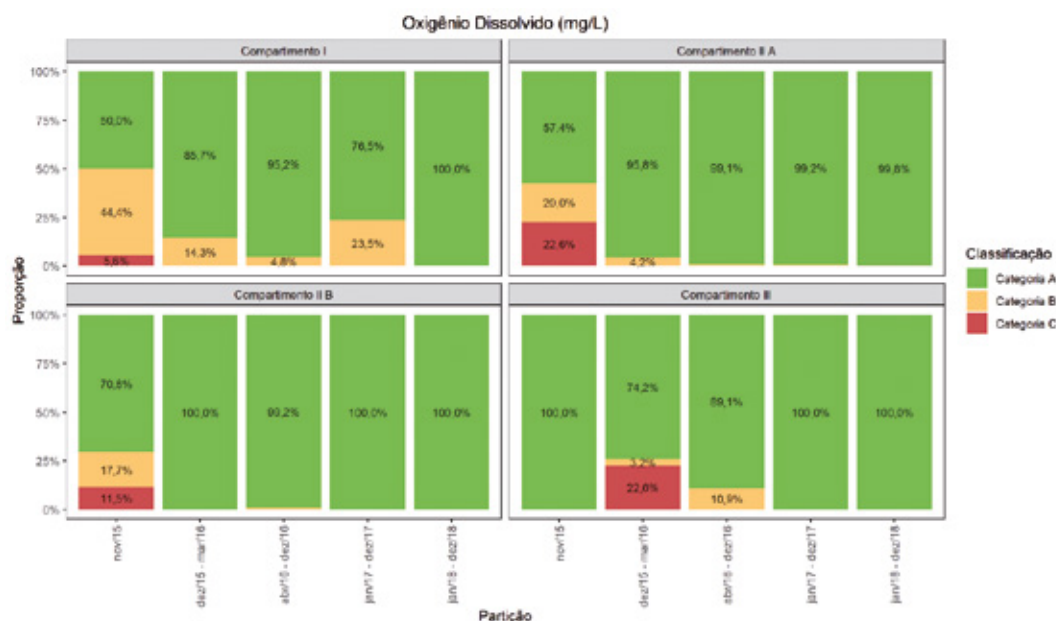
De acordo com a referida figura, a categoria C (concentrações de oxigênio dissolvido abaixo do mínimo histórico e do limite legislado) foi registrada somente no mês de novembro/2015 nos Compartimentos 1, 2A e 2B, contudo, ocorreu em um percentual menor em relação às outras categorias. Ou seja, as alterações mais bruscas foram registradas em um intervalo de tempo mais curto, quando se toma como comparação os resultados de turbidez, por exemplo. Em novembro/2015, para a maior parte das observações, prevaleceu a categoria A para os quatro compartimentos.

No Compartimento 2A observou-se um percentual mais elevado da categoria C em relação aos demais compartimentos, o que pode estar atrelado aos resultados comentados anteriormente para a estação RD083, localizada nas proximidades da barragem da UHE Baguari. No Compartimento 3, entre dezembro/2015 e março/2016, foram registradas ainda concentrações de oxigênio dissolvido abaixo dos mínimos históricos, o que resultou na elevação do percentual da categoria C. Contudo, não houve como precisar se estas reduções tiveram relação com o desastre, visto que entre 11/12/2015 e 03/02/2016, as concentrações de OD atendiam ao limite legislado de 5 mg/L. Deste modo, podem ser um efeito secundário do desastre ou simplesmente o aporte local de poluentes, resultando no consumo de oxigênio dissolvido. Isto porque para a decomposição da matéria orgânica nos corpos d'água e nos esgotos pelos microrganismos, estes necessitam de oxigênio para seus processos metabólicos (VON SPERLING, 2005).

Em novembro/2015, para a maior parte das observações, prevaleceu a categoria A para os quatro compartimentos, desse modo considerou-se que o dano de redução das concentrações de OD na água foi pouco grave.

Com o passar do tempo, observou-se para todos os compartimentos o aumento do percentual de ocorrência da categoria A e a diminuição ou ausência das categorias B e C. Nos anos de 2017 e 2018, nos Compartimentos 2A, 2B e 3, a categoria A ocorreu em praticamente 100% do tempo. Para o Compartimento 1, no ano de 2017, mesmo os dados classificados na categoria B apresentaram valores próximos dos mínimos históricos, e no ano de 2018, todos os dados estiveram dentro da variação histórica e de acordo com o limite legislado (categoria A).

Desse modo, considerou-se que o dano relativo à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água foi cessado. Possivelmente, as próprias características do rio Doce, com a presença de cachoeiras em alguns trechos inclusive, favoreceram a reaeração atmosférica e, portanto, a introdução de oxigênio no meio líquido.

Figura 41 – Proporção das categorias A, B e C para o oxigênio dissolvido.

Apesar de ter se apresentado como um dano de menor duração em relação ao anterior (aumento das concentrações de sólidos na água), por exemplo, visto que no final do mês de novembro/2015 já se constatarem concentrações de oxigênio superiores a 5mg/L em diversos trechos da APDL (Figura 39), e dentro da escala de gravidade o dano ter sido considerado “pouco grave”, as baixas concentrações registradas nos primeiros dias após o rompimento configuraram um cenário anóxico letal para a grande maioria das espécies de peixes.

2.2.4 DISPONIBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA ÁGUA

De acordo com a caracterização físico-química do rejeito realizada pelo Lactec (conforme capítulo 6.2 do TOMO I – Contextualização), os EPTs presentes nos materiais coletados foram: ferro e silício, como elementos prioritários; alumínio e manganês, como secundários; além de concentrações inferiores de arsênio, cromo, cobre, chumbo, zinco, níquel, bário, cobalto, selênio, estanho, cádmio, mercúrio, prata e antimônio.

Assim sendo, o considerável volume de rejeitos - composto por diversos EPTs - aportado aos corpos hídricos provocou alterações na qualidade de água no que concerne às condições de linha-base. Todavia, há ainda a questão que se refere a força hidráulica da onda de rejeitos que provocou o revolvimento de sedimentos ao longo das drenagens afetadas (IBAMA, 2015). Elementos oriundos de outras minerações e garimpos, bem como de outras fontes de poluição, poderiam estar relativamente estáveis e com a ressuspensão destes materiais de fundo, os mesmos podem ter se tornado disponíveis. Convém ressaltar que a exploração de minérios nas regiões de montante da bacia do rio Doce vem ocorrendo há séculos. O município de Ouro Preto/MG, por exemplo, desde o período colonial foi sede de implantação de minas de exploração de recursos minerais, tendo sofrido impactos diversos (LANA, 2015).

O dano concernente ao aumento das concentrações de EPTs na água foi avaliado em relação aos indicadores: alumínio dissolvido, arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total e zinco total, conforme discutido nos próximos subitens.

A forma em que o metal se encontra no ambiente aquático é uma questão particularmente importante, com relação ao seu ciclo e a sua biodisponibilidade (CAMPBELL, 1995).

Da mesma forma que a presença de metais impõe alterações aos corpos aquáticos e aos organismos vivos, corpos aquáticos receptores também podem influir na distribuição, no transporte e na biodisponibilidade dos metais. Isso se deve às interações que esses metais tendem a estabelecer com outras espécies dissolvidas ou particuladas presentes em um corpo d'água (VELÁSQUEZ; JACINTO; VALERA, 2002; WITTERS, 1998).

No entanto, considerando a dinâmica dos metais no corpo aquático, um metal terá preferência entre a fração dissolvida ou particulada, favorecendo a espécie no meio aquoso ou na fração sedimentar. A distribuição de metais na coluna de água é influenciada por diversos fenômenos físico-químicos tais como complexação, adsorção, dessorção, precipitação, redissolução, entre outros (STUM; MORGAN, 1996). A influência de cada processo sobre a partição depende do tipo de metal, das características do material em suspensão e da composição da coluna de água (SODRÉ, 2005).

Gundersen e Steinnes (2003), avaliaram a distribuição de cobre, cádmio, chumbo e alumínio entre as frações particulada e dissolvida, e verificaram que no caso do alumínio a partição foi governada pelo processo de coprecipitação e para os demais metais, fatores como pH e matéria orgânica controlaram a distribuição entre as fases sólida e solúvel. Por outro lado, são relatados diferentes graus de associação de uma mesma espécie com sólidos em suspensão de diferentes procedências ou características.

2.2.4.1 Alumínio dissolvido

A Figura 42 apresenta os valores de alumínio dissolvido obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão (05/11/2015).

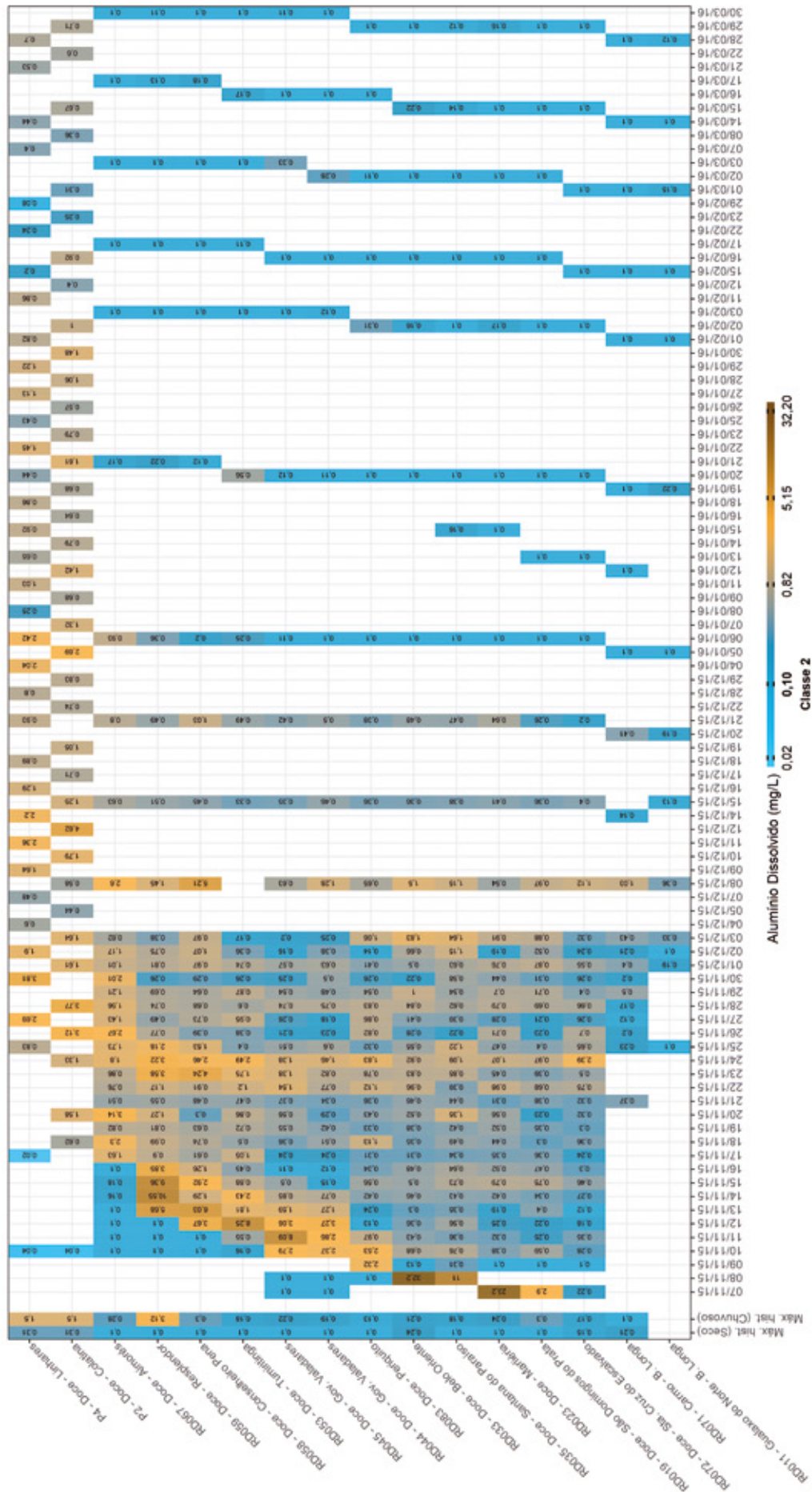
Nos primeiros dias após o rompimento da barragem de Fundão, concentrações com maior ordem de grandeza, entre 11 e 32,2 mg/L, foram registradas principalmente no Compartimento 2A. Em termos de carga de alumínio dissolvido (associação dos aspectos qualitativo e quantitativo da água), na estação RD023 no Compartimento 2A, chegou a ser registrado no mês de novembro/2015 o valor de 923,74 t/d, o qual superou o máximo histórico em 140 vezes (Relatório Suplementar - Avaliação qualitativa de estações de monitoramento de qualidade da água afetadas pela passagem da lama de rejeitos e de afluentes ao rio Doce). No Compartimento 1, não foram registradas concentrações com tal ordem de grandeza, contudo, o início do monitoramento pós-desastre nesse compartimento foi mais tardio (final do mês de novembro/2015).

De acordo com os dados disponíveis, as alterações mais expressivas foram observadas nas estações localizadas entre os municípios de Marliéria/MG e Belo Oriente/MG, no Compartimento 2A. As concentrações chegaram a superar os máximos históricos entre 60 e 150 vezes, sendo o máximo pós-desastre registrado na estação RD033 (32,2 mg/L). A título de comparação o limite legislado é de 0,1 mg/L, tendo sido o mesmo superado em até 322 vezes.

No Compartimento 2B, entre os dias 11 e 15 de novembro/2015, as concentrações mais elevadas estiveram próximas a 8 e 10 mg/L, já inferiores ao registrado no Compartimento 2A. No Compartimento 3, as concentrações não passaram de 5 mg/L, mostrando novamente a redução de valores.

Ao longo do tempo, também se observou a diminuição da ordem de concentrações de alumínio dissolvido. Contudo, vale lembrar que na Figura 42 estão apresentados os primeiros cinco meses pós-desastre.

Figura 42 – Alterações iniciais nos valores de alumínio dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 43 é apresentada a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. Os compartimentos aos quais as estações pertencem estão diferenciados pela cor da barra superior do gráfico, onde estão citados o código da estação de monitoramento, o corpo hídrico a que se refere e o município em que está localizada. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, os dados não foram classificados. Note-se que os gráficos das concentrações de alumínio dissolvido se encontram em escala logarítmica.

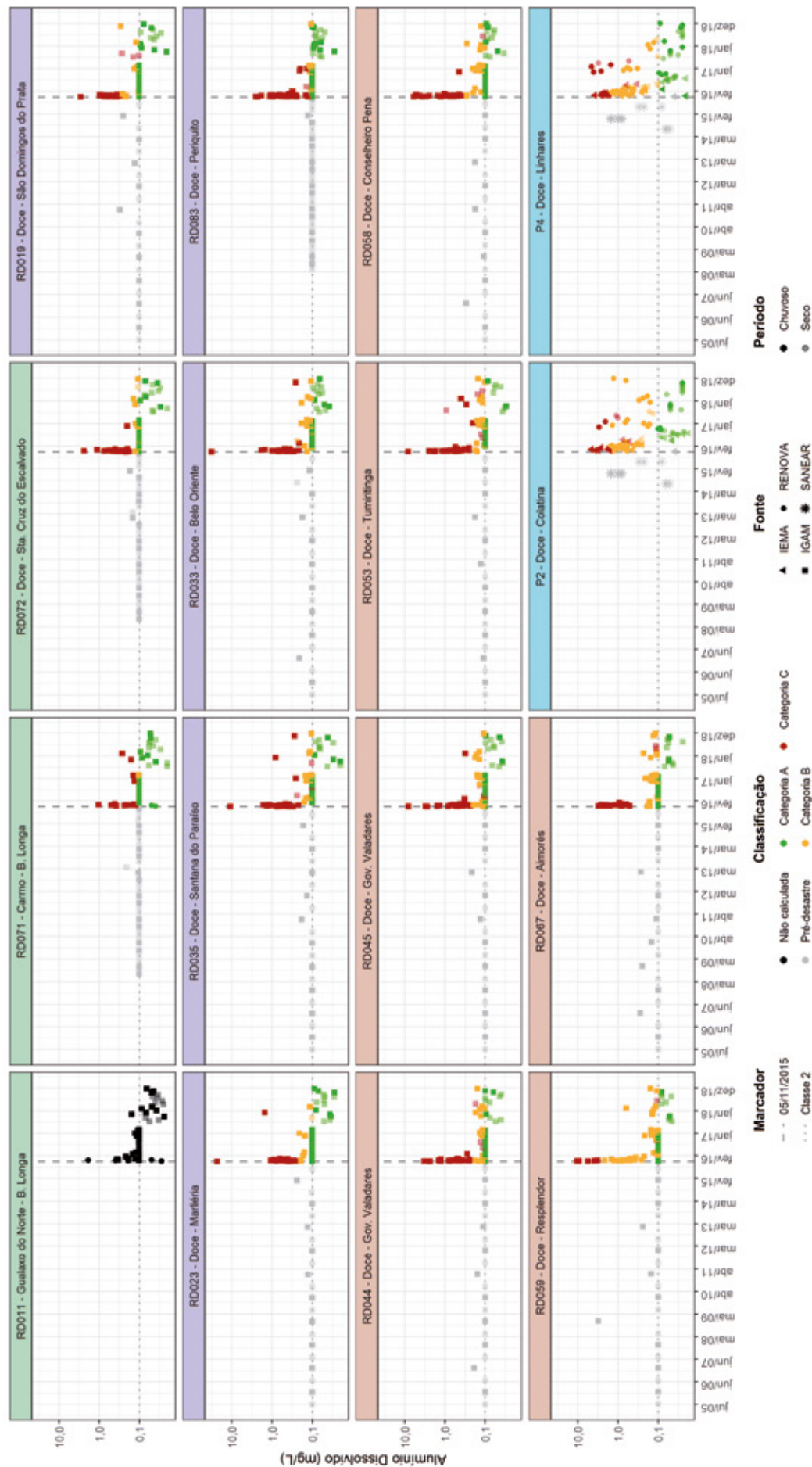
Os dados de tonalidade cinza são relativos ao período pré-desastre (antes de 05/11/2015), sendo que é possível observar que antes do rompimento já eram registradas para algumas estações de monitoramento concentrações superiores ao limite da classe 2 de 0,1 mg/L. No Apêndice D cada um dos compartimentos pode ser visualizado com maior detalhamento.

Conforme legenda da Figura 43, foram utilizados dados do IGAM, IEMA e Fundação Renova para a classificação dos dados. Os dados do Sanear Colatina foram utilizados visando o estabelecimento de linha-base para EPTs no estado do Espírito Santo. Quanto ao IGAM, convém destacar que o LQ foi alterado de <0,1 mg/L para <0,02 mg/L em julho/2017.

No mês de novembro/2015, os dados classificados na categoria C ocorreram em todas as estações amostrais e compartimentos. Tais resultados indicam concentrações pós-desastre que superaram o máximo histórico, além de ultrapassar o limite legislado. Com o passar do tempo, dados classificados na referida categoria ocorreram com menor frequência, dando lugar às categorias A e B.

No último ano avaliado, também foram observados dados classificados na categoria C nos Compartimentos 1, 2A e 2B, mas em menor frequência. A ocorrência de precipitação pode ter favorecido a ocorrência dessas concentrações mais elevadas, visto que além de carrear material das margens para dentro do rio as chuvas podem influenciar na ressuspensão de material do fundo do rio.

Figura 43 – Classificação dos dados de alumínio dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 44.

De acordo com a referida figura, a categoria C (valores acima do máximo histórico pré-desastre e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos.

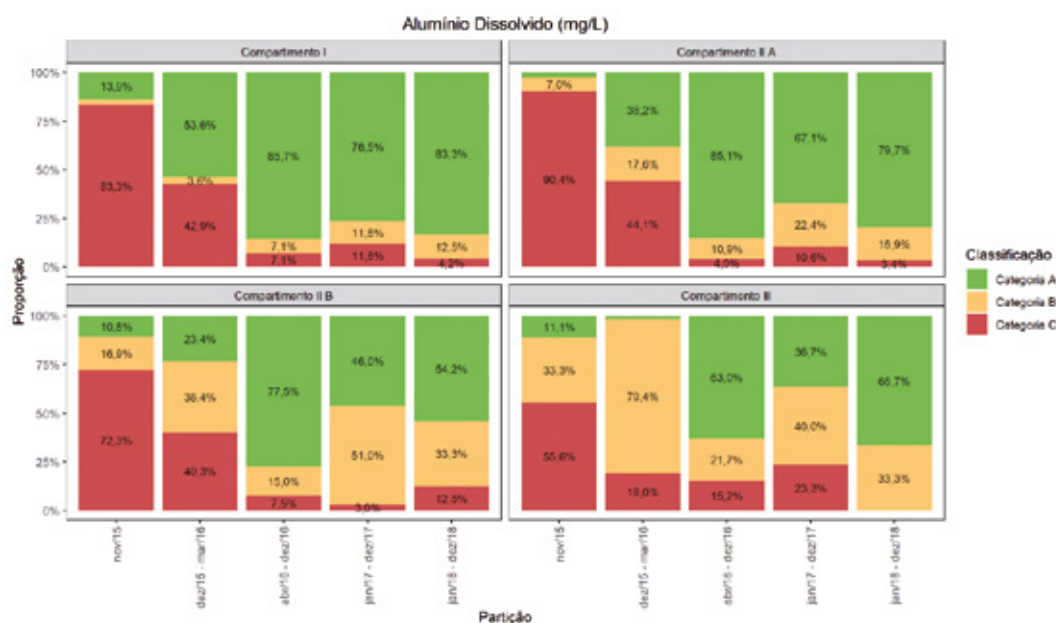
Entre dezembro/2015 e março/2016, o percentual da categoria C ainda se manteve representativo nos três primeiros compartimentos. Ao longo do tempo, a categoria C perdeu representatividade, dando lugar às categorias A e B.

Contudo, no ano de 2018, a ocorrência da categoria C nos Compartimentos 1 (4,2%), 2A (3,4%) e 2B (12,5%) indica que ainda foram registrados valores superiores aos máximos históricos e ao limite da classe 2 nessas regiões. Ou seja, valores que antes do desastre não haviam sido registrados, o que requer atenção e acompanhamento.

No Compartimento 3, no ano de 2017 ainda ocorreu a categoria C. No ano de 2018, essa categoria já não foi observada. A avaliação de mais eventos de monitoramento futuros faz-se essencial para verificação da manutenção desses resultados.

É importante esclarecer que o alumínio, um dos elementos mais associados à composição dos rejeitos de Fundão, ainda se encontra disponível para o corpo hídrico haja vista a presença de rejeitos no leito dos rios ou então depositado em suas margens. Ressalta-se, no entanto, que o alumínio é o terceiro elemento mais disponível nas rochas da crosta terrestre e consequentemente também nos solos da bacia hidrográfica do rio Doce. Este tende a se ligar ao material particulado, principalmente na fração argilosa. Assim, qualquer alteração no equilíbrio e na dinâmica entre a água e o sedimento de fundo poderá disponibilizar a espécie para a água.

Figura 44 – Proporção das categorias A, B e C para o alumínio dissolvido.



2.2.4.2 Arsênio total

A Figura 45 apresenta os valores de arsênio total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão (05/11/2015). De acordo com a referida figura, concentrações mais elevadas de arsênio total foram registradas principalmente no mês de novembro/2015. Nas estações RD011 e RD071, o IGAM iniciou o monitoramento somente no final de novembro/2015, de modo que não se têm resultados do referido órgão para o período imediatamente após o rompimento.

Nas estações do Compartimento 2A, foi possível observar alterações mais relevantes, tendo sido registradas concentrações que superaram em mais de 10 vezes os máximos históricos, chegando a 0,108 mg/L na estação RD033, em Belo Oriente/MG. A título de comparação o limite legislado é de 0,01 mg/L, tendo sido este superado em cerca de 10 vezes na referida estação.

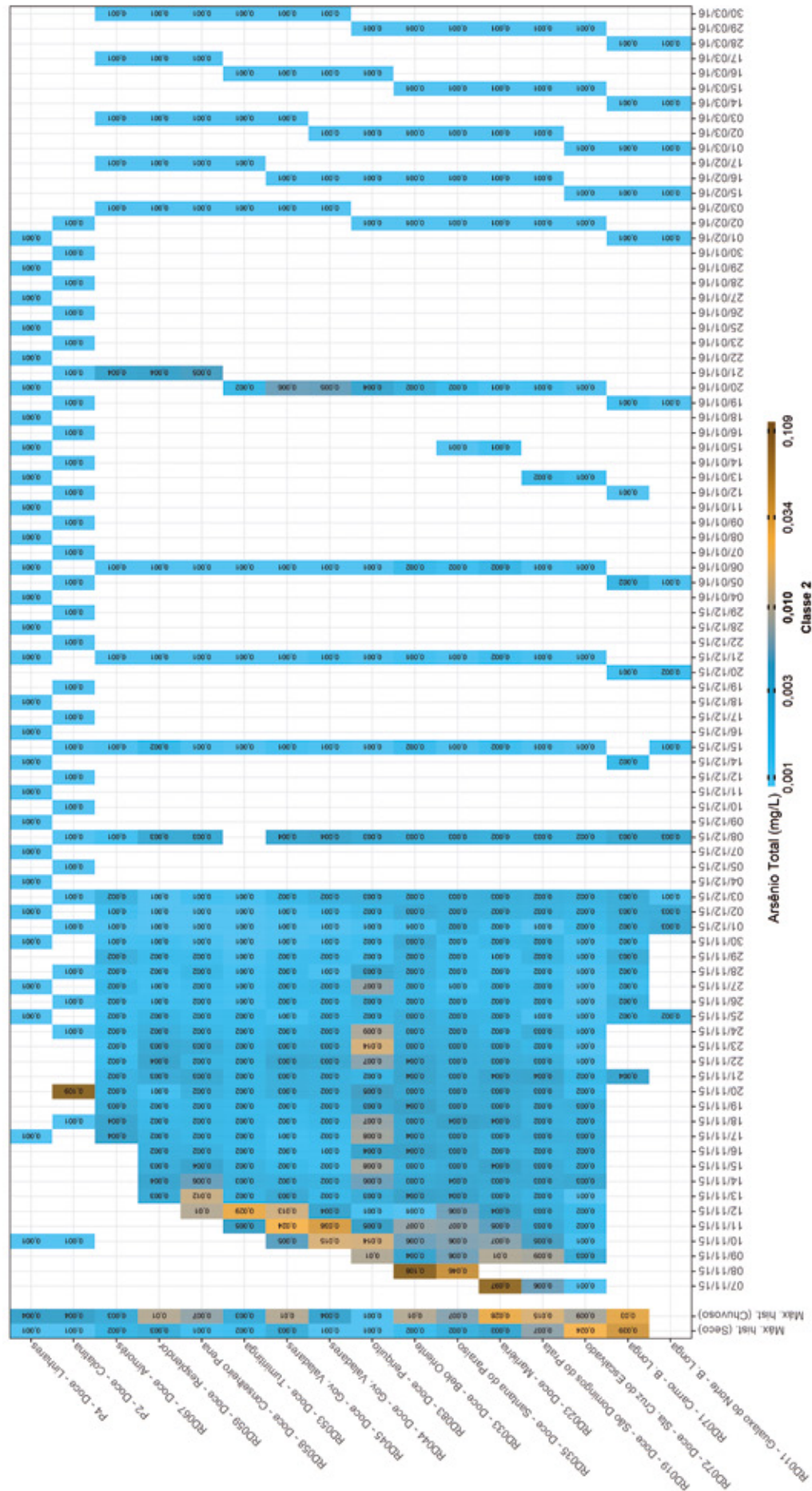
Ao longo dos compartimentos avaliados a tendência foi de ocorrência de valores menos elevados de montante para a jusante, de modo geral. No Espírito Santo, entre as observações desse período inicial, somente uma apresentou valor mais elevado (estação P2 em 20/11/2015: 0,109 mg/L), sendo as demais inferiores ao limite de quantificação de 0,001 mg/L. Na estação RD083, próxima à UHE Baguari, foi possível observar a maior persistência de valores alterados durante o mês de novembro/2015, enquanto para outras estações já se observavam concentrações menores. Tal fato está possivelmente relacionado às características do ambiente em que a estação RD083 se encontra, próxima à região de barramento da UHE Baguari, com velocidade da água mais reduzida e menos turbulência, dificultando a mistura das massas d'água e favorecendo a deposição do arsênio em frações particuladas.

Entre fevereiro e março/2016, também se observou a diminuição das concentrações de arsênio total, com a ocorrência de valores inferiores ao limite de quantificação do método ($<0,001$ mg/L), inclusive. Contudo, vale lembrar que a Figura 45 trata dos primeiros cinco meses pós-desastre.

A concentração típica de arsênio em águas doces é menor do que 10 $\mu\text{g/L}$ e frequentemente inferiores a 1 $\mu\text{g/L}$ (SMEDLEY; KINNINBURGH, 2002). Normalmente sob condições naturais a concentração deste metaloide em rios é inferior à encontrada na água subterrânea, em face a processos superficiais que favorecem a formação da espécie mais oxidada (As III e As V) que é incorporada por minerais oxidados de ferro. Em algumas áreas de mineração de ouro, é reportado que concentrações de arsênio podem não ser muito elevadas na água superficial devido a processos de incorporação do As por sedimentos inclusive por incorporação à matéria orgânica (PLANT; KINNINBURGH; SMEDLEY; FORDYCE; KLINCK, 2005). Por outro lado, em lagos é comum uma estratificação onde os níveis mais profundos são mais ricos no referido elemento.

O arsênio pode estar presente em uma ampla variedade de formas químicas que podem ser constantemente transformadas pela ação de micro-organismos, por mudanças nas condições biológicas e também por outros processos ambientais que ocorrem nas regiões de mistura entre águas, como alterações de pH e reações redox (CULLEN; REIMER, 1989; MELAMED, 2004).

Figura 45 – Alterações iniciais nos valores de arsênio total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 46, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento.

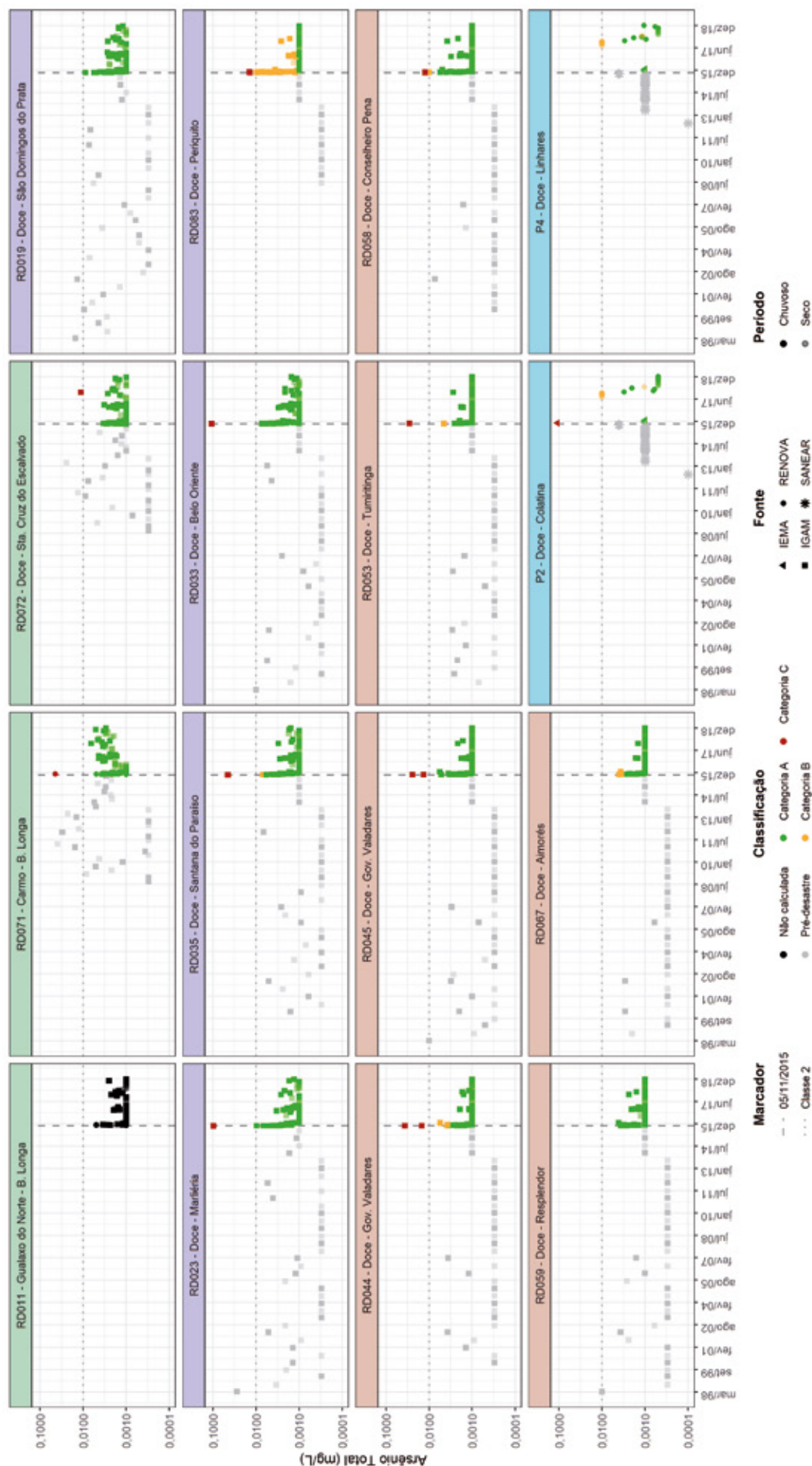
No Compartimento 1, em novembro/2015, somente um dado de monitoramento foi classificado na categoria C na estação RD071, no rio do Carmo, sendo este dado oriundo da base da Fundação Renova. Conforme mencionado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), na etapa de classificação dos dados foram utilizados dados da Fundação Renova na tentativa de suprir lacunas na referida estação, visto que o IGAM, por dificuldades de acesso, retomou o monitorou da estação RD071 no final de novembro/2015 (IGAM, 2017). Nos demais compartimentos, dados classificados na categoria C também ocorreram de modo pontual em novembro/2015. Dados classificados na categoria B também ocorreram eventualmente.

Contudo, na estação RD083, no Compartimento 2A, observou-se com maior frequência dados classificados na categoria B. Antes do desastre, a referida estação apresentava concentrações mais reduzidas de arsênio total (próximas aos limites de quantificação de 0,0003 mg/L e 0,001 mg/L, adotado a partir de janeiro/14) entre as demais estações analisadas (Figura 46), possivelmente por ser um ambiente onde a velocidade da água é menor, propiciando a sedimentação de partículas. Desse modo, por previamente apresentar uma condição melhor em relação à variável em questão, as alterações na RD083 foram mais expressivas.

No final do ano de 2017, na estação RD072 (no Compartimento 1), ainda se observou dado classificado na categoria C, visto que o valor superou o máximo histórico chuvoso e o limite legislado. Entre o final de 2017 e início de 2018, na estação RD083 (no Compartimento 2A), também se observaram dados que, apesar de estarem dentro do limite legislado, superaram o máximo histórico, indicando que ainda ocorrem alterações naquele ambiente em relação à linha-base.

Quanto ao Compartimento 3, a presença de arsênio total na água não foi monitorada entre abril/2016 e julho/2017. A partir de agosto/2018, o monitoramento passou a ser realizado pela Fundação Renova, utilizando LQ de < 0,01 mg/L, 10 vezes superior ao empregado pelo IEMA. Os valores resultantes em consequência deste novo LQ foram classificados na categoria B, embora todos tenha ficado abaixo do limite de quantificação. Em maio/2018, o LQ da Fundação Renova baixou para < 0,0005 mg/L, tendo os dados sido classificados na categoria A a partir de então.

É importante destacar que, mesmo que os valores elevados de arsênio total (até 10 vezes o limite legislado) não tenham persistido por mais tempo como observado para a turbidez, por exemplo, o aumento das concentrações do elemento na coluna d'água com a passagem da lama pode ter sido suficiente para que o mesmo fosse absorvido pela biota aquática.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 47.

De acordo com a referida figura, a categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos. Contudo, conforme mencionado anteriormente, mesmo que por pouco tempo, concentrações mais elevadas de arsênio total na água foram registradas, o que pode ter sido suficiente para que o elemento fosse assimilado pela biota aquática.

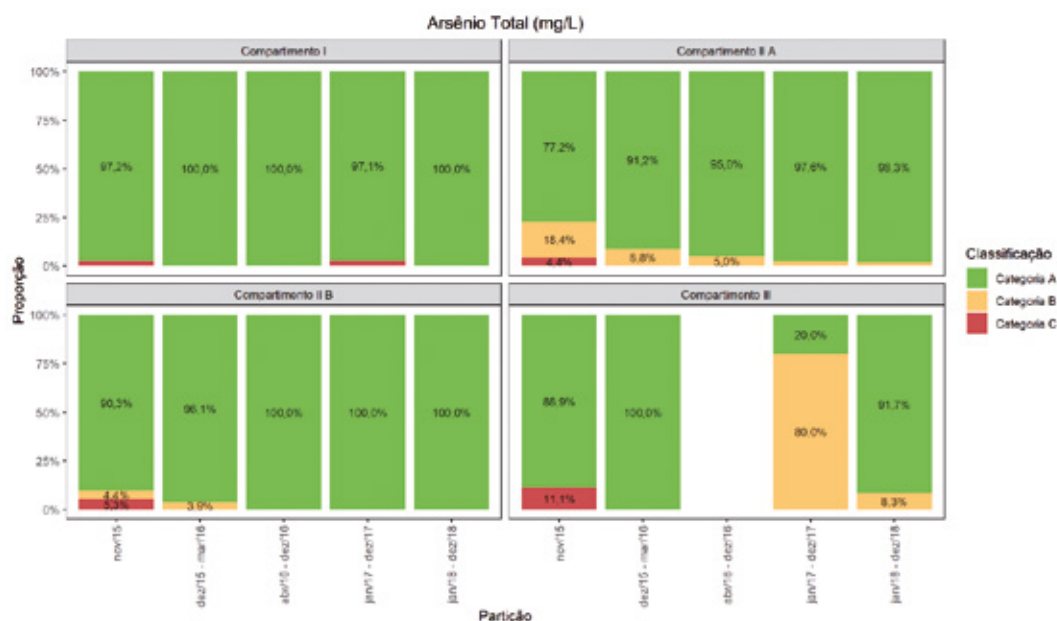
Quanto ao Compartimento 3, a presença de arsênio total na água não foi monitorada entre abril/2016 e julho/2017, de modo que não se calcularam percentuais para esse período. A partir de agosto/2018, o monitoramento passou a ser realizado pela Fundação Renova, utilizando LQ de $< 0,01$ mg/L, 10 vezes superior ao empregado pelo IEMA, o que resultou em dados classificados na categoria B, embora todos tenham ficado abaixo do limite de quantificação. Em maio/2018, o LQ baixou para $< 0,0005$ mg/L, tendo os dados sido classificados na categoria A a partir de então.

Nos Compartimentos 1 e 2A, entre 2017 e 2018, ainda foram registrados valores superiores aos máximos históricos pré-desastre (estações RD072 e RD083), indicando alterações.

No Compartimento 2B, nos anos de 2017 e 2018, a categoria A ocorreu para 100% das observações. Quanto ao Compartimento 3, alterações entre os LQs utilizados, possivelmente causaram a impressão de aumento das concentrações, conforme explicado com mais detalhes anteriormente. Desse modo, o resultado obtido ficou comprometido, em especial, para o ano de 2017.

É importante considerar que nos Compartimentos 1 e 2A ainda foram registradas concentrações superando os máximos históricos pré-desastre e esses compartimentos ficam a montante dos Compartimentos 2B e 3, assim existe a possibilidade do transporte do EPT em questão para a jusante. De modo geral, entretanto, os Compartimentos 2B e 3 apresentaram melhores condições em relação aos compartimentos de montante.

A análise de mais eventos de monitoramento faz-se necessária para que seja avaliada a manutenção dos resultados mencionados, haja vista a possibilidade de ressuspensão do elemento do sedimento para a coluna d'água. É importante mencionar a relação do arsênio com compostos oxidados de ferro (oxihidróxidos, hidróxidos principalmente), salientada em pesquisas realizadas no Quadrilátero Ferrífero (BORBA; FIGUEIREDO, 2004; BORBA; FIGUEIREDO; CAVALCANTI, 2004). Estes tipos de minerais são componentes importantes dos materiais particulados de rios da bacia do rio Doce podendo liberar ou capturar arsênio dependendo da acidez ou nível de oxidação do ambiente aquático.

Figura 47 – Proporção das categorias A, B e C para o arsênio total.

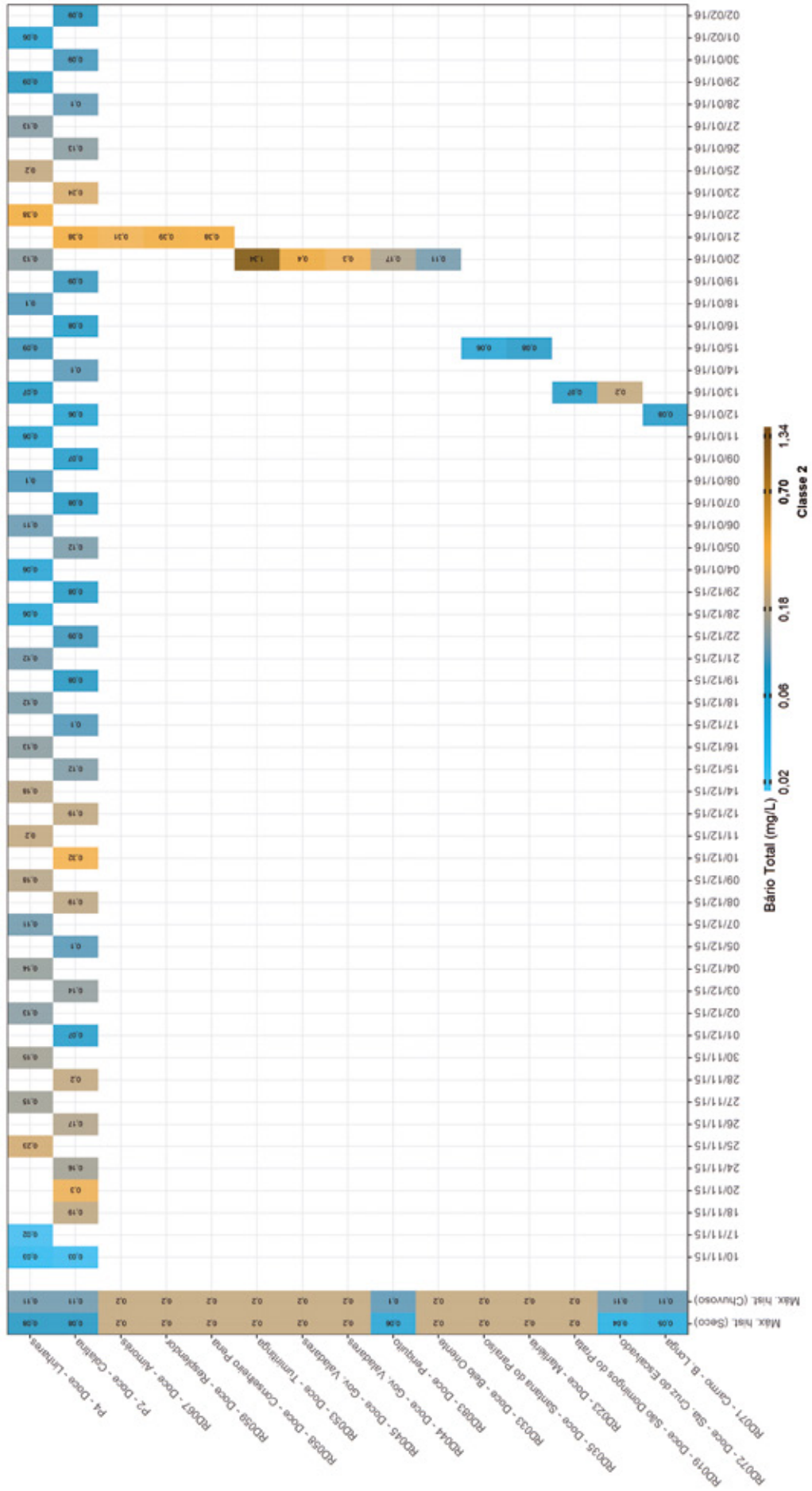
2.2.4.3 Bário total

A Figura 48 apresenta as concentrações de bário total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão.

Conforme observado na referida figura, o monitoramento do bário total pelo IGAM foi retomado em janeiro/2016, mais de dois meses após a ruptura da barragem. Contudo, o IEMA iniciou o monitoramento em 10/11/2015, antes mesmo de a onda de rejeitos chegar à Colatina/ES. A partir do dia 17/11/2015, com a chegada da lama, foi possível notar a alteração de valores nas estações de Colatina/ES (P2) e Linhares/ES (P4), bem como na tonalidade das cores.

Desse modo, mesmo que o IGAM não tenha monitorado esse período imediato após o rompimento, infere-se que também ocorreu elevação da concentração de bário total em algum nível nos corpos d'água atingidos pela lama de rejeitos no estado de Minas Gerais. Para confirmar isso, próximo ao dia 20/01/2016, foi possível observar concentrações mais elevadas de bário total, com valores ultrapassando os máximos históricos pré-desastre em estações de monitoramento localizadas ao longo dos Compartimentos 1 ao 3, chegando a 1,34 mg/L em Tumiritinga/MG (Figura 48). A título de comparação, o limite legislado é de 0,7 mg/L para rios de classe 2. O fato está relacionado à ocorrência de chuvas, visto que além de carrear material das margens para dentro do rio podem influenciar na ressuspensão de material do fundo do rio. Elevação de valores próximo à referida data também foi observada para os indicadores sólidos suspensos totais e arsênio total, por exemplo.

Figura 48 – Alterações iniciais nos valores de bário total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



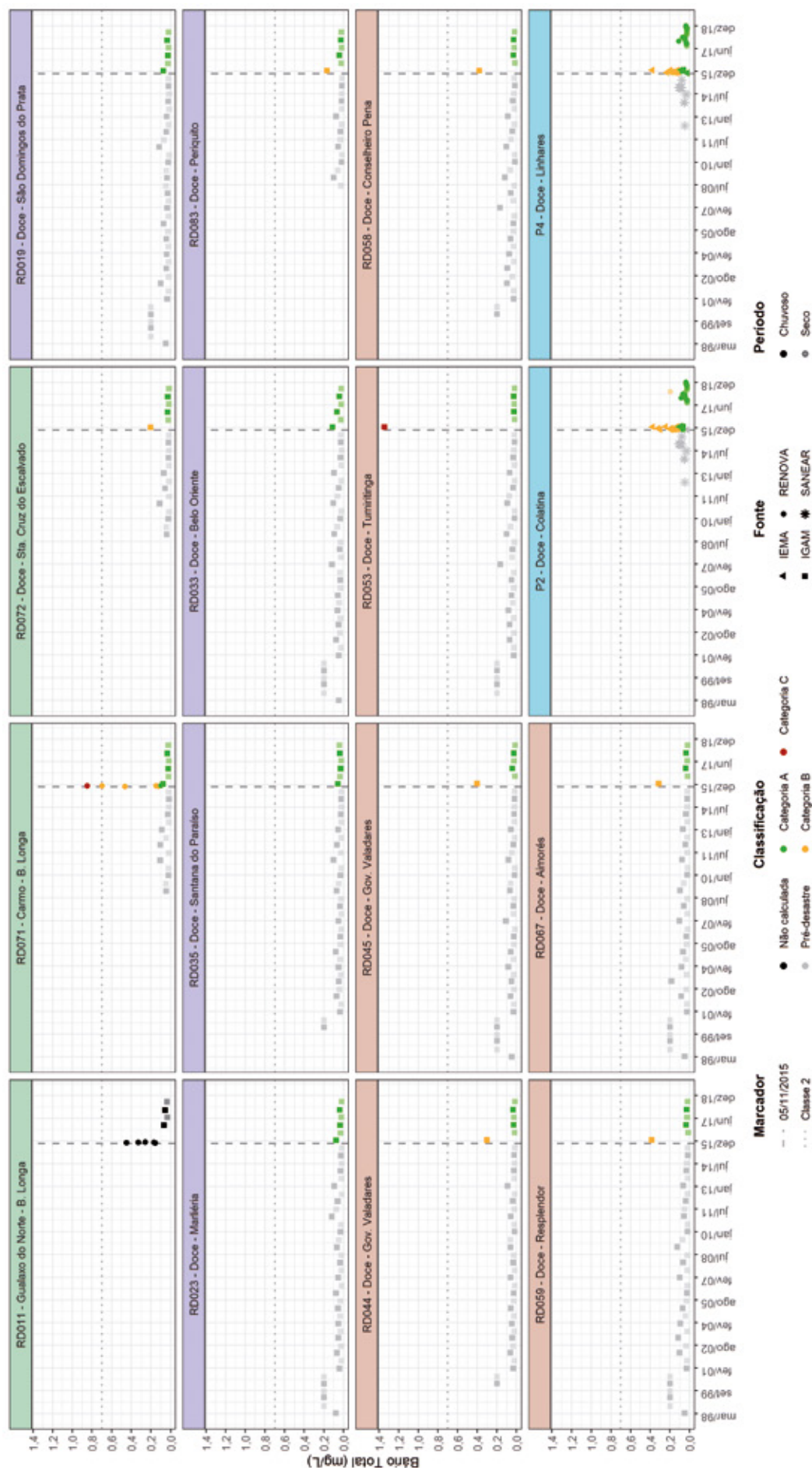
Na Figura 49, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento.

Em relação aos demais indicadores apresentados até o momento, observa-se que o bário total foi monitorado em menor frequência e somente 2 meses após o evento, de modo que resultou um número menor de observações. Assim, a avaliação dos resultados foi descritiva, sendo que não foi apresentado o gráfico de proporções das categorias A, B e C como para os demais indicadores. Contudo, é importante destacar que o bário foi encontrado em concentrações expressivas na composição do rejeito de Fundão, na ordem de 20 a 40 mg/kg, conforme Capítulo 6.2 do TOMO I – Contextualização.

De acordo com a Figura 49, foi possível observar a ocorrência de dados classificados na categoria B e C próximo ao período de rompimento ao longo dos compartimentos, de modo geral. A ocorrência de dados na categoria B indica concentrações pós-desastre acima dos máximos históricos pré-desastre, mas abaixo do limite legislado, nesse caso. Ou seja, a ocorrência destas duas categorias indica que após o rompimento foram registradas concentrações superiores aos máximos históricos, indicando alterações em relação à linha-base.

Após esse período inicial, os dados foram classificados na categoria A, o que indicou uma melhoria das condições sob a ótica desse indicador. A análise de mais eventos de monitoramento, visto que o monitoramento dessa variável ocorre em menor periodicidade, faz-se necessária para a manutenção e verificação dos resultados obtidos.

Figura 49 – Classificação dos dados de bário total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



2.2.4.4 Cádmio total

A Figura 50 apresenta os valores de cádmio total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

Em relação aos dados do IGAM, o LQ utilizado foi de $<0,0005$ mg/L, enquanto para o IEMA, o LQ foi de $<0,001$ mg/L. O limite legislado é de $0,001$ mg/L.

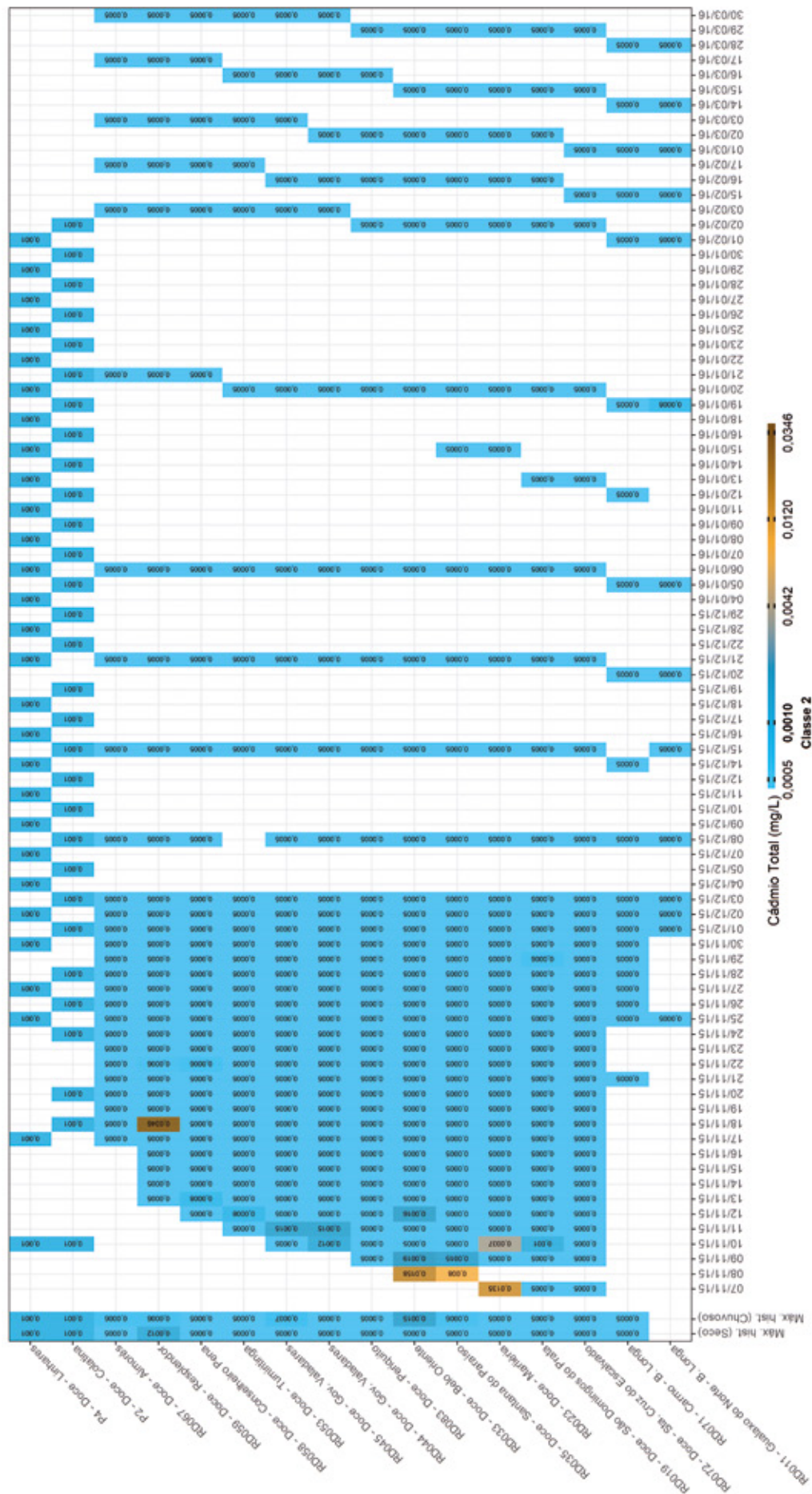
De acordo com os dados disponíveis, na primeira semana após o rompimento, concentrações mais elevadas de cádmio total foram registradas no Compartimento 2A, nas estações RD023 a RD033, localizadas no rio Doce, entre os municípios de Marliéria/MG e Belo Oriente/MG. O máximo entre as estações chegou a $0,0158$ mg/L, na estação RD033 no dia 08/11/2015, sendo 10 vezes superior ao máximo histórico chuvoso pré-desastre e 15 vezes superior ao limite legislado. No dia 18/11/2015, na estação RD059, no Compartimento 2B, registrou-se concentração de $0,0346$ mg/L, superando o referido máximo histórico em quase 60 vezes. Contudo, ao longo dos compartimentos as alterações nas concentrações de cádmio na água não foram tão evidentes no que se refere à composição da lama de rejeitos, visto que ocorreram pontualmente, podendo estar atreladas à ressuspensão e ao transporte de material de fundo.

Segundo CETESB (2018), determinados sais e complexos de cádmio são solúveis e apresentam significativa mobilidade na água, já as formas não solúveis ou adsorvidas ao sedimento apresentam pouca mobilidade. Além disso, segundo Lima (2013), fatores como o pH, temperatura e oxigênio dissolvido também influenciam a mobilidade e consequentemente a potencialidade tóxica do cádmio, cromo, cobre, chumbo, zinco e mercúrio no meio aquático. Outros aspectos como a precipitação, troca catiônica e complexação com moléculas orgânicas, são importantes mecanismos que regulam a disponibilidade destes elementos metálicos em ambientes aquáticos.

Entre o final de novembro/2015 e março/2016, as concentrações de cádmio total tenderam aos limites de quantificação especificados anteriormente ao longo dos compartimentos.

É importante ressaltar que mesmo que concentrações elevadas de cádmio total não tenham sido registradas por muito tempo na água, a situação observada já pode ter sido suficiente para a assimilação do elemento pela biota aquática. O cádmio bioacumula em plantas aquáticas, invertebrados, peixes e mamíferos (CETESB, 2018).

Figura 50 – Alterações iniciais nos valores de cádmio total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 51 apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento

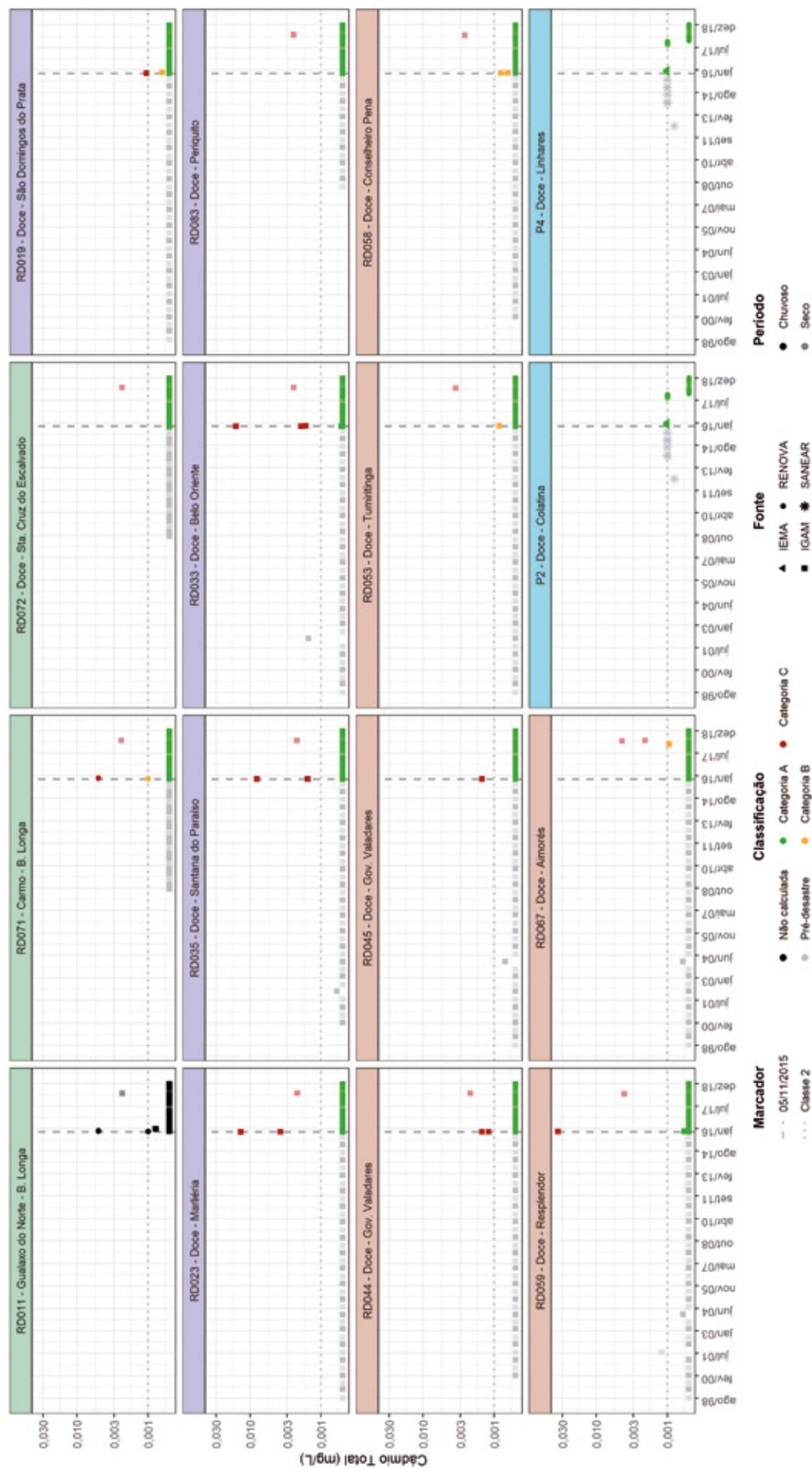
No mês de novembro/2015, dados classificados na categoria B e/ou C ocorreram nos Compartimentos 1, 2A e 2B. Contudo, dados classificados na categoria A também ocorreram naquele mês. No Compartimento 3, os resultados foram inferiores ao LQ e classificados na categoria A.

Após esse período, os dados foram classificados na categoria A ao longo de todos os compartimentos conforme observado na Figura 51. Exceção se fez no ano de 2018, visto que entre abril e maio ocorreram dados classificados na categoria C (valores superando o máximo histórico e o limite legislado). A questão possivelmente está relacionada à ocorrência de chuvas, que podem ocasionar maior turbidez e oxigenação na água.

A turbidez é relativa ao aumento do material particulado suspenso na coluna d'água. O material particulado apresenta características inorgânicas e orgânicas onde o íon Cd^{2+} pode estar ligado. Os parâmetros pH, potencial redox e granulometria da fração particulada influenciam na dinâmica do cádmio. Desta forma, pode-se dizer que em frações granulométricas mais grosseiras a matéria orgânica é a principal fonte de interação com o cádmio. Além disso, valores de pH ácido (abaixo de 7) favorecem a mobilidade do metal. Da mesma forma, o potencial redox aumenta a mobilidade do cádmio em condições mais oxidantes (na presença de chuva, ocorre a oxigenação da água, por exemplo). Outro fator importante é a força iônica. O aumento da força iônica, ou seja, da salinidade da solução, favorece a diminuição da adsorção do cádmio na fração particulada, pois existe uma competição de outras espécies metálicas, um exemplo é o cálcio, por estes sítios de adsorção (TEMPLETON, 2000).

É importante ressaltar que as elevações nas concentrações do EPT entre abril e maio de 2018 foram observadas em diversas estações de amostragem ao longo dos compartimentos, desde o rio Gualaxo do Norte. Condição similar foi observada para o chumbo total, nas amostragens ocorridas nos meses de abril/2018 e maio/2018. O cádmio aparece na natureza quase sempre associado ao zinco, cobre e chumbo em proporções que variam de 1:100 a 1:1000 (ROCHA, 2009).

Figura 51 – Classificação dos dados de cádmio total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.

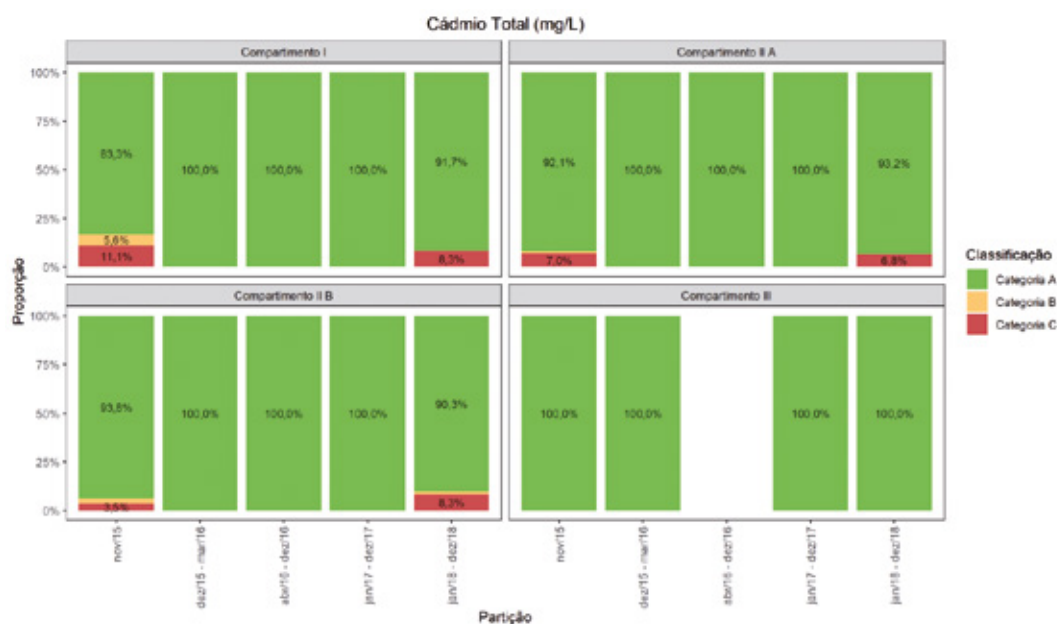


Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 52.

De acordo com a referida figura, a categoria A (ocorrência de valores abaixo do máximo histórico pré-desastre e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos. Contudo, conforme mencionado, o registro de concentrações de cádmio total mais elevadas na água (categorias B e C), mesmo que por pouco tempo, pode ter sido suficiente para que o elemento fosse assimilado pela biota aquática. Ressalta-se que no final do mês de novembro/2015 já se notavam concentrações tendendo ao LQ. Situação que perdurou até março/2018.

Contudo, entre abril/2018 e maio/2018, foram novamente observadas concentrações elevadas nos Compartimentos 1, 2A e 2B, superiores aos máximos históricos pré-desastre e ao limite legislado, sendo as mesmas classificadas na categoria C. Desse modo, apesar de se observarem resultados inferiores ao LQ em diversas datas de amostragem, a ocorrência dessas concentrações elevadas indicam alterações nos Compartimentos 1, 2A e 2B. Cabe destacar que o Compartimento 3 pode vir a sofrer alterações dada a possibilidade de transporte do EPT em questão dos compartimentos a montante para a jusante. A avaliação da manutenção dos resultados obtidos faz-se necessária.

Figura 52 – Proporção das categorias A, B e C para o cádmio total.



2.2.4.5 Chumbo total

A Figura 53 apresenta os valores de chumbo total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

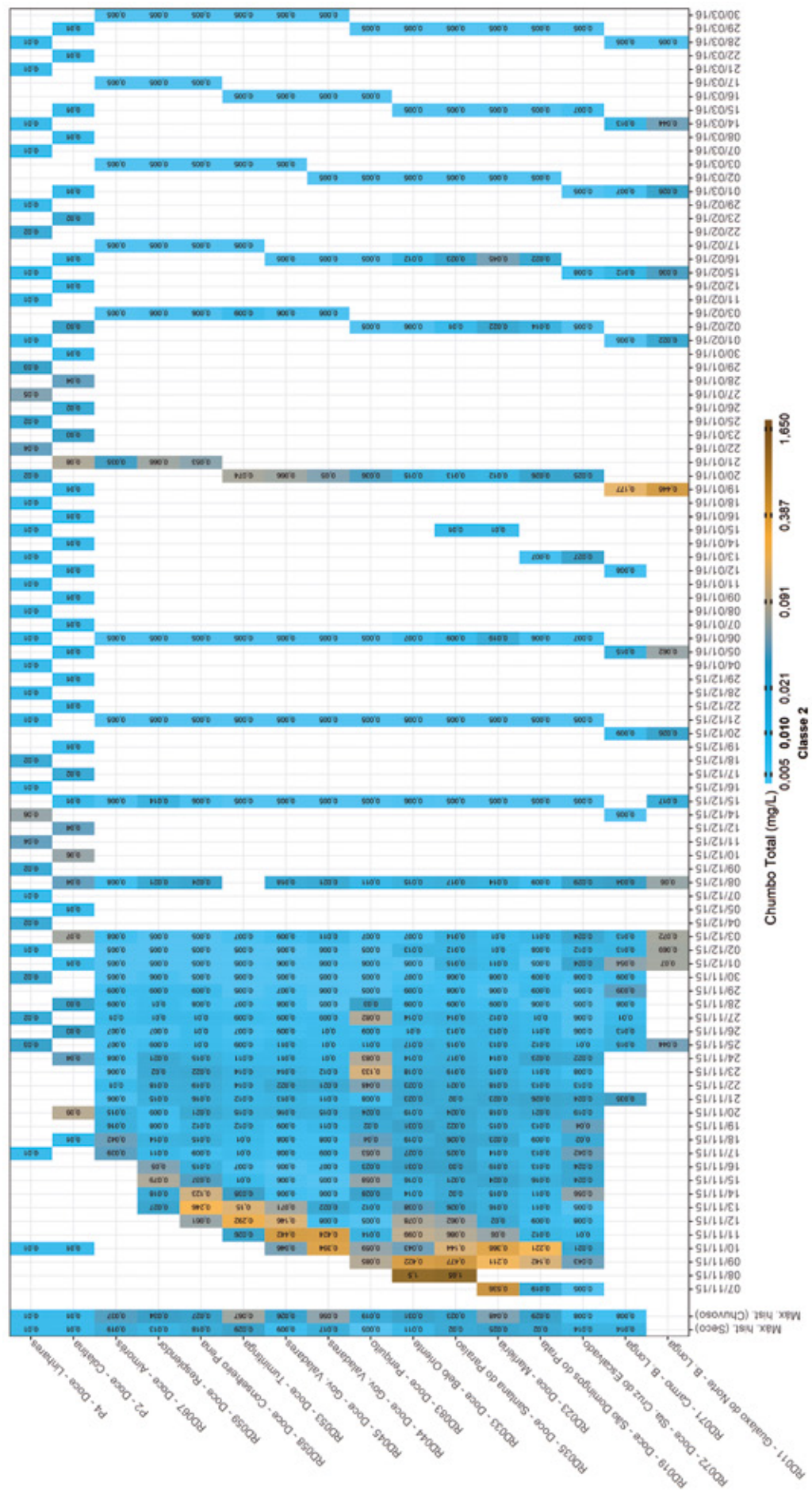
De acordo com a referida figura, observou-se alteração de valores até o Compartimento 3. Nos primeiros dias após o rompimento da barragem de Fundão, valores com maior ordem de grandeza foram registrados principalmente no Compartimento 2A. No Compartimento 1, não foram registradas concentrações com tal ordem de grandeza, o que pode estar relacionado com as datas em que ocorreram as amostragens, visto que nas estações RD011 e RD071 o monitoramento da água após a ruptura da barragem foi iniciado a partir do dia 20/11/2015.

Nas estações RD035 (em Santana do Paraíso/MG) e RD033 (em Belo Oriente/MG), no Compartimento 2A, foram registradas as concentrações de chumbo total mais elevadas, chegando a 1,65 mg/L e 1,50 mg/L, ultrapassando os máximos históricos em cerca de 70 e 50 vezes, respectivamente. A título de comparação, o limite legislado é de 0,01 mg/L, nesse caso o mesmo chegou a ser ultrapassado em até 165 vezes. Para a estação RD083, última do Compartimento 2A, foi possível observar a maior persistência de valores alterados durante o mês de novembro/2015, enquanto para outras estações já se observavam concentrações menores. Tal fato pode estar relacionado às características do ambiente em que a estação RD083 se encontra, próxima à região de barramento da UHE Baguari, com velocidade da água mais reduzida e menos turbulência. Este comportamento também foi observado para outras variáveis de qualidade de água como oxigênio dissolvido e arsênio total.

Nos Compartimentos 2B e 3, os máximos pós-desastre foram de 0,442 mg/L e 0,09 mg/L, indicando redução da ordem de valores em relação ao Compartimento 2A, mas ainda acima dos máximos históricos. Ao longo do tempo, também se observou a diminuição das concentrações de chumbo total, com a ocorrência de valores inferiores ao limite de quantificação do método ($<0,005$ mg/L para o IGAM e $<0,01$ mg/L para o IEMA), inclusive. Contudo, vale lembrar que a Figura 53 trata dos primeiros cinco meses pós-desastre.

Destaca-se que por se tratar de um composto bioacumulativo, o chumbo pode provocar envenenamento crônico. Aos peixes, as doses fatais, no geral, variam de 0,1 a 0,4 mg/L (PIVELI; KATO, 2005).

Figura 53 – Alterações iniciais nos valores de chumbo total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



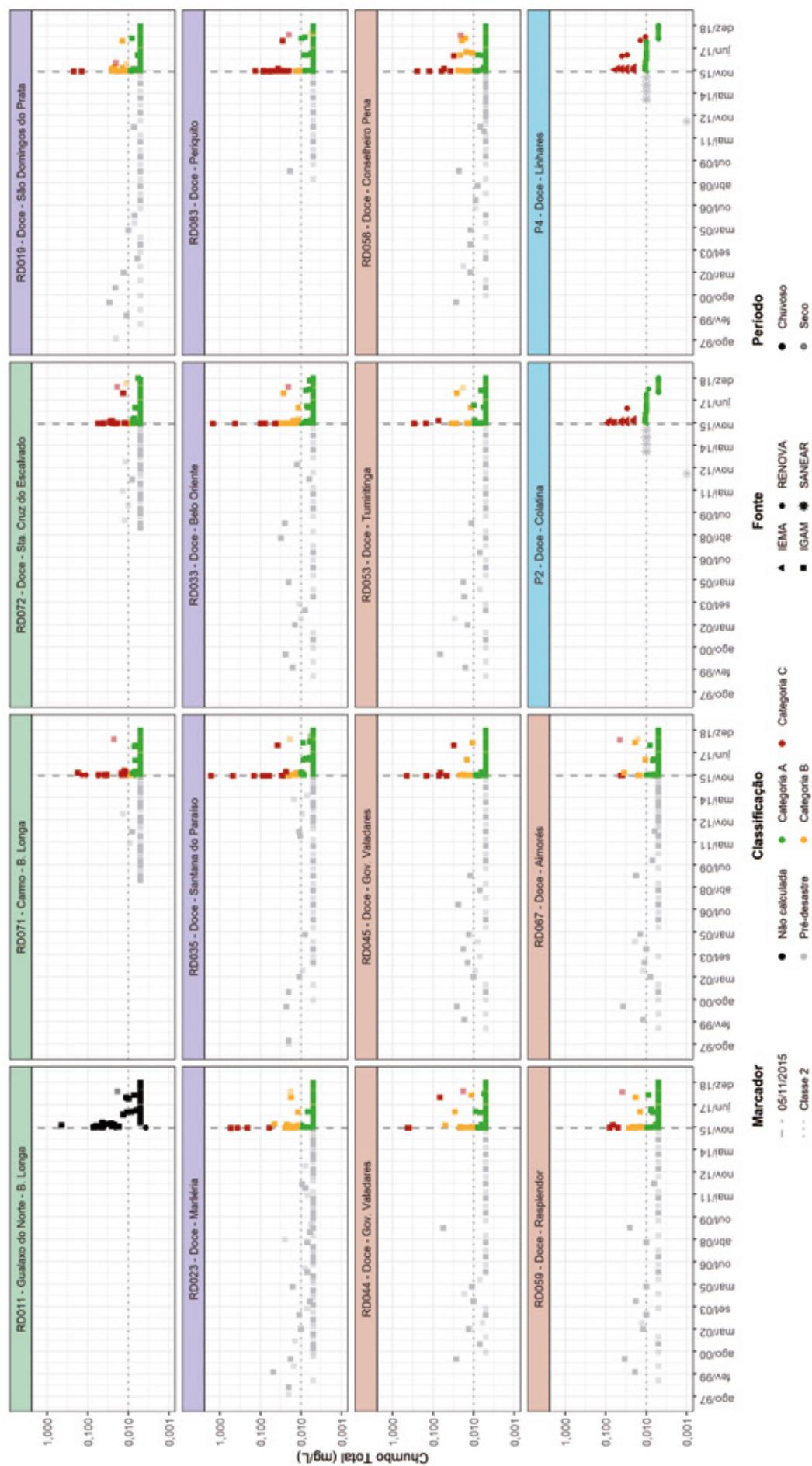
Na Figura 54, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, os dados não foram classificados. Note-se que os gráficos das concentrações de chumbo total se encontram em escala logarítmica.

Os dados de tonalidade cinza são relativos ao período pré-desastre (antes de 05/11/2015), sendo que é possível observar que antes do rompimento já eram registradas para algumas estações de monitoramento concentrações superiores ao limite da classe 2 de 0,01 mg/L. Entre as estações do IGAM, aquelas que possuíam maior número de observações em não conformidade com o limite legislado no período anterior ao rompimento eram: RD023 (em Marliéria/MG), RD033 (em Belo Oriente/MG), RD045 (em Governador Valadares/MG) e RD053 (em Tumiritinga) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a, 2019b).

No mês de novembro/2015, dados classificados na categoria C ocorreram em todos os compartimentos. Tais resultados indicam concentrações pós-desastre que superaram o máximo histórico pré-desastre, além de ultrapassar o limite legislado. Também se observou principalmente nos Compartimentos 2A e 2B dados classificados na categoria A e B. Em oposição, na estação RD083, no Compartimento 2A, que apresentava concentrações mais baixas de chumbo total no período pré-desastre, mais dados pós-desastre foram classificados na categoria C, pois de modo geral apresentava uma qualidade de água melhor sob o aspecto em questão, tendo ali sido observada maior diferença.

Ao longo do tempo, observou-se um maior número de dados classificados nas categorias A e B em detrimento da categoria C. Contudo, estes tipos de dado continuaram a ocorrer. No último ano avaliado, por exemplo, ainda foram observados dados classificados na categoria C em todos os compartimentos, mas em menor frequência. A ocorrência de precipitação mais intensa pode ter favorecido a ocorrência dessas concentrações mais elevadas, visto que, além de carrear material das margens para dentro do rio, as chuvas podem influenciar na ressuspensão de material do fundo do rio, onde ainda se encontram rejeitos oriundos de Fundão.

Figura 54 – Classificação dos dados de chumbo total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



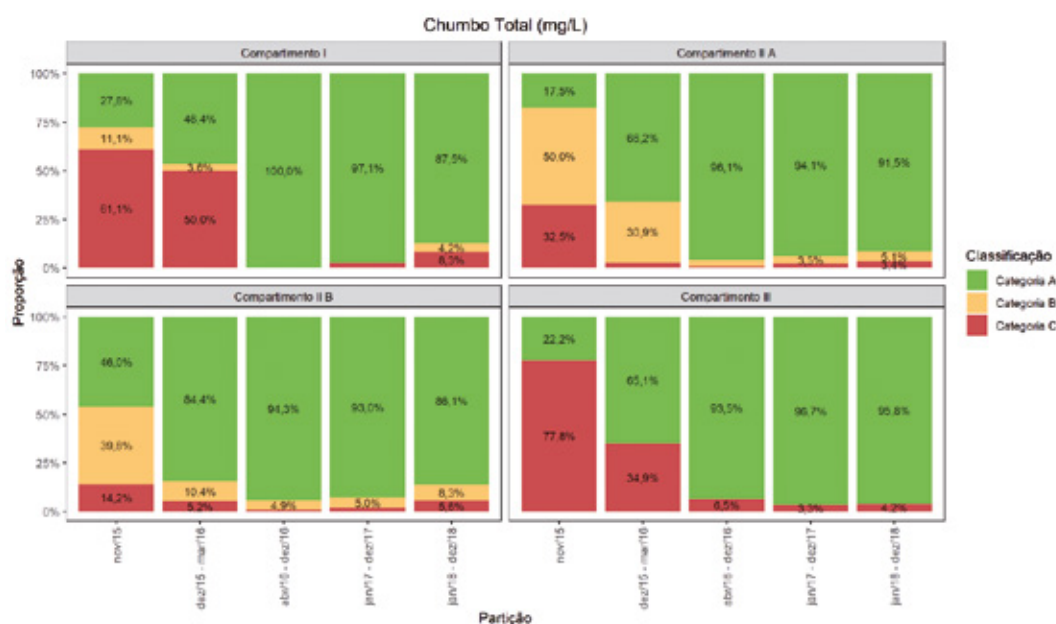
Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 55.

De acordo com a Figura 55, em novembro/2015, a categoria C (valores acima do máximo histórico pré-desastre e do limite legislado) ocorreu em maior percentual nos Compartimentos 1 e 3. Para o Compartimento 2A, a categoria B foi a que ocorreu em maior proporção e no Compartimento 2B a categoria A. Isto porque de modo geral estes ambientes (2A e 2B) já apresentavam concentrações de chumbo total em não conformidade com o limite legislado, desse modo a alteração foi menor nos Compartimentos 2A e 2B em relação aos Compartimentos 1 e 3.

Entre dezembro/2015 e março/2016, o percentual da categoria C ainda se manteve representativo no Compartimento 1. Nos demais compartimentos, a categoria A prevaleceu entre as demais. Ao longo do tempo, a categoria A ganhou maior representatividade em todos os compartimentos.

No ano de 2018, a ocorrência da categoria C, mesmo que em menor proporção, indicou que ainda foram registrados valores superiores aos máximos históricos pré-desastre e ao limite da classe 2. Ou seja, valores que antes do desastre não haviam sido registrados, o que requer atenção e monitoramento.

Figura 55 – Proporção das categorias A, B e C para o chumbo total.



2.2.4.6 Cobre dissolvido

Na Figura 56 estão apresentados os valores de cobre dissolvido obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

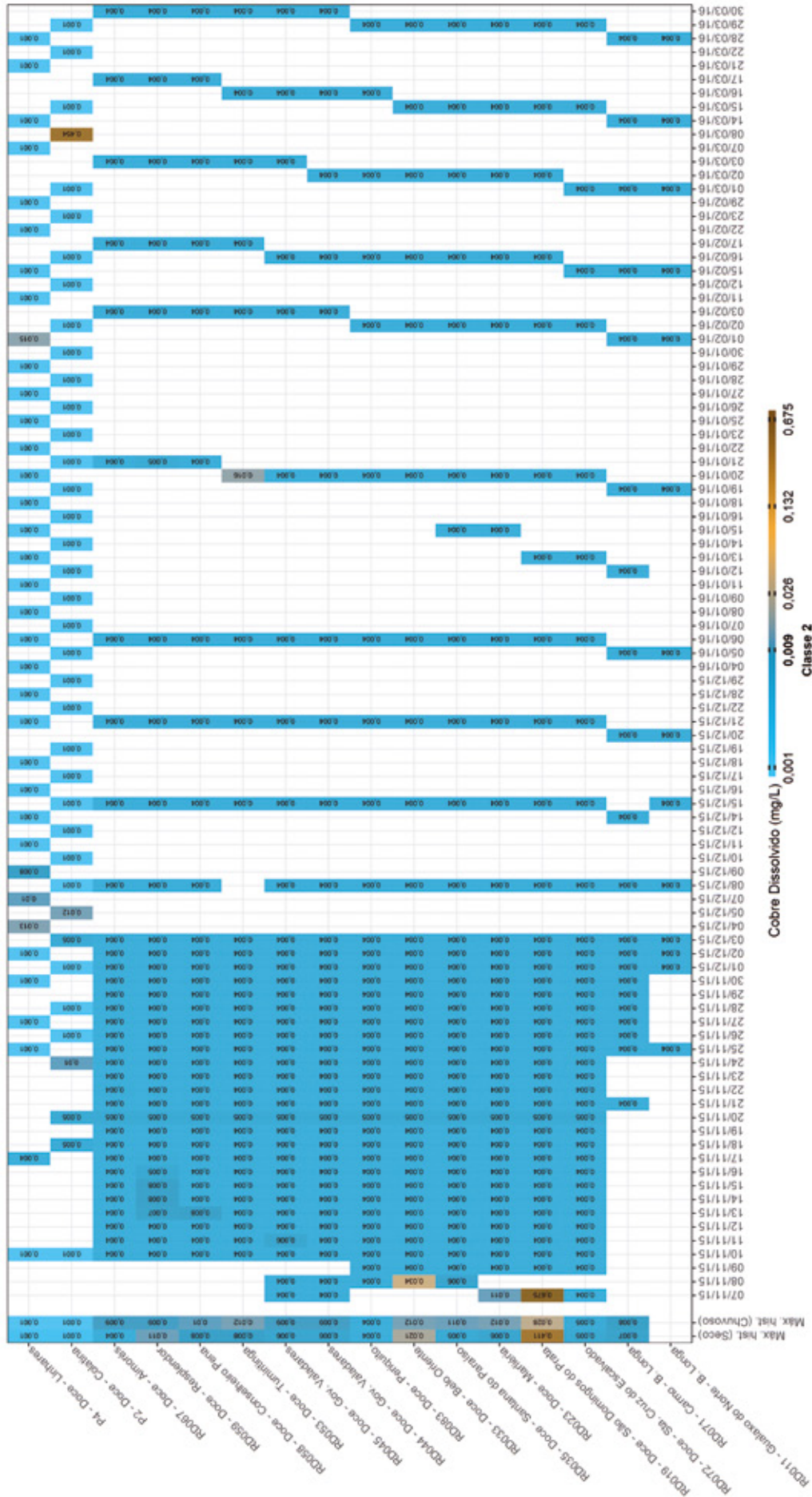
De acordo com a referida figura, a concentração mais elevada foi registrada na estação RD019 do IGAM no rio Doce, em São Domingos do Prata/MG, chegando a 0,675 mg/L em 07/11/2015. Esta concentração superou os máximos históricos pré-desastre do período seco (0,411 mg/L) e chuvoso (0,028 mg/L). A título de comparação o limite legislado é de 0,009 mg/L. Em relação à linha-base, a estação RD019 é a que já mostrava o maior percentual de não conformidades em relação ao limite legislado entre as demais estações do IGAM, chegando a 5% quando considerado todo o conjunto de dados da referida estação, sem separação dos períodos seco e chuvoso (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a, 2019b).

Em Belo Oriente/MG, na estação RD033 do IGAM localizada no rio Doce, também se registrou concentração que ultrapassou os máximos históricos pré-desastre seco (0,021 mg/L) e chuvoso (0,012 mg/L), atingindo 0,034 mg/L em 08/11/2015. Mais a jusante, entre 13 e 15/11/2015, também se observou uma elevação de valores nas estações do rio Doce RD058 (em Conselheiro Pena/MG) e RD059 (Tumiritinga/MG), mas já em menores proporções, não passando de 0,008 mg/L (Figura 56).

Assim, os valores que ultrapassaram os máximos históricos nas estações RD019 e RD033 foram registrados pontualmente, sendo que para as demais estações do IGAM nas campanhas realizadas em novembro/2015, as concentrações tenderam ao LQ (<0,004 mg/L), de modo geral. Nesse caso, estas elevações pontuais podem ter tido maior relação com o revolvimento dos sedimentos de fundo pela passagem da lama de rejeitos.

No estado do Espírito Santo, de modo geral, os valores se mantiveram baixos, com algumas variações entre meados de novembro/2015 e início de dezembro/2015. A partir disso, a maioria dos valores tendeu ao LQ (<0,001 mg/L). No início de março/2016, foi registrada concentração mais elevada (0,454 mg/L) em Colatina/ES, mas foi difícil estabelecer relação com o desastre, visto que foi um registro único e ocorreu nessa ordem somente naquele momento.

Figura 56 – Alterações iniciais nos valores de cobre dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).

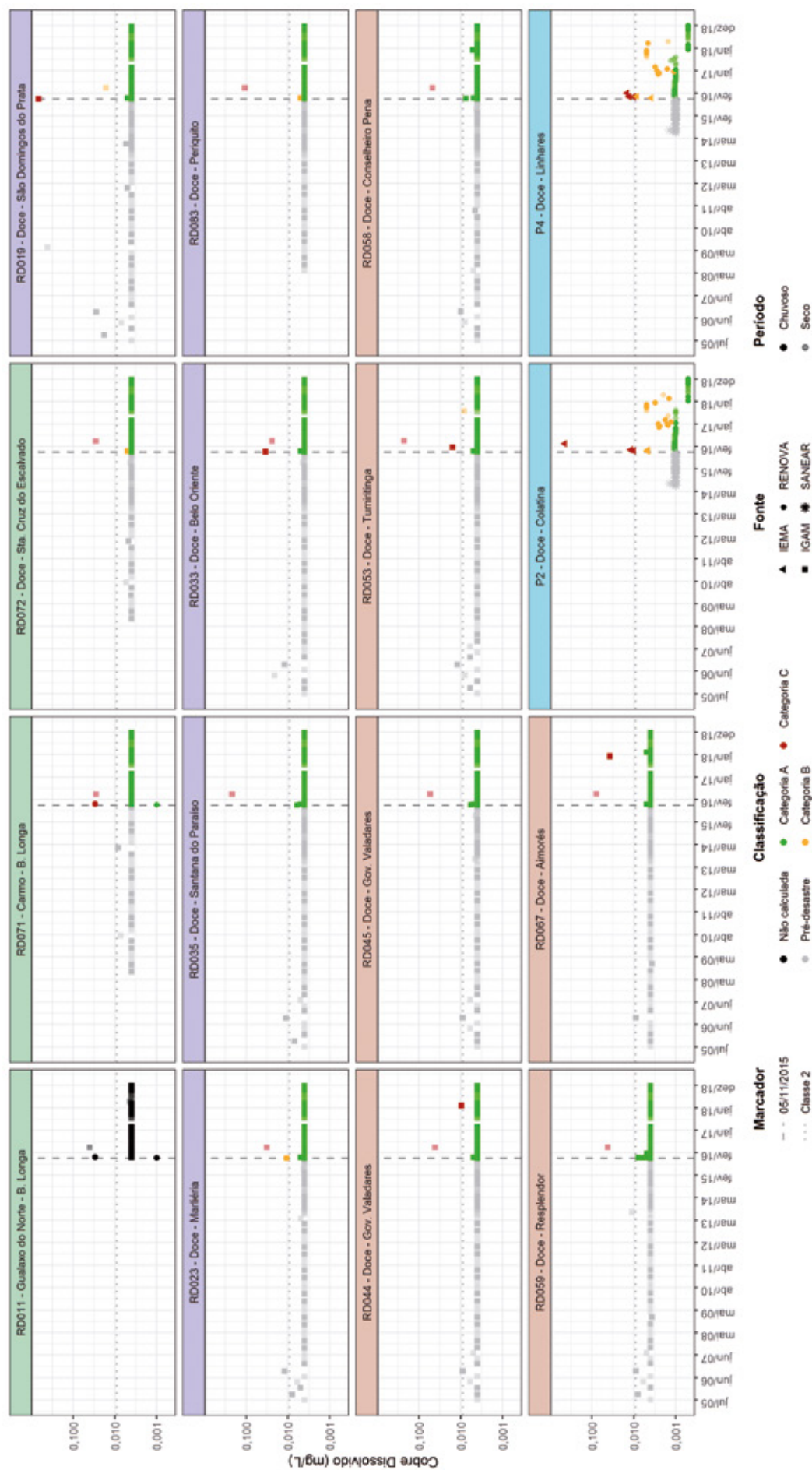


Na Figura 57 apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento e compartimento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, o dano não foi mensurado. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

De acordo com a referida figura, observa-se a ocorrência de dados classificados na categoria C (valores superiores aos máximos históricos pré-desastre e ao limite legislado) de modo pontual tanto ao longo dos compartimentos quanto ao longo do tempo. De modo geral, dados classificados na categoria A mostraram-se predominantes.

No Compartimento 3 (barra do gráfico em azul), nas estações P2 e P4, observou-se um maior número de dados classificado na categoria B (nesse caso, valores que superaram o máximo histórico, mas estiveram abaixo do limite legislado). Tais resultados podem estar atrelados à referência de linha-base utilizada e alteração de LQ (de $<0,001$ mg/L para $<0,005$ mg/L em agosto/2017), visto que em relação à ordem de valores, as concentrações encontram-se próximas às daquelas da última estação avaliada do Compartimento 2B (estação RD067).

Figura 57 – Classificação dos dados de cobre dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 58.

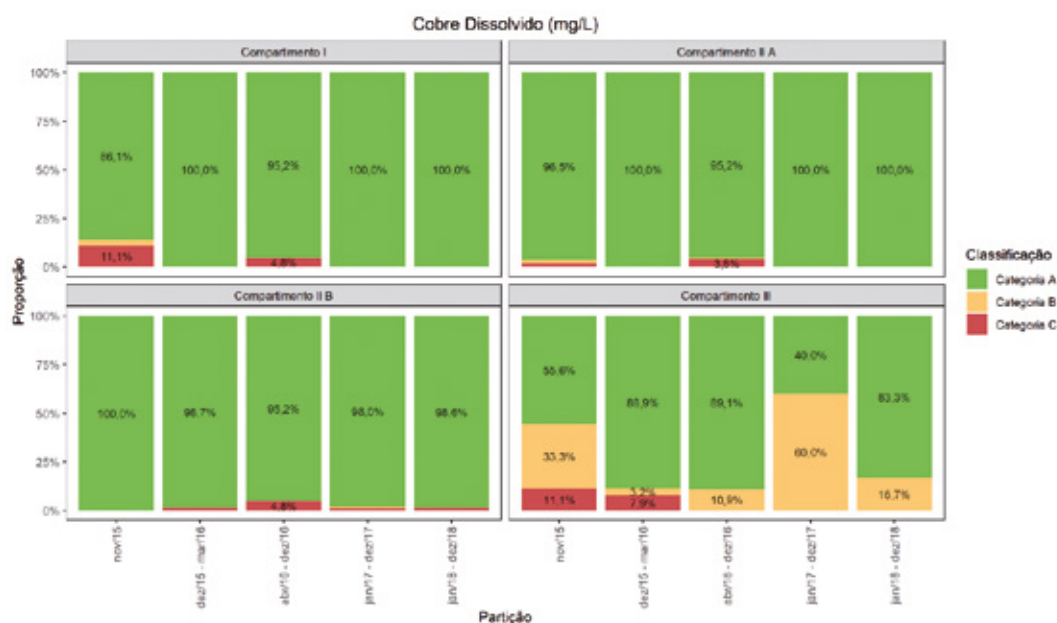
De acordo com a referida figura, a categoria A (ocorrência de valores dentro da variação histórica pré-desastre e de acordo com o limite legislado) ocorreu em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos. Entretanto, chegaram a ser verificadas nas estações RD019 e RD033, por exemplo, concentrações mais elevadas de cobre dissolvido que, mesmo que tenham sido registradas em um menor espaço de tempo, podem ter sido assimiladas pela biota aquática.

Ao longo dos compartimentos e do tempo, a categoria A prevaleceu sobre as demais, de modo geral. Percentuais relativos à categoria C foram menos relevantes. No ano de 2018, a ocorrência da categoria C ocorreu em um percentual ínfimo (somente na estação RD044 em janeiro/2018) no Compartimento 2B, contudo, a relação dessa ocorrência quanto ao desastre não se mostrou tão evidente.

No Compartimento 3, nos dois últimos anos, os percentuais relativos à categoria B podem ter ocorrido em função da referência de dados da linha-base (Sanear Colatina), bem como à troca de LQs (de <0,001 mg/L para <0,005 mg/L). Além disso, os valores encontraram-se dentro da ordem encontrada para a estação de monitoramento a montante, conforme mencionado anteriormente.

A avaliação de mais eventos de monitoramento faz-se necessária, haja vista a influência de precipitações mais intensas sobre a qualidade da água, bem como de outros fenômenos físico-químicos.

Figura 58 – Proporção das categorias A, B e C para o cobre dissolvido.



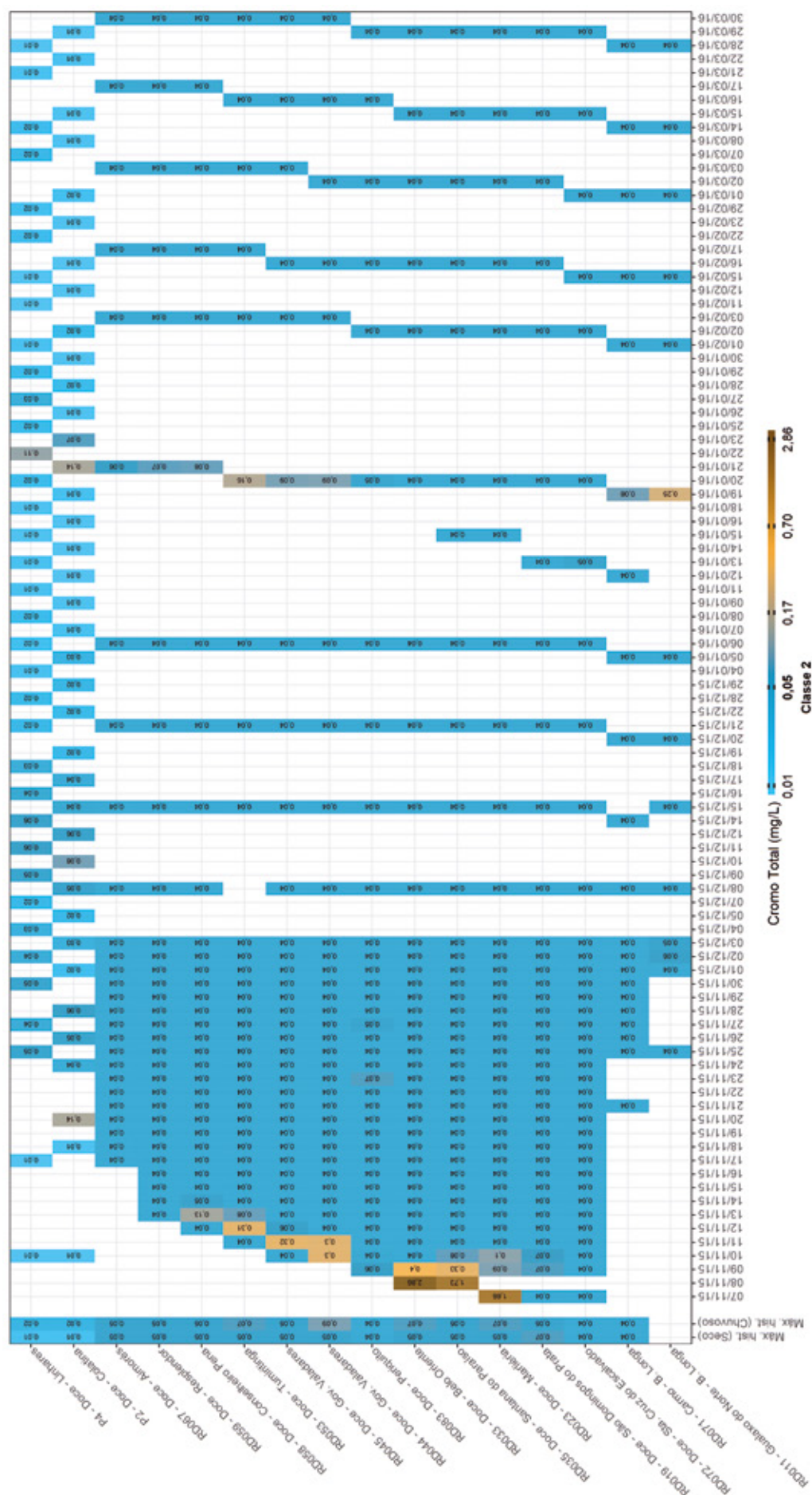
2.2.4.7 Cromo total

A Figura 59 apresenta os valores de cromo total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

Principalmente entre os dias 07/11/2015 e 20/11/2015 foi possível observar alteração de valores ao longo dos compartimentos analisados, com concentrações mais elevadas a montante e mais baixas a jusante, de modo geral.

Os valores mais elevados foram registrados entre os dias 07 e 08 de novembro/2015, no trecho entre os municípios de Marliéria/MG e Belo Oriente/MG. A concentração máxima pós-rompimento chegou a 2,86 mg/L na estação RD033 (em Belo Oriente/MG), superando o máximo histórico pré-desastre dessa estação em cerca de 40 vezes e o limite legislado (0,05 mg/L) em quase 60 vezes. Contudo, cabe lembrar que a ausência de monitoramento nas primeiras semanas após o rompimento da barragem nas estações localizadas no Compartimento 1 pode ter ocultado valores de maior relevância nesse trecho.

Entre os dias 19/01/2016 e 22/01/2016 novamente se notou alteração nos valores, devido à ocorrência de chuvas, que propiciaram o carreamento de material das margens para dentro do rio, bem como a ressuspensão dos sedimentos do leito dos rios para a coluna d'água. A partir do período citado e até o final do mês de março/2016, os valores tenderam ao LQ (<0,04 mg/L para o IGAM e <0,01mg/L para o IEMA).

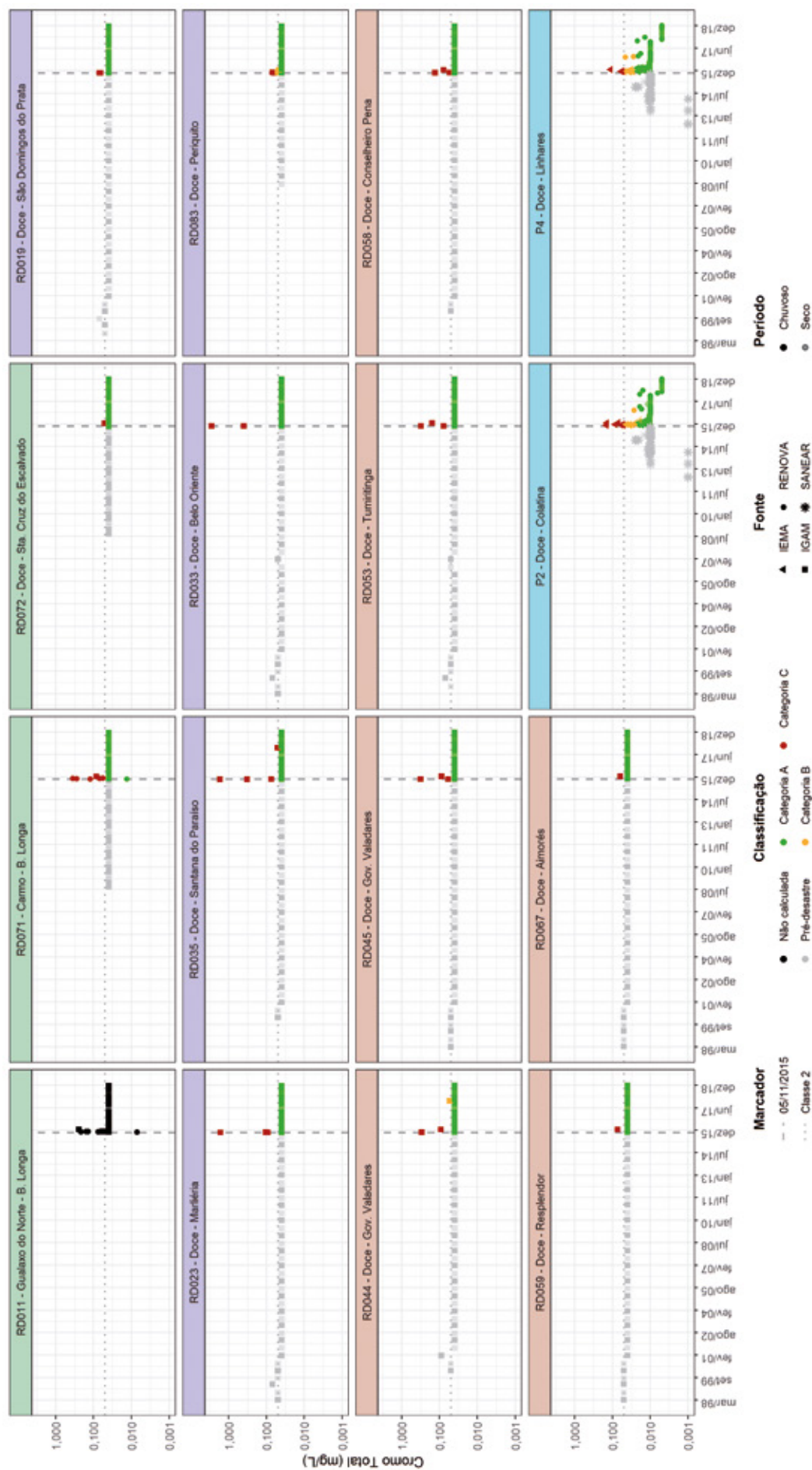


Na Figura 60, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre nas categorias A, B e C. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento.

Principalmente entre novembro/2015 e o primeiro período chuvoso pós-rompimento, houve a classificação de dados nas categorias B e C. A partir de então, a maioria dos dados foi classificada na categoria A, considerando todos os compartimentos avaliados. Eventualmente, alguns dados foram classificados nas categorias B e C, após o primeiro período chuvoso pós-rompimento, como observado para as estações RD035 (em Santana do Paraíso) e RD044 (em Governador Valadares/MG), em dezembro/2017.

Ao longo do tempo, os resultados das amostras de cromo total foram inferiores ao limite de quantificação, tendo sido os dados classificados na categoria A, de modo geral. Ressalta-se que no Compartimento 3, conforme mencionado na metodologia (item 2.2.1.1), a partir de agosto/2016 foram utilizados dados da Fundação Renova para suprir o monitoramento do IEMA encerrado naquele mês. O LQ utilizado pela Fundação Renova variou entre $< 0,01$ mg/L e $< 0,005$ mg/L.

Figura 60 – Classificação dos dados de cromo total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 61.

Nos Compartimentos 1, 2A e 2B a categoria A ocorreu em maior proporção no mês de novembro/2015. Para o Compartimento 3, a categoria B foi a que ocorreu em maior proporção. Há de se destacar, contudo, que em relação aos valores de linha-base nos Compartimentos 1, 2A e 2B o LQ utilizado foi de <0,04 mg/L (dados provenientes do IGAM), enquanto que para o Compartimento 3, o LQ utilizado foi de <0,01 mg/L (dados provenientes do Sanear Colatina), desse modo mesmo os máximos históricos para o Compartimento 3 já eram inferiores ao LQ adotado pelo IGAM. Assim, a comparação entre os compartimentos localizados em Minas Gerais e o compartimento localizado no estado do Espírito Santo ficou comprometida.

Com o passar do tempo, as categorias B e C apresentaram-se em menores percentuais. No ano de 2018, a categoria A ocorreu para 100% dos dados, e no ano de 2017 ocorreu para quase 100% dos dados.

Na campanha de amostragem do Lactec referente ao mês janeiro/2019, foi encontrada concentração de cromo total mais elevada no sedimento (100 mg/kg) no trecho que corresponde ao segmento entre o rio do Carmo (após sua confluência com o rio Gualaxo do Norte) e a barragem da UHE Risoleta Neves, estando localizado no Compartimento 1. Assim, existe a possibilidade de ressuspensão do referido EPT para a coluna d'água e seu transporte ao longo do sistema aquático.

Cabe destacar que a ocorrência da categoria C, mesmo que em menor proporção, indica que foram registradas concentrações elevadas de cromo total na água (superando a variação histórica pré-desastre e o limite legislado), as quais podem ter afetado a biota aquática.

A avaliação da manutenção desses resultados faz-se importante com a análise de mais eventos de monitoramento.

Figura 61 – Proporção das categorias A, B e C para o cromo total.



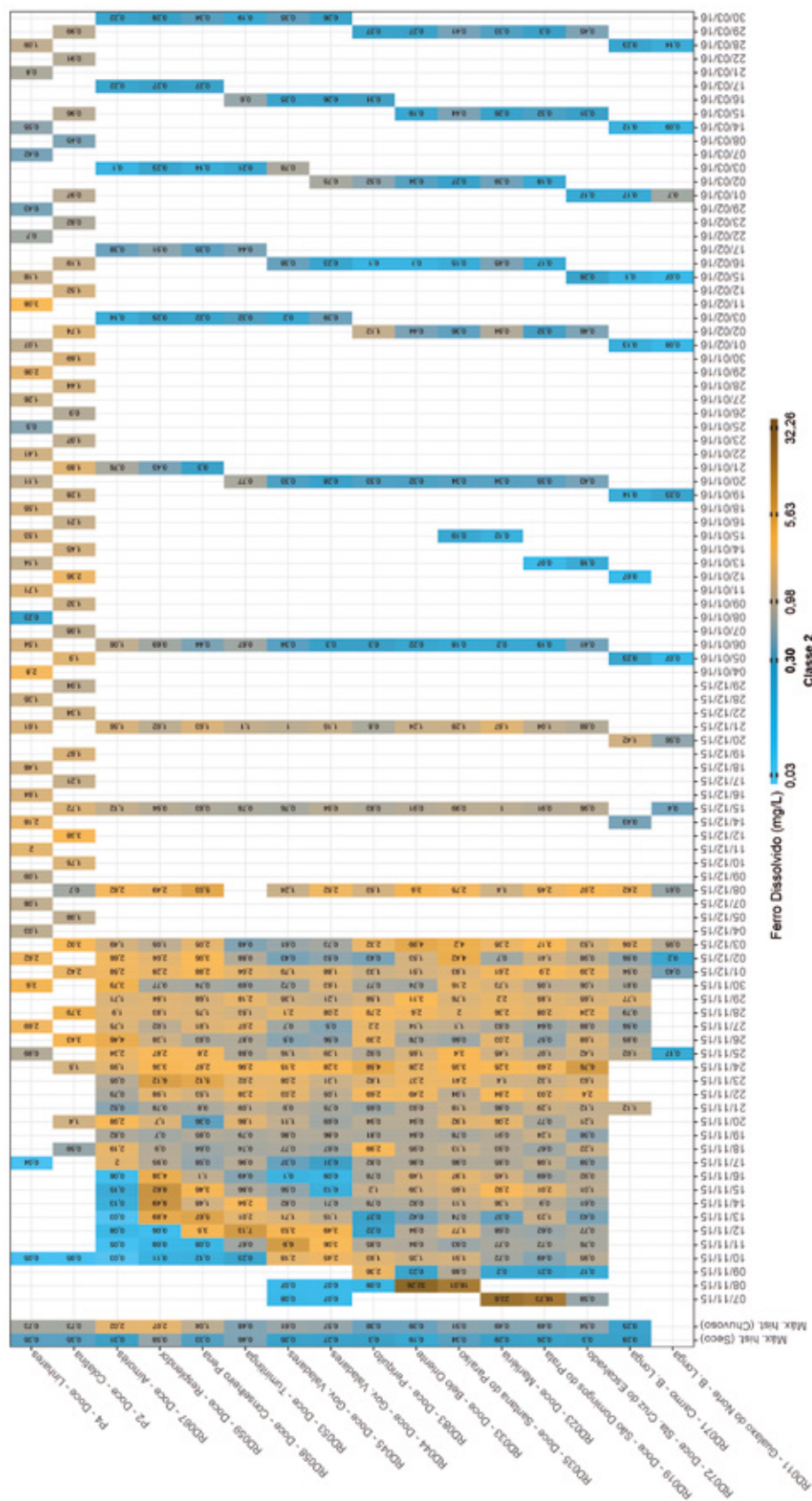
2.2.4.8 Ferro dissolvido

Na Figura 62 estão apresentados os valores de ferro dissolvido obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

De acordo com a Figura 62, é possível observar a ocorrência de valores bastante elevados entre os dias 07 e 08 de novembro de 2015, no trecho entre os municípios São Domingos do Prata e Belo Oriente, em Minas Gerais. Os referidos valores chegaram a ultrapassar os máximos históricos do período chuvoso em até 80 vezes, chegando a 32,26 mg/L na estação do IGAM RD033. O limite legislado é de 0,3 mg/L, tendo sido este superado em mais de 100 vezes na referida estação. Em termos de carga de ferro dissolvido (associação dos aspectos qualitativo e quantitativo da água), na estação RD023 no Compartimento 2A, no mês de novembro/2015, chegou-se a registrar valor de 939,67 t/d, superando o máximo histórico em 46 vezes (Relatório Suplementar - Avaliação quali-quantitativa de estações de monitoramento de qualidade da água afetadas pela passagem da lama de rejeitos e de afluentes ao rio Doce).

Ao longo do tempo, a ordem de magnitude das concentrações de ferro dissolvido tendeu a decrescer, de modo geral. Contudo, o gráfico representa apenas o período inicial do desastre (5 meses). No Compartimento 3, a concentração máxima após a chegada da lama de rejeitos não ultrapassou 4 mg/L, já apresentando menores concentrações.

Figura 62 – Alterações iniciais nos valores de ferro dissolvido na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 63, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C e as respectivas estações de monitoramento. Nesta Figura ainda é possível observar que antes do rompimento já eram registradas, para algumas estações de monitoramento, concentrações superiores ao limite da classe 2 de 0,3 mg/L.

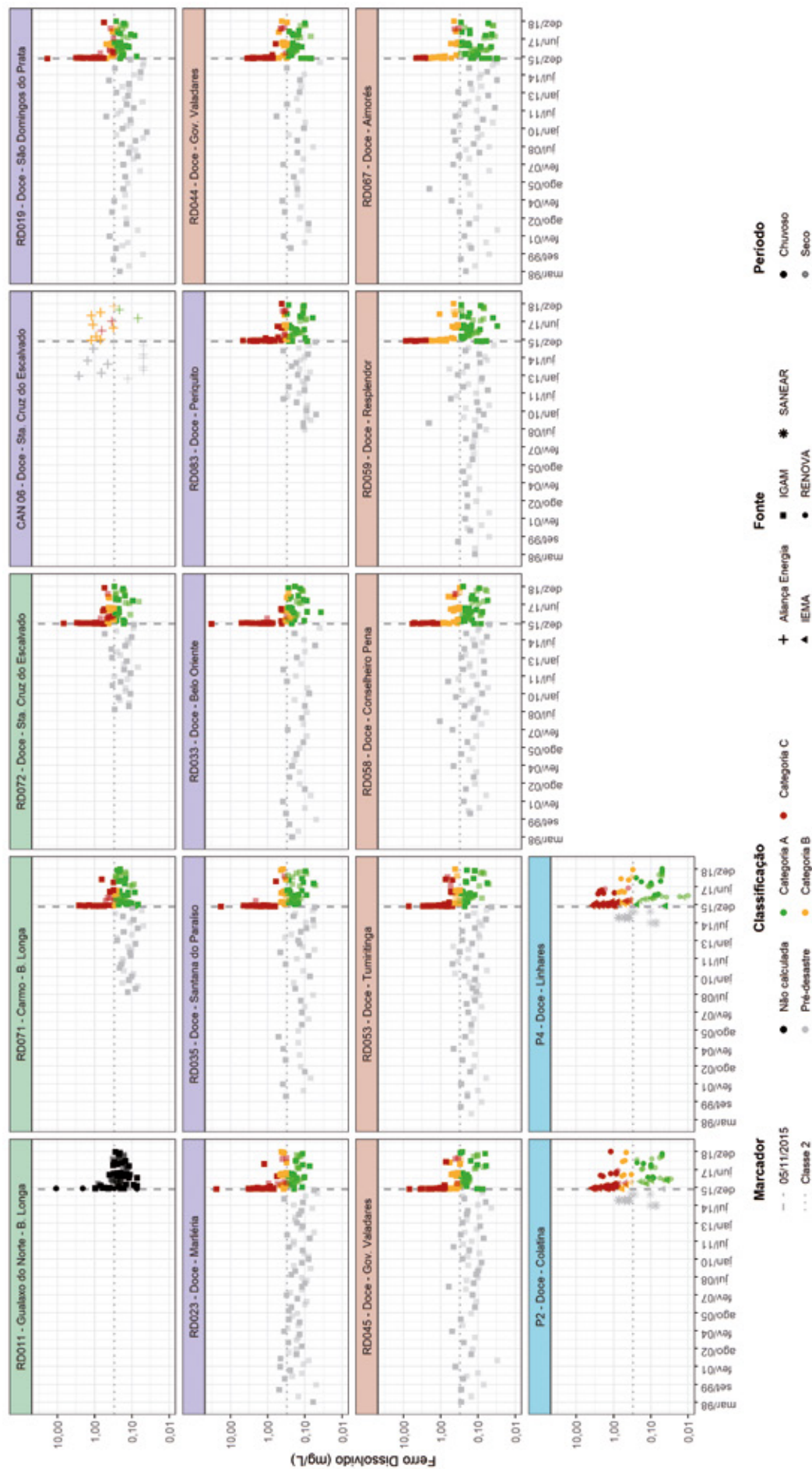
Na presente avaliação, foram utilizados dados do IGAM, do IEMA, da Aliança Energia e da Fundação Renova (ver item 2.2.1.1), conforme legenda da Figura 63.

No mês de novembro/2015, dados classificados na categoria C ocorreram em todas as estações amostrais e compartimentos. Tais resultados indicam concentrações pós-desastre que superaram o máximo histórico pré-desastre, além de ultrapassar o limite legislado.

Exceção se fez para a estação CAN 06, a jusante do vertedouro da barragem da UHE Risoleta Neves. A primeira amostragem da água após o rompimento se deu no início de dezembro/2015, cerca de um mês após o rompimento da barragem. Sendo que o dado foi classificado na categoria B e não C, nesse primeiro momento. Contudo, nos anos de 2016 e 2017, foi observada a ocorrência da categoria C.

Ao longo do tempo, observou-se um maior número de dados classificados nas categorias A e B em detrimento da categoria C. Contudo, dados classificados na categoria C continuaram a ocorrer. No ano de 2018, por exemplo, ainda foram observados dados classificados nesta categoria em todos os compartimentos, mas em menor frequência. Eventos chuvosos podem ter favorecido o registro dessas concentrações mais elevadas, visto que, além de carrear material das margens para dentro do rio, as chuvas podem influenciar na ressuspensão de material do fundo do rio, além disso não se pode descartar a ocorrência de outros fenômenos físico-químicos.

Figura 63 – Classificação dos dados de ferro dissolvido nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.

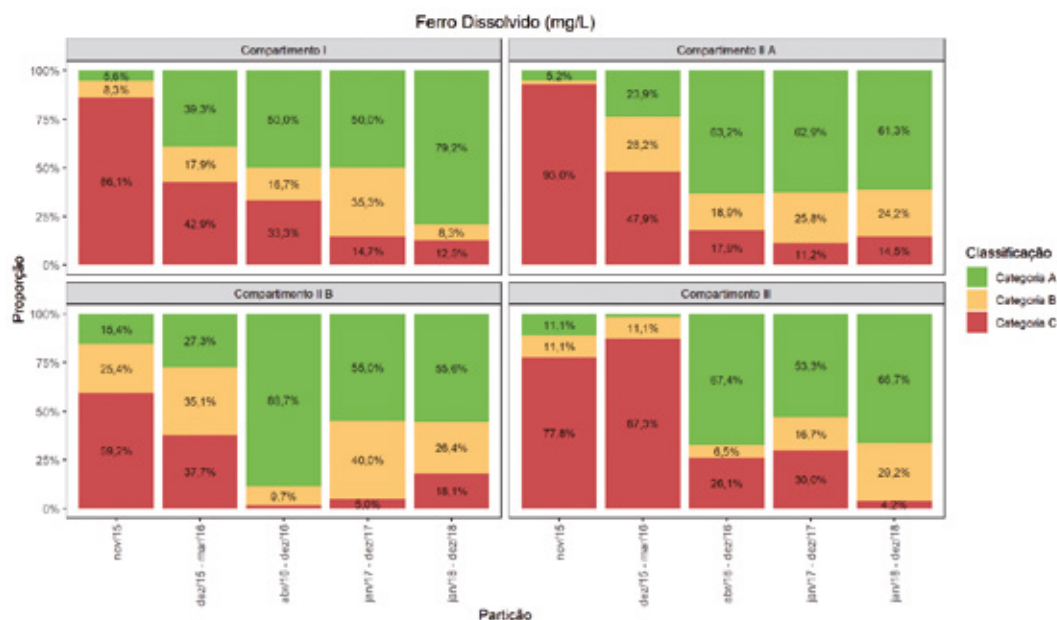


Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 64.

De acordo com a referida figura, a categoria C (ocorrência de valores acima do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos. Entre dezembro/2015 e março/2016, o percentual da categoria C ainda se manteve representativo. Ao longo do tempo, a categoria C apresentou percentuais menores de ocorrência, dando lugar às categorias A e B.

Contudo, no ano de 2018, a ocorrência da categoria C ao longo de todos os compartimentos indica que ainda foram registrados valores superiores aos máximos históricos e ao limite da classe 2. Ou seja, valores que antes do desastre não haviam sido registrados, o que requer atenção e monitoramento da situação.

Figura 64 – Proporção das categorias A, B e C para o ferro dissolvido.



2.2.4.9 Manganês total

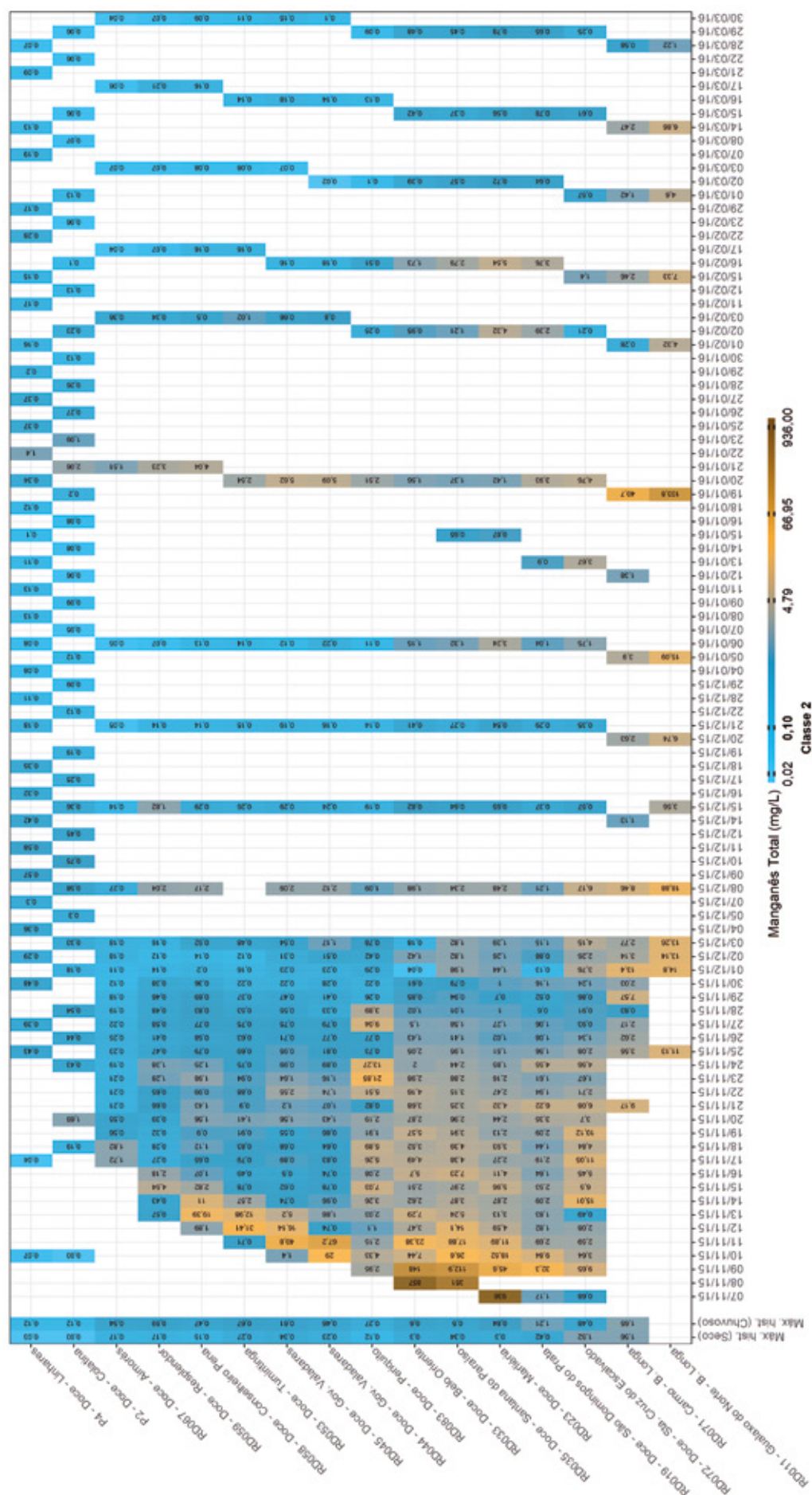
Na Figura 65 estão apresentados os valores de manganês total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

De acordo com a referida figura, foi possível notar a elevação das concentrações de manganês total após o evento do rompimento. A partir dos dados disponíveis, observou-se que entre os dias 07/11/2015 e 08/11/2015 as concentrações do elemento atingiram níveis expressivos, chegando a 936 mg/L na estação RD023, localizada no rio Doce no município de Marliéria/MG, por exemplo. O máximo histórico para o período chuvoso da referida estação foi de 0,84 mg/L, ou seja, a concentração observada em novembro/2015 superou o máximo histórico em mais de 1.000 vezes. Em termos de carga de manganês total (associação dos aspectos qualitativo e quantitativo da água), na estação RD023, no mês de novembro/2015 chegou-se a registrar valor de 37.268,25 t/d, superando o máximo histórico em 1.270 vezes (Relatório Suplementar - Avaliação quali-quantitativa de estações de monitoramento de qualidade da água afetadas pela passagem da lama de rejeitos e de afluentes ao rio Doce).

Ao longo dos compartimentos, a ordem de magnitude dos valores decaiu, sendo que a concentração máxima registrada no Compartimento 3 foi de 2,06 mg/L, no período apresentado na Figura 65. Ao longo do tempo apresentado na referida figura, a magnitude das concentrações também foi atenuada.

Entre os dias 19/01/2016 e 22/01/2016, novamente observou-se elevação das concentrações, contudo, não da ordem observada logo após a ruptura da barragem. A referida elevação das concentrações esteve relacionada à ocorrência de chuvas, que além de aportarem materiais das margens do rio e seu entorno para dentro dele, promovem a ressuspensão do material sedimentado no fundo do corpo hídrico. Além disso, há de se considerar que a distribuição de metais na coluna de água é influenciada por outros fenômenos tais como complexação, adsorção, dessorção, precipitação, redissolução, entre outros (STUMM; MORGAN, 1996).

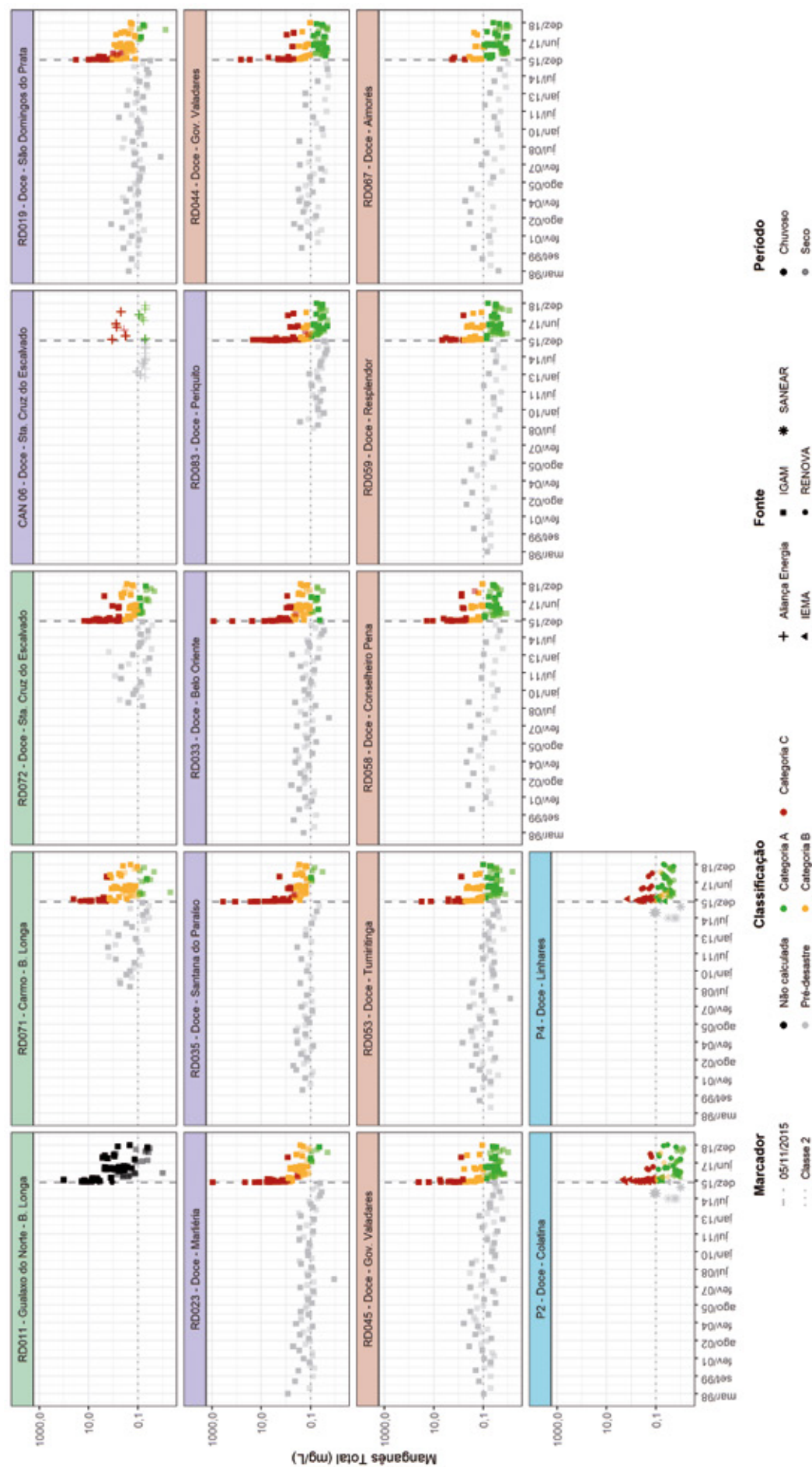
Figura 65 – Alterações iniciais nos valores de manganês total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 66, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, o dano não foi mensurado. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

Na referida figura, para as estações localizadas no Compartimento 1, em novembro/2015 e no primeiro período chuvoso após o desastre (até março/2016), registrou-se o maior número de dados na categoria C. Nos períodos chuvosos subsequentes (2016/2017 e 2017/2018), também se observaram dados na referida categoria, contudo, já com a ocorrência de outros dados nas categorias A e B, ou seja, dados na categoria C passaram a ocorrer em menor frequência. A situação observada e comentada para o Compartimento 1 pode ser generalizada para os Compartimentos 2A, 2B e 3. Além disso, é possível observar a diminuição da magnitude das concentrações ao longo dos compartimentos (Figura 66).

Figura 66 – Classificação dos dados de manganês total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.

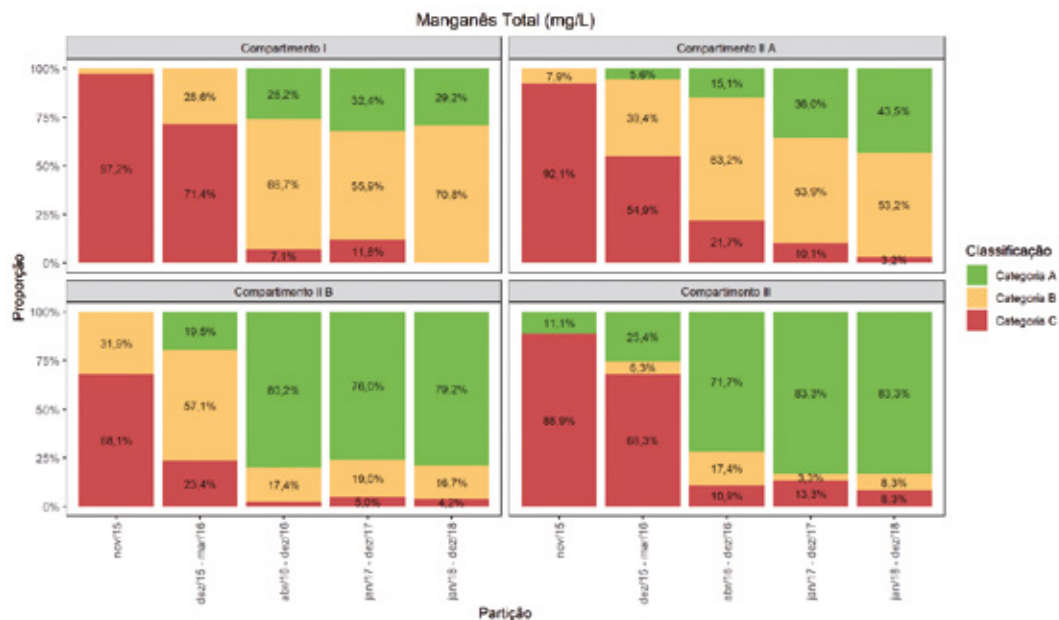


Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 67.

De acordo com a referida figura, a categoria C (ocorrência de valores acima do máximo histórico e do limite legislado) ocorreu em maior percentual em novembro/2015 em todos os compartimentos. Ao longo do tempo, a esta categoria passou a ocorrer em menor percentual, dando lugar às categorias A e B.

No ano de 2018, a ocorrência da categoria C indica que ainda foram registrados valores superiores aos máximos históricos e ao limite da classe 2. Ou seja, valores que antes do desastre não haviam sido registrados, o que requer atenção e monitoramento da situação.

Figura 67 – Proporção das categorias A, B e C para o manganês total.



2.2.4.10 Mercúrio total

Na Figura 68 estão apresentadas as concentrações de mercúrio total na água. Destaca-se que algumas variações de cor em relação à mesma concentração se deram em virtude de arredondamentos de valores.

Em relação aos dados do IGAM, o LQ utilizado foi de $<0,0002$ mg/L, enquanto para o IEMA, o LQ foi de $<0,0001$ mg/L. O limite legislado é de $0,0002$ mg/L.

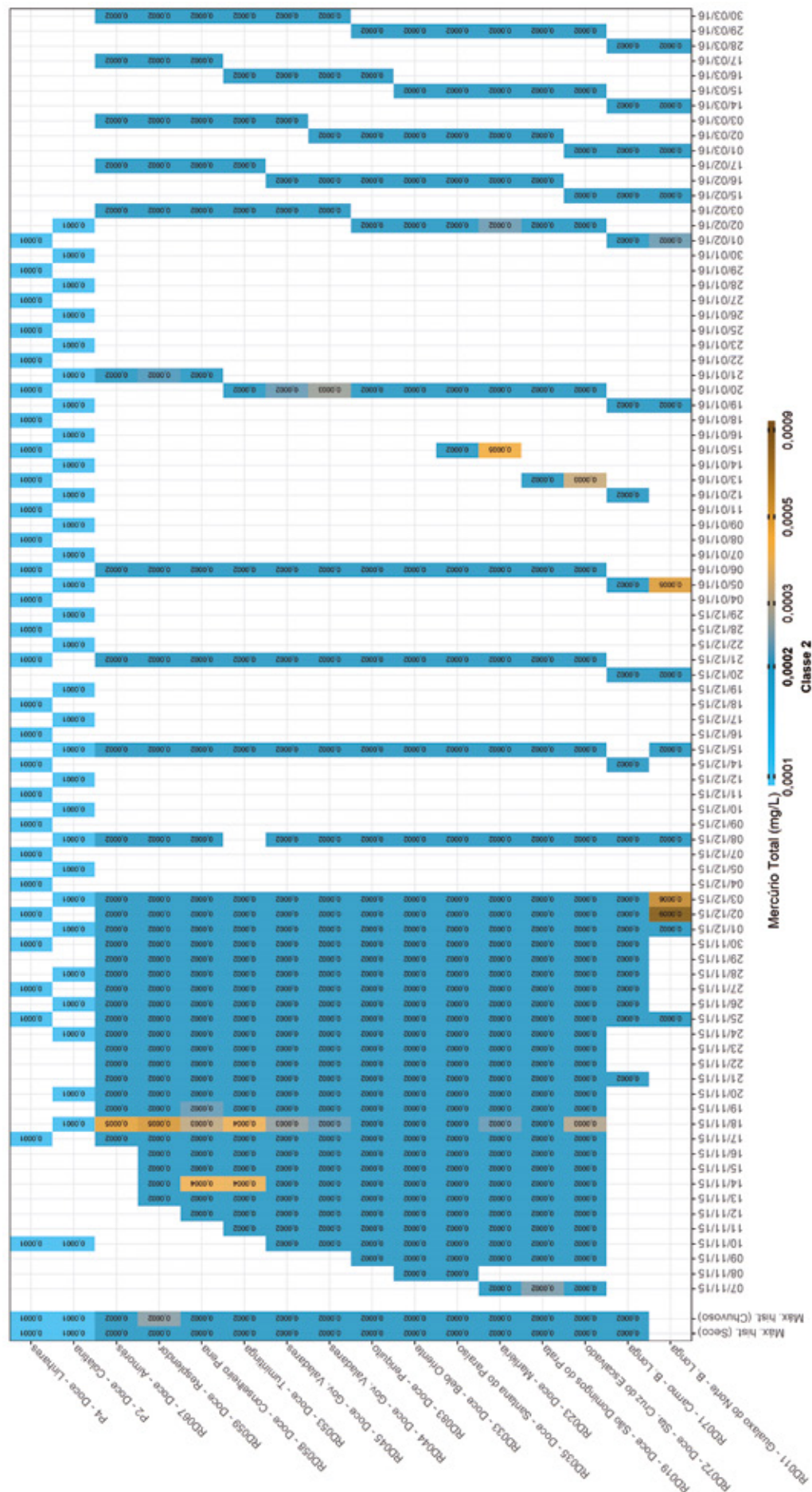
De acordo com os dados disponíveis para o mês de novembro/2015, valores mais elevados de mercúrio total foram observados nos dias 14/11/2015, no Compartimento 2B; 18/11/2015, nos Compartimentos 1 e 2B; e nos dias 02 e 03/11/2015, no Compartimento 1 (Figura 68).

O valor máximo registrado chegou a $0,0009$ mg/L, na estação RD011, no rio Gualaxo do Norte, no Compartimento 1, ultrapassando o limite legislado em quase 5 vezes. No mês de janeiro/2016, em algumas estações, ainda se observaram valores mais elevados, que possivelmente estiveram relacionados à ocorrência de chuvas.

Após esse período e até o final de março/2016, as concentrações tenderam aos limites de quantificação utilizados, de modo geral, indicando valores mais baixos de acordo com o padrão legislado (Figura 68).

O mercúrio é um composto bioacumulável, podendo ser transferido via cadeia alimentar (por meio do consumo de peixes contaminados com mercúrio) (MARTINS, 2005).

Figura 68 – Alterações iniciais nos valores de mercúrio total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).

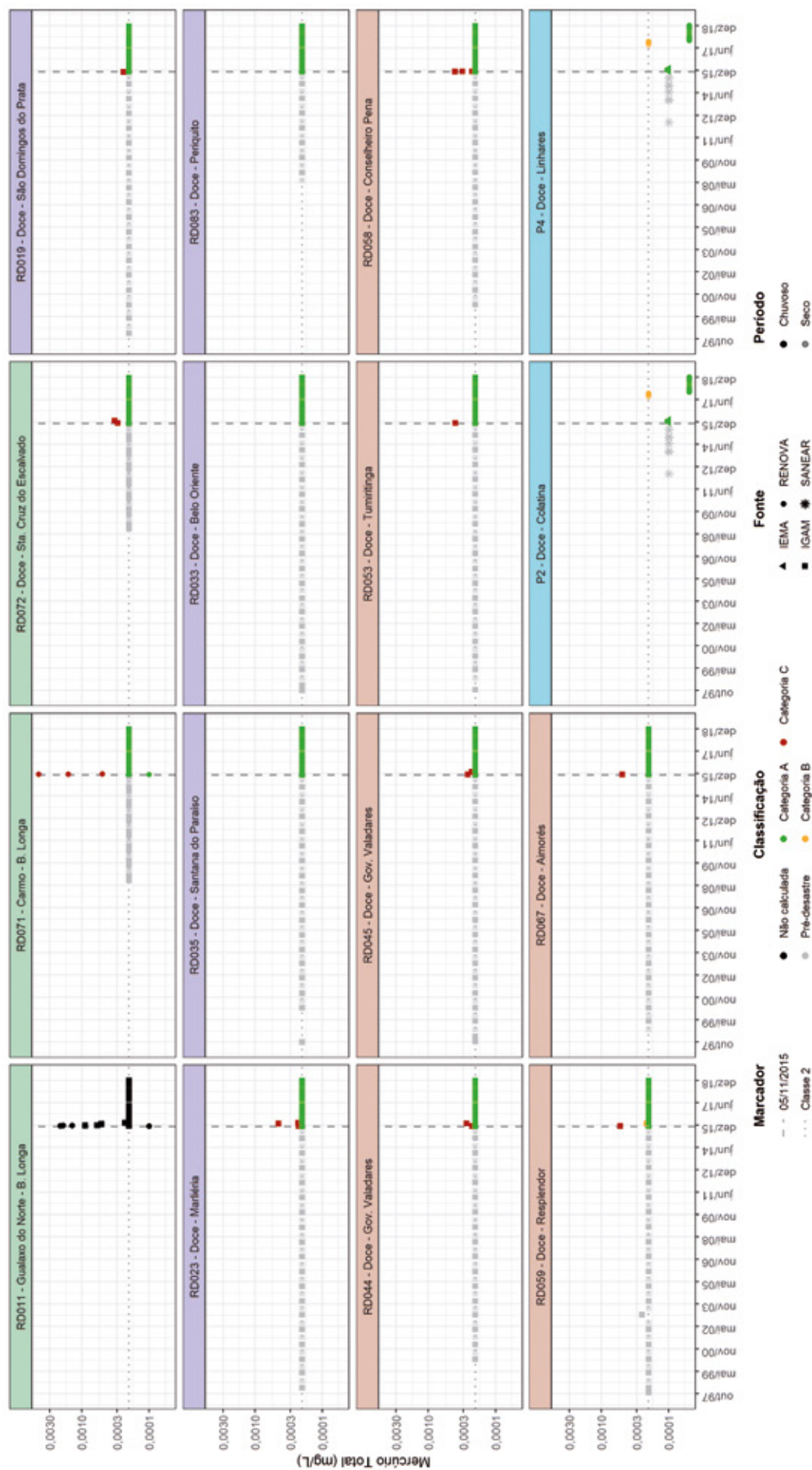


Na Figura 69, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, o dano não foi mensurado. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

Entre novembro/2015 e o primeiro período chuvoso pós-desastre (dezembro/2015 a março/2016), houve a classificação de dados nas categorias B e/ou C em todos os compartimentos analisados. Contudo, nesse mesmo período, também houve a classificação de dados na categoria A. A partir de então, a maioria dos dados foi classificada na categoria A, com valores tendendo ao LQ.

No Compartimento 3, o monitoramento do mercúrio total foi interrompido em agosto/2016 pelo IEMA e retomado pela Fundação Renova em agosto/2017, com LQ superior ao que estava em uso, o que pode ter comprometido a classificação dos dados, dando a falsa impressão de que as concentrações aumentaram. Em dezembro/2017, o LQ utilizado pela Fundação Renova foi alterado novamente para $< 0,00005$ mg/L (Figura 69).

Figura 69 – Classificação dos dados de mercúrio total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



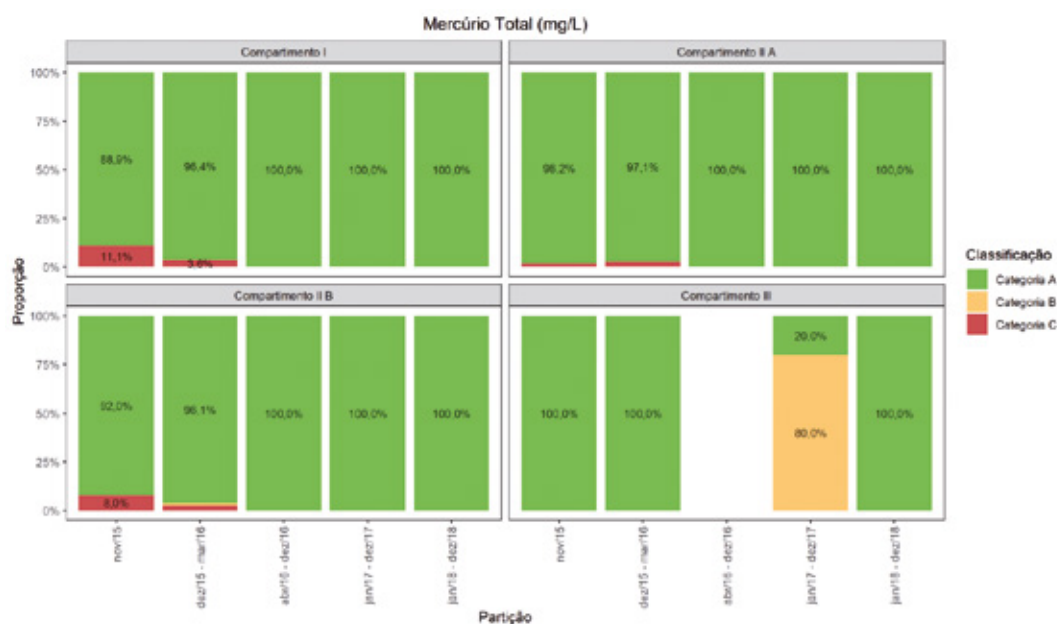
Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 70.

De acordo com a referida figura, mesmo com a ocorrência da categoria C em novembro/2015, o percentual predominante foi o relacionado à categoria A para todos os compartimentos. Entretanto, a ocorrência da categoria C, mesmo que por menos tempo, indica a ocorrência de valores elevados, o que pode ter comprometido a biota aquática. Conforme mencionado anteriormente, o valor máximo registrado chegou a 0,0009 mg/L, na estação RD011, no rio Gualaxo do Norte, ultrapassando o limite legislado em quase 5 vezes.

Com o passar do tempo, no ano de 2018, a categoria A ocorreu para 100% dos dados analisados em todos os compartimentos.

No Compartimento 3, conforme mencionado anteriormente, o monitoramento do mercúrio total foi interrompido em agosto/2016 pelo IEMA e retomado pela Fundação Renova em agosto/2017, com LQ superior ao que estava em uso, o que comprometeu a classificação dos dados, dando a impressão de que houve aumento nas concentrações. Contudo, os resultados foram inferiores ao LQ.

Figura 70 – Proporção das categorias A, B e C para o mercúrio total.



2.2.4.11 Níquel total

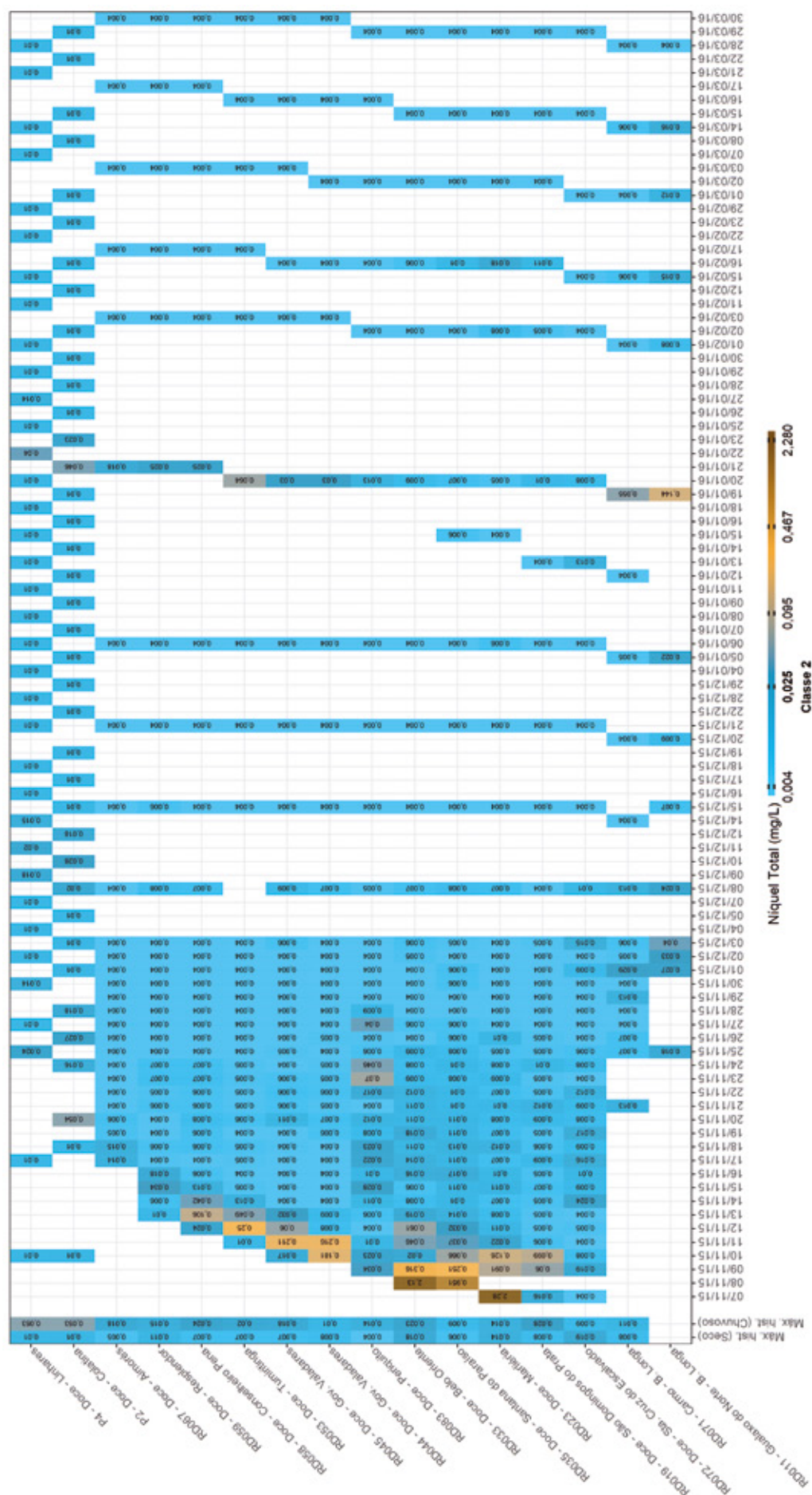
Na Figura 71 estão indicados os valores de níquel total obtidos pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

De acordo com a referida figura, foi possível notar a elevação das concentrações de níquel total após o evento do rompimento ao longo dos compartimentos, de modo geral. A partir dos dados disponíveis, observou-se que entre os dias 07/11/2015 e 08/11/2015 as concentrações do elemento atingiram níveis expressivos, chegando a 2,28 mg/L na estação RD023, localizada no rio Doce no município de Marliéria/MG. O máximo histórico para o período chuvoso da referida estação é de 0,014 mg/L, ou seja, a concentração observada no pós-desastre superou o máximo histórico em mais de 160 vezes. A título de comparação, o limite legislado é de 0,025 mg/L, tendo sido esse superado na condição comentada em cerca de 90 vezes.

Na estação RD083, próxima à UHE Baguari, foi possível observar a maior persistência de valores alterados durante o mês de novembro/2015, enquanto para outras estações já se observavam concentrações menores. Tal fato pode estar relacionado às características do ambiente em que a estação RD083 se encontra, próximo à região de barramento da UHE Baguari, com velocidade da água mais reduzida e menos turbulência, dificultando a mistura das massas d'água.

Ao longo dos compartimentos, a ordem de magnitude dos valores decaiu, sendo que a concentração máxima registrada no Compartimento 3 foi de 0,054 mg/L, no período apresentado na Figura 71. Ao longo do tempo, a magnitude das concentrações também foi atenuada, com o registro de valores tendendo ao limite de quantificação (IGAM: <0,004 mg/L e IEMA: <0,01 mg/L), inclusive.

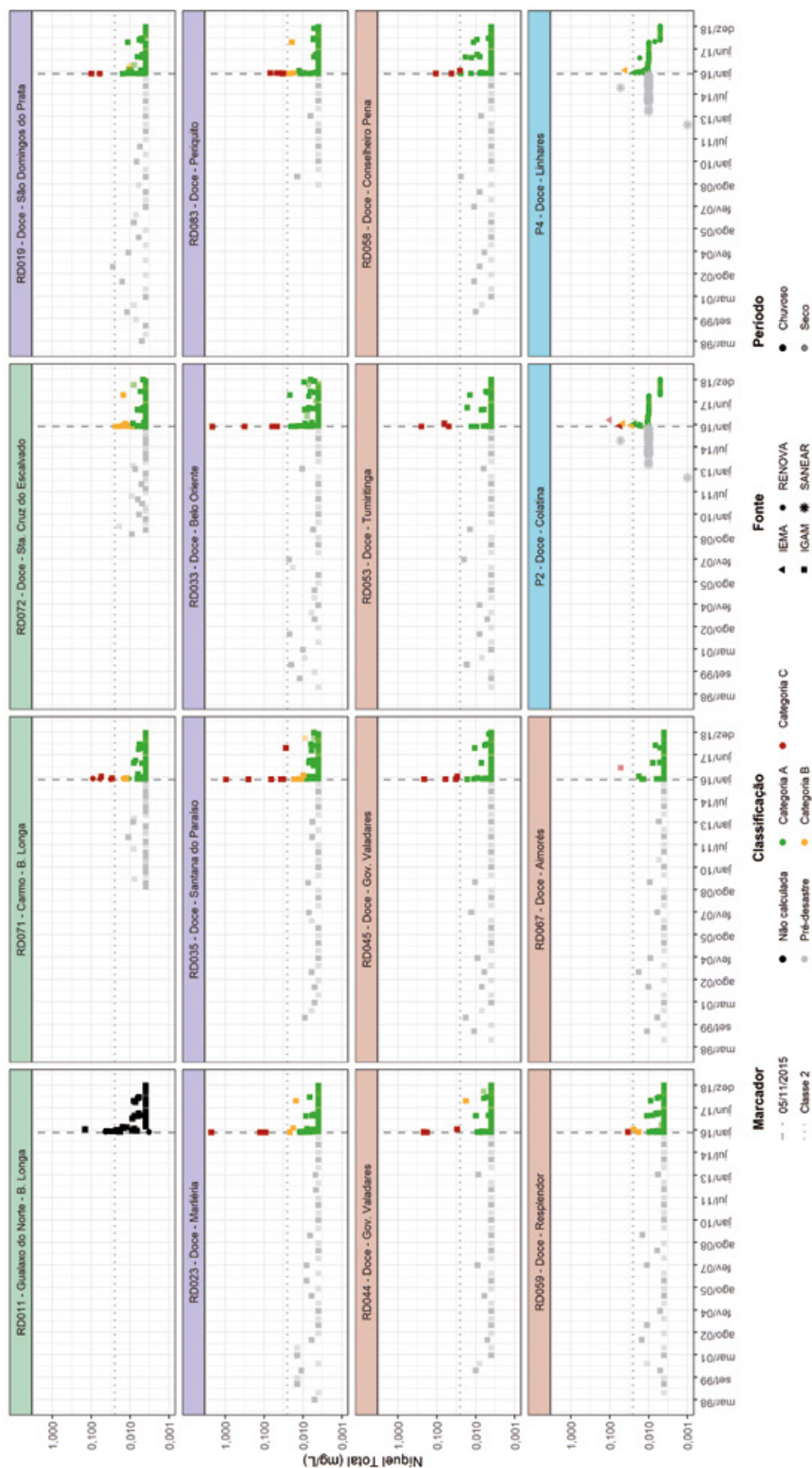
Entre os dias 19/01/2016 e 22/01/2016, novamente observou-se elevação das concentrações de níquel total, contudo, não da ordem observada logo após a ruptura da barragem (Figura 71). A referida elevação das concentrações esteve relacionada à ocorrência de chuvas, que além de aportarem materiais das margens do rio e seu entorno para dentro dele, promovem a ressuspensão do material sedimentado no fundo do corpo hídrico.



Na Figura 72, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento e compartimento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, o dano não foi mensurado. Note-se que os gráficos se encontram em escala logarítmica.

Principalmente entre novembro/2015 e o primeiro período chuvoso pós-desastre (dezembro/2015 a março/2016), houve a classificação de dados nas categorias B e/ou C, de modo geral. Contudo, foram registrados nesse período também dados classificados na categoria A. A partir do primeiro período chuvoso pós-desastre, a maioria dos dados foi classificada na categoria A, considerando todos os compartimentos avaliados, ou seja, dados de acordo com a variação histórica pré-desastre e o limite legislado.

Figura 72 – Classificação dos dados de níquel total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



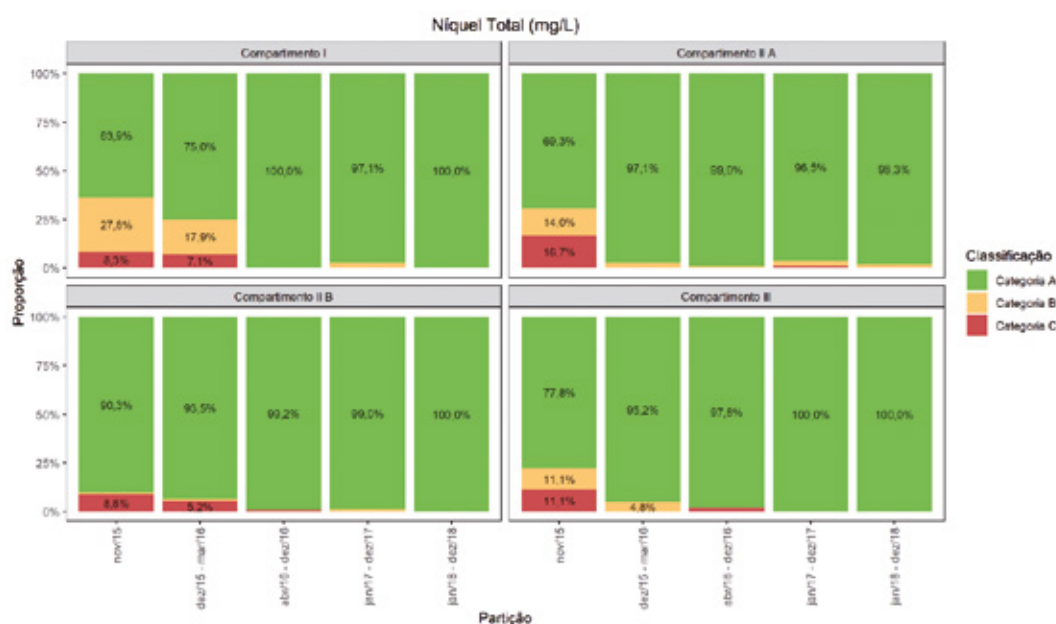
Conforme detalhado na metodologia (item 2.2.1.1.3.3), realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, agrupando-se os dados categorizados das estações de monitoramento, sendo o resultado apresentado na Figura 73.

Apesar da ocorrência das categorias B e C no mês de novembro/2015 ao longo de todos os compartimentos, as mesmas foram menos representativas do que a categoria A. Entretanto, a ocorrência de concentrações elevadas (superando o máximo histórico e o limite legislado), mesmo que por menos tempo, pode ter sido suficiente para causar alterações na biota aquática.

Com o passar do tempo, as categorias B e C apresentaram percentuais menores de ocorrência em relação à categoria A. No final do ano de 2017, ocorreram elevações nas concentrações de níquel total ao longo dos compartimentos, tendo sido alguns dados classificados nas categorias B e C nos Compartimentos 1, 2A e 2B, contudo em baixos percentuais. Em 2018, praticamente 100% dos dados foram classificados na categoria A, exceção se fez no Compartimento 2A, quanto à estação RD035, no município de Santana do Paraíso/MG, na qual se registrou um único dado classificado na categoria B. O referido dado ultrapassou o máximo histórico do período seco, mas ficou abaixo do limite legislado.

A análise de mais eventos de monitoramento faz-se essencial para avaliação da manutenção dos resultados apresentados.

Figura 73 – Proporção das categorias A, B e C para o níquel total.



2.2.4.12 Zinco total

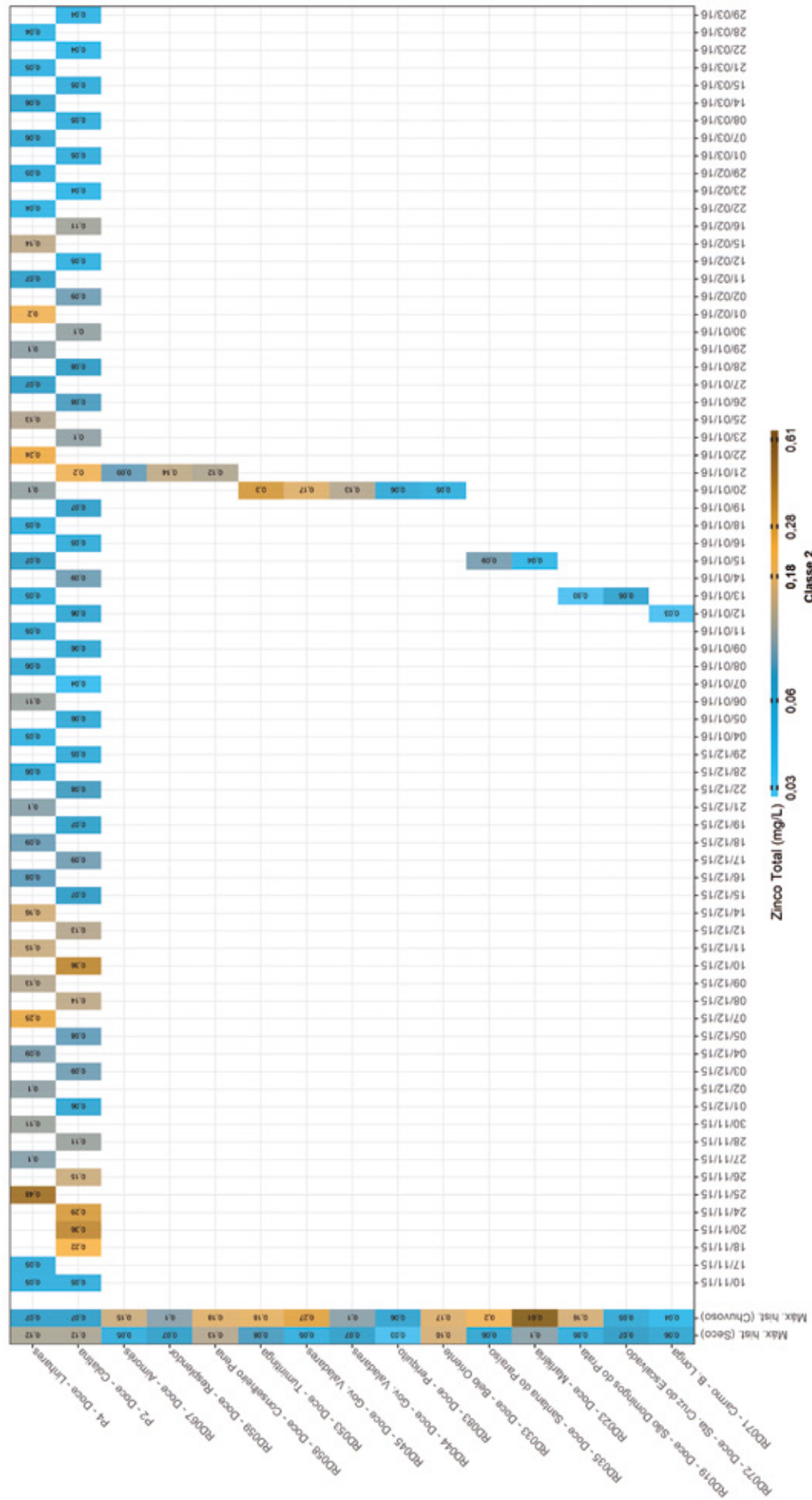
Na Figura 74 estão indicadas as concentrações de zinco total na água obtidas pelo IGAM e pelo IEMA ao longo do trajeto percorrido pela lama, no período inicial após o rompimento da barragem de Fundão em 05/11/2015.

Assim como ocorrido para o bário total, após o desastre, o zinco total teve seu monitoramento iniciado em janeiro/2016, mais de dois meses depois do rompimento da barragem. Contudo, o IEMA iniciou o monitoramento em 10/11/2015, antes mesmo de a onda de rejeitos chegar à Colatina/ES. A partir do dia 17/11/2015, com a chegada da lama, foi possível notar a alteração de valores nas estações de Colatina/ES (P2) e Linhares/ES (P4), bem como na tonalidade das cores (passando de azul para marrom). Com a chegada da lama de rejeitos, os máximos registrados nas estações P2 e P4 foram de 0,36 mg/L e 0,48 mg/L, respectivamente. A título de comparação o limite legislado é de 0,17 mg/L, sendo os máximos históricos das referidas estações inferiores a este valor.

Desse modo, mesmo que o IGAM não tenha monitorado esse período imediato após o rompimento, infere-se que também ocorreu elevação da concentração de zinco total em algum nível nos corpos d'água atingidos pela lama de rejeitos no estado de Minas Gerais. Assim como observado para os demais indicadores analisados.

Entre os dias 20 e 23 de janeiro/2016, dada a ocorrência de chuvas, foram registradas concentrações que superaram os máximos históricos nas estações RD053 (Tumiritinga/MG), RD059 (Resplendor/MG), P2 (Colatina/ES) e P4 (Linhares/ES). O que também foi observado para os indicadores manganês total, chumbo total e níquel total, por exemplo. As chuvas propiciam a ressuspensão do material sedimentado no leito dos rios bem como o aporte de sólidos das margens dos rios para dentro do corpo hídrico, sendo que a falta de cobertura vegetal dos solos e declividades elevadas no entorno da região acentuam o processo.

Figura 74 – Alterações iniciais nos valores de zinco total na água ao longo da APDL (novembro/2015 a março/2016).



Na Figura 75, apresenta-se a classificação de cada um dos dados pós-desastre de acordo com as categorias A, B e C por estação de monitoramento. No Apêndice D os gráficos podem ser visualizados com maior detalhamento. Para a estação RD011, que não possui dados pretéritos ao desastre, os dados não foram classificados.

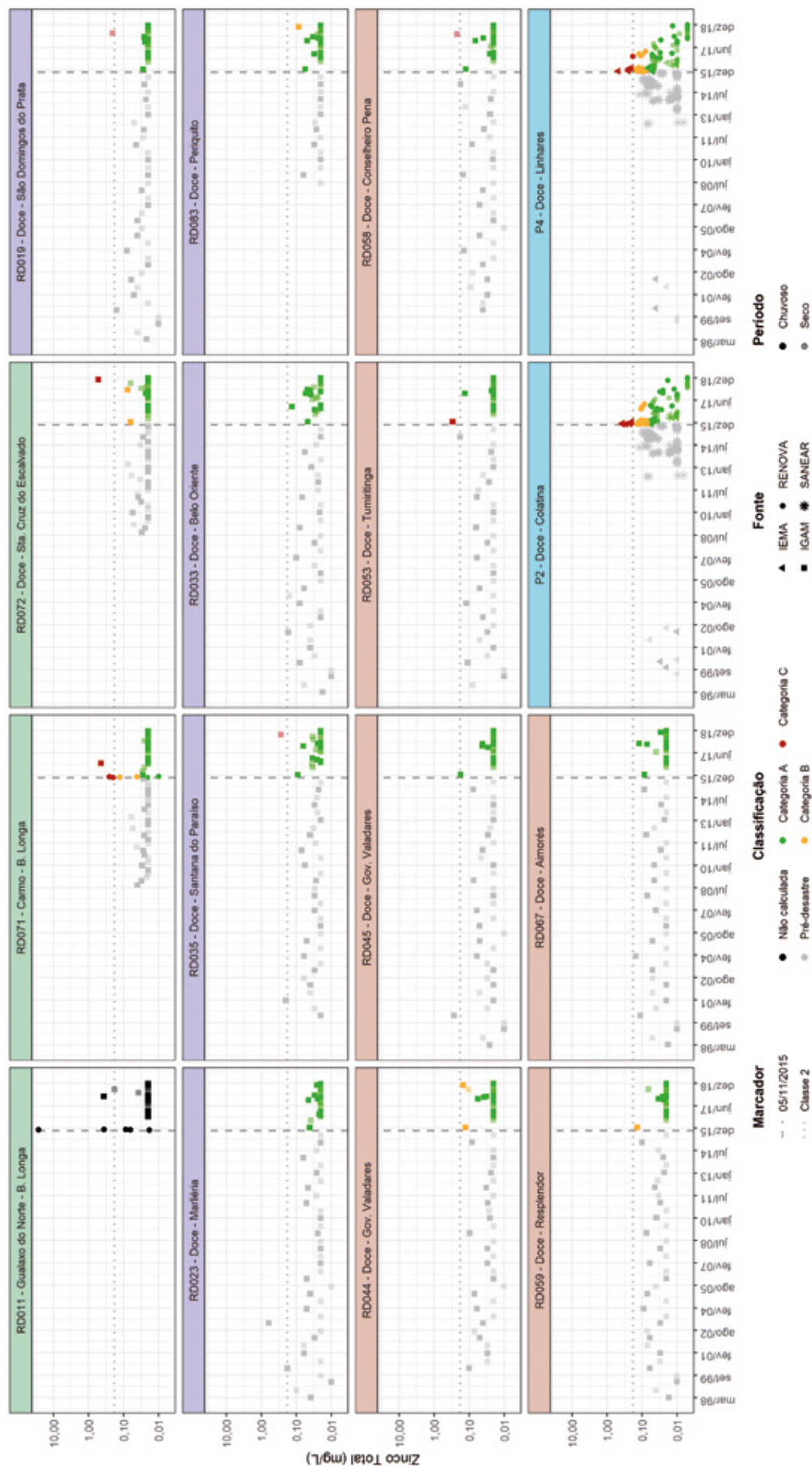
Em relação aos demais indicadores apresentados até o momento, observa-se que o zinco total, assim como o bário total, foi monitorado em menor frequência, de modo que resultou um número menor de observações. Desse modo, não foi apresentado o gráfico de proporção das categorias ao longo do tempo e dos compartimentos.

De acordo com a Figura 75, foi possível observar a ocorrência de dados classificados na categoria B e C próximo ao período de rompimento ao longo dos compartimentos, com exceção do Compartimento 2A. A ocorrência de dados do tipo B indica concentrações pós-desastre acima dos máximos históricos pré-desastre, mas abaixo do limite legislado, nesse caso. Ou seja, a ocorrência destas duas categorias mostrou que após o rompimento foram registradas concentrações superiores aos máximos históricos, indicando alterações nas condições de linha-base.

Após esse período inicial, os dados passaram a ser classificados na categoria A, de modo geral, indicando melhores condições. No ano de 2018, ainda foram observadas concentrações superando os máximos históricos em algumas estações, RD072 (Santa Cruz do Escalvado/MG), RD019 (São Domingos do Prata), RD035 (Santana do Paraíso), RD083 (Periquito/MG), RD044 (Governador Valadares/MG) e RD058 (Conselheiro Pena/MG).

Desse modo, faz-se importante a continuidade do monitoramento e avaliação da manutenção dos resultados aqui apresentados.

Figura 75 – Classificação dos dados de zinco total nas categorias A, B e C na área de passagem da lama.



2.2.4.13 Síntese do dano “aumento das concentrações de EPTs na água”

No mês de novembro/2015, adotado para a definição da gravidade do dano, os indicadores ferro dissolvido, manganês total e alumínio dissolvido tiveram a maioria de seus dados classificados na categoria C (Tabela 16), sendo essa a categoria que ocorreu em maior proporção em todos os compartimentos avaliados. Desse modo, o dano em questão foi considerado gravíssimo nos Compartimentos 1, 2A, 2B e 3. Para o indicador chumbo total, a categoria C também se apresentou em maior proporção no mês de novembro/2015 nos Compartimentos 1 e 3.

É importante destacar que para os indicadores que resultaram na categoria A, no mês do rompimento, foram constatadas elevações relevantes de valores, apesar de terem ocorrido por um menor tempo dentro do período monitorado. A elevação da concentração desses outros indicadores na água pode ter sido suficiente para que causasse alterações na biota. Há de se considerar ainda que o arsênio, o cádmio, o chumbo e o mercúrio são elementos que apresentam maior periculosidade.

De um modo geral, a partir da análise dos resultados dos indicadores com o passar do tempo, o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs na água tendeu a reduzir em relação à situação observada em novembro/2015.

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, com possibilidade de ressuspensão para a coluna d'água, mas que ao longo do tempo o material será transportado até o oceano, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível nos ambientes fluviais.

Tabela 16 – Gravidade do dano de aumento das concentrações de EPTs na água.

Indicador	Categoria predominante em novembro/2015	Gravidade por compartimento
Alumínio dissolvido	Categoria C (1, 2A, 2B e 3)	Gravíssimo (1, 2A, 2B e 3)
Arsênio total	Categoria A (1, 2A, 2B e 3)	
Cádmio total	Categoria A (1, 2A, 2B e 3)	
Chumbo total	Categoria C (1 e 3)	
	Categoria B (2A)	
	Categoria A (2B)	
Cobre dissolvido	Categoria A (1, 2A, 2B e 3)	
Cromo total	Categoria A (1 e 2)	
	Categoria B (3)	
Ferro dissolvido	Categoria C (1, 2A, 2B e 3)	
Manganês total	Categoria C (1, 2A, 2B e 3)	
Mercúrio total	Categoria A (1, 2A, 2B e 3)	
Níquel total	Categoria A (1, 2A, 2B e 3)	

2.2.5 DANO AO USO DA ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO

Uma das consequências da contaminação do manancial que abastece os SAA foi a paralisação das ETAs, o que dificultou o acesso da população à água potável. O período de paralisação dos SAA dos 13 municípios e suas respectivas 18 localidades foi variado de acordo com as necessidades individuais e tamanho da população atendida, como pode ser observado na Tabela 17.

Tabela 17 – Localidades que tiveram seus sistemas de abastecimento de água afetados em decorrência do rompimento da barragem de Fundão.

Município	Localidade	Tempo de paralisação dos SAA ⁽³⁾	Situação da Linha-base	População atendida (hab.) ⁽¹⁾
Barra Longa	Distrito de Gesteira	N/D ⁽²⁾	Todos os sistemas funcionavam anteriormente.	N/D ⁽²⁾
Belo Oriente	Distrito de Perpétuo Socorro	1 ano		21.600
Periquito	Distrito de Pedra Corrida	12 dias		4.951
Alpercata	Sede Municipal	10 dias		4.648
Governador Valadares	Sede Municipal	11 dias		279.604
Governador Valadares	Distrito de São Vitor	N/D ⁽²⁾		N/D ⁽²⁾
Tumiritinga	Sede Municipal	60 dias		4.002
Tumiritinga	Distrito de São Tomé do Rio Doce	N/D ⁽²⁾		N/D ⁽²⁾
Galiléia	Sede Municipal	6 dias		N/D ⁽²⁾
Resplendor	Sede Municipal	Atualmente		10.897
Itueta	Sede Municipal	Atualmente		3.190
Aimorés	Distrito de Sto. Ant. do Rio Doce	Atualmente		19.821
Baixo Guandú	Sede Municipal	Sem paralização		31.467
Baixo Guandú	Distrito de Mascarenhas	Atualmente		N/D ⁽²⁾
Colatina	Sede Municipal	5 dias		115.107
Colatina	Distrito de Itapina	N/D ⁽²⁾		N/D ⁽²⁾
Linhares	Sede Municipal	Sem paralização		163.662
Linhares	Distrito de Regência	Atualmente		N/D ⁽²⁾

⁽¹⁾ Fonte: Adaptado de SNIS (2015) – valor referente a toda a população do município;

⁽²⁾ Informação não disponível;

⁽³⁾ Tempos aproximados conforme informações dos Prestadores de Serviço. Estes números podem variar de acordo com o tempo de chegada da onda de rejeitos.

No distrito de Gesteira, pertencente ao município de Barra Longa/MG, havia um poço profundo utilizado pela localidade que foi soterrado pelo extravasamento da lama de rejeitos da calha do rio Gualaxo do Norte. Desta maneira, este poço ficou inutilizável fisicamente até que as ações da Samarco realizaram a recuperação do mesmo e a construção de outro poço como fonte alternativa de água para consumo humano para o distrito.

Enquanto a água bruta do rio Doce com elevada turbidez e alta concentração de metais avançava em direção aos pontos de captação das ETAs, os sistemas de tratamento foram sendo paralisados, pois a tecnologia presente em uma ETA do tipo convencional (presente em todos os municípios afetados) era incapaz de realizar o tratamento desta água. Assim, o tempo de paralisação das ETAs dos municípios mais próximos ao rompimento da barragem (entre os municípios de Ipatinga e Governador Valadares) superou os dez dias, sendo de 1 ano para o distrito de Perpétuo Socorro, devido também a precariedade do sistema de tratamento presente nesta localidade, 12 dias para o distrito de Belo Oriente e 10 dias para o município de Alpercata (Tabela 17). Em termos de danos físicos, as estruturas de tratamento dos municípios não foram atingidas diretamente pela lama, exceto para alguns problemas pontuais de entupimento nos canais de adução que ocorreram durante as tentativas de retomada da captação realizadas pelos SAA. Conforme informação dos responsáveis técnicos das ETAs das localidades atingidas, soube-se que a falta de água causou racionamento da água distribuída por caminhões-pipa, problemas operacionais no processo de tratamento, adição de coagulantes sem controle como forma de conter a turbidez da água e inclusive disputa entre pessoas por galões de água mineral.

Em Governador Valadares/MG, município com a maior população atingida pela paralização dos Sistemas de Abastecimento de Água, foram, em média, 11 dias de paralização nas suas quatro Estações de Tratamento de Água que atendem a sede municipal. Nesse período de paralização, em virtude da urgência para retomada do tratamento das ETAs, foi utilizado o coagulante Tanfloc, cedido pela Samarco/Fundação Renova, para redução da turbidez da água bruta do rio Doce durante o processo de coagulação/floculação. Além disso, o SAAE do município declarou que houveram prejuízos técnicos e financeiros para a autarquia devido a elevada turbidez da água bruta neste período após o desastre, acarretando redução no tempo de operação dos filtros e aumento do descarte do lodo dos decantadores das ETAs deste município.

Em Tumiritinga/MG, o SAA da sede municipal, operado pela COPASA, ficou interrompido por 60 dias pois não houve sucesso na utilização do coagulante Tanfloc para a redução da turbidez da água bruta. Entretanto, o Prestador de Serviços do município utilizou os mananciais subterrâneos do município para a adução de água bruta para a ETA, minimizando a insegurança hídrica desta localidade.

As três ETAs que abastecem o município de Colatina/ES ficaram com suas captações de água bruta do rio Doce paralisadas por 5 dias, enquanto a região era abastecida por caminhões-pipa que entregavam água tratada (proveniente da ETA Marista) para o reservatório local e a mesma era distribuída para hospitais e escolas. Além disso, caminhões-pipa entregavam água diretamente nas caixas d'água de alguns bairros ou ficavam disponíveis em locais estratégicos para a água ser coletada através de galões pela população, pois alguns bairros os caminhões não obtinham acesso pelas vias públicas para chegar na residência dos atingidos. Segundo o SANEAR, autarquia responsável pelo tratamento

de água deste município, com o aumento da turbidez da água bruta, foi necessário aplicar o coagulante Tanfloc (entregue pela Fundação Renova) por mais dois anos após o desastre, para auxiliar no processo tratamento de água das ETAs. Após o período de paralisação, as operações foram retomadas, porém sofrendo com as alterações da qualidade da água do rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos, no qual os sólidos presentes no sedimento do rio Doce eram novamente disponibilizados para a coluna de água, causando a precarização nos índices de qualidade da água presente nas captações.

A sede do município de Baixo Guandú/ES não paralisou seu Sistema de Abastecimento pois, devido a presença de outro manancial nas proximidades da cidade, conseguiu, emergencialmente, realizar obras para a mudança no ponto de captação enquanto a pluma de rejeitos não atingia a cidade. Entretanto, é fundamental ressaltar que, devido ao caráter emergencial destas obras, não houve a realização dos estudos necessários para a obtenção de uma outorga de captação de água, podendo ter causado outros danos ambientais no outro manancial, além dos demais problemas em virtude da aplicação de outra água bruta na ETA sem os devidos testes necessários para atestar a tratabilidade desta água pelo arranjo de tratamento presente na ETA.

Em Resplendor, Itueta, no distrito de Santo Antônio do Rio Doce (município de Aimorés/MG) e no distrito de Mascarenhas (município de Baixo Guandú/ES), seus sistemas de abastecimento ainda permanecem paralisados. A permanente paralisação é justificada nestes locais pois o rio Doce é o único manancial superficial viável para a captação de água bruta e o desastre desencadeou a quebra de confiança da população em relação à qualidade da água tratada.

Com a inviabilidade da captação de água do rio Doce e consequente falta de opção de outro manancial, visto que o rio Pequeno sofria com estiagem na época, a capacidade de abastecimento da Sede de Linhares ficou bastante frágil. O SAA não paralisou seu funcionamento em nenhum período, porém houve a necessidade de construir uma barragem emergencial nas proximidades da foz do rio Pequeno para evitar que a onda de lama do rio Doce atingisse o ponto de captação de água no rio Pequeno. Com esta represa, houve um aumento de matéria orgânica na água bruta, havendo necessidade de um aumento na limpeza dos filtros da ETA e aumento do uso de cloro na desinfecção, aumentando os custos de operação do SAAE.

Em Regência/ES, a captação de água no rio Doce também foi interrompida porque a captação de água para o abastecimento estava localizada na área de passagem da lama próxima a foz do rio. Até o momento, há dificuldades em encontrar soluções para o fornecimento de água potável, visto que as alternativas de mananciais testadas apresentaram alta salinidade ou altos teores de ferro, manganês, bário e alumínio. Por isso, o distrito permanece recebendo água proveniente da sede municipal de Linhares por caminhões-pipa. Uma das consequências do dano neste local são o racionamento frequente de água potável e a redução da vazão de água fornecida no período noturno, pois não há o trânsito de caminhões-pipa.

Após as percepções obtidas durante as visitas e as análises dos resultados da água distribuída por esses SAA afetados, classificou-se o dano ao uso da água para abastecimento público como gravíssimo, com tendência de redução e parcialmente reversível. Para a classificação como gravíssimo, considerou-se que a água potável segura é um direito humano básico indispensável para manter a dignidade de todos os seres humanos, devendo ser disponibilizada de forma física e financeiramente acessível,

segura e culturalmente aceitável, como exposto no Relatório Mundial sobre Desenvolvimento de Recursos Hídricos das Nações Unidas de 2019 (WWAP, 2019). Desta forma, qualquer ação que impeça ou dificulte as populações de acesso a este recurso imprescindível para a sobrevivência, deve ser considerado como uma atitude gravíssima, devendo a ausência de água para o consumo humano ser mitigada o mais rápido possível para que as lesões decorrentes de sua privação não sejam prolongadas.

Este dano também foi considerado com uma tendência de redução, pois a alteração nos parâmetros referentes à qualidade água bruta tendem a diminuir, exceto nos períodos chuvosos. Em relação à reversibilidade, aplicou-se a classificação como parcialmente reversível, visto que, no período chuvoso, ocorre revolvimento de sólidos presentes nos sedimentos do rio e consequente redução na qualidade da água bruta utilizada para abastecimento, acarretando em grandes dificuldades para as ETAs tratarem esta água a fim de atender a legislação de potabilidade.

2.2.6 CONCLUSÕES

O rompimento da barragem de rejeitos minerários de Fundão resultou em danos à qualidade da água dos corpos hídricos que fizeram parte do trajeto percorrido pela lama. Os prejuízos observados na água foram desencadeados pela própria força de passagem e pela composição da lama. Na região mais próxima da barragem da Samarco, o solo e a vegetação foram removidos e arrastados, assim como edificações que estavam no caminho da passagem da onda de rejeitos minerários. Houve ainda o deslocamento e a ressuspensão do material do fundo que já se encontrava depositado nos corpos hídricos, o qual foi transportado ao longo do sistema aquático, em mistura com os rejeitos provenientes da barragem de Fundão.

Os danos à qualidade da água passíveis de mensuração discutidos neste documento foram: a redução das concentrações de oxigênio dissolvido, o aumento das concentrações de sólidos e o aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Os danos foram mensurados de acordo com a escala de gravidade “pouco grave, grave e gravíssimo”, a qual foi detalhada na metodologia. O trecho percorrido pela onda de lama de rejeitos foi segmentado em quatro Compartimentos: 1 (inicia na barragem de Fundão e vai até a barragem da UHE Risoleta Neves), 2A (inicia no final do Compartimento 1 e vai até a barragem da UHE Baguari), 2B (inicia no final do Compartimento 2A e vai até a barragem da UHE Mascarenhas) e 3 (inicia no final do Compartimento 2B e vai até o estuário na foz do rio Doce, no distrito de Regência/ES). Sobre o período pós-desastre avaliado, foram analisados três anos de dados obtidos após o rompimento.

Em relação ao oxigênio dissolvido, com a passagem da lama, concentrações reduzidas de oxigênio foram observadas principalmente nos três primeiros Compartimentos (1, 2A e 2B). Foram registradas, inclusive, concentrações abaixo de 1,0 mg/L entre os municípios de Santa Cruz do Escalvado/MG e Tumiritinga/MG. Convém lembrar que, por dificuldades de acesso, as estações de monitoramento do IGAM mais próximas da barragem de Fundão, localizadas no município de Barra Longa (RD011 e RD071), só tiveram seu monitoramento iniciado a partir do dia 20 do mês de novembro/2015, o que possivelmente influenciou na ausência de registro de picos de valores ocasionados pela passagem de lama nesses locais. No último compartimento, as concentrações indicaram menores alterações em relação aos compartimentos de montante. De modo geral, no mês de dezembro/2015, as concentrações

de oxigênio já indicavam a recuperação do sistema. Possivelmente, as próprias características do rio Doce, com a presença de cachoeiras em alguns trechos, inclusive, favoreceram a reaeração do meio e, portanto, a introdução de oxigênio no meio líquido. Apesar de ter se apresentado como um dano de menor duração em relação aos outros identificados, visto que no final do mês de novembro/2015 já se constatavam concentrações de oxigênio superiores a 5mg/L em diversos trechos da APDL, e dentro da escala de gravidade o dano ter sido considerado “pouco grave”, as baixas concentrações registradas nos primeiros dias após o rompimento configuraram um cenário anóxico letal para a grande maioria das espécies de peixes e outros organismos aquáticos. Com o passar do tempo, considerou-se que o dano foi cessado e, portanto, reversível.

O aumento das concentrações de sólidos na água foi retratado pelos indicadores turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT). Com a passagem da lama, registrou-se um aumento de valores na água quanto a esses indicadores. No município de Marliéria/MG, localizado no Compartimento 2A, chegou a se registrar no dia 07/11/2015 um valor de turbidez de 600.000 UNT, o qual ultrapassou o máximo histórico local de 310 UNT (pior situação registrada antes do rompimento) em quase 2.000 vezes e o limite legal, de 100 UNT, em 6.000 vezes. No mês de novembro/2015, os indicadores turbidez e SST foram classificados na categoria C ao longo de todos os compartimentos, enquanto para o SDT a categoria B foi a que prevaleceu no referido mês. Desse modo, o dano do aumento da concentração de sólidos na água foi considerado gravíssimo. Com o passar do tempo, o referido dano tendeu a reduzir. Apesar de não serem mais observados valores da ordem registrada logo após o rompimento, valores superando os máximos históricos pré-desastre ainda foram registrados no ano de 2018. Pode-se dizer, no entanto, que os compartimentos localizados mais a jusante (2B e 3) apresentaram melhores condições em relação aos anteriores. É importante destacar, tomando-se como exemplo os resultados do indicador turbidez que, após o período inicial do desastre, dados classificados na categoria C (valores superiores ao máximo histórico e ao limite legislado) foram registrados principalmente no período chuvoso, que ocorre normalmente de outubro a março, assim esses períodos do ano requerem maior atenção.

No tocante ao dano relacionado ao aumento das concentrações de EPTs na água, foram avaliados os seguintes indicadores: alumínio dissolvido, arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total e zinco total. No mês de novembro/2015, mês adotado para a definição da gravidade do dano, os indicadores ferro dissolvido, manganês total e alumínio dissolvido tiveram a maioria de seus dados classificados na categoria C, sendo essa a categoria que ocorreu em maior proporção em todos os compartimentos avaliados. Desse modo, o dano em questão foi considerado gravíssimo nos Compartimentos 1, 2A, 2B e 3. Para o indicador chumbo total, a categoria C também se apresentou em maior proporção no mês de novembro/2015 nos Compartimentos 1 e 3. Destaca-se que o ferro, o manganês e o alumínio foram os principais metais encontrados na caracterização do rejeito de mineração. Com o passar do tempo, o dano tendeu a reduzir. Observaram-se concentrações não tão elevadas quanto às registradas entre novembro/2015 e março/2016. Contudo, para esses quatro indicadores, de modo geral, ainda para os anos de 2017 e 2018, foram observados ao longo dos compartimentos valores superando os máximos históricos pré-desastre e os limites legislados, em algum momento. O que indica que, apesar de a

escala do dano ter diminuído ao longo do tempo, eventualmente (prioritariamente em períodos chuvosos) ainda foram registradas concentrações que, antes do rompimento, não haviam sido observadas.

Quanto aos indicadores arsênio total, cádmio total, cobre dissolvido, mercúrio total e níquel total, tomando como base os dados de novembro/2015, os mesmos foram classificados na categoria A em todos os compartimentos, de modo geral. Esse resultado mostrou que as alterações relacionadas a esses indicadores foram menores quando em comparação com os indicadores ferro dissolvido, manganês total, alumínio dissolvido e chumbo total. Contudo, é importante destacar que os indicadores que foram classificados na categoria A, em novembro/2015, também apresentaram elevação de valores, inclusive superando os máximos históricos pré-desastre. A título de comparação, ao passo que para o manganês total chegou a se notar concentração superando o máximo histórico em 1.000 vezes (estação RD023, no município de Marliéria/MG), para o arsênio total, a maior diferença foi notada na estação RD033, em Belo Oriente/MG, na qual o máximo histórico foi superado em cerca de 10 vezes. Todavia, mesmo que por um tempo menor, a elevação da concentração desses elementos na água pode ter sido suficiente para causar alterações na biota. Além disso, o arsênio, o cádmio, o chumbo e o mercúrio são elementos que apresentam maior periculosidade.

Também foram observadas alterações nas concentrações de bário total e zinco total, contudo, esses elementos foram monitorados no estado de Minas Gerais somente em janeiro/2016 (dois meses após o desastre), já no Espírito Santo, o monitoramento desses metais foi iniciado em novembro/2015. No tocante ao bário total, com limite legisado de 0,7 mg/L, foi registrada concentração de 0,32 mg/L em Colatina/ES no mês de novembro/2015, sendo que para a linha-base, o máximo histórico era de 0,11 mg/L. Nas estações do IGAM, o máximo ocorreu em janeiro/2016, na estação de Tumiritinga/MG, sendo igual a 1,34 mg/L, superando o máximo histórico de 0,2 mg/L. Para o zinco total, com limite legislado de 0,18 mg/L, em novembro/2015, em Linhares/ES registrou-se concentração de 0,48 mg/L, sendo o máximo histórico de 0,12 mg/L. E, em Minas Gerais, em janeiro/2016, observou-se concentração de 0,3 mg/L para o zinco total em Tumiritinga/MG, ultrapassando o máximo histórico de 0,18 mg/L. Apesar de terem sido observadas alterações, devido ao reduzido número de observações de bário total e zinco total, não foi possível realizar a classificação em categorias para esses indicadores.

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, com possibilidade de ressuspensão para a coluna d'água, mas que ao longo do tempo o material será transportado até o oceano, os danos de aumento das concentrações de sólidos e EPTs na água foram considerados parcialmente reversíveis nos ambientes fluviais.

Os resultados comentados nos parágrafos anteriores demonstram que o rompimento da barragem de Fundão teve como consequência alterações de grande magnitude na qualidade da água, dada a superação da variação histórica pré-desastre e de limites legislados, especialmente no tocante ao aporte de sólidos (com registro na estação RD023, na região do Parque Estadual do Rio Doce, de um aporte de 1.3718.777,82 toneladas/dia de sólidos suspensos totais, em novembro/2015, superando o referido máximo histórico em 1.040 vezes, por exemplo) e de EPTs (com registro na estação RD023 de um aporte de 37.268,25 toneladas/dia de manganês total, em novembro/2015, superando o referido máximo histórico em 1.270 vezes, por exemplo) aos corpos hídricos. Essas alterações trouxeram prejuízos aos diferentes usos da água realizados ao longo da APDL, como a interrupção no abastecimento

público e industrial e na geração de energia elétrica pelas hidrelétricas. A presença de rejeitos nos corpos hídricos afetou a provisão de água para usos como a irrigação e a dessedentação animal, que normalmente não passam por tratamento, além de resultar em um ambiente de baixíssima qualidade para as comunidades aquáticas. Quanto às concentrações de oxigênio dissolvido, mesmo que durante um menor intervalo de tempo, foram observados valores baixos que constituíram um cenário anóxico letal para diversas espécies de peixes e outros organismos aquáticos.

Passado o momento inicial do desastre, a tendência geral entre os indicadores de qualidade de água avaliados foi a de uma trajetória gradual no sentido da linha-base. Com o retorno das estações chuvosas, contudo, as águas tornavam-se mais degradadas, mas não na ordem observada quando do rompimento da barragem. Desta forma, a ocorrência de valores ultrapassando a variação histórica pré-desastre, nos monitoramentos dos corpos hídricos realizados no ano de 2018, evidencia a permanência dos efeitos do desastre.

É imprescindível comentar ainda que no período pós-desastre aqui avaliado (novembro/2015 a dezembro/2018), para as estações fluviométricas localizadas na calha do rio Doce foram registradas vazões com tempo de recorrência em torno de 2 anos (ver Capítulo 3 do TOMO I – Contextualização), o que indica que não ocorreram no referido período vazões elevadas, causadas principalmente por eventos chuvosos extremos. Este é um fator que deve ser levantado, visto que de acordo com o relatório de linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a; 2019b), a qualidade da água apresenta-se mais degradada em períodos chuvosos. Desse modo, o contexto hidrológico no período pós-desastre pode ter facilitado a não ocorrência de concentrações e cargas (vide Relatório Suplementar - Avaliação quali-quantitativa de estações de monitoramento de qualidade da água afetadas pela passagem da lama de rejeitos e de afluentes ao rio doce) ainda mais elevadas. Deste modo, a continuidade do monitoramento e da avaliação da manutenção dos resultados aqui apresentados faz-se essencial.

Além disso, em relação aos EPTs, mesmo que alguns elementos não tenham sido quantificados na água, podem estar presentes no sedimento, sendo que qualquer alteração físico-química poderá disponibilizá-los para a coluna d'água, e na matriz biológica.

O dano socioambiental relacionado aos sistemas de abastecimento de água para consumo humano foi relativo à contaminação dos mananciais utilizados para a captação de água, sejam eles da forma de captações superficiais ou subterrâneas. Desta forma, as localidades nas quais os mananciais de abastecimento sofreram danos foram determinadas através de trabalhos em campo e das análises dos laudos de qualidade da água tratada pelos Sistemas de Abastecimento nos períodos pré e pós desastre. Com isso, foram obtidas informações importantes que possibilitaram a caracterização da situação pós-desastre do abastecimento de água dos municípios atingidos pelo rompimento da barragem de Fundão (conforme detalhamento apresentado no Relatório Suplementar).

Dessa maneira, observou-se que nos locais onde existem ETAs em operação, tanto as antigas quanto as construídas após o desastre, na maioria das localidades, a água proveniente do rio Doce está sendo tratada pelos sistemas de tratamento, porém há maiores dificuldades no tratamento nos períodos chuvosos, quando sólidos presentes nos sedimentos são ressuspensos para a coluna d'água e, conseqüentemente há um acréscimo na concentração de EPTs e na turbidez da água bruta. Os resultados dos laudos para os EPTs mostraram que, de forma geral, atualmente, a qualidade da água tratada

dos municípios atende aos padrões estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde. Entretanto, foram evidenciadas algumas inconformidades em relação ao VMP para alguns EPTs, como ferro, alumínio e manganês. Porém, deve-se considerar que houveram períodos de interrupção periódica do tratamento e não necessariamente essa água com valores superiores ao VMP foi distribuída para as comunidades, cabendo essa avaliação às operadoras dos sistemas de tratamento.

Além disso, para cumprimento ao TTAC, a Fundação Renova tem buscado alternativas para reduzir a dependência dos municípios pela água do rio Doce, recorrendo às captações subterrâneas e/ou construção de adutoras para outros mananciais. Entretanto, fatores como a hidrogeologia da bacia do rio Doce dificultam a captação por poços, visto conforme apresentado nas baixas vazões ou elevados teores de ferro, alumínio e manganês, como no caso dos poços perfurados em Alpercata, Galileia e Regência. Para garantir o abastecimento alternativo por poços com altos valores de EPTs, há a necessidade da instalação de um tratamento complementar para metais, mas cabe às operadoras verificar a viabilidade do uso desse sistema.

Percebe-se ainda que as ações da Fundação Renova tanto para encerrar o abastecimento por caminhões-pipa (medida emergencial) quanto para a redução da dependência pela água do rio Doce não abrangem todos os municípios e distritos igualmente. As situações do abastecimento de distritos que possuem captação subterrânea ou por nascentes, como, por exemplo, Pedras, Camargos, Ipaba e Nossa Senhora da Penha se prolongam sem grandes definições, principalmente para a melhoria da estrutura do abastecimento de água e confirmação da qualidade da água captada.

Neste cenário, foram observadas como situações críticas os casos de Santo Antônio do Rio Doce, Mascarenhas, Resplendor e Regência, os quais ainda estão sendo abastecidos por caminhões-pipa, o que instabiliza bastante o fornecimento contínuo de água potável para as comunidades e prejudica a segurança hídrica. Além disso, como foi visto em campo, o tráfego dos caminhões tem causado grande impacto nas estruturas rodoviárias dos municípios e distritos.

Para a questão do abastecimento de água, é de suma importância que sejam realizados trabalhos sociais explicativos sobre a qualidade da água tratada que está sendo distribuída, quando proveniente dos corpos hídricos atingidos, visto que, em alguns locais, existe uma questão social de rejeição da água destes rios. Como descrito previamente, alguns municípios não possuem outros mananciais para o abastecimento, por isso, ações com as comunidades são imprescindíveis.

2.3 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

As comunidades planctônicas, aqui representadas pelo fitoplâncton (microalgas) e zooplâncton (animais predominantemente microscópicos), são indicadores da qualidade da água, além de serem a base da cadeia alimentar no ambiente aquático (ALCARAZ; CALBET, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

As microalgas possuem elevada capacidade de reprodução e senescência, respondendo de maneira rápida às alterações físicas, químicas, biológicas e hidrológicas introduzidas no ambiente. E, por constituírem o elo inicial da cadeia alimentar (REYNOLDS, 1984), quaisquer mudanças na comunidade fitoplanctônica podem ocasionar alterações nos demais níveis tróficos. O plâncton de rio, denominado potamoplâncton, geralmente apresenta menor biomassa e número de táxons do que os ambientes lacustres. Isto ocorre, porque o fluxo unidirecional da corrente e a maior turbulência do sistema limitam o desenvolvimento dos organismos (REYNOLDS et al., 1994; BELLINGER e SIGEE, 2010). Por outro lado, a seleção e abundância das espécies são influenciadas por processos de competição e predação (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). A comunidade de rio, geralmente, é dominada por espécies de crescimento rápido, como as diatomáceas (SHEATH, 2001). Juntamente com o perifíton e as macrófitas aquáticas, o fitoplâncton representa importante produtor primário de matéria orgânica em ambientes fluviais (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

O zooplâncton é um grande grupo de animais, predominantemente microscópicos, presentes nos ecossistemas aquáticos (ALCARAZ; CALBET, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), e são um dos principais produtores secundários, e importante elo de transferência de energia entre os produtores e consumidores secundários. Desta forma, participam das teias tróficas e contribuem para a manutenção dos estoques pesqueiros. Essa comunidade é constituída por grupos zoológicos ecologicamente distintos, portanto com diferentes requerimentos de nichos, como qualidade do alimento, estruturação de habitats e velocidade de corrente (ALLAN, 1976). A maior parte dos organismos zooplanctônicos apresenta um ciclo de vida curto, respondendo rapidamente a variações ambientais, sendo úteis como bioindicadores. A taxa de crescimento e reprodução destes organismos depende de fatores como a temperatura da água, a turbidez, a concentração de oxigênio dissolvido, entre outros fatores da qualidade da água. A composição de espécies e a abundância dependem ainda do ciclo reprodutivo, coexistência com outras espécies, impactos de predação, entre outros (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O desastre afetou profundamente as duas comunidades e, por consequência, toda a cadeia trófica nos corpos d'água onde houve a passagem e deposição da lama. A passagem da onda de rejeitos de mineração pelo rio Doce ocasionou aumento na turbidez na água em virtude das altas cargas de partículas em suspensão (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a; 2019b). Estas partículas dificultam a passagem da radiação solar no meio aquático, prejudicando a captação de luz e o processo fotossintético dos organismos autotróficos. Sabe-se que a qualidade e quantidade de luz subaquática são fatores que interferem na fisiologia, crescimento e reprodução das microalgas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Logo, foi possível observar mudanças na composição, ocorrência e abundância das espécies fitoplanctônicas nos locais afetados pelos rejeitos que escoaram da barragem de Fundão.

Alterações na comunidade fitoplanctônica foram avaliadas por meio da mudança na estrutura: número de espécies (riqueza) e na quantidade (densidade) em que estas ocorreram antes e após o desastre, visto que a intensidade de um distúrbio ambiental pode influenciar diretamente a diversidade de organismos presentes no local (RICKLEFS, 2010). Além disso, foram utilizados como indicadores de dano à comunidade, a mudança também na composição: frequência de ocorrência das espécies nas amostragens e a perda de espécies comuns e constantes após o impacto, pois a remoção das espécies descritoras da comunidade pode reduzir a capacidade de resiliência do local frente a perturbações ambientais.

Para o zooplâncton, dentre os efeitos diretos do desastre, é provável que o aumento de sólidos totais suspensos tenha gerado a redução da taxa de filtração do recurso alimentar, e consequentemente a redução do crescimento populacional das espécies planctônicas. Estudos apontam que a filtração é a principal forma de obtenção do alimento pelas espécies do zooplâncton, com destaque para as algas fitoplanctônicas (BONECKER; LANSAC-TÔHA; ROSSA, 1998; MAIA-BARBOSA; PEIXOTO; GUIMARÃES, 2008). Dentre os efeitos indiretos, o aumento de sólidos totais suspensos leva à redução da transparência da água (turbidez abiogênica), que reduz a fotossíntese, e consequentemente a produção do fitoplâncton. A redução desse processo ecossistêmico também influencia na produção do oxigênio, vital para a sobrevivência dos organismos aquáticos. Neste contexto, as alterações passíveis de ocorrer na comunidade zooplanctônica incluem alterações na composição e riqueza de espécies, abundância de organismos e diversidade de espécies.

2.3.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos, decorrentes do rompimento da barragem de Fundão e do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, às comunidades planctônicas em ambientes fluviais foi realizada com base na coleta de dados secundários em período anterior e posterior ao desastre, e coleta de dados primários, em campo, a partir de duas campanhas realizadas entre 2018 e 2019.

2.3.1.1 Dados secundários

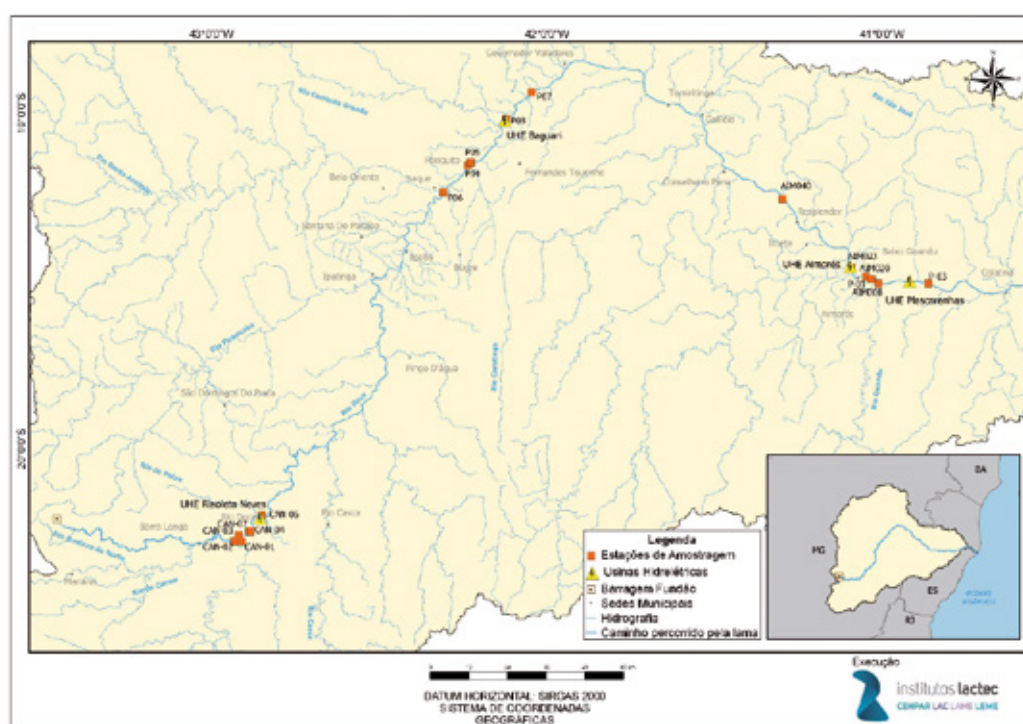
Dados da comunidade fitoplanctônica do rio Doce e tributários foram obtidos das concessionárias que realizam o monitoramento dos quatro reservatórios hidrelétricos presentes ao longo do rio Doce, de montante para jusante, UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés, UHE Mascarenhas. Foram consideradas como ambientes fluviais, as estações de coleta a montante e jusante de cada empreendimento (Tabela 18, Figura 76), como segue:

Tabela 18 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas ao longo do rio Doce e tributários.

Compartimentos	Usina	Nome do ponto	Descrição do ponto	UTM	
1	Risoleta Neves	CAN01	Rio Piranga, a montante da confluência do Carmo com o rio Piranga	718300.00 m E	7756555.00 m S
		CAN02	Rio do Carmo, a montante da confluência com o rio Piranga	716040.00 m E	7756620.00 m S
		CAN03	Rio Doce, a montante do remanso do lago da UHE Risoleta Neves, na barra do córrego Engenho, cerca de 3 Km do fim do lago	717375.00 m E	7758525.00 m S
		CAN04	Rio Doce, no final do remanso do lago da UHE Risoleta Neves, sob a ponte do rio Doce (MG-123), em sua margem direita a aproximadamente 430 m a jusante da foz do córrego Gambá	721085.00 m E	7759615.00 m S
		CAN07	Rio Doce, no final do remanso do lago da UHE Risoleta Neves, sob a ponte do rio Doce (MG-123), em sua margem esquerda a aproximadamente 80 metros a jusante da foz do córrego das Lages	720900.00 m E	7759730.00 m S
2A	Baguari	CAN06	Rio Doce, a jusante da barragem e a montante da foz do rio do Peixe	724660.00 m E	7765150.00 m S
		P06	Rio Doce, montante, entre confluência do Rio Santo Antônio e Município de Periquito	783005.00 m E	7870771.00 m S
		P04	Rio Doce, montante a 20 km do barramento	790849.00 m E	7879647.00 m S
		P05	Rio Doce, a montante do Córrego do Otto	791637.00 m E	7880498.00 m S
		P08	Rio Doce, imediatamente a jusante das restituições das vazões	802990.00 m E	7894627.00 m S
2B	Aimorés	P07	Rio Doce, jusante do Distrito de Baguari, a montante da Ilha dos Pimentas	811259.00 m E	7903474.00 m S
		AIM040	Rio Doce, em Boa Sorte, a montante de Resplendor	258486.00 m E	7869284.00 m S
		AIM023	Rio Doce, a jusante da barragem principal	280256.07 m E	7846909.50 m S
		AIM020	Rio Doce, em Aimorés	285012.00 m E	7843983.00 m S
		AIM008	Rio Doce, na captação do SAAE de Baixo Guandu	288905.00 m E	7841770.00 m S

Compartimentos	Usina	Nome do ponto	Descrição do ponto	UTM
2B	Mascarenhas	P01	Rio Doce, a montante do remanso reservatório	286599.00 m E 7843197.00 m S
3		P03	Rio Doce, a jusante da barragem.	304470.00 m E 7841947.00 m S

Figura 76 – Localização das estações de monitoramento do fitoplâncton ao longo do rio Doce e tributários.



Para todas as estações de coleta foram avaliadas as variáveis qualitativas (riqueza de espécies) e densidade do fitoplâncton (ind./mL). No que se refere ao período avaliado, utilizaram-se dados gerados entre 2011 e 2018, sendo:

Área da UHE Risoleta Neves: 14 amostragens antes do desastre e 13 após. Os dados foram fornecidos pela empresa Aliança Energia, que detém 50% do Consórcio Candonga, administradora da usina.

Área da UHE Baguari: 14 amostragens antes do desastre e 12 após. Os dados foram fornecidos pela Consórcio UHE Baguari.

Área da UHE Aimorés: 14 amostragens antes do desastre e 13 após. Os dados foram obtidos de relatórios referentes ao “Programa de Monitoramento Limnológico e de Qualidade de Águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista” fornecidos pela Aliança Energia.

Área da UHE Mascarenhas: 12 amostragens antes do desastre e 11 após. Os dados foram fornecidos pela empresa Energest S.A.

Os relatórios listados na Tabela 19 também foram utilizados para a análise dos dados dos ambientes fluviais.

Tabela 19 – Lista de relatórios avaliados para o ambiente fluvial.

VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade da água: campanha – água superficial – 2012/2013: UHE Risoleta Neves - município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG. Belo Horizonte: Julho de 2013.
VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade da água: campanha – água superficial – 2013/2014: UHE Risoleta Neves - município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG. Belo Horizonte: Agosto de 2014.
VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade da água: campanha – água superficial – 2014/2015: UHE Risoleta Neves - município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG. Belo Horizonte: Agosto de 2015.
VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade da água: campanha – água superficial – 2015/2016: UHE Risoleta Neves - município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG. Belo Horizonte: Maio de 2016.
VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade da água: campanha – água superficial – 2016/2017: UHE Risoleta Neves - município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG. Belo Horizonte: Abril de 2017.
VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade da água: campanha – água superficial – 2017/2018: UHE Risoleta Neves - município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG. Belo Horizonte: Maio 2018.
HOLOS Engenharia Sanitária e Ambiental. Relatório final: Monitoramento limnológico e da qualidade das águas – fase de operação. Nova Lima/MG: Março de 2009.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de março de 2014 a março de 2015. Ponte Nova/MG: Janeiro de 2010.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de janeiro de 2010 a outubro de 2010. Ponte Nova/MG: Dezembro de 2010.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório Anual referente à 01ª a 04ª Campanhas (nº 04 de 12) do Programa de Monitoramento Limnológico da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista, referente ao período de março à dezembro de 2011, apresentado ao Consórcio Aimorés, em cumprimento às exigências do contrato CTCHA 3183/2011. Ponte Nova/MG: Março de 2012.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de março a dezembro de 2012. Ponte Nova/MG: Fevereiro de 2013.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de março de 2014 a março de 2015. Ponte Nova/MG: Fevereiro de 2016.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado - período de junho de 2015 a março de 2016. Ponte Nova/MG: Maio de 2016.
MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. Programa de monitoramento limnológico e de qualidade das águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período de junho de 2016 a junho de 2017. Ponte Nova/MG: Agosto de 2017.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Abril de 2013.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Outubro de 2013.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Abril de 2014.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Outubro de 2014.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Janeiro de 2015.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Outubro de 2015.

LIFE. Programa de Monitoramento Limnológico – UHE Mascarenhas. Relatório Técnico Referente à Campanha de Monitoramento Limnológico – Janeiro de 2016.

VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade das águas da UHE Mascarenhas: setembro de 2016 - Municípios do Baixo Guandu/ES - Aimorés/MG.

VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade das águas da UHE Mascarenhas: setembro de 2017 - Municípios de Baixo Guandu/ES - Aimorés/MG.

VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade das águas da UHE Mascarenhas: junho de 2018 - Municípios de Baixo Guandu/ES - Aimorés/MG.

VISÃO AMBIENTAL. Relatório de qualidade das águas da UHE Mascarenhas: setembro de 2018 - Municípios de Baixo Guandu/ES - Aimorés/MG.

O Lactec realizou duas campanhas de coleta após o desastre (junho/2018 e janeiro/2019). Amostras de fitoplâncton e clorofila-a foram obtidas em 13 estações no rio Doce e 4 estações nos tributários (Tabela 20), considerando a APDL, e sempre que possível nas mesmas estações de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas-IGAM no trecho mineiro e do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos-IEMA no trecho capixaba. Entretanto devido a diferenças na metodologia das análises das amostras, os resultados não foram utilizados nos indicadores e para o cálculo do dano, apenas para caracterização da comunidade. Os resultados estão contidos no Apêndice E.

Para o estado de Minas Gerais, também foram consideradas as informações obtidas da série histórica de análises do IGAM. O referido Instituto realizava análises do fitoplâncton total em diversas estações de monitoramento no rio Doce e afluentes (Tabela 20), entretanto, após o desastre foram monitoradas apenas a densidade celular de cianobactérias e clorofila-a. Foram consideradas as estações de coletas situadas na APDL, sendo 12 estações de monitoramento localizadas no rio Doce (nº de observações: 73/estação) e 1 tributário (nº de observações: 20/estação). A comparação de dados entre o período de linha-base (janeiro/2010 a outubro/2015) e pós-desastre (dezembro/2015 a dezembro/2018) foi realizada utilizando, sempre que possível, as mesmas estações de monitoramento. Os resultados obtidos nas análises estão contidos no Apêndice F.

Tabela 20 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo LACTEC no rio Doce e seus afluentes.

Compartimento	Estações LACTEC	Estação correspondente IGAM/IEMA	Rio	Município	Coordenadas (UTM)	
1	T1	-	Córrego Santarém	Bento Rodrigues	7760995.08021	666006.879675
	T2	-	Rio Gualaxo do Norte	Bento Rodrigues, Camargo	7759316.9331	665464.908082
	T3	-	Rio Gualaxo do Norte	São Luís, Monsenhor Horta	7753947.13373	682779.506268
	T4	IGAM.RD071	Rio do Carmo	Barra Longa	7755982.72827	705470.838773
	R1	IGAM.RD072	Rio Doce	Santa Cruz do Escalvado	7757273.49639	717242.002312
2A	R2	-	Rio Doce	logo a jusante do reservatório da UHE Risoleta Neves	7764129.65774	724096.448265
	R3	IGAM.RD019	Rio Doce	São Domingos do Prata	7784722.70662	735378.656438
	R4	IGAM.RD023	Rio Doce	Marliéria, Pingo-d'Água	7813148.76989	763702.019791
	R5	IGAM.RD035	Rio Doce	Santana do Paraíso	7843187.93165	763025.273338
	R6	IGAM.RD033	Rio Doce	Belo Oriente, Bugre	7860846.08999	775725.133777
	R7	IGAM.RD083	Rio Doce	Fernandes Tourinho, Periquito	7888067.82298	799419.184278
2B	R8	IGAM.RD044	Rio Doce	Governador Valadares	7909485.27022	188894.897233
	R9	IGAM.RD045	Rio Doce	Governador Valadares	7912281.12131	201798.019438
	R10	IGAM.RD053	Rio Doce	Galileia, Tumiritinga	7900393.22337	220958.8409
	R11	IGAM.RD058	Rio Doce	Conselheiro Pena	7878537.69885	241286.56125
	R12	IGAM.RD059	Rio Doce	Resplendor	7858920.46356	264690.439902
	R13	IGAM.RD067	Rio Doce	Aimorés (MG), Baixo Guandu (ES)	7841936.02268	288640.235026

Compartimento	Estações LACTEC	Estação correspondente IGAM/IEMA	Rio	Município	Coordenadas (UTM)	
3	R14	IEMA. P2.	Rio Doce	Itapina	7839731.68809	309788.153513
	R15	IEMA. P3.	Rio Doce	Colatina	7839580.2829	328871.420042
	R16	IEMA. P4.	Rio Doce	Linhares	7853399.53575	389056.640512
	C1	-	Rio Doce	Linhares	7836687.40774	410787.59714
	C2	-	Rio Doce	Linhares	7827384.61593	413926.942851

Os dados secundários da comunidade zooplancônica foram obtidos do monitoramento realizado pelas UHEs Risoleta Neves (Candonga), Baguari e Eliezer Batista (Aimorés), antes e após o desastre, e disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica. Esses dados são referentes as análises das amostras zooplancônicas (Rotifera, Cladocera e Copepoda) obtidas em quatro estações amostrais próximas a UHE Risoleta Neves; cinco estações amostrais próximas a UHE Baguari; e quatro estações amostrais próximas a UHE Aimorés (Tabela 21).

Tabela 21 – Descrição das estações de amostrais dos ambientes fluviais, cujos dados foram disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica e utilizados no estudo.

Estação de amostragem	Descrição do local	Latitude	Longitude	Período de amostragem
UHE Risoleta Neves				
CAN 01	Rio Piranga, a montante da confluência do Carmo com o rio Piranga.	718300.00 m E	7756555.00 m S	Março/2012 à Março/2018
CAN 02	Rio do Carmo, a montante da confluência com o rio Piranga.	716040.00 m E	7756620.00 m S	Março/2012 à Março/2018
CAN 03	Rio Doce, a montante do remanso do lago da UHE Risoleta Neves, na barra do córrego Engenho, aproximadamente 3 Km do fim do lago, início da zona de remanso.	717375.00 m E	7758525.00 m S	Março/2012 à Março/2018
CAN 06	Rio Doce, a jusante da barragem e a montante da foz do rio do Peixe.	724660.00 m E	7765150.00 m S	Março/2012 à Março/2018
UHE Baguari				
P 04	Rio Doce, a montante a 20 km do Barramento	790849.00 m E	7879647.00 m S	Julho/2012 à Outubro/2018
P 05	Rio Doce, a montante, a montante do Corrego do Otto	791637.00 m E	7880498.00 m S	Julho/2012 à Outubro/2018
P 06	Rio Doce, a montante, entre confluência do Rio Santo Antônio e Município de Periquito	783005.00 m E	7870771.00 m S	Julho/2012 à Outubro/2018
P 07	Rio Doce, a jusante do Distrito de Baguari, a montante da Ilha dos Pimentas	811259.00 m E	7903474.00 m S	Julho/2012 à Outubro/2018
P 08	Rio Doce, imediatamente a jusante das restituições das vazões	802990.00 m E	7894627.00 m S	Julho/2012 à Outubro/2018

Estação de amostragem	Descrição do local	Latitude	Longitude	Período de amostragem
UHE Aimores				
AIM 08	rio Doce na captação do SAAE de Baixo Guandu,	288905.00 m E	7841770.00 m S	Março/2011 à Dezembro/2018
AIM 20	rio Doce em Aimorés,	285012.00 m E	7843983.00 m S	Março/2011 à Dezembro/2018
AIM 23	rio Doce a jusante da barragem principal,	280256.07 m E	7846909.50 m S	Março/2011 à Dezembro/2018
AIM 40	rio Doce em Boa Sorte, a montante de Resplendor,	258486.00 m E	7869284.00 m S	Março/2011 à Dezembro/2018

A esse conjunto de dados, foram adicionados outros resultados de um levantamento bibliográfico de estudos disponibilizados na Web of Science até maio de 2019, utilizando como palavras chaves “zooplankton” e “Doce river”, além de dados de relatórios técnico-científicos (BONECKER et al., 1996; BRASIL (MFP)/LACTEC, 2017; FEST, 2019; ESKINAZI-SANT’ANNA et al., 2005; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; GIAIA, 2016; MENENDEZ, MAIA-BARBOSA, 2002; MAIA-BARBOSA, MENENDEZ, 2004; SILVA, 2013). Em todo o material consultado foi dada ênfase aos grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda.

2.3.1.2 Dados primários

Para o fitoplâncton, devido a diferenças na metodologia das análises das amostras entre estudos, os resultados da coleta de dados primários não foram utilizados nos indicadores e para o cálculo do dano, apenas para caracterização da comunidade. Os resultados estão contidos no Apêndice E.

Para o zooplâncton, o Lactec realizou duas campanhas de coleta após o desastre (junho/2018 e janeiro/2019) em 13 estações no rio Doce e 4 estações nos tributários (Tabela 20), considerando a APDL, sendo três tributários (Córrego Santarém, T1; rio Gualaxo do Norte, T3 e rio do Carmo, T4), e 16 estações no rio Doce (R1 a R16). Além dessas, foram realizadas coletas em tributários que estão fora da APDL e os resultados podem ser consultados no Documento Suplementar – Estrutura da Comunidade Zooplanctônica em Tributários do Rio Doce Fora da Área de Passagem e Deposição da Lama.

2.3.1.2.1 Coleta e análise de amostras

As amostras de fitoplâncton foram coletadas submergindo frascos de polietilenos (1.000 mL), devidamente etiquetados, na sub-superfície da água e imediatamente fixadas com solução de lugol acético a 1% (WETZEL e LIKENS, 1991). Em laboratório, alíquotas de 10 e 25 mL foram colocadas para sedimentar em câmaras de Ütermohl (ÜTERMOHL, 1958) e analisadas em microscópio óptico invertido Olympus CKX41, sob aumento de 600x. A sedimentação das amostras seguiu o tempo determinado por Lund et al. (1958), ou seja, três horas para cada centímetro de altura da cubeta. A contagem dos organismos seguiu as indicações de Huszar e Giani (2004), que considera transectos e curva de estabilização de espécies. Dependendo da amostra foram contados pelo menos 100 indivíduos da espécie mais frequente. Os resultados da densidade fitoplanctônica total e individual foram expressos de duas maneiras, em células.mL⁻¹ e em indivíduos.mL⁻¹.

A contagem das cianobactérias, a fim de atender à Resolução CONAMA Nº357/2005 e MS 2914/2011, teve seus resultados expressos em número total de células.mL⁻¹. A ilustração dos táxons foi

obtida em microscópio Olympus BX40 equipado com câmera de captura de imagem Sony IMX183 e software Rising View, em aumento de 600x.

A coleta das amostras do zooplâncton foi realizada através de arrasto ou com auxílio de uma bomba, utilizando redes de plâncton de 64µm. Para cada amostra, foram filtrados 400 L de água, ou no caso do arrasto, o volume foi medido com um fluxometro acoplado à boca da rede. Os volumes foram utilizados para estimar a densidade de organismos por unidade de volume. Em cada estação amostral foram coletadas duas réplicas. Após a filtração, todo o material filtrado foi transferido para um frasco previamente identificado, e imediatamente fixado com etanol 95°GL para envio ao laboratório (CETESB, 2011).

As espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda foram identificadas, no laboratório, com auxílio de lâminas e lamínulas comuns, sob microscópio ótico, de acordo com a bibliografia especializada (KOSTE, 1978; REID, 1985; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000), até a estabilização da curva de espécies.

A abundância de indivíduos, de cada espécie, foi determinada a partir da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter modificada, de no mínimo 50 indivíduos de cada grupo, em sub amostragens, subtraídas da amostra na sequência e obtidas com pipeta do tipo Stempel (2,5 mL) (BOTTRELL et al., 1976). Amostras com reduzido número de indivíduos foram quantificadas na íntegra.

2.3.1.2.2 *Variáveis analisadas*

A comunidade fitoplanctônica foi avaliada quanto a riqueza e densidade das espécies em cada estação de coleta, nas duas campanhas de amostragem, como segue:

a) Riqueza de espécies

A riqueza considera o número de espécies encontradas em cada estação de coleta nas duas campanhas. A determinação das espécies foi baseada, principalmente, em literatura específica, tais como: Bicudo e Menezes (2006), González (1999), Komárek e Fott (1983), Hindak (1977), Komarek e Anagnostidis (1999, 2005), Menezes (1994), Metzeltin et al. (2005) e Metzeltin e Lange-Bertalot (1998, 2007), e artigos científicos. A lista de espécies foi apresentada em forma de Tabela e a riqueza total por estação de coleta em gráfico.

b) Composição de espécies

As espécies foram enquadradas nos diferentes grupos fitoplanctônicos (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Chlamydomonadophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae e outros). O resultado da abundância das classes por estação de coleta foi apresentado em gráfico.

c) Densidade celular

Para a estimativa da densidade de microalgas por mL de amostra foi utilizada a equação de Ross (1979):

$$\text{Densidade} = (n/sc).(1/h).F$$

Onde:

n = número de indivíduos contados

s = área do campo (mm²)

c = número de campos contados

h = altura da câmara de sedimentação (mm)

F = fator de correção para mL

Os dados obtidos com a análise quantitativa do fitoplâncton foram apresentados em gráficos para as estações do rio Doce e tributários.

Abaixo estão descritas todas as variáveis analisadas para as comunidades zooplanctônicas: composição de espécies; riqueza de espécies; frequência de ocorrência; abundância total e relativa dos indivíduos; abundância relativa; índices de diversidade e equitabilidade.

a) Composição de espécies

A composição das espécies foi descrita por todas as espécies identificadas nas 19 estações de amostragem, ao longo das duas campanhas. As espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda foram identificadas, no laboratório, com auxílio de lâminas e lamínulas comuns, sob microscópio ótico, de acordo com a bibliografia especializada (KOSTE, 1978; REID, 1985; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000), até a estabilização da curva de espécies.

b) Riqueza de espécies

A riqueza de espécies foi considerada como o número de espécies que ocorreu em cada estação de amostragem, considerando as réplicas e as duas campanhas.

c) Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies em cada um dos tipos de ambientes (tributários e rio Doce) foi calculada a partir da seguinte equação:

$$Fo = Ta \times 100 / TA$$

Onde:

Fo = Frequência de ocorrência (%);

Ta = Número de amostras de cada tipo de ambiente contendo a espécie;

TA = Número total de amostras de cada tipo de ambiente.

A ocorrência das espécies em cada estação de amostragem foi descrita considerando juntamente as réplicas de cada estação, ou seja, as ocorrências não foram somadas. Nesse caso, as réplicas tiveram como objetivo aumentar o esforço de amostragem e a possibilidade da espécie ocorrer em cada ponto. Indivíduos da ordem Bdelloidea (rotífero) não foram identificados a nível específico, e foram considerados todos como uma única espécie.

Os resultados permitiram a classificação das espécies, em termos de frequência de ocorrência, segundo DAJOZ (1983). As espécies que ocorreram em mais de 70% das amostras foram classificadas como muito frequente, aquelas que ocorreram entre 40% e 70% das amostras como frequente, entre 20% e 40%, como pouco frequente; e em menos de 20% das amostras, esporádica.

d) Abundância total dos indivíduos

Os resultados de abundância das espécies (Aesp) e da comunidade (Az) estão expressos em indivíduos por metro cúbico (ind m⁻³), estimados de acordo com as seguintes equações:

$$A_{esp} = (N \text{ ind} \times V \text{ am conc} / V \text{ subam}) \times 1000$$

Onde:

A_{esp} = densidade de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem (ind m⁻³)

N ind = número de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem

V am conc = volume da amostra concentrada em laboratório

V subam = volume total das subamostras

V am = volume da amostra obtida em campo

X 1000 = porque 1000 L = 1m³, e não foram amostrados 1000 L em campo

$$A_z = \sum Desp$$

Onde:

A_z = abundância da comunidade (ind m⁻³)

A_{esp} = abundância de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem

A abundância da comunidade foi muito escassa na estação de amostragem quando atingiu valores < 1.000 ind/m³; escassa, quando a abundância variar entre 1.001 e 5.000 ind/m³; moderada, entre 5.001 e 50.000 ind/m³; abundante, entre 50.001 e 100.000 ind/m³; muito abundante, valores > 100.000 ind/m³ (adaptado de CETESB, 2012). Indivíduos da ordem Bdelloidea (rotífero) foram quantificados como uma única espécie, devido a problemas de identificação das espécies com amostras fixadas.

e) Abundância relativa

A abundância relativa de cada espécie também foi calculada nessa mesma escala, e de acordo com a seguinte equação:

$$Ar = N \times 100 / Na$$

Onde:

Ar = abundância relativa (%);

N = número total de indivíduos de cada espécie na amostra de cada tipo de ambiente;

Na = número total de indivíduos em cada tipo de ambiente.

Os resultados permitiram classificar as espécies (adaptado de CETESB, 2012), como dominante aquelas que representaram mais de 70% da abundância; abundante, entre 70 e 40% da abundância; pouco abundante, entre 40% e 10% da abundância; e rara, com representatividade relativa menor que 10%. Indivíduos da ordem Bdelloidea (rotífero) foram considerados todos como uma única espécie.

f) Índice de Diversidade

A diversidade específica da comunidade foi estimada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), que expressa a informação de conteúdo por indivíduo na amostra.

Este índice é afetado pelo número de espécies e a proporção em que elas se encontram na amostra, e expresso pela seguinte equação:

$$H' = - \sum (P_i \times \ln P_i)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Wiener (bits/ind);

$P_i = n/N$; sendo:

n = número de indivíduos de cada espécie.

N = número total de indivíduos.

O Índice de Shannon-Wiener indica baixa diversidade quando seu valor é próximo a um (1) e alta diversidade quando se aproximar a cinco (5), podendo ser classificada, ainda, resultado for > 4 ; alta entre 3 e 4; média entre 2 e 3; baixa entre 1 e 2 e muito baixa < 1 . A base do logaritmo utilizado foi base 2, e os resultados expressos em Bits/ind (SHANNON; WIENER, 1949).

g) Índice de Equitabilidade

A equitabilidade da comunidade foi estimada pelo índice de Pielou (J'), é derivado do índice de Shannon-Wiener, e representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies (PIELOU, 1966). O resultado varia entre 0 (uniformidade mínima) e 1 (uniformidade máxima), e é estimado pela seguinte equação:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Onde:

J' = equitabilidade

H' = índice de Shannon-Wiener.

$H'_{\max} = \ln(S)$,

sendo: S = número total de espécies na amostra

2.3.1.2.3 *Análises estatísticas*

Análises de variância fatoriais (ANOVA Fatorial) (SOKAL; RHOE, 1991) foram realizadas para investigar se os atributos da comunidade (riqueza de espécies, abundância, diversidade de espécies e equitabilidade) apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) no espaço (tributários e compartimentos do rio Doce). Os dados de abundância foram logaritmizados com o objetivo de atingir os pressupostos de normalidade e a homocedasticidade, testados através do teste de Levene. As análises foram realizadas com o pacote STATISTICA, versão 7.1 (STATSOFT INC., 2005).

2.3.1.3 *Avaliação de danos*

Neste item, apresentam-se os métodos adotados para a mensuração dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, em relação à comunidade planctônica:

2.3.1.3.1 Indicadores do dano

Para avaliar a alteração da comunidade fitoplanctônica no rio Doce e tributários, foram analisadas informações sobre densidade do fitoplâncton, riqueza, diversidade de espécies e frequência das espécies:

- A densidade expressa o número total de microalgas em um determinado local, e é expressa em ind./mL ou cél./mL. O cálculo da densidade é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica. A densidade refere-se à quantidade de organismos encontrados em cada estação, por mL de água analisada. A densidade é encontrada fazendo-se o somatório de organismos de cada espécie em uma amostra analisada (ESTEVES; SUZUKI, 2011);
- A riqueza específica é o número de espécies presentes em um determinado local;
- A diversidade de espécies compreende a variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie presente em um local. A diversidade da comunidade fitoplanctônica no ambiente estudado foi calculada pelo índice de Shannon (H') (SHANNON; WEAVER, 1949). Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: alta diversidade para os valores $>2,0$ bits/ind., baixa diversidade para os valores $<2,0$ bits/ind. (SERPE, 2014). Branco (1986) cita que a faixa de variação desse índice é de 0 a 5, sendo que valores menores que 1 são próprios de ambientes aquáticos alterados, entre 1 e 3 têm sido registrados em águas moderadamente alteradas, e aqueles maiores que 3 correspondem a águas limpas. O índice de diversidade foi obtido através do software R Studio, pacote Vegan (R CORE TEAM, 2015);
- Teste t/Mann-Whitney para identificar diferenças significativas entre os indicadores antes e após o desastre com nível de significância de 95%;
- Frequência de espécies: a frequência absoluta correspondeu ao número de eventos de coletas (observações) na qual a espécie foi registrada. Para isso foram utilizados os critérios: frequência constante - quanto a espécie ocorreu em mais de 50% das coletas; frequência comum - quando a espécie ocorreu entre 10% e 50% das coletas; frequência rara - quando a espécie ocorreu em menos de 10% das coletas (GOMES; FERREIRA, 2004).

Os parâmetros densidade de cianobactérias, contemplados na Resolução CONAMA nº 357/2005, foram avaliados segundo os critérios para águas doces superficiais de classe II. Os limites estabelecidos são densidade de cianobactérias ≤ 50.000 cél./mL.

Para análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais foram elaborados gráficos de densidade de microalgas, riqueza, diversidade específica e contribuição das classes de algas para cada estação de coleta avaliada.

Já a avaliação da alteração na comunidade zooplanctônica foi baseada no monitoramento de longo prazo realizado nas usinas hidrelétricas Risoleta Neves (Candonga), Baguari e Eliezer Batista (Aimorés), nos dados primários coletados no presente estudo e com os referenciais bibliográficos (dados secundários). Os dados de riqueza de espécies e abundância dos indivíduos encontrados no período posterior ao desastre foram comparados com dados de linha-base para verificação de alterações nesses parâmetros.

2.3.1.3.2 Escala de gravidade dos danos à comunidade planctônica

Dados de riqueza e diversidade do fitoplâncton dos ambientes fluviais foram avaliados para a linha-base e pós-desastre. Os valores destes parâmetros foram baixos para ambos os períodos, uma vez que o rio Doce e alguns de seus tributários já se apresentavam impactados antes do rompimento da barragem de Fundão. Desta forma, as diferenças encontradas não foram suficientes para avaliar o dano da passagem da lama rejeitos sobre a comunidade. Buscou-se, então, outras ferramentas que auxiliassem na avaliação dos danos, como alteração na riqueza ou abundância das espécies que funcionam como indicadores da estrutura da comunidade fitoplanctônica (MILLER; SPOOLMAN, 2009). Também a mudança na frequência das espécies e a perda de espécies comuns e constantes foram consideradas, pois refletem alteração na composição da comunidade. Espécies originalmente de ocorrência rara não foram consideradas para a perda de espécies, por serem mais passíveis de determinações taxonômicas equivocadas, ou mesmo, em função dos erros inerentes ao método de análise das amostras.

As espécies que mais ocorrem em um ambiente são nomeadas constantes e comuns (GOMES; FERREIRA, 2004). Estas podem ser consideradas descritoras da comunidade fitoplanctônica, pois suas adaptações a determinadas condições ambientais permitiram sua maior frequência naquele ambiente. A perda e alteração das espécies descritoras foi considerada como um dano, pois, se determinada espécie era registrada constantemente e após o desastre não é mais registrada ou sua frequência se alterou, isto é um indicativo que a comunidade não é mais a mesma.

Assim, para a mensuração da magnitude de cada um dos danos à comunidade fitoplanctônica, em termos de gravidade, foram elencados indicadores (Tabela 22), a saber:

Tabela 22 – Indicadores dos danos à comunidade fitoplanctônica nos ambientes fluviais.

Danos	Indicadores
Alteração na comunidade fitoplanctônica	Alteração da composição: espécies com frequência comum e constante que deixaram de ocorrer nas amostragens pós-desastre (perda de espécies); mudança na frequência de ocorrência das espécies após o desastre (espécies com frequência constante, comum e rara). Alteração na estrutura: mudança na riqueza e/ou abundância das espécies após o desastre.

Foi analisada a alteração na estrutura da comunidade caracterizada por mudanças na riqueza (número de espécies) e/ou abundância (quantidade de organismos em ind./mL) após o desastre em comparação com a linha-base. Essa diferença foi avaliada por meio do teste T/Mann-Whitney, com nível de significância de 95%. Portanto se $p < 0,05$ considerou-se diferenças significativas entre os períodos.

Foi analisada também a mudança na composição da comunidade, considerando alterações na frequência de ocorrência das espécies com relação a linha-base e pós-desastre por meio da classificação dos táxons nas classes: constante, comum e rara. Desta forma, se houve uma alteração na classe de ocorrência da espécie após o desastre, foi considerada uma mudança. Por exemplo, se antes do desastre uma espécie “x” tinha frequência constante e após o desastre apresentou frequência rara, houve uma mudança. Para a escala de gravidade, o cálculo deste indicador ocorreu a partir da quantidade de espécies que tiveram alterações de frequência de ocorrência para cada uma das estações

de monitoramento, por meio da proporção do número de espécies que mudaram a frequência de ocorrência pelo número total de espécies encontradas.

Para o calcular a perda de espécies com frequência comum e constante após o desastre, foi utilizada a proporção entre o número de perda de espécies pelo número total de espécies constantes e comuns para cada estação de coleta.

Para averiguar se a diferença entre a presença e ausência de espécies nas coletas do antes e pós-desastre não foi efeito apenas da variabilidade entre as coletas, foi aplicado o teste de aleatorização que indicou diferenças significativos ($p < 0,05$) para todas as estações de monitoramento.

Com relação a frequência de ocorrência utilizada para os indicadores, todas as coletas realizadas antes e após o desastre foram consideradas. Desta forma, como foram feitas coletas em períodos de cheia e seca e estas foram comparadas, a sazonalidade foi considerada para a porcentagem de mudança.

Os danos relacionados à comunidade fitoplanctônica tiveram sua magnitude mensurada de acordo com a escala: pouco grave, grave e gravíssimo. Sendo a definição das diferentes categorias de gravidade apresentadas a seguir:

- Pouco grave: Alteração dos indicadores de composição ou estrutura da comunidade, mas a tendência do dano foi considerada cessada ou tendeu a diminuir com o tempo.
- Grave: Alteração dos indicadores de composição ou estrutura da comunidade, mas a tendência do dano foi considerada estabilizada ou tendeu a aumentar com o tempo.
- Gravíssimo: Alteração dos indicadores de composição e estrutura da comunidade, mas a tendência do dano foi considerada estabilizada ou tendeu a aumentar com o tempo.

As diferentes categorias de dano podem ser interpretadas conforme Tabela 23.

Tabela 23 – Interpretação das categorias de dano para a comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco grave	A princípio não reflete alterações graves na comunidade fitoplanctônica, visto que a alteração na estrutura da comunidade ou composição tendeu a cessar ou diminuir com o tempo, e o efeito do dano foi momentâneo.
Grave	Houve uma alteração na estrutura da comunidade, demonstrando uma mudança na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em relação ao padrão observado na linha-base; ou Houve uma alteração na composição da comunidade encontrada no ambiente em relação a linha-base relacionada às condições ambientais promovidas após o desastre. E observou-se que essas alterações na composição da comunidade tenderam a estabilizar ou aumentar com o tempo, e o efeito do dano foi transitório ou persistente.
Gravíssimo	Indica alterações mais relevantes em relação à linha-base, visto que além de se alterar a estrutura da comunidade ainda houve alteração na sua composição. E essas mudanças na composição da comunidade tenderam a estabilizar ou aumentar com o tempo, e o efeito do dano foi transitório ou persistente.

Para o zooplâncton foi elaborada uma Tabela de classificação de danos à estrutura da comunidade (Tabela 24) para as estações de monitoramento localizadas na APDL, em ambiente fluvial, com base

nas alterações observadas de riqueza e/ou abundância, e a porcentagem de redução nos valores máximos para cada parâmetro.

Tabela 24 – Interpretação das categorias de dano para a comunidade zooplanctônica.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco grave	Valores máximos de riqueza de espécies e/ou abundância da comunidade reduziram, porém, menos do que 25%, se comparado os resultados do monitoramento antes e após o desastre.
Grave	Valores máximos de riqueza de espécies e/ou abundância da comunidade reduziram, entre 25% e 50%, se comparado os resultados do monitoramento antes e após o desastre.
Gravíssimo	Valores máximos de riqueza de espécies e a abundância da comunidade reduziram em 50% ou mais, se comparado os resultados do monitoramento antes e após o desastre.

2.3.1.3.3 Tendência, Duração e Reversibilidade do dano

Para o fitoplâncton, a avaliação da tendência do dano e sua reversibilidade se baseou na seleção de espécies com frequência comum ou constante da linha-base e, calculou-se qual foi a mudança de ocorrência (presença e ausência) destas espécies para cada período após o desastre. O período pós-desastre foi dividido de quatro em quatro coletas. Comparou-se a linha-base com cada período de quatro coletas do pós-desastre objetivando identificar a tendência de mudança por período em cada estação de monitoramento. A partir disso, observou-se a tendência do dano: se o dano cessou (os valores diminuíram para próximo de zero), tendeu a diminuir (em relação ao primeiro período após o dano, as mudanças diminuíram, mas ainda não retornaram à zero), tendeu a estabilizar (há alterações durante os períodos, mas em geral, as mudanças se mantêm constantes), ou tendeu a aumentar (em relação ao primeiro período após o dano as mudanças aumentaram).

As estações de monitoramento no rio Doce, localizadas próximas à UHE Mascarenhas (P01 e P03), não tiveram seus dados computados em relação ao dano, pois as listagens com ocorrências das espécies para a série histórica de monitoramento após o desastre não foram fornecidas, impossibilitando a avaliação da tendência. Todos os testes estatísticos foram obtidos por meio do software R Studio, pacote Vegan (R CORE TEAM, 2015). O tempo de permanência do efeito do dano foi avaliado segundo os critérios adotados por Conesa-Fernandez (2009), sendo: efeito momentâneo aquele com duração menor que 1 ano, efeito temporal ou transitório com duração entre 1 e 10 anos, efeito persistente ou duradouro com duração entre 10 e 15 anos, e efeito estável ou permanente quando o dano tem uma duração superior a 15 anos. O dano é considerado reversível quando o ambiente afetado regressa as condições pré-desastre por meios naturais. Entretanto, quando o ambiente alterado não consegue retornar as suas condições originais sem a intervenção humana e o efeito do dano é permanente, o dano é considerado irreversível (Conesa-Fernandez, 2009).

Para o zooplâncton, a identificação da tendência do dano em um cenário futuro foi avaliada qualitativamente (tende a aumentar ou tende a reduzir), considerando os aspectos biológicos de cada grupo e sua possibilidade de resposta ao dano após desastre, com a projeção de um novo estado de equilíbrio no sistema. A reversibilidade do dano também foi classificada qualitativamente (irreversível, parcialmente reversível e reversível), tomando como base as profundas alterações ambientais que ocorreram nos sistemas e sua capacidade de retornar ao equilíbrio existente antes do desastre, mesmo sabendo-se que área já sofria impactos de origem antrópica, entre elas, atividades da mineração.

2.3.2 ALTERAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A alteração da comunidade fitoplanctônica foi avaliada conforme cada compartimento, apresentados na sequência.

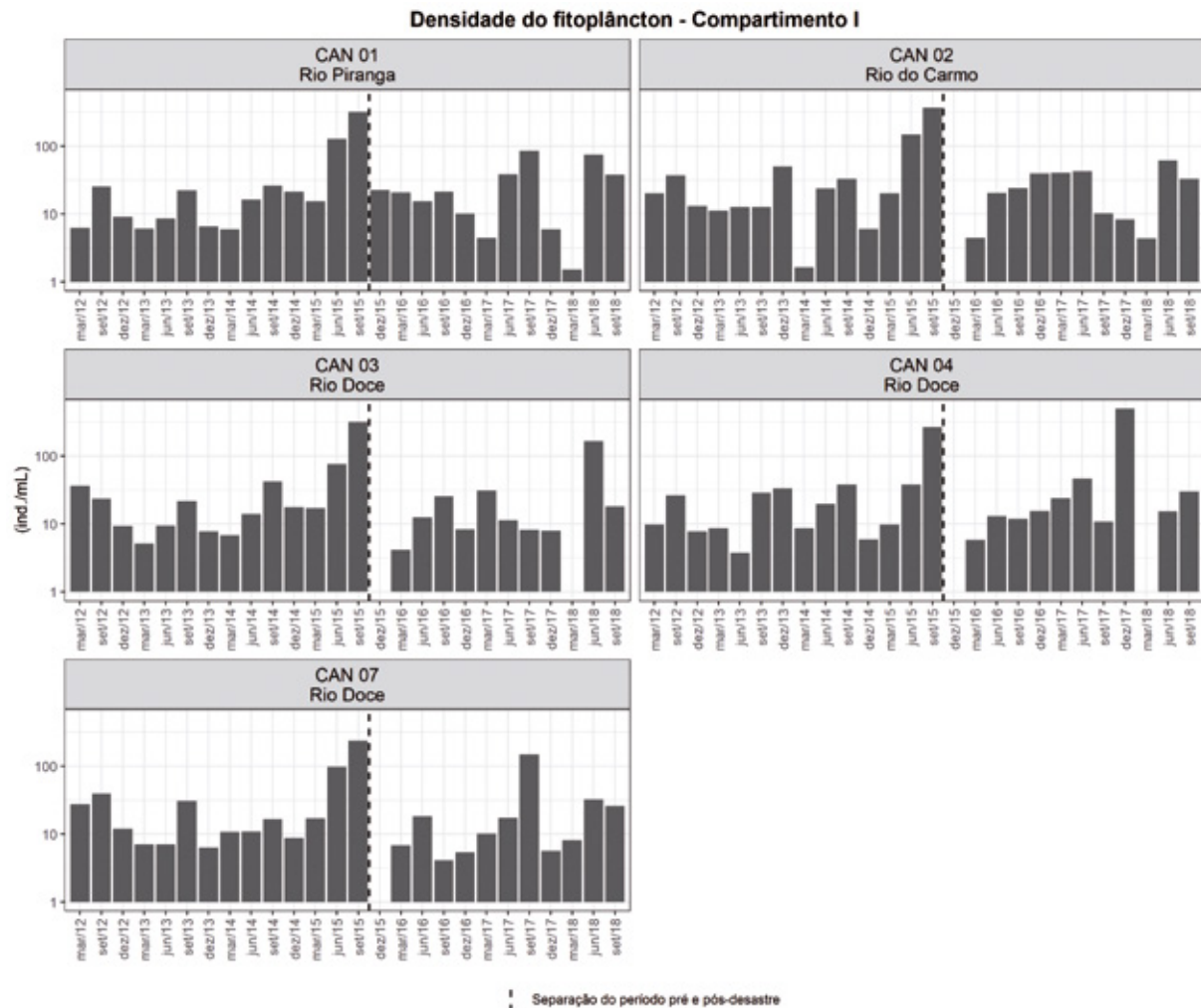
2.3.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 1

Com o objetivo de identificar o dano em relação à linha-base, bem como a magnitude do mesmo nos ambientes fluviais localizados no primeiro trecho afetado pela passagem da lama de rejeitos, são expostos os resultados dos indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica para o rio Doce (CAN03, CAN04, CAN07) e tributários, rio Piranga (CAN01) e rio do Carmo (CAN02), com base em dados secundários fornecidos pela Concessionária responsável pela UHE Risoleta Neves.

A primeira amostragem de fitoplâncton, após o rompimento da barragem de Fundão em 5 de novembro de 2015, foi realizada no mês de dezembro/2015. Nesta, foram registradas microalgas apenas no rio Piranga (CAN01) (Figura 77), provavelmente organismos advindos de regiões a montante. Nas estações localizadas no rio Doce (CAN03, CAN04, CAN07) e rio do Carmo (CAN02), a densidade de organismos foi nula. A ausência de fitoplâncton nestes locais está relacionada a passagem da onda de rejeitos que carregou os organismos planctônicos em direção a jusante do rio e, ao aumento de sólidos dissolvidos na água que desencadeou o aumento da turbidez e impossibilitou a otimização da penetração de luz na região subaquática. A falta de luz influencia o processo de fotossíntese, vital para o desenvolvimento do fitoplâncton (ESTEVES; SUZUKI, 2011).

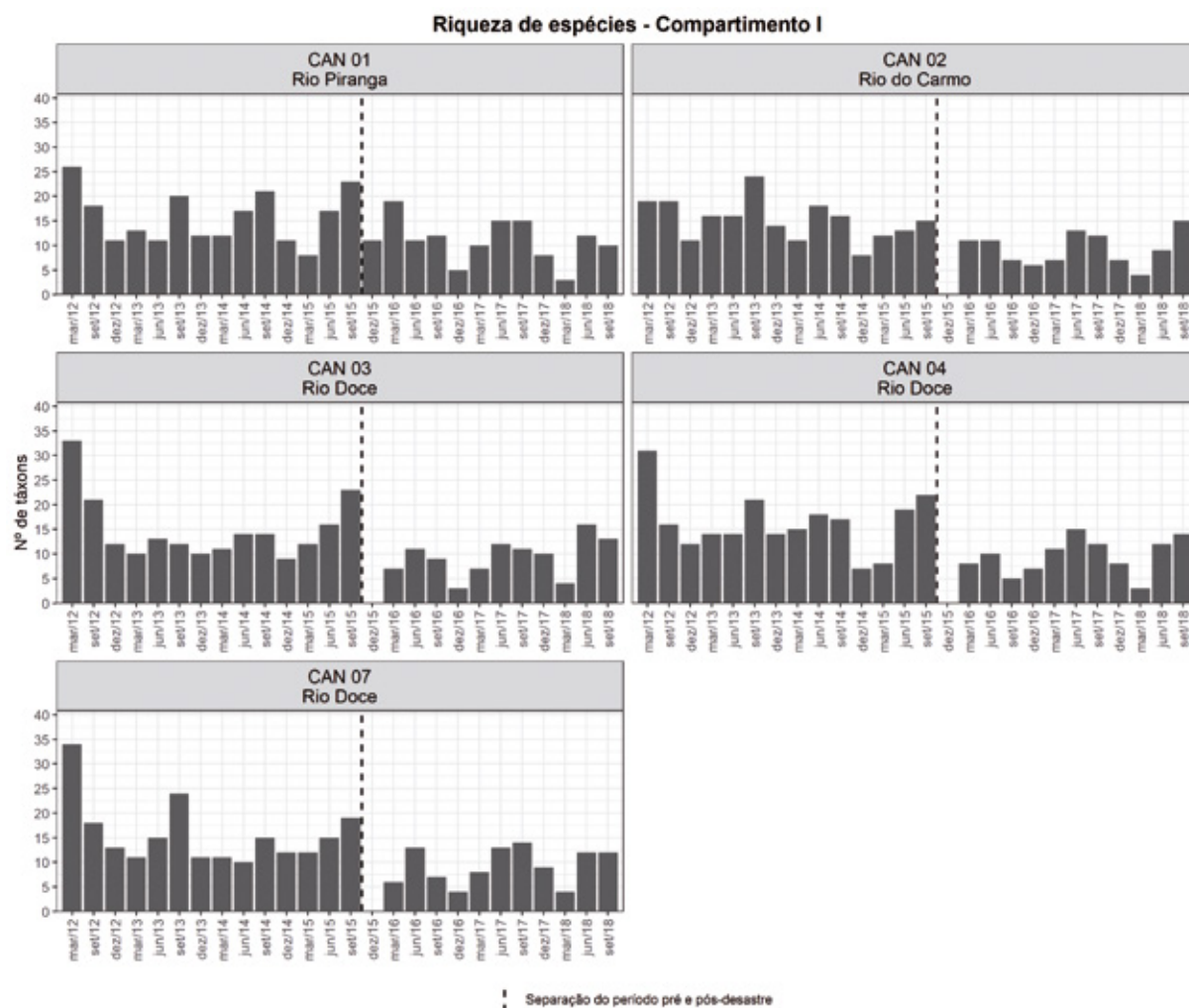
Em geral, os valores médios de densidade do fitoplâncton diminuíram após o desastre na maior parte das estações de amostragem (Figura 77). Entretanto esta diferença não foi estatisticamente significativa ($p > 0,05$). Na estação CAN04, situada no rio Doce, a densidade média foi mais elevada no pós-desastre devido a maior abundância da diatomácea *Navicula* sp. (474,2 ind./mL), em dezembro/2017. Também não foram constatadas diferenças significativas na densidade de microalgas registradas nos períodos seco e chuvoso, tanto antes quanto após o desastre.

Figura 77 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



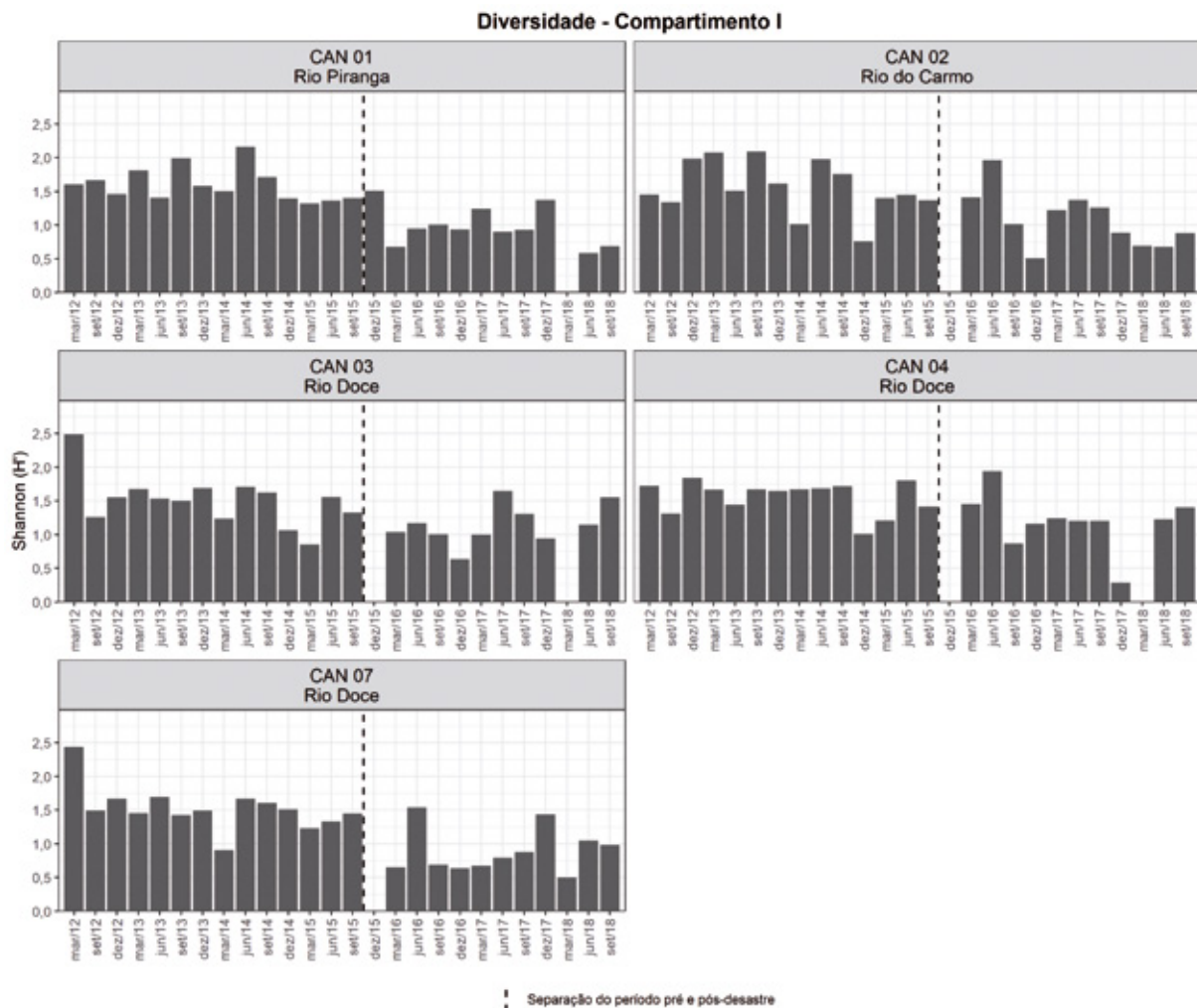
O número de espécies encontrado por estação de amostragem diminuiu de modo significativo ($p < 0,05$) após o rompimento da barragem de Fundão, tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 78). A riqueza, que em média era de 15 a 16 espécies por estação durante a linha-base, passou para 8 a 11 espécies por estação no pós-desastre.

Figura 78 – Riqueza do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



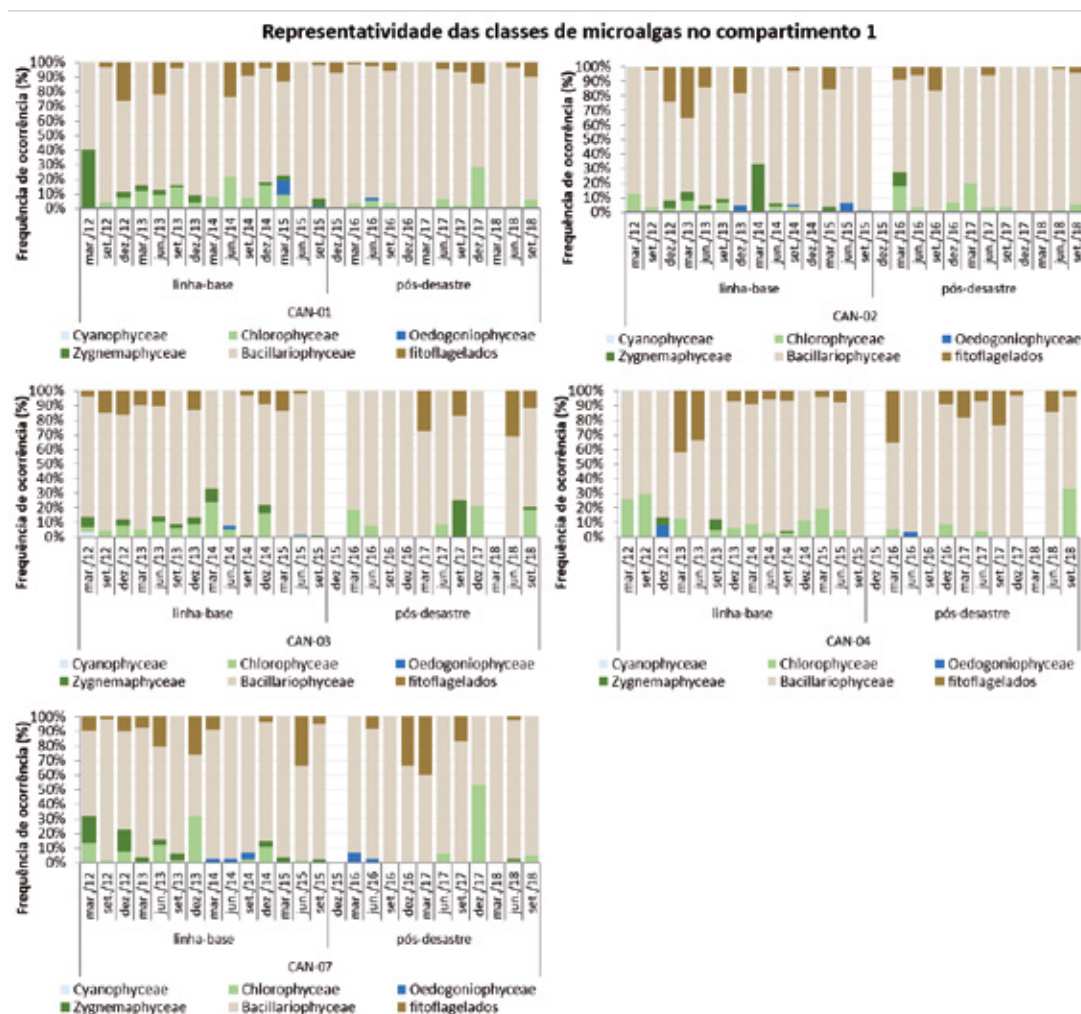
A diversidade específica (H') dos ambientes fluviais já era considerada baixa (<2 bit/ind., SERPE, 2014) no período anterior ao desastre (Figura 79), com média <1,6 bits/ind. por estação. Na primeira amostragem realizada no pós-desastre, a densidade e riqueza foram nulas na maior parte das estações, não sendo possível o cálculo de diversidade. Nos meses seguintes, os resultados do índice de diversidade não ultrapassaram 1,97 bits/ind. no período seco e 1,55 bits/ind. no chuvoso. De acordo com a classificação de Branco (1986), o rio Piranga foi caracterizado como moderadamente alterado (>1,0 bits/ind. e <3,0 ind./mL) durante a linha-base e alterado (<1 bits/ind.) a moderadamente alterado no pós-desastre; e os rios Doce e do Carmo foram considerados alterados a moderadamente alterados, antes e após o desastre.

Figura 79 – Diversidade específica do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



Diatomáceas (Bacillariophyceae) e algas flageladas, como *Plagioselmis lacustris* (Cryptophyceae) e *Ceratium* sp. (Dinophyceae), eram os principais componentes do fitoplâncton no período anterior ao desastre (Figura 80). Com a passagem da lama, a frequência de ocorrência das desmídias (Zygnemaphyceae) e dos fitoflagelados diminuiu nos rios, apontando para uma possível sensibilidade destes grupos à elevação da turbidez ocasionada pela maior concentração de partículas em suspensão na água. As diatomáceas continuaram sendo o grupo de maior representatividade após o desastre, entretanto houve substituição de espécies planctônicas (ex. *Aulacoseira ambigua* f. *spiralis* e *Aulacoseira* sp.), por bentônicas (ex. *Navicula* sp.). Uma vez que as espécies cêntricas planctônicas foram levadas pela onda de rejeitos, as diatomáceas penadas bentônicas podem ter conseguido se desenvolver por apresentarem diferentes adaptações à turbulência e correnteza do ambiente fluvial, como estruturas de fixação ou mesmo certa mobilidade no substrato (secreção de mucilagem), que as direciona para locais com melhores condições de sobrevivência.

Figura 80 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



Assim, em relação à mudança na composição da comunidade no rio Doce e tributários, houve uma perda significativa ($p < 0,05$) das espécies descritoras da comunidade nas estações CAN04 e CAN07 do rio Doce, sendo as clorofíceas e Zygnemaphyceae os grupos mais prejudicados. O aumento dos sólidos dissolvidos na água e a diminuição da transparência afetaram diretamente o desenvolvimento do fitoplâncton, diminuindo a abundância e ocorrência de espécies mais sensíveis a perturbações ambientais. Também houve uma mudança de mais de 23% na frequência de ocorrência das espécies nas estações de rio após o desastre. Organismos que eram comumente encontrados nos ambientes passaram a ser raros e vice-versa, em resposta as condições promovidas pela passagem da lama de rejeitos.

O cálculo da mudança na ocorrência das espécies comuns e constantes entre o pós-desastre e a linha-base foi realizado para cada período (considerando 4 amostragens) após o desastre para avaliar a tendência do dano. Como resultado, foi verificado que 27,3% das espécies descritoras do rio Piranga deixaram de ocorrer no primeiro período avaliado após o rompimento da barragem de Fundão (Tabela 25). A perda foi ainda maior para o rio do Carmo (58,1%) e rio Doce (43,3% a 58,3%). Observando os períodos seguintes, constata-se que o dano tendeu a aumentar no rio Piranga e a estabilizar no rio Doce e rio do Carmo, indicando que as mudanças ocorridas estão se agravando ou

mantendo-se constantes, respectivamente. Desta forma, o efeito do dano foi considerado temporal ou transitório, podendo ser irreversível, pois a perturbação propiciou a formação e o estabelecimento de uma nova comunidade após o desastre. Todavia, somente a continuidade do monitoramento poderá revelar se esta tendência irá permanecer nos próximos anos. O tempo de sucessão das comunidades planctônicas pode ser curto ou longo a depender do tamanho dos organismos, da sua velocidade de reprodução e resposta a diferentes fatores abióticos, além dos processos de competição interespecífica, predação pelos consumidores e influência antrópica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

Tabela 25 – Tendência do dano nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1.

Estação	Período	Coletas	Mudança
CAN01	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	27,3%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	42,4%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	51,5%
CAN02	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	58,1%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	35,5%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	48,4%
CAN03	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	43,3%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	43,3%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	36,7%
CAN04	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	51,6%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	35,5%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	45,2%
CAN07	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	58,3%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	44,4%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	55,6%

Desta forma o dano foi considerado gravíssimo nos rios avaliados, pois houve alteração na estrutura da comunidade (riqueza ou abundância de espécies) e na composição (alteração na frequência de ocorrência e perda de espécies descritoras), e observou-se que esse padrão tendeu a aumentar ou estabilizar dependendo do ambiente.

O Lactec realizou duas campanhas de amostragem (junho/2018 e janeiro/2019) no rio Doce e seus tributários, porém os resultados das análises não foram considerados para a mensuração dos danos devido a diferenças na metodologia de análise das amostras e a localização das estações de amostragem. A seguir são apresentados os resultados obtidos nas campanhas do LACTEC e série histórica do IGAM nos ambientes fluviais situados no Compartimento 1.

Um total de 69 espécies de microalgas foi encontrado nas campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec (Apêndice E), sendo a maior riqueza registrada para o rio Doce (R1: 32 táxons). Considerando a riqueza de espécies por estação, esta foi mais elevada no inverno para a estação T2

do rio Gualaxo do Norte (6 espécies em junho/2018) e no verão para o rio Doce (R1: 22 táxons) e tributários córrego Santarém (T1: 11 táxons), Gualaxo do Norte (T3: 14 táxons) e rio do Carmo (T4: 13 táxons). Densidades mais elevadas também foram constatadas no verão em todos os rios avaliados, com máximo de 1.332 ind./mL para o rio do Carmo (T4). Em termos de contribuição de classes, a comunidade foi composta principalmente por cianobactérias e diatomáceas (ex. *Navicula* e *Nitzschia*) no inverno, e por clorofíceas unicelulares (espécies de *Monoraphidium*) e diatomáceas no verão.

Com base nos resultados de densidade celular de cianobactérias obtidos pelo IGAM de janeiro/2010 a dezembro/2018 para o rio do Carmo (T4) e rio Doce (R1) (Apêndice F), constatou-se uma redução significativa ($p < 0,05$) nos valores medianos de linha-base (20,1 e 23,8 cél./mL, respectivamente) para o pós-desastre (1 e 7 cél./mL, respectivamente). Ressalta-se que nas campanhas realizadas logo após o desastre (dezembro/2015 e janeiro/2016), o impacto foi ainda mais visível, pois a densidade foi nula ou de no máximo 1 cél./mL por estação de amostragem. Também foi observada uma diminuição na riqueza de cianobactérias nestes rios após o desastre. Entretanto, esta diferença no número de espécies pode ser reflexo do menor número de observações feitas no período pós-desastre.

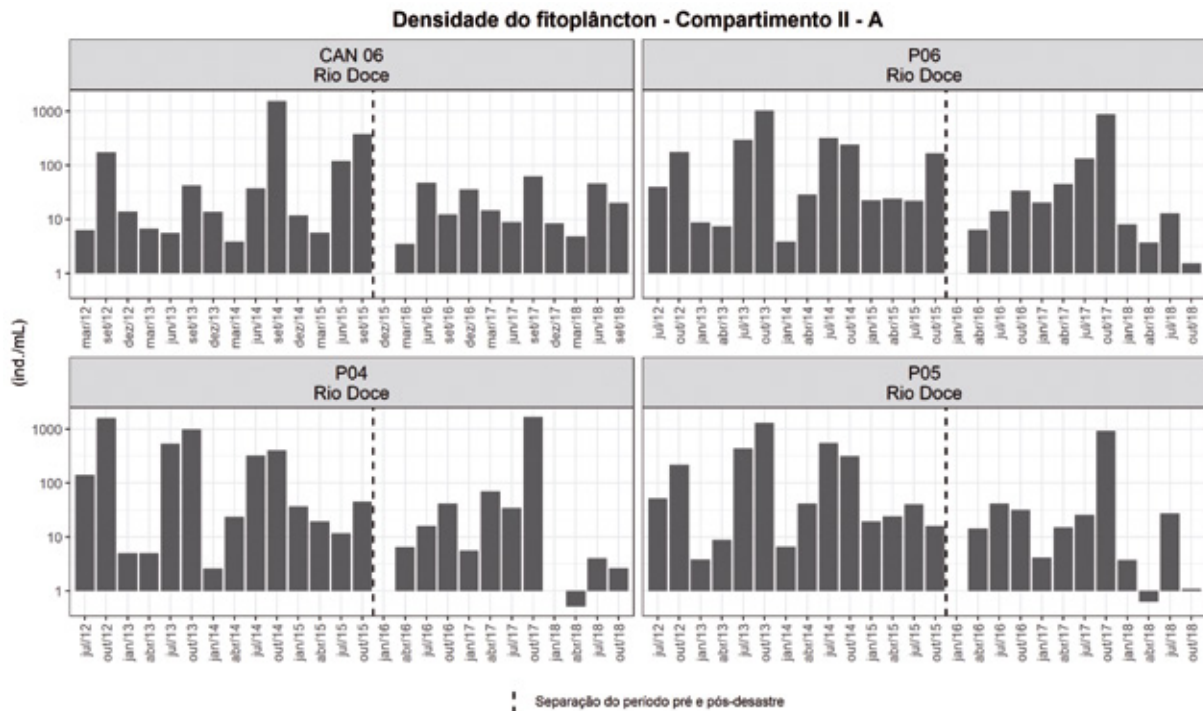
Para os valores medianos da concentração de clorofila-a obtidos pelo IGAM, não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos para o rio do Carmo (T4) e rio Doce (R1) (Apêndice F). Desacordos com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II, não foram registrados antes e após o desastre.

2.3.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2A

A seguir são apresentados os resultados dos indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica para o rio Doce, com base em dados secundários fornecidos pelas Concessionárias responsáveis pela UHE Risoleta Neves (CAN06) e UHE Baguari (P06, P04, P05).

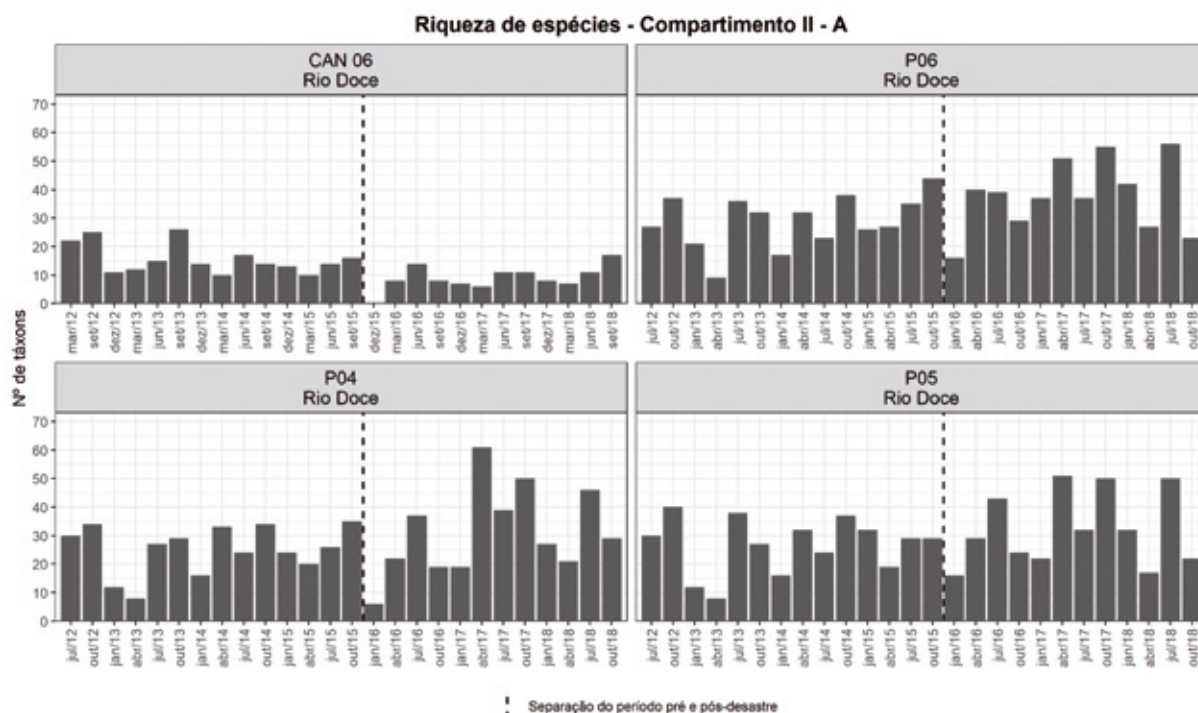
Considerando os dados obtidos nas análises quantitativas do fitoplâncton (ind./mL), observa-se que na primeira coleta realizada após o desastre (dezembro/2015 - janeiro/2016), a densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce foi nula (Figura 81). Nas amostragens seguintes (março-abril/2016 a setembro-outubro/2018), foi observada uma redução estatisticamente significativa ($p > 0,05$) na abundância dos organismos das estações P06, P04 e P05 (média de 22,0 a 154,0 ind./mL por estação) em relação a linha-base (média de 170,5 a 292,4 ind./mL por estação), principalmente em período de seca. Estes dados demonstram como a comunidade foi afetada após o desastre, primeiramente com o carreamento dos organismos pela onda de lama em direção a jusante, e posteriormente com crescimento limitado pelo sombreamento causado pelas partículas em suspensão na água. As maiores abundâncias do período pós-desastre ocorreram em outubro/2017 nas estações P06, P04 e P05 do rio Doce (localizadas entre as cidades Naque e Periquito), quando houve maior número de espécies C-estrategistas (as clorofíceas coloniais *Coelastrum reticulatum* e *Scenedesmus ecornis*), de crescimento acelerado e características de início de sucessão (REYNOLDS, 1997).

Figura 81 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



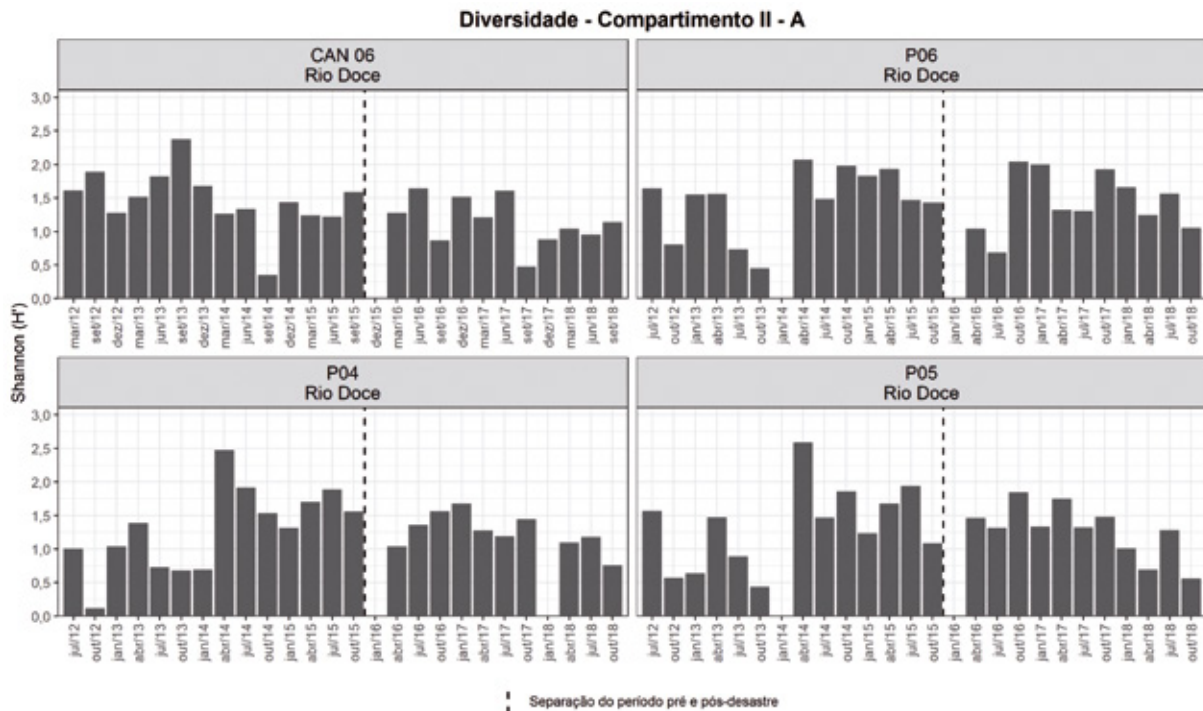
Após o desastre, houve uma redução significativa ($p < 0,05$) na riqueza em CAN06 (Figura 82), estação próxima ao rio Santo Antônio em Naque, média de 19,7 táxons passou para 9 táxons. Nas demais estações do rio Doce, o número de espécies chegou a ser levemente maior em algumas amostragens do pós-desastre, entretanto esta diferença não foi significativa estatisticamente. Vale ressaltar que a maioria dos táxons registrados no período pós-desastre não ocorriam na comunidade anteriormente, indicando uma possível substituição de espécies sensíveis por outras mais adaptadas às novas condições ambientais.

Figura 82 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



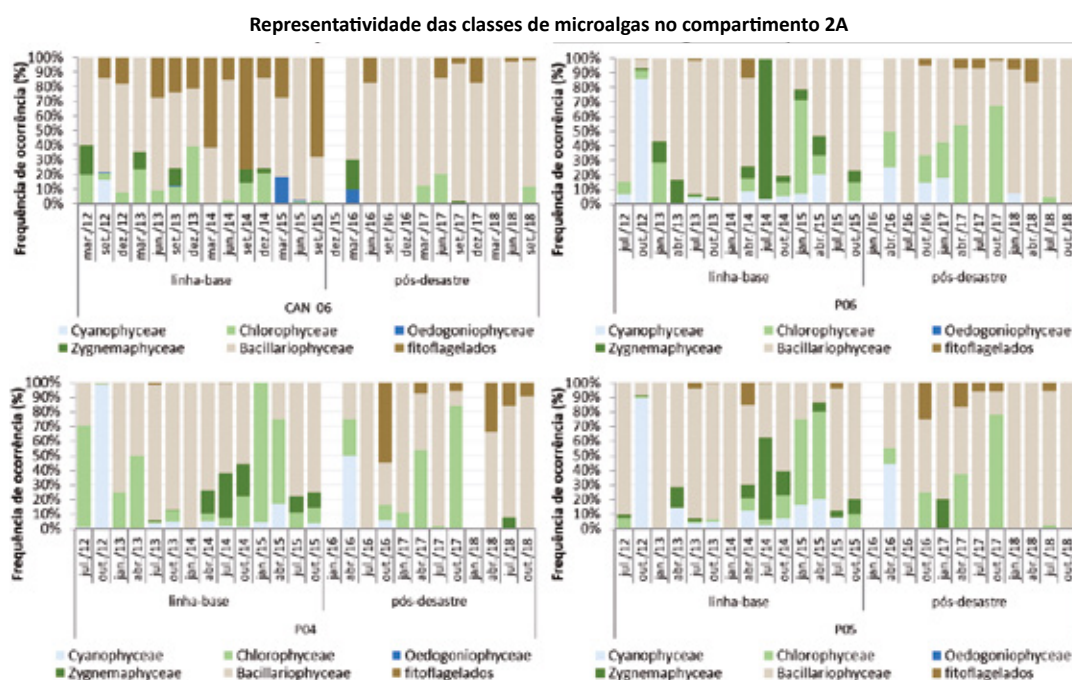
Em média, a diversidade de espécies (H') era baixa (<2 bits/ind.) no período de linha-base nas estações do rio Doce, sendo este padrão mantido após o desastre, com valores variando de 0 a 2,41 bits/ind. por estação (Figura 83). A diversidade do primeiro evento de coleta após o desastre (dezembro/2015 - janeiro/2016) foi nula em todas as estações, indicando um ambiente alterado ($<1,0$ bits/ind.). Nas demais coletas, os valores continuaram baixos (0 a 2,04 bits/ind.), representando um ambiente alterado a moderadamente alterado (BRANCO, 1986). Deste modo, não houve diferenças significativas ($p>0,05$) entre os períodos avaliados.

Figura 83 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



Antes do desastre, a comunidade fitoplanctônica presente nas estações de monitoramento do rio Doce era composta, principalmente, por fitoflagelados e diatomáceas (Bacillariophyceae) em CAN06 (jusante da UHE Risoleta Neves) e diatomáceas, clorofíceas e Zygnemaphyceae nas estações P06, P04 e P05 (localizadas entre as cidades Naque e Periquito) (Figura 84). No pós-desastre, a composição da comunidade se alterou. Em CAN06, houve diminuição das algas flageladas e clorofíceas e maior contribuição de diatomáceas. Nas demais estações ocorreu maior representatividade das algas flageladas (Chlamydomphyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae) e menor ocorrência de cianobactérias. A classe Zygnemaphyceae também passou a ocorrer em menor frequência e abundância, especialmente pelo menor número de filamentos de *Spirogyra* sp. Esta espécie, comumente encontrada durante a linha-base, apresenta longos filamentos que ficam emaranhados sobre substratos no leito do rio ou entre a comunidade perifítica. Pelo fato de não apresentar estruturas de fixação, provavelmente foram facilmente carregados pela lama de rejeitos. Assim como constatado para as estações do Compartimento 1, as diatomáceas continuaram sendo o grupo com maior representatividade no pós-desastre, porém as espécies cêntricas de hábito planctônico, em geral do gênero *Aulacoseira*, que comumente ocorriam em maiores densidades antes do desastre, foram substituídas por formas penadas bentônicas, como *Navicula* spp. e *Nitzschia* spp. Estas espécies podem deslizar no substrato por meio de secreção de mucilagem, buscando otimizar a captação da radiação solar e nutrientes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Diatomáceas geralmente são abundantes em ambientes reófilos, apresentando diversas adaptações de resistência à turbulência e turbidez do meio (REYNOLDS, 1997).

Figura 84 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



Com o desastre, houve uma mudança na frequência de ocorrência das espécies nas estações do rio Doce, que variou de 32,5% em CAN06 a 44,8% em P05. Esta alteração demonstra como a passagem da lama de rejeitos influenciou a dinâmica e composição do fitoplâncton e como as microalgas respondem rapidamente às alterações ambientais de forma quali e quantitativa, sendo consideradas boas indicadoras da qualidade d'água. Muitas espécies de ocorrência rara passaram a ser comuns e constantes após o desastre, sendo o inverso também verdadeiro. Os grupos de algas que mais representaram essa mudança foram diatomáceas e fitoflagelados, demonstrando que as características adversas promovidas pelo desastre permitiram que estes organismos aumentassem sua constância nas estações. As algas flageladas conseguem sobreviver em ambientes com maior turbidez por apresentarem migração fototática, ou seja, elas deslocam-se para locais com maior incidência luminosa (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Além disso, apresentam ciclo de vida curto e crescimento acelerado (OLRIK, 1994), o que as mantém a frente dos consumidores no crescimento populacional (RICKLEFS, 2010). Desta forma, servindo de fonte alimentar para o zooplâncton e garantindo a manutenção da cadeia trófica. Espécies pequenas de diatomáceas e fitoflagelados são rapidamente consumidos pelos herbívoros por serem mais palatáveis e por não apresentarem boas estratégias de defesa (PINTO-COELHO, 2007).

A perda de espécies comuns e constante em relação à linha-base chegou a 27,8% em CAN06 e a 47,1% em P05. Como comentado anteriormente, o grupo que teve maior alteração e substituição de espécies foi o das diatomáceas, selecionando organismos que conseguem viver nas novas condições promovidas após o desastre. Com isso, a comunidade fitoplanctônica do rio Doce sofreu uma modificação de mais de 55% das espécies descritoras no primeiro período avaliado após impacto da lama de rejeitos, em relação ao que era antes (Tabela 26). Considerando todos os períodos analisados, verifica-se que o dano tendeu a estabilizar com o tempo nas estações avaliadas, indicando o possível

estabelecimento da nova comunidade formada no local. Assim, o dano pode ser considerado irreversível, com efeito temporal ou transitório por já ter permanecido por mais de dois anos após o desastre.

Desta forma, o dano a comunidade fitoplanctônica do rio Doce foi avaliado como gravíssimo, pois causou modificações na estrutura e composição da comunidade local.

Tabela 26 – Tendência do dano nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A.

Estação	Período	Coletas	Mudança
CAN06	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	55,6%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	55,6%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	52,8%
P06	1	jan./16, abr./16, jul./16, out./16	59,1%
	2	jan./17, abr./17, jul./17, out./17	56,8%
	3	jan./18, abr./18, jul./18, out./18	56,8%
P04	1	jan./16, abr./16, jul./16, out./16	70,1%
	2	jan./17, abr./17, jul./17, out./17	55,8%
	3	jan./18, abr./18, jul./18, out./18	68,8%
P05	1	jan./16, abr./16, jul./16, out./16	66,7%
	2	jan./17, abr./17, jul./17, out./17	62,1%
	3	jan./18, abr./18, jul./18, out./18	64,4%

A seguir são apresentadas algumas considerações sobre o fitoplâncton encontrado nas amostras realizadas pelo Lactec e IGAM nos ambientes fluviais localizados no Compartimento 2A.

Um total de 74 espécies de microalgas foi encontrado no rio Doce nas campanhas de monitoramento (junho/2018 e janeiro/2019) realizadas pelo Lactec (Apêndice E), sendo a riqueza mais elevada registrada para a estação R7 (35 táxons). No verão, houve um aumento no número de espécies nas estações de amostragem do rio Doce, chegando ao máximo de 28 táxons em R7. Densidades mais elevadas também foram constatadas no verão, especialmente em R2 (1.292 ind./mL) e R3 (1.162 ind./mL). A comunidade foi composta principalmente por cianobactérias e diatomáceas (ex. *Navicula* e *Nitzschia*) no inverno, e por clorofíceas unicelulares (ex. *Monoraphidium circinale*) e cianobactérias no verão.

Considerando os valores medianos, a densidade celular de cianobactérias obtida pelo Lactec esteve acima dos valores das análises quantitativas realizadas pelo IGAM nas estações do rio Doce (Apêndice F) para o período pós-desastre. As maiores abundâncias deste grupo ocorreram na estação R4 em junho/2018 (4.938 cél./mL), mas em valor ainda inferior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II. A maior abundância de cianobactérias esteve relacionada à ocorrência de duas espécies cocóides coloniais, *Aphanocapsa delicatissima* e *Cyanogranis ferruginea*. Estes táxons apresentam pequenas dimensões (diâmetro <2 µm) e baixo biovolume, não refletindo em aumento da concentração de clorofila-a. As colônias de *Cyanogranis ferruginea* são caracterizadas por apresentar um a vários precipitados férricos próximos as células da cianobactéria (JOOSTEN, 2006). Provavelmente, o menor aumento (100x a 400x) empregado nas análises rotineiras do IGAM, não possibilitou a visualização desta espécie diminuta no material.

Com base nos resultados de densidade celular de cianobactérias obtidos pelo IGAM de janeiro/2010 a dezembro/2018 (Apêndice F), constatou-se uma redução significativa ($p < 0,05$) nos valores medianos de linha-base para o pós-desastre nas estações do rio Doce, passando de 48,6 cél./mL a 1,0 cél./mL. Ressalta-se que nas campanhas realizadas logo após o desastre (dezembro/2015 e janeiro/2016), o impacto foi ainda mais visível, pois a densidade foi nula ou de no máximo 1 cél./mL por estação de amostragem. Também foi observada redução na riqueza de cianobactérias nas estações de amostragem do rio Doce, de 23 a 30 espécies por estação na linha-base para 13 e 22 espécies por estação após o desastre.

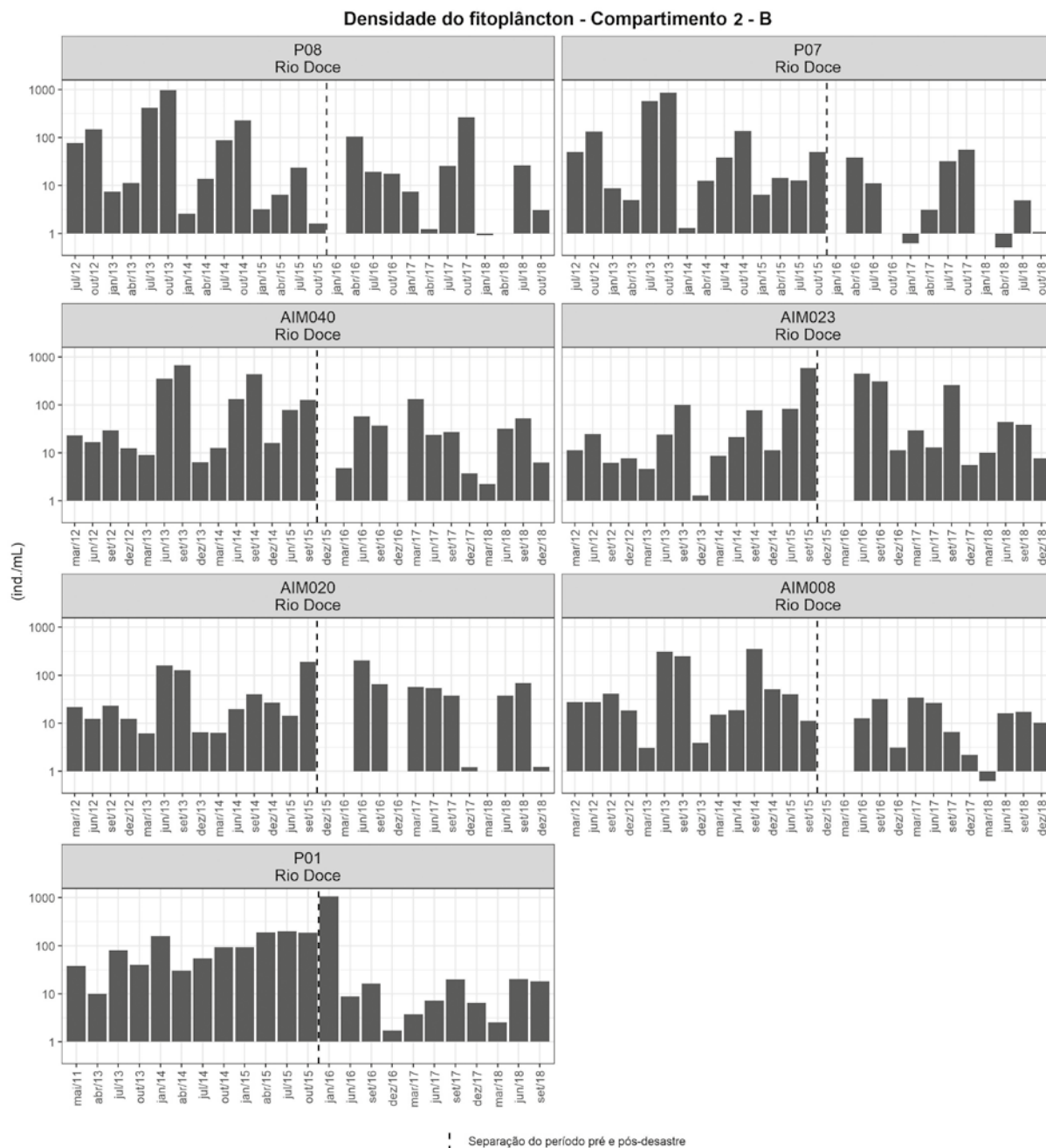
Para os valores medianos da concentração de clorofila-a, não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos. Valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II, não ocorreram após o desastre.

2.3.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2B

Os resultados dos indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica, para as estações avaliadas no rio Doce, são apresentados a seguir com base em dados secundários fornecidos pelas Concessionárias responsáveis pela UHE Baguari (P08, P07), UHE Aimorés (AIM40, AIM23, AIM20, AIM008) e UHE Mascarenhas (P01).

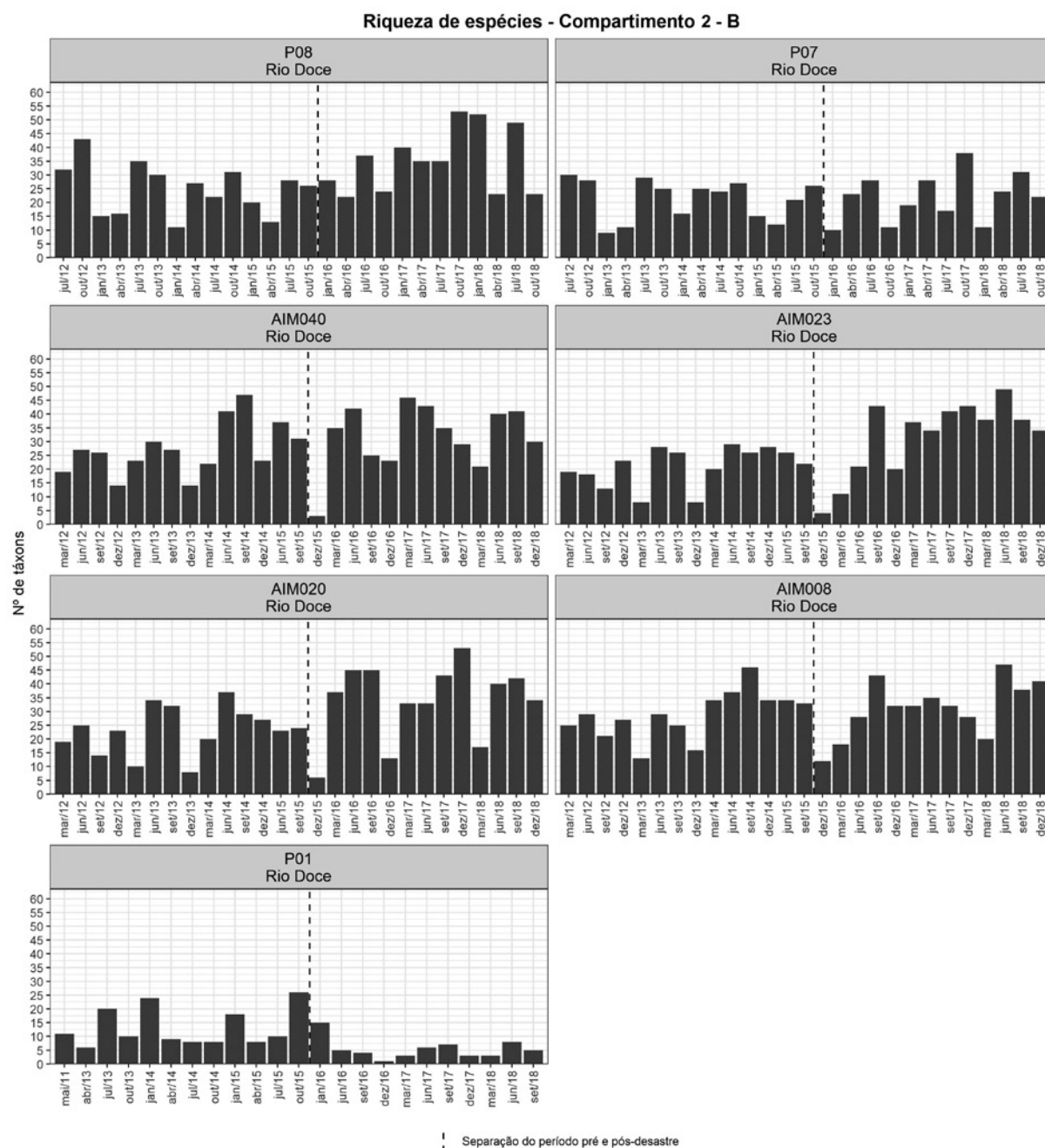
De acordo com os resultados obtidos nas análises quantitativas do fitoplâncton (Figura 85), a densidade do fitoplâncton foi nula nas primeiras coletas realizadas após o desastre (dezembro/2015 a março/2016) na maior parte das estações de amostragem do rio Doce. Em média, a abundância das microalgas diminuiu nas estações após o desastre (10,5 a 107,5 ind./mL) em relação à linha-base (81,6 a 142,4 ind./mL), especialmente no período chuvoso. Entretanto, estas diferenças foram significativas ($p > 0,05$) apenas para as estações P07, AIM040 e AIM008. Assim como comentado anteriormente para os demais locais avaliados, em um primeiro momento o fitoplâncton foi transportado em direção à jusante do rio Doce com a passagem da lama, e posteriormente teve seu desenvolvimento limitado pelo aumento da turbidez ocasionada pela alta concentração de partículas em suspensão.

Figura 85 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



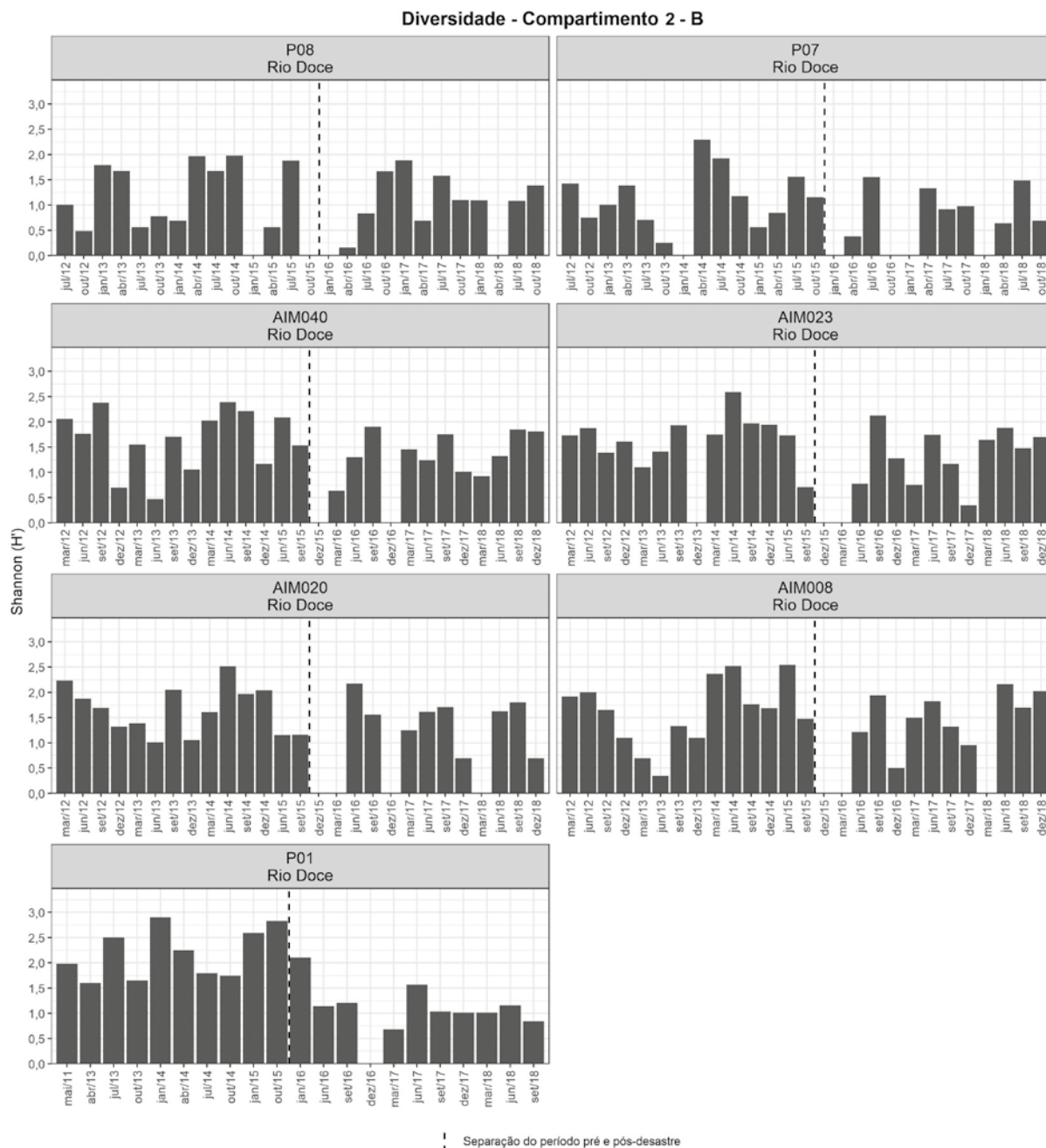
Houve uma redução significativa ($p < 0,05$) na riqueza de espécies da estação P01 (Figura 86) (média linha-base: 13,4 táxons por amostragem, média pós-desastre: 5,5 táxons por amostragem), localizada a montante da UHE Mascarenhas, possivelmente em resposta a diminuição da transparência da água. A maior quantidade de partículas em suspensão dificulta a passagem da radiação luminosa para as camadas inferiores da coluna d'água, prejudicando o processo fotossintético das microalgas e seu desenvolvimento. Entretanto, nas estações P08 (jusante da UHE Baguari), AIM023 e AIM020 (situadas em Aimorés) foi verificado um aumento significativo na riqueza após o desastre. Nestes locais houve maior crescimento de espécies flageladas tolerantes a estresse ambiental e que conseguem se desenvolver sob limitação de recursos, como as algas euglenóides (REYNOLDS, 1997).

Figura 86 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



Os valores de diversidade de espécies (H') foram baixos nas estações do rio Doce, antes e após o desastre (Figura 87), não havendo diferença significativa ($p > 0,05$) entre estes períodos. A diversidade variou de 0 a 2,59 bits/ind. por estação na linha-base e de 0 a 2,17 bits/ind. por estação no pós-desastre, indicando um ambiente alterado a moderadamente alterado para ambos os períodos (BRANCO, 1986).

Figura 87 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.

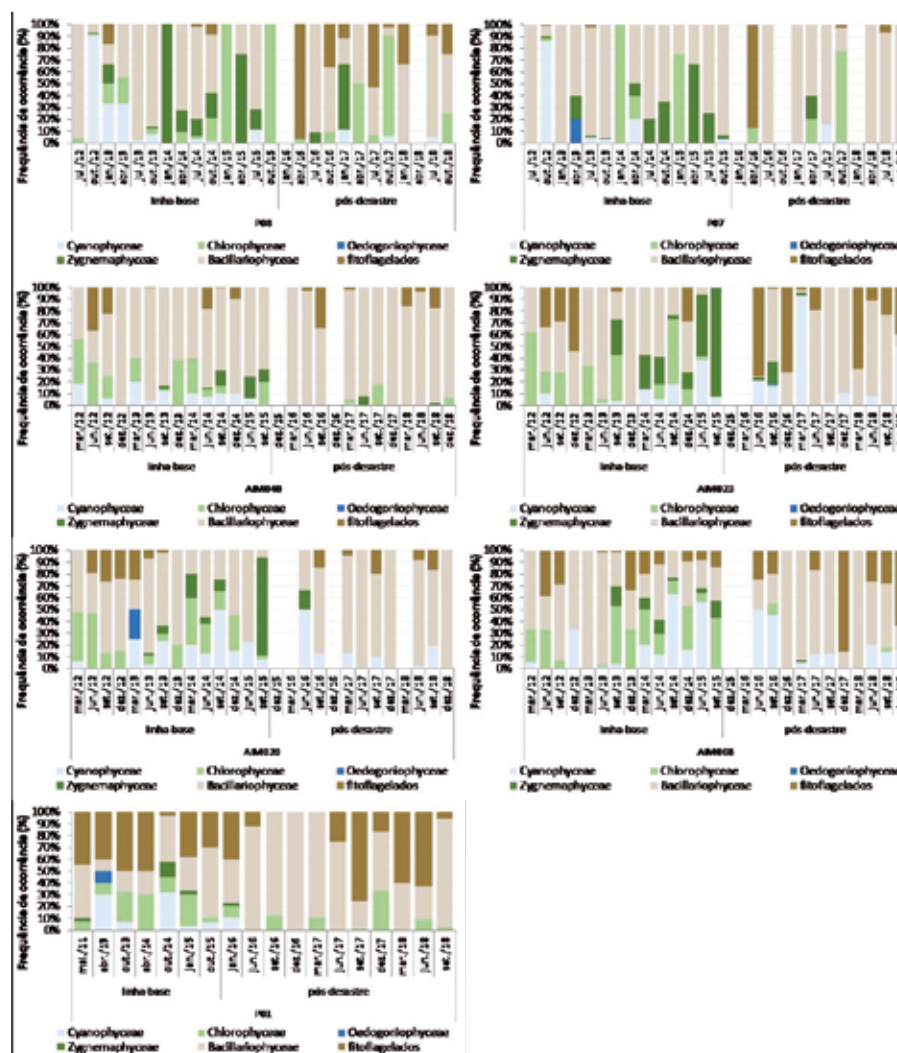


Na linha-base, a comunidade fitoplânctônica presente nas estações de monitoramento do rio Doce era diversificada, sendo composta por cianobactérias, clorofíceas, diatomáceas (Bacillariophyceae), Zygnemaphyceae, Oedogoniophyceae e fitoflagelados, no trecho do Compartimento 2B (Figura 88). Com o desastre, a composição da comunidade se alterou. Clorofíceas e Zygnemaphyceae tiveram sua ocorrência e representatividade reduzidas, e houve aumento da contribuição de diatomáceas e fitoflagelados.

A filamentosa *Spirogyra* sp. (Zygnemaphyceae), de ocorrência comum nas estações antes do desastre, provavelmente foi levada com a lama de rejeitos em direção a foz do rio Doce. O fato desta espécie possuir filamentos livre-flutuantes, que raramente se fixam à substratos, deve ter facilitado seu

deslocamento. Assim como observado para as estações dos Compartimentos 1 e 2A, as diatomáceas continuaram sendo predominantes após o desastre, mas novamente com substituição de espécies cêntricas de hábito planctônico (ex. *Aulacoseira granulata* var. *granulata* e *Aulacoseira* sp.) por penadas bentônicas (ex. *Navicula* spp. e *Nitzschia* spp.) que comumente crescem em águas túrbidas e enriquecidas (REYNOLDS et al., 2002). Já os fitoflagelados são organismos oportunistas que apresentam alta taxa de crescimento e tolerância a stress ambiental estabelecido (OLRIK, 1994), estando presentes em períodos de temperatura mais amena e com menor disponibilidade luminosa (REYNOLDS, 2006).

Figura 88 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



Quando comparados os resultados obtidos antes e após desastre, observa-se uma mudança de mais de 36% da frequência de ocorrência de espécies nas estações do rio Doce. Estes valores confirmam o potencial dos organismos de água doce refletirem as mudanças nas condições ambientais por meio da variação na abundância de determinadas espécies ou grupo de espécies (BELLINGER; SIGEE, 2010). Em geral, diatomáceas e euglenóides foram os grupos que mais alteraram a frequência de espécies raras para comuns após o desastre. As condições adversas promovidas pelos rejeitos de minério de ferro na água selecionaram espécies que captam melhor a radiação luminosa em ambientes túrbidos e

que são mais tolerantes a stress ambiental estabelecido. Com isso, a perda de organismos descritores em relação a linha-base chegou ao mínimo de 26,6% em AIM23 e ao máximo de 44,9% em P07.

No primeiro período analisado do pós-desastre, o fitoplâncton das estações do rio Doce apresentou mudança de 57,3% a 65,2% em relação ao que era encontrado durante a linha-base (Tabela 27). Em todas as estações avaliadas no Compartimento 2B, o dano tendeu a estabilizar com o passar do tempo, indicando que a nova comunidade que se formou com o impacto causado pela lama de rejeitos, possivelmente, está se estabelecendo frente às novas condições ambientais. Portanto, o dano pode ser considerado irreversível com efeito temporal ou transitório. Os valores mais elevados do último período avaliado são decorrentes do menor número de amostragens consideradas para o cálculo.

O dano causado às microalgas neste trecho do rio Doce foi considerado gravíssimo, pois ocasionou modificações expressivas na estrutura e composição da comunidade que vivia nestes locais. Para a estação P01, localizada na cidade de Aimorés, o dano e a tendência do dano não puderam ser mensurados devido a indisponibilidade das listas de espécies por amostragem.

Tabela 27 – Tendência do dano nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B.

Estação	Período	Coletas	Mudança
P08	1	jan./16, abr./16, jul./16, out./16	57,3%
	2	jan./17, abr./17, jul./17, out./17	52,4%
	3	jan./18, abr./18, jul./18, out./18	57,3%
P07	1	jan./16, abr./16, jul./16, out./16	65,2%
	2	jan./17, abr./17, jul./17, out./17	68,1%
	3	jan./18, abr./18, jul./18, out./18	66,7%
AIM040	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	57,0%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	49,4%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	60,8%
	4	dez./18	75,9%
AIM023	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	60,9%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	51,6%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	48,4%
	4	dez./18	76,6%
AIM020	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	58,0%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	56,8%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	51,9%
	4	dez./18	76,5%
AIM008	1	dez./15, mar./16, jun./16, set./16	61,5%
	2	dez./16, mar./17, jun./17, set./17	54,9%
	3	dez./17, mar./18, jun./18, set./18	57,1%
	4	dez./18	74,7%

Algumas considerações sobre a comunidade fitoplanctônica encontrada no ambiente fluvial durante as campanhas de amostragens do Lactec e IGAM são apresentadas a seguir. Cerca de 79 espécies de microalgas foi encontrado nas campanhas de monitoramento (junho/2018 e janeiro/2019) realizadas pelo Lactec no rio Doce (Apêndice E), sendo que o número de espécies por estação variou de 21 em R11 a 34 em R8. Diferente dos Compartimentos 1 e 2A, riqueza mais elevada foi registrada na amostragem de inverno para as estações R8, R9, R10 e R11. Neste trecho do rio Doce, a densidade de organismos foi mais baixa (máx. 542 ind./mL) que nos demais compartimentos, especialmente nas estações situadas entre o reservatório da UHE Baguari e a cidade de Tumiritinga. O fitoplâncton foi composto, principalmente, por criptofíceas (ex. *Plagioselmis lacustris*) em período de temperaturas mais amenas, e por clamidofíceas no verão, destacando-se a ocorrência de *Spermatozoopsis exsultans*. Apesar desta espécie ter ocorrido ao longo de todo o percurso do rio Doce nas duas amostragens, esta apresentou abundância mais elevada nas estações do Compartimento 2B. *Spermatozoopsis exsultans* apresenta poucos registros no Brasil e ocorre comumente em ambientes ricos em nutrientes (BICUDO; MENEZES, 2006). Não há citação da espécie no monitoramento realizado pelas concessionárias dos reservatórios hidrelétricos do trecho mineiro, cujos resultados foram apresentados para a indicação do dano. Provavelmente, o tamanho diminuto deste organismo e a diferença na metodologia de análise das amostras podem ter dificultado a visualização da espécie. Nas análises rotineiras realizadas pelas concessionárias, os organismos são observados sob menor aumento em microscopia óptica (100x ou 400x) e em câmaras de Sedgewick-Rafter, utilizando um menor volume de amostra para contagem dos organismos. Enquanto que as amostras coletadas pelo Lactec foram analisadas em aumento de 600x e em câmara de sedimentação de Ütermohl, com capacidade de 25 mL.

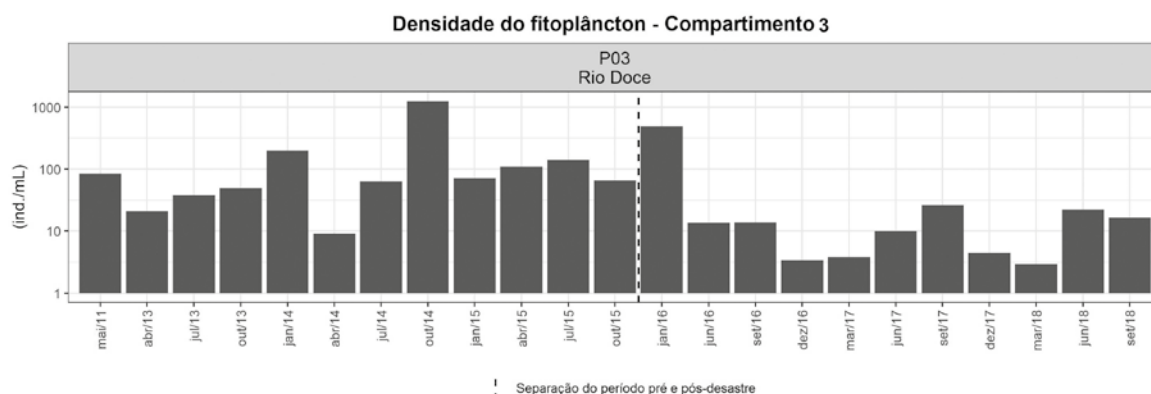
Cianobactérias ocorreram em densidades celulares baixas (máx. 1.083 cél./mL em R12) nas amostragens realizadas pelo Lactec (Apêndice E). Com base nos resultados de densidade celular de cianobactérias obtidos pelo IGAM de janeiro/2010 a dezembro/2018 (Apêndice F), constatou-se uma redução significativa ($p < 0,05$) nos valores medianos de linha-base (50,4 cél./mL) para o pós-desastre (8,2 cél./mL). Nas campanhas realizadas logo após o desastre (dezembro/2015 e janeiro/2016), a densidade destes organismos foi nula ou de no máximo 1 cél./mL por estação de amostragem. Também houve uma diminuição no número de espécies de cianobactérias do período de linha-base (24 a 34 táxons por estação) para o pós-desastre (17 a 20 táxons por estação) no monitoramento do IGAM. Os valores medianos da concentração de clorofila-a não foram significativamente ($p < 0,05$) diferentes entre os períodos. Desacordos com limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe II, ocorreram somente antes do desastre.

2.3.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 3

Os indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica, na estação P03 do rio Doce, foram avaliados a partir dos dados secundários fornecidos pela Concessionária responsável pela UHE Mascarenhas.

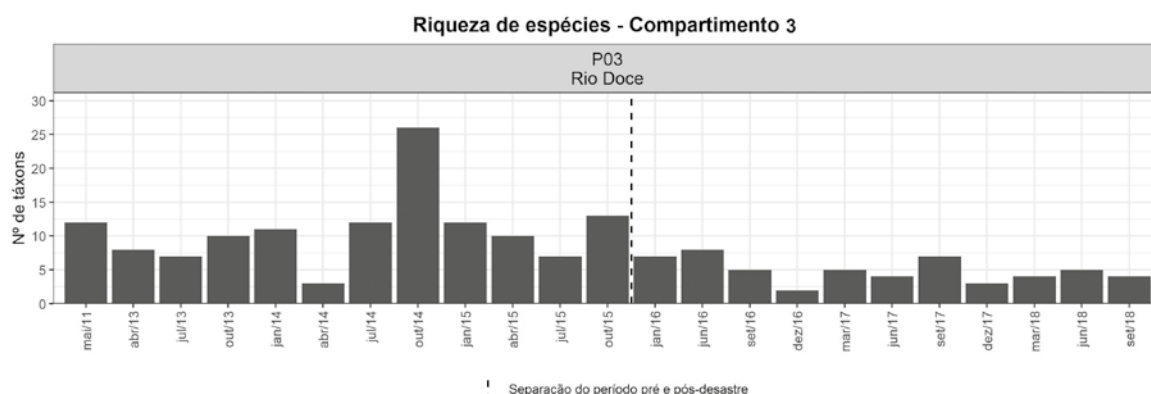
A densidade dos organismos fitoplanctônicos diminuiu significativamente ($p < 0,05$) após o desastre na estação P03 (média: 182,9 ind./mL) em relação a linha-base (média: 55,3 ind./mL), especialmente em período de seca (Figura 89). Diferenças mais acentuadas no número de indivíduos são perceptíveis a partir da campanha realizada em junho/2016. O fitoplâncton deste local provavelmente também teve seu crescimento limitado pelo aumento da turbidez causada pelas partículas em suspensão na água. A maior abundância registrada no pós-desastre ocorreu em janeiro/2016 (492 ind./mL), com a ocorrência de organismos de crescimento acelerado e tolerantes a ambientes turbulentos e turbidos (REYNOLDS, 1997), como as diatomáceas *Cymbella* sp. e *Nitzschia palea*.

Figura 89 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.



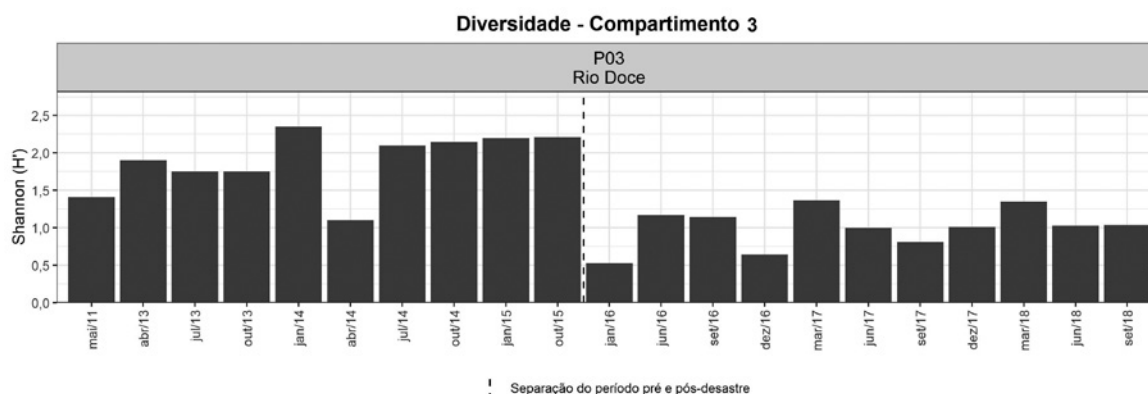
Uma redução significativa ($p < 0,05$) no número de espécies ocorreu em decorrência ao desastre (Figura 90), sendo ainda mais acentuada em períodos chuvosos. A riqueza que em média era de 10,8 táxons por amostragem antes do desastre, passou a 4,9 táxons por amostragem no pós-desastre. Espécies menos adaptadas a viverem sob condições de baixa luminosidade, provavelmente deixaram de ocorrer.

Figura 90 – Riqueza de espécies nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.



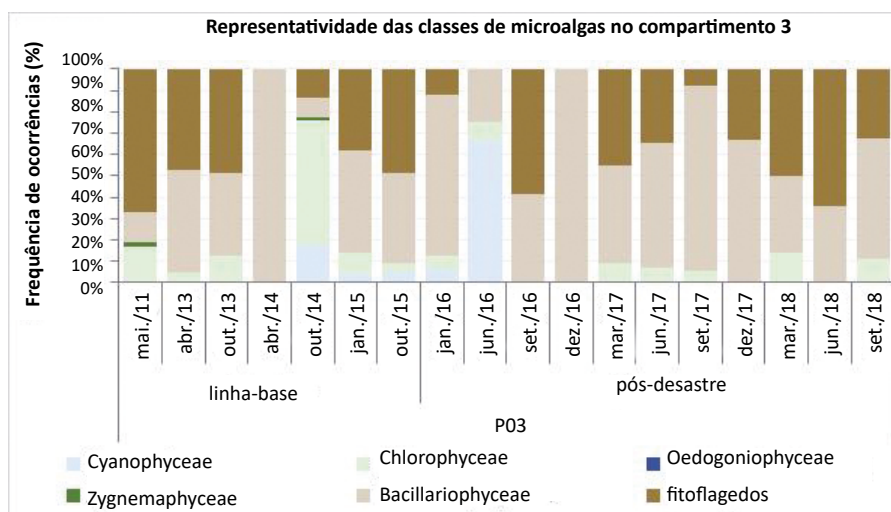
Nas amostragens de linha-base, a diversidade (H') foi considerada alta a baixa (SERPE, 2014), e característica de ambientes moderadamente alterados (BRANCO, 1986) (Figura 91). Entretanto, no pós-desastre os valores do índice diminuíram, sendo considerados baixos e indicadores de ambientes alterados a moderadamente alterados.

Figura 91 – Diversidade de espécies nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.



De maneira geral, não foram observadas diferenças na representatividade das classes de microalgas entre a linha-base e pós-desastre (Figura 92). O fitoplâncton presente na estação P03 foi composto por cianobactérias, clorofíceas, diatomáceas (Bacillariophyceae), Zygnemaphyceae, Oedogoniophyceae e fitoflagelados.

Figura 92 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 3, antes e após o desastre.



A gravidade do dano e a tendência não puderam ser avaliados para a estação P03 pela ausência da lista com a ocorrência de espécies por amostragem realizada no local. Este fato impossibilitou a avaliação de possíveis alterações na estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica.

Nas campanhas de amostragens de fitoplâncton realizadas pelo Lactec (junho/2018 e janeiro/2019), registrou-se 101 espécies de microalgas (Apêndice E). Considerando a riqueza por estação, esta foi mais elevada próxima à foz do rio Doce (C1: 32 espécies em janeiro/2019). Em geral, densidades

mais elevadas foram registradas no inverno, com máximo de 1.235 ind./mL na estação R14 do rio Doce. A comunidade fitoplanctônica foi composta, principalmente, por criptofíceas e clamidofíceas (*Chlamydomonas*) em junho/2018, e por criptofíceas e diatomáceas em janeiro/2019. Algas flageladas geralmente ocorrem em períodos de temperatura mais amena e de menor disponibilidade luminosa (REYNOLDS, 2006), e sua presença pode não estar relacionada às condições tróficas do ambiente. Cianobactérias ocorreram em densidade celular baixa nas estações (máx. 1.655 cél./mL em R16).

2.3.3 ALTERAÇÕES NAS COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS

A comunidade zooplancônica, nos ambientes fluviais, foi avaliada de forma qualitativa a partir de diversos parâmetros: riqueza, abundância, composição, diversidade, dominância e equitabilidade. Especificamente para a definição e mensuração do dano de alterações nas comunidades zooplancônicas, a avaliação se deu por meio dos resultados de riqueza de espécies e abundância dos indivíduos nas estações de amostragem dos ambientes fluviais, antes e após o desastre (Tabela 21), considerando os dados disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica ((VISÃO AMBIENTAL 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018; MICRA 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018)) dados primários e secundários (BONECKER et al., 1996; MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002; MAIA-BARBOSA; MENENDEZ, 2004; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2005; GIAIA, 2016; FEST, 2019; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

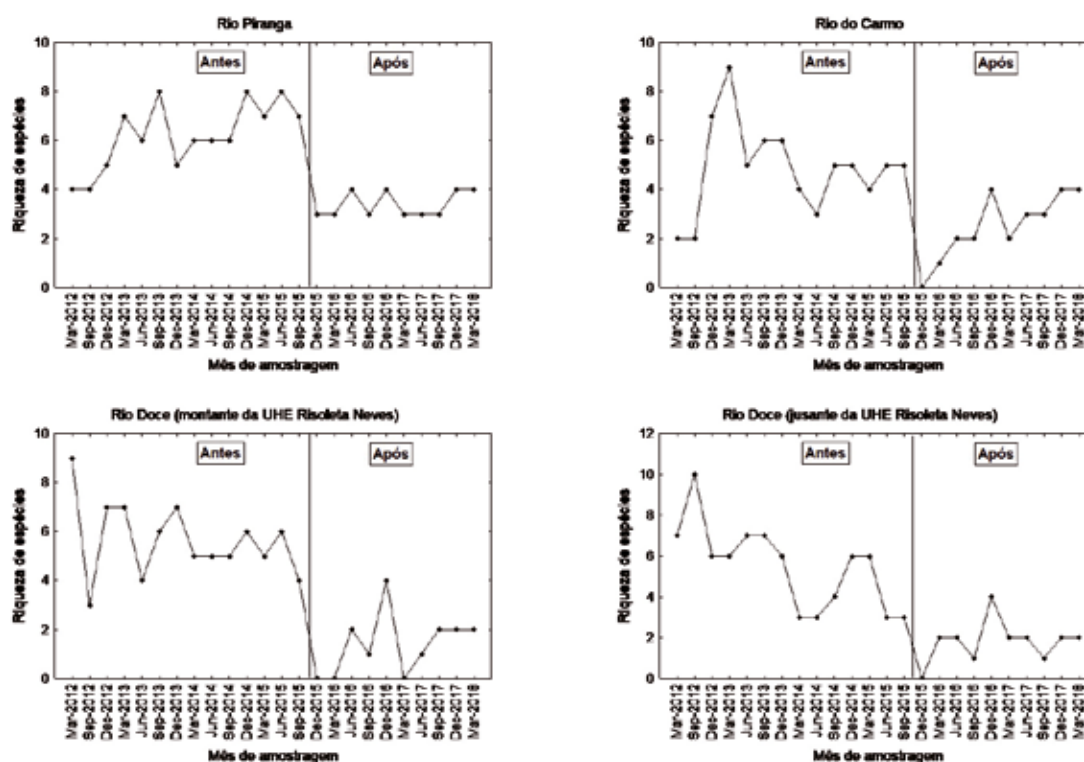
2.3.3.1 Riqueza de espécies

No Compartimento 1, os resultados das estações amostrais nos rios Piranga, do Carmo e Doce apontaram uma clara redução da riqueza de espécies, principalmente no rio Doce, a jusante da barragem, com redução de 60% nos valores máximos registrados. Nos demais locais, foi constatada uma redução entre 50 a 56%. Além disso, não foi observada a ocorrência de espécies logo após o desastre nos rios do Carmo e Doce, a montante e jusante da barragem (Tabela 28; Figura 93).

Tabela 28 – Riqueza de espécies máxima registrada antes e após o desastre nos rios Piranga, do Carmos e Doce, segundo dados do monitoramento da UHE Risoleta Neves, e a porcentagem de redução.

Local	Estação	Riqueza máxima antes do desastre	Riqueza máxima após o desastre	% redução
Rio Piranga	CAN 01	8	4	50
Rio do Carmo	CAN 02	9	4	56
Rio Doce – montante	CAN 03	9	4	56
Rio Doce – jusante	CAN 06	10	4	60

Figura 93 – Riqueza de espécies máxima registrada nos rios Piranga, do Carmo e Doce, no monitoramento da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento da UHE Risoleta Neves (Candonga).

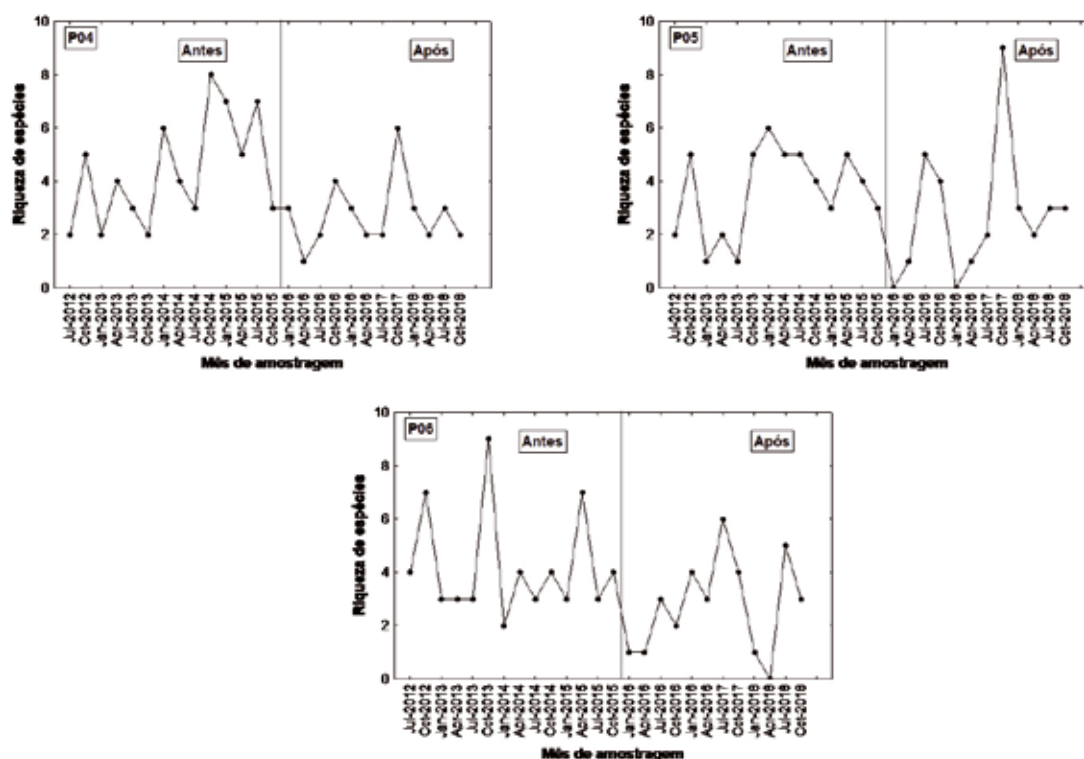
No Compartimento 2A, para as estações amostrais do rio Doce, a montante e a jusante da UHE Baguari, a redução do número de espécies, comparando com o período anterior ao desastre, foi menor do que na UHE Risoleta Neves, e observada somente na região a montante do barramento (P04 e P06), com redução de 14% em ambas as estações de amostragem, e imediatamente a jusante (P08) com redução de 13% (Tabela 29; Figura 94).

Tabela 29 – Riqueza de espécies máxima registrada antes e após o desastre no rio Doce, segundo dados do monitoramento da UHE Baguari, e a porcentagem de redução.

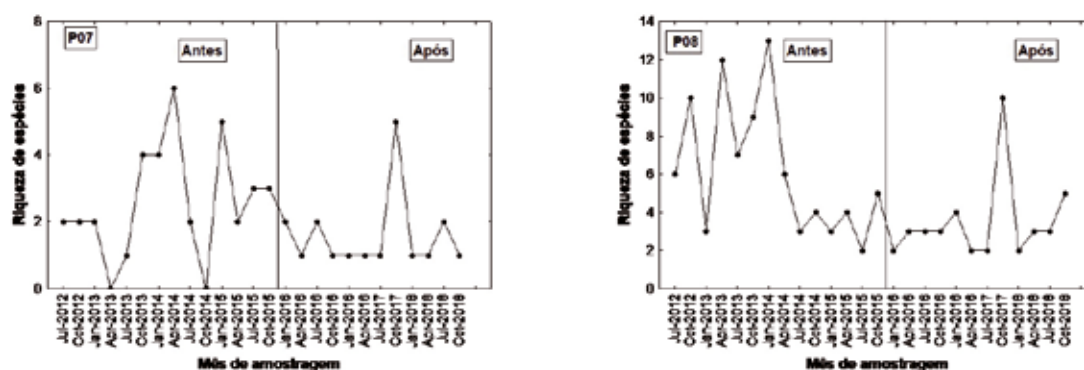
Local	Estação	Máxima antes	Máxima após	% redução
Rio Doce - montante	P04	7	6	14
Rio Doce- montante	P05	5	9	
Rio Doce- montante	P06	7	6	14
Rio Doce - jusante	P07	5	5	
Rio Doce - jusante	P08	13	10	13

Figura 94 – Riqueza de espécies máxima registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).

Rio Doce a montante da UHE Baguari



Rio Doce a jusante da UHE Baguari



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento da UHE Baguari.

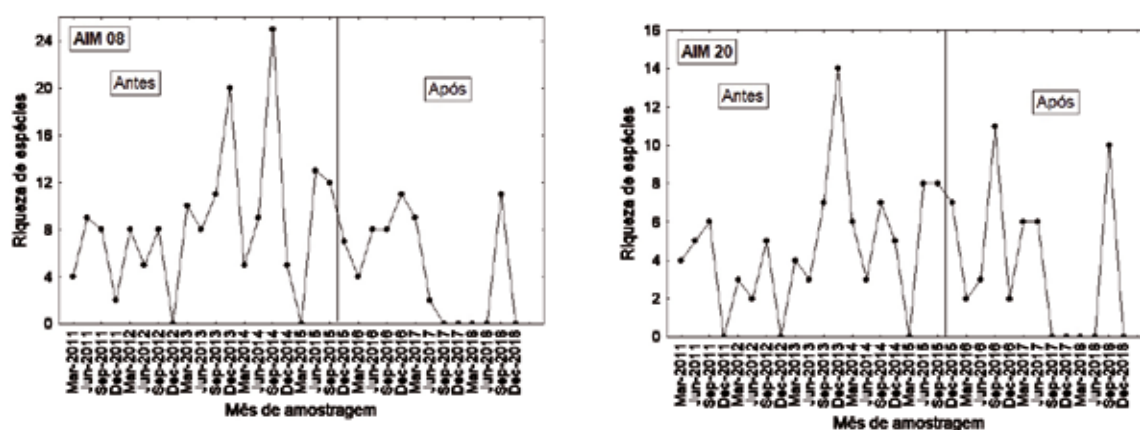
No Compartimento 2B, os resultados para as estações do rio Doce, a montante e a jusante da UHE Aimores, mostraram a diminuição da riqueza de espécies em ambas as regiões após o desastre, especialmente na estação AIM 08, a montante (56%), e AIM 40, a jusante (53%) do barramento (Tabela 30). Nas demais estações (AIM 08, montante, e AIM 23, jusante), o número de espécies aumentou em setembro de 2018 e depois foi registrada a ausência de espécies (Figura 95). No presente estudo, os resultados das amostragem dos Institutos Lactec também indicaram a ausência de espécies em algumas estações do Compartimento 2B (estações R8 à R13) (Tabela 31; Figura 96).

Tabela 30 – Riqueza de espécies máxima registrada no monitoramento da UHE Aimorés, nas estações amostrais do rio Doce antes e após o desastre, e a porcentagem de redução.

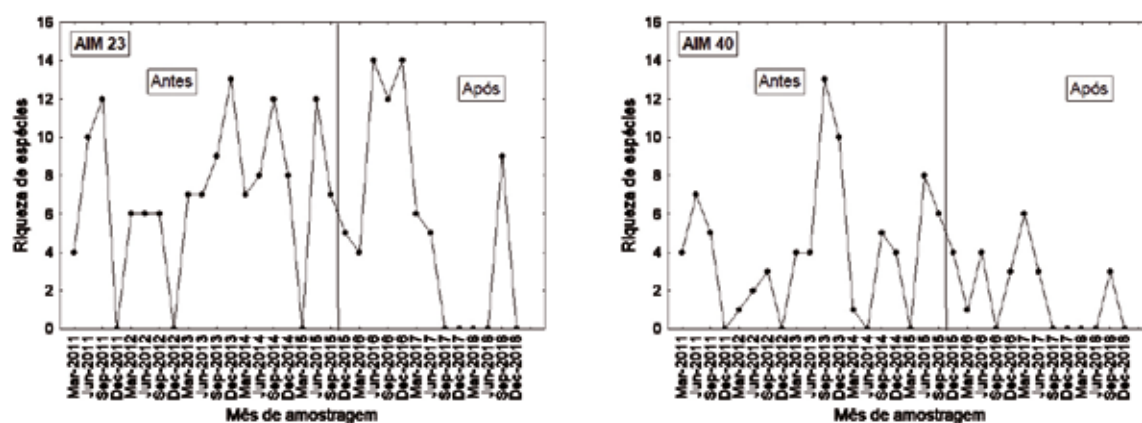
Local	Estação	Riqueza máxima antes do desastre	Riqueza máxima após o desastre	% redução
Rio Doce - montante	AIM 08	25	11	56
Rio Doce - montante	AIM 20	14	11	21
Rio Doce- montante	AIM 23	13	14	
Rio Doce - jusante	AIM 40	13	6	53

Figura 95 – Riqueza de espécies máxima registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Aimorés, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).

Rio Doce, a montante da UHE Aimores



Rio Doce, a jusante da UHE Aimores

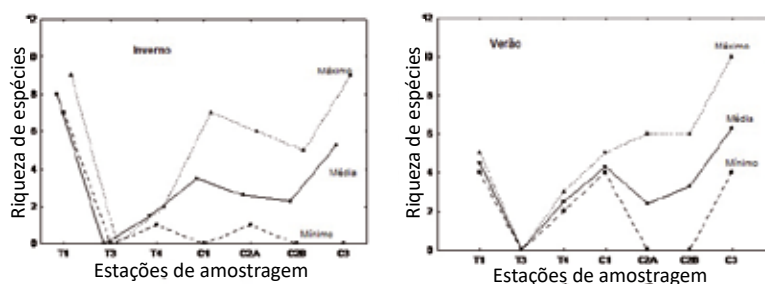


Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento da UHE Eliezer Bastista (Aimorés).

Tabela 31 – Riqueza de espécies zooplanctônica nas estações da APDL (riqueza média considerando as réplicas nos tributários e as estações e réplicas no rio Doce) registrada no inverno e verão, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos Lactec.

Estações/períodos de amostragem	Inverno		Verão	
	Média	Min-Máx	Média	Min-Máx
T1 – córrego Santarém	8	7 - 9	4,5	4 - 5
T3 – rio Gualaxo do Norte	0	0	0	0
T4 – rio do Carmo	1,5	1 - 2	2,5	2 - 3
Compartmento 1 (R1 e R2) – rio Doce	3,5	0 - 7	4,3	4 - 5
Compartmento 2A (R3 à R7) – rio Doce	2,6	1 - 6	2,4	0 - 6
Compartmento 2B (R8 à R13) – rio Doce	2,3	0 - 5	3,3	0 - 6
Compartmento 3 (R14 à R16) – rio Doce	5,3	0 - 9	6,3	4 - 10

Figura 96 – Riqueza de espécies registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartmento 1, R1 e R2; C2A = Compartmento 2A, R3 à R7; C2B = Compartmento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartmento 3, R14 à R16), no inverno e verão, por meio do monitoramento realizado pelos Institutos Lactec.

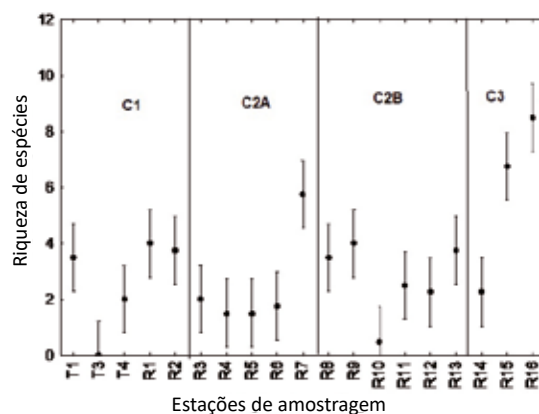


Fonte: Institutos Lactec

Considerando todas as estações da APDL, no levantamento realizado em campo pelos Institutos Lactec, ocorreu, em geral, uma reduzida riqueza de espécies (Tabela 31). Os menores valores foram verificados nos tributários, e os maiores no Compartmento 3, especialmente no verão. Por outro lado, no rio Gualaxo do Norte (T3) não ocorreu nenhuma espécie, em ambos os períodos (Tabela 31; Figura 96). O aumento do número de espécies no Compartmento 3, sugere uma recuperação da comunidade e esse fato, certamente, está relacionado ao aporte de fauna dos tributários localizados entre os compartimentos 2A e 2B.

A ANOVA Fatorial mostrou que a média da riqueza de espécies variou significativamente entre as amostras, obtidas em campo, nos tributários e no rio ($F_{(18,57)} = 12,0$, $p < 0,0001$), sugerindo que a riqueza de espécies das comunidades é numericamente distintas no espaço. Independente do período, os tributários apresentaram os menores valores médios e o Compartmento 3, os maiores (Figura 97).

Figura 97 – Riqueza de espécies média registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2A, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3, R14 à R16) (barras representam o intervalo de confiança de 0,95).

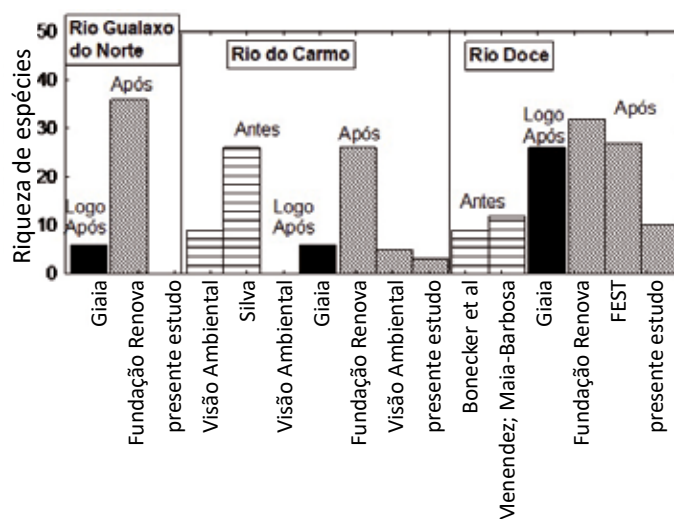


Fonte: Institutos Lactec

Ainda em relação aos tributários da APDL, os valores médios, máximos e mínimos, independente do período, foram maiores no córrego Santarém, menores no rio do Carmo e não ocorreram espécies no Gualaxo do Norte. Comparando os períodos, em geral, todos os valores médios, máximos, mínimos de riqueza de espécies nas estações da APDL foram maiores no verão (Figura 96).

A riqueza de espécies (média, mínima e máxima) registrada nas estações da APDL é inferior (Tabela 31) aos valores máximos observados, antes do desastre, por BONECKER et al. (1996) no rio Doce (24 espécies), mesma região do Compartimento 2A, por MENEDEZ; MAIA-BARBOSA (2002), no Médio rio Doce (36 espécies), e por SILVA (2013), no rio do Carmo (26 espécies) (Figura 98).

Figura 98 – Riqueza máxima de espécies registrada em estudos realizados nos rios Doce (BONECKER et al., 1996; MENEDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002) e do Carmo antes do desastre (VISÃO AMBIENTAL, 2013; SILVA, 2013), nos rios Doce, Carmo e Gualaxo do Norte logo após o desastre (VISÃO AMBIENTAL, 2015; GIAIA, 2016), e, ainda, nos rios Doce, do Carmo e Gualaxo do Norte, após o desastre (VISÃO AMBIENTAL, 2015; FEST, 2019; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo) (as linhas separam os ambientes).



Referências

Elaborado por: Institutos Lactec, com dados secundários e primários, conforme legenda da figura.

Outro estudo realizado após o desastre mostrou a ocorrência de 6 espécies no rio do Carmo e no rio Gualaxo do Norte, e 42 espécies no rio Doce, em extensão similar ao presente estudo (GIAIA, 2016) (Figura 98). Para o rio Gualaxo do Norte, estudos mostraram, ainda, uma riqueza máxima de 19 espécies em vários pontos desse ambiente, além de 32 no médio rio Doce (final do Compartimento 2B e Compartimento 3), e de 26 espécies no rio do Carmo (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) (Figura 98). Todos esses dados são superiores ao apontado no presente estudo (9 espécies) (Tabela 31). No entanto, dados da FUNDAÇÃO RENOVA (2019) também mostraram ausência de espécies no rio Gualaxo do Norte.

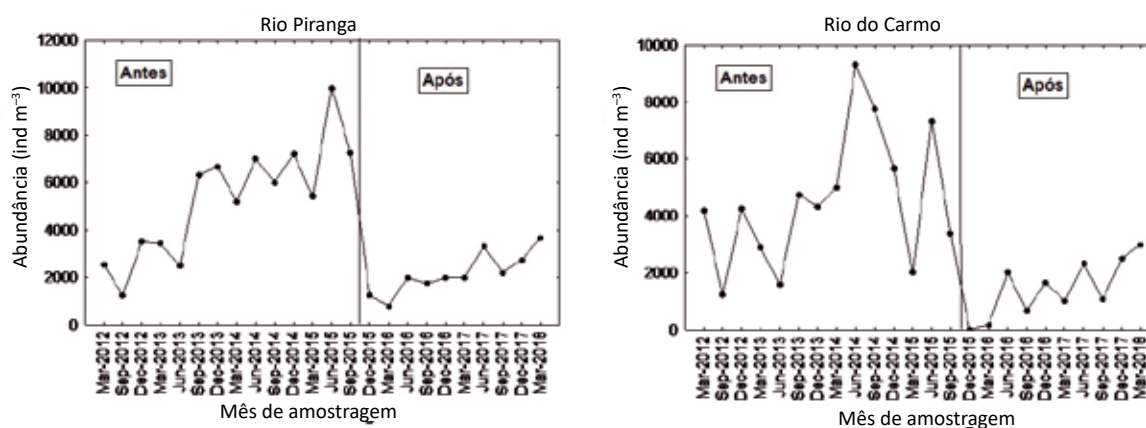
2.3.3.2 Abundância numérica das espécies

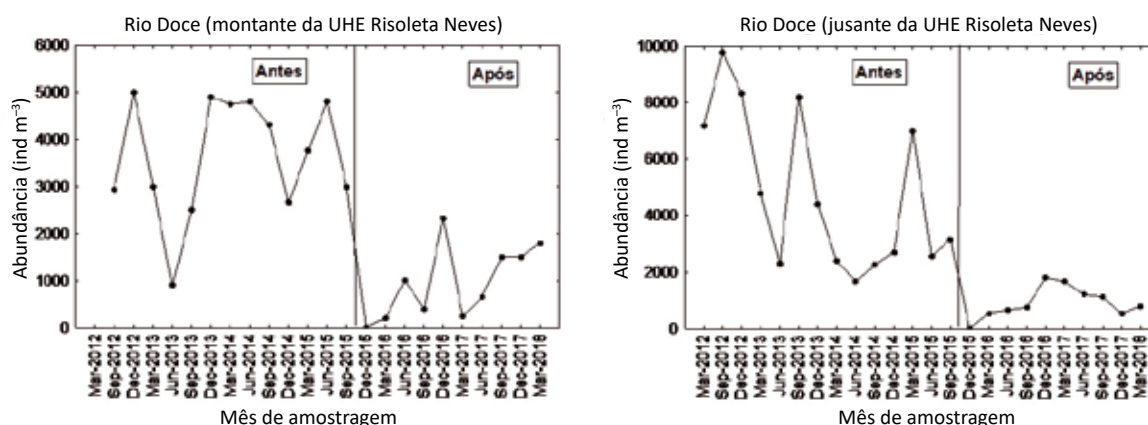
Com base nos dados do monitoramento realizado pela UHE Risoleta Neves, englobando os rios Piranga, do Carmo e Doce, a montante e jusante do barramento (Compartimento 1), observou-se a expressiva redução da abundância zooplancônica em todos esses ambientes após o desastre (Tabela 32; Figura 99), e em especial no rio Doce, a jusante da barragem. O número de indivíduos no rio Piranga reduziu 82% e no rio do Carmo, 93%. No rio Doce, a montante da barragem, houve redução de 98%, e a jusante, de 82% (Tabela 32). Não foram registrados indivíduos, nem mesmo formas jovens, logo após o desastre (dezembro de 2015) nos rios do Carmo e Doce, a montante e a jusante da barragem (Figura 99).

Tabela 32 – Abundância máxima zooplancônica (ind m^{-3}) registrada no monitoramento da UHE Risoleta Neves, nos rios Piranga, do Carmo e Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução.

Local	Estação	Máxima antes (ind m^{-3})	Máxima após (ind m^{-3})	% redução
Rio Piranga	CAN 01	9.990	1.750	82
Rio do Carmo	CAN 02	9.390	680	93
Rio Doce - montante	CAN 03	14.110	230	98
Rio Doce – jusante	CAN 06	9.780	1.800	82

Figura 99 – Abundância dos indivíduos (ind m^{-3}) registrada no monitoramento da UHE Risoleta Neves, no rios Piranga, do Carmo e Doce (montante e jusante do barramento), antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre).





Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento da UHE Risoleta Neves (Candonga).

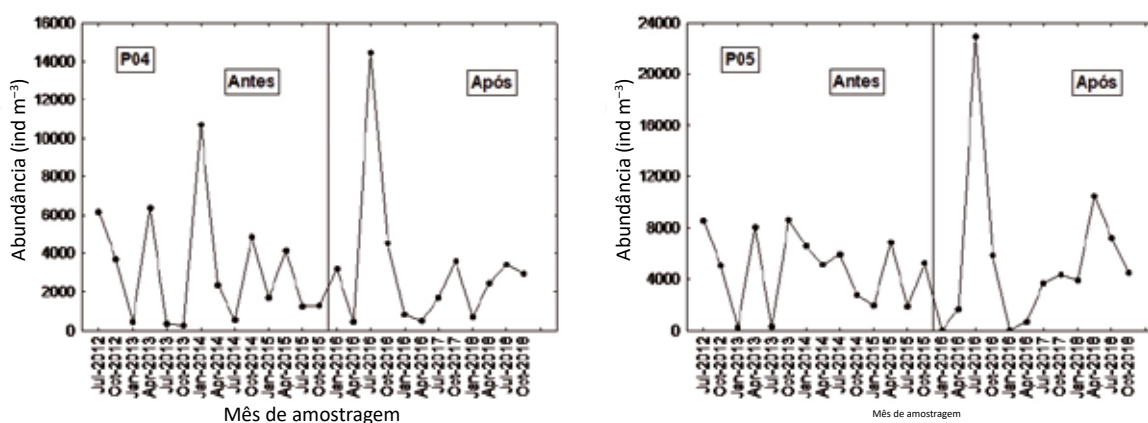
No Compartimento 2A, apenas na calha do rio Doce, os dados do monitoramento da UHE Baguari mostraram a redução da abundância da comunidade em dois locais, a montante (P06, 16%) e, mais expressivamente, a jusante (P07, 68%) do barramento (Tabela 33; Figura 100).

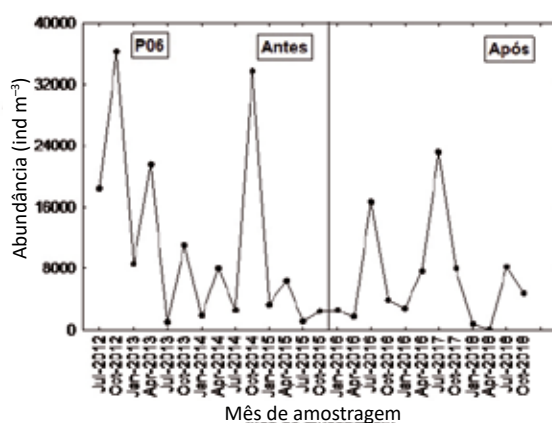
Tabela 33 – Abundância zooplancônica máxima (ind m⁻³) registrada no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre no rio Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução.

Local	Estação	Máxima antes (ind m ⁻³)	Máxima após (ind m ⁻³)	% redução
Rio Doce - montante	P04	10.707	14.445	
Rio Doce- montante	P05	8.584	22.920	
Rio Doce- montante	P06	36.225	23.100	16
Rio Doce - jusante	P07	6.000	1.920	68
Rio Doce - jusante	P08	6.380	6.908	

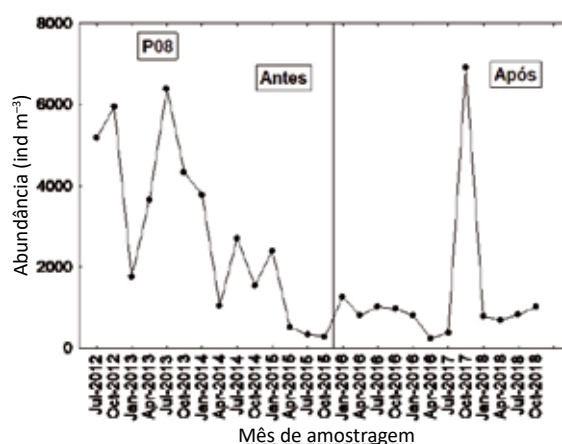
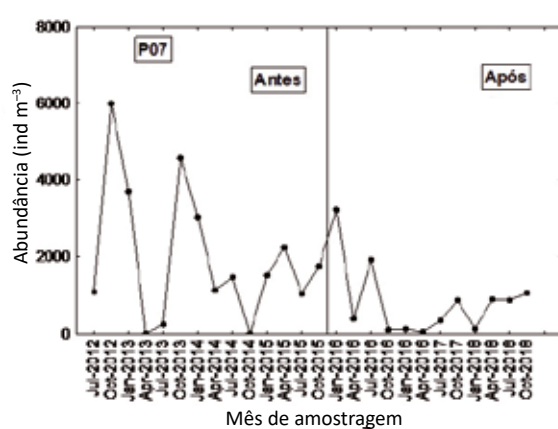
Figura 100 – Abundância dos indivíduos (ind m⁻³) registrada no monitoramento da UHE Baguari, no rio Doce (montante e jusante do barramento), antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre) (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).

Rio Doce, a montante da UHE Baguari





Rio Doce, a jusante da UHE Baguari



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento da UHE Baguari.

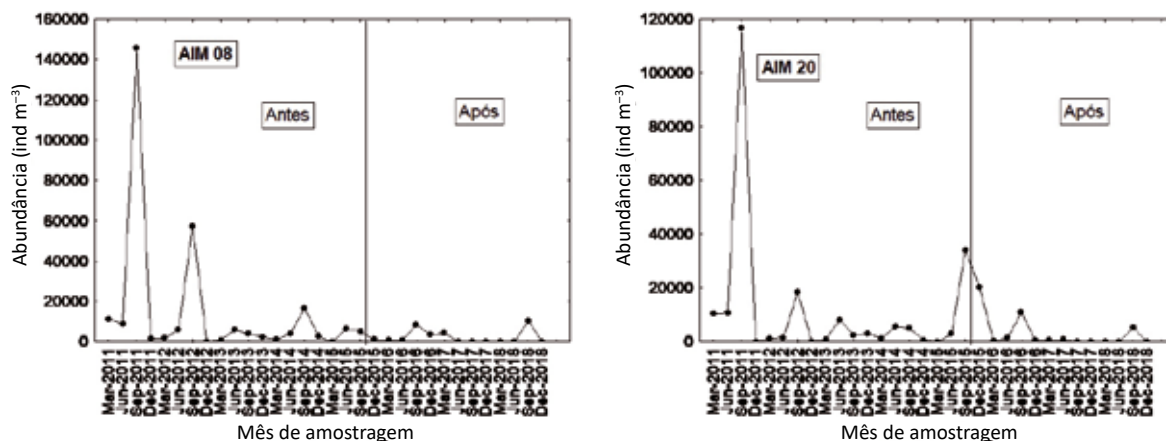
No Compartimento 2B, considerando a abundância dos indivíduos no rio Doce, a montante e a jusante da UHE Aimores, foi constatada uma expressiva redução do número de indivíduos, principalmente a montante (93% na estação Aim 08, e 91% na estação AIM 20). No entanto, a maior redução foi registrada a jusante (95%, na estação AIM 40) (Tabela 34; Figura 101).

Tabela 34 – Abundância zooplancônica máxima (ind m⁻³) registrada no monitoramento da UHE Aimorés, antes e após o desastre no rio Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução.

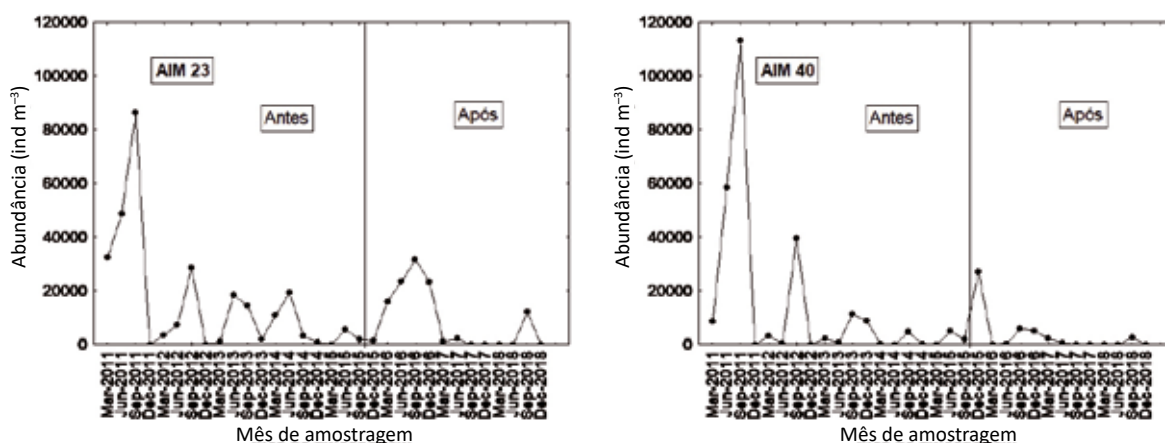
Local	Estação	Máxima antes (ind m ⁻³)	Máxima após (ind m ⁻³)	% redução
Rio Doce - montante	AIM 08	146.000	10.000	93
Rio Doce - montante	AIM 20	117.000	11.000	91
Rio Doce- jusante	AIM 23	86.000	32.000	63
Rio Doce - jusante	AIM 40	113.000	6.000	95

Figura 101 – Abundância dos indivíduos (ind m⁻³) registrada no monitoramento da UHE Aimorés, no rio Doce (montante e jusante do barramento), antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre).

Rio Doce, a montante da UHE Aimorés



Rio Doce, a jusante da UHE Aimorés



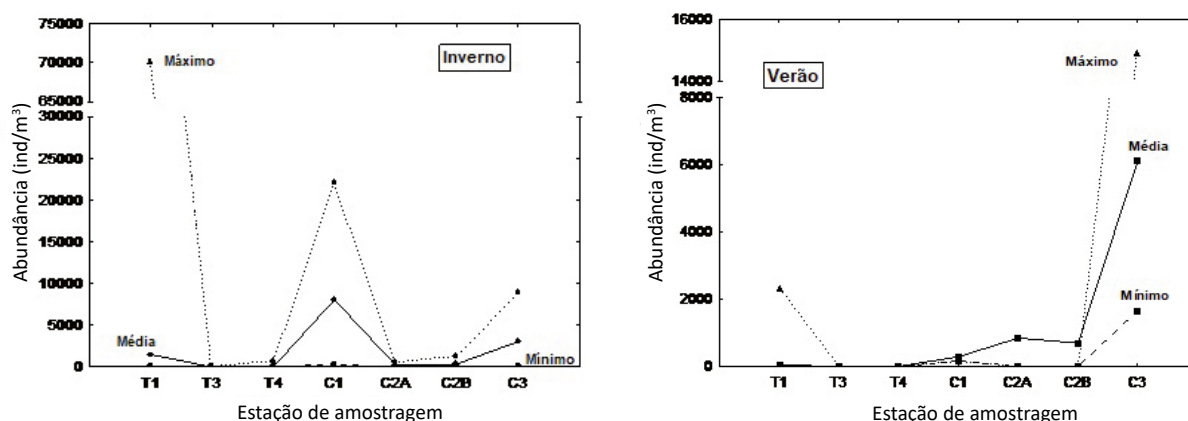
Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento da UHE Eliezer Batista (Aimorés).

No presente estudo, com dados do monitoramento realizado pelos Institutos Lactec, observou-se que a abundância zooplânctônica foi muito escassa na maioria das estações da APDL, tanto no inverno como no verão. Os maiores valores médios foram constatados no inverno, especialmente no Compartimento 1 (Tabela 35; Figura 102). Estudos realizados por MAIA-BARABOSA; MENEDEZ (2004), em setes rios do Médio rio Doce, também resgistraram maiores abundâncias neste período.

Tabela 35 – Abundância do zooplâncton (ind m⁻³) nas estações da APDL (classificação de acordo com a média), registrada no inverno e verão.

Estações/períodos de amostragem	Inverno			Verão		
	Média	Classificação	Mín-Máx	Média	Classificação	Mín-Máx
T1 – córrego Santarém	1.515	Escassa	0 – 70.015	43	Escassa	0 – 2.325
T3 – rio Gualaxo do Norte	0	0	0	0	0	0
T4 – rio do Carmo	13	Muito escassa	0 - 650	1	Muito escassa	0 - 75
Compartimento 1 (R1 e R2) – rio Doce	8.092	Moderada	165 – 22.125	290	Muito escassa	172 - 407
Compartimento 2A (R3 à R7) – rio Doce	203	Muito escassa	6 - 485	843	Muito escassa	20 - 2927
Compartimento 2B (R8 à R13) – rio Doce	363	Muito escassa	0 - 1.353	691	Muito escassa	1 – 2.323
Compartimento 3 (R14 à R16) – rio Doce	3.061	Escassa	0 – 8.925	6.098	Moderada	1.629 – 14.922

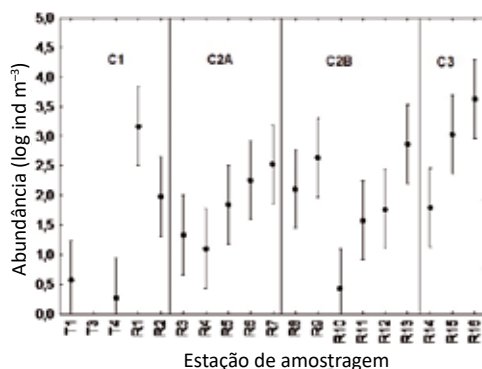
Figura 102 – Abundância de espécies registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3), no inverno e verão, segundo monitoramento dos Institutos Lactec.



Fonte: Institutos Lactec

Considerando os dois períodos, ainda com dados do monitoramento realizado pelos Institutos Lactec, os maiores valores médios foram registrados no Compartimento 3 (Tabela 35; Figura 103). Assim como a riqueza de espécies, nesse compartimento a comunidade esteve melhor representada. Esses resultados, certamente, estão relacionados com a contribuição de fauna provenientes dos tributários localizados nos trechos anteriores do rio Doce, enriquecendo a comunidade nos trechos mais baixos do rio. Além disso, elevados valores registrados no córrego Santarém podem estar relacionados com o local de coleta, que é uma área de remanso, com menor velocidade de corrente. Os resultados da ANOVA apontaram que a média da abundância dos indivíduos variou significativamente entre as estações de amostragem ($F_{(18,57)} = 7,51$; $p < 0,0001$).

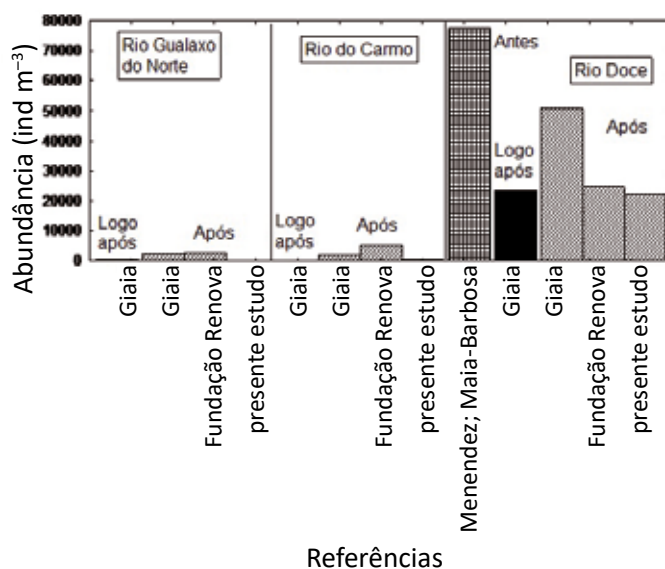
Figura 103 – Abundância numérica média (ind m⁻³) registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1; C2A = Compartimento 2A; C2B = Compartimento 2B; e C3 = Compartimento 3), segundo monitoramento dos Institutos Lactec (barras representam o intervalo de confiança de 0,95).



Fonte: Institutos Lactec.

O valor máximo de abundância constatado no córrego Santarém e no rio Doce, em ambos os períodos (T1 = 70.015 ind m⁻³, no inverno, e C3 = 14.922 ind m⁻³, no verão) (Tabela 35; Figura 102), é inferior ao máximo constatado por MENENDEZ; MAIA-BARBOSA (2002) (77.563 ind m⁻³), durante dois anos antes do desastre, em sete rios da bacia do Médio rio Doce (Figura 104).

Figura 104 – Abundância máxima zooplânctonica (ind m⁻³) registrada em estudos realizados nos rios Gualaxo do Norte logo após (GIAIA, 2016) e após ao desastre (GIAIA, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo), Doce antes (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002), logo após (GIAIA, 2016) e após ao desastre (GIAIA, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo), e do Carmo, também, logo após (GIAIA, 2016) e após ao desastre (GIAIA, 2016; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo) (as linhas separam os ambientes).



Referências

Elaborado por: Institutos Lactec, com dados secundários e primários, conforme legenda da figura.

Por outro lado, logo após o desastre foi registrada uma menor abundância (abundância moderada) no rio Doce (23.385 ind m⁻³), e uma abundância muito escassa nos rios do Carmo (235 ind m⁻³) e Gualaxo do Norte (510 ind m⁻³) (GIAIA, 2016). Outros estudos mostraram, ainda, após o desastre uma abundância muito escassa (65 ind m⁻³) à moderada no rio Doce (24.720 ind m⁻³), bem como no rio do

Carmo (20 à 5.373 ind m⁻³) e muito escassa no rio Gualaxo do Norte (0 à 2.698 ind m⁻³) (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) (Figura 104). No presente estudo, não ocorreram indivíduos neste tributário (Tabela 35), assim como constatado pela FUNDAÇÃO RENOVA (2019) (Figura 104).

Rotíferos e formas jovens de copépodes ciclopóides (náuplios e copepoditos) foram os que mais contribuíram para a abundância da comunidade. Estudos realizados antes do desastre no rio do Carmo também apontaram esses organismos como os mais abundantes no zooplâncton (SILVA, 2103), e na bacia do Médio rio Doce (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002; MAIA-BARBOSA-MENENDEZ, 2004). Logo após o desastre, os rotíferos continuaram numericamente importantes nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce (GIAIA, 2016), bem como os ciclopóides jovens (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

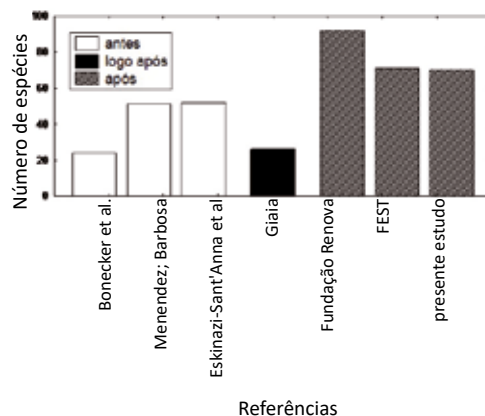
A grande contribuição dos rotíferos para a abundância da comunidade é comum em ambientes de água doce e está relacionada com suas características oportunistas, tanto na alimentação (capacidade de ingerir ampla diversidade de recurso alimentar) como na reprodução (ciclo de vida curto, reprodução partenogenética e produção de ovos de resistência) e crescimento (elevada taxa intrínseca de crescimento) (ALLAN, 1976). Por outro lado, o elevado fluxo de corrente, como nos ambientes fluviais, não é favorável ao desenvolvimento de organismos com ciclo de vida mais longo, com estágios de desenvolvimento (jovens), como os cladóceros e copépodes (ALLAN, 1976).

Outros estudos também apontam os copépodes, principalmente as formas jovens (náuplios e copepoditos) como o segundo grupo zooplâncton mais importante numericamente na comunidade (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017), chegando a corresponder a 36% da abundância da comunidade no Médio rio Doce (MAIA-BARBOSA; MENENDEZ, 2004).

2.3.3.3 Composição de espécies

A partir dos dados coletados em campo pelos Institutos Lactec, foi possível observar que a composição zooplanctônica (70 espécies) (Tabela 36 a Tabela 39) foi superior ao encontrado antes do desastre por Bonecker et al., (1996) no rio Doce, região de Ipatinga (20 espécies) (Compartimento 2A), Menendez; Maia-Barbosa (2002) (49 espécies), em sete rios da bacia do Médio rio Doce, e por Eskinazi-Sant'anna et al. (2005), apenas no rio Doce (52 espécies). Por outro lado, é similar ao constatado após o desastre no rio Doce (71 espécies) (FEST, 2019) (Figura 105). Entretanto, os resultados constatados antes do desastre, em geral, referem-se a um trecho da área do presente estudo.

Figura 105 – Composição da comunidade zooplancônica (riqueza total de espécies) registrada antes (BONECKER et al., 1996; MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002; MAIA-BARBOSA; MENENDEZ, 2004; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2005), logo após (GIAIA, 2016) e após (FEST, 2019; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) o desastre.



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados secundários e primários, conforme legenda da figura.

No entanto, os resultados do presente estudo (70 espécies), e dos demais estudos após o desastre realizados nos rios Gualaxo do Norte, Carmo, Doce e outros tributários da bacia (92 espécies) (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019), são superiores àqueles registrados logo após o desastre (26 espécies) (GIAIA, 2016) (Figura 105).

Em ambos os estudos e no presente levantamento, a maior representatividade dos rotíferos se mantém. Em ambientes de água doce, Rotifera, em quase a totalidade dos estudos, é o grupo que mais contribui para a composição da comunidade. Estudos realizados, antes do desastre, por MENENDEZ; BARBOSA (2002) e MAIA-BARBOSA; MENENDEZ (2004) também destacaram os rotíferos como os principais organismos estruturadores da comunidade na região da bacia do Médio rio Doce, principalmente de Bdelloidea. FONTANETO E RICCI (2004) apontaram que as características biológicas dos bdelóideos, como tipo de alimentação e ciclo de vida, facilitam a presença desses rotíferos nos ambientes fluviais, pois são filtradores de uma ampla gama de alimentos e possuem estratégias reprodutivas, como a produção de ovos de resistência. Os bdelóideos foram muito frequentes e frequentes nas estações da APDL (Tabela 36 a Tabela 39), e abundantes em um trecho similar ao Compartimento 1 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Em relação aos cladóceros, SANTOS-WISNIEWSKI et al. (2011), em um estudo sobre a diversidade desses microcrustáceos no Estado de Minas Gerais, citaram que Chydoridae e Daphniidae são as famílias mais representativas, em número de espécies, na bacia do rio Doce, e Moinidae e Ilyocryptidae, as menos representativas, assim como constatado no presente relatório.

Não foram encontrados, no presente estudo, adultos de copépodes Cyclopoida, o que diferiu de BONECKER et al. (1996), MENENDEZ; MAIA-BARBOSA (2002) e ESKINAZI-SANT'ANNA et al. (2005), o que pode estar relacionada com a predação por peixes (CABIANCA; SENDACZ, 1985). Estudos realizados nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce, a montante da UHE Risoleta Neves, também registraram a importância numérica das formas jovens de ciclopóides (mais de 50%) na estruturação da comunidade (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). Além disso, esses estágios jovens não são seletivos na tomada de alimento, ou muito pouco seletivos, o que pode reduzir a influência do rejeito sobre o desenvolvimento desses jovens (ALLAN, 1976), embora as partículas em suspensão, com bactérias agregadas (por ex.), possam representar um alimento de qualidade nutritiva (ARNDT, 1993).

Os copépodes Calanoida não ocorreram nas estações da APDL, ao contrário do observado em outros estudos na região (GIAIA, 2016; BRASIL (MFP)/LACTEC, 2017a). Segundo MELÃO (1999), os calanóides são excelentes filtradores e sua permanência no ambiente está relacionada diretamente com a disponibilidade de recurso. Além disso, a baixa representatividade desses copépodes nos tributários afetados e no rio Doce, após ao desastre, pode estar relacionada com a baixa tolerância ao rejeito, que pode interferir na locomoção e alimentação desses microcrustáceos (ALLAN, 1976).

A maioria das espécies foi classificada como esporádica, de acordo com a sua frequência de ocorrência nas estações da APDL, e raras, de acordo com a abundância total da comunidade, em ambos os períodos (Tabela 36 a Tabela 39). A Figura 106 apresenta algumas espécies registradas nas diferentes estações da APDL, com a variação de suas respectivas classificações quanto a frequência de ocorrência e abundância relativa. A reduzida frequência de ocorrência das espécies, bem como a baixa abundância relativa, nos ambientes fluviais pode ser considerada como um padrão comum dentre a comunidade zooplânctônica. Isso se deve a elevada velocidade de corrente, característica desses ambientes, que não favorecem o estabelecimento e o desenvolvimento de populações verdadeiramente planctônicas (LANSAC-TÔHA et al., 2009).

Tabela 36 – Frequência de ocorrência (Fo), abundância relativa (AbR) das espécies nos tributários, registradas no inverno (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Brachionidae				
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois e Daday, 1894.	8.33	Esporádica	0.01	Rara
<i>Brachionus patulus</i> Müller, 1786	8.33	Esporádica	0.02	Rara
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	16.67	Esporádica	2.39	Rara
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	8.33	Esporádica	0.03	Rara
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	8.33	Esporádica	0.22	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	33.33	Esporádica	83.40	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	16.67	Esporádica	0.29	Rara
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	16.67	Esporádica	0.14	Rara
Conochilidae				
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	25	Pouco frequente	1.53	Rara
Collothecidae				
<i>Collotheca</i> sp.	8.33	Esporádica	0.01	Rara
Filinidae				
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	8.33	Esporádica	0.03	Rara
Lecanidae				
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	16.67	Esporádica	0.08	Rara
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	8.33	Esporádica	0.09	Rara
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	25	Pouco frequente	0.13	Rara
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	16.67	Esporádica	0.08	Rara
<i>Lecane amazonica</i> (Murray 1913)	8.33	Esporádica	0.12	Rara

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
<i>Lecane brachydactyla</i> (Stenroos, 1898)	8.33	Esporádica	0.03	Rara
Notommatidae				
<i>Cephalodella</i> sp.	8.33	Esporádica	0.03	Rara
Synchaetidae				
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	8.33	Esporádica	3.12	Rara
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	41.67	Frequente	4.77	Rara
Bdelloidea	58.33	Frequente	1.79	Rara
CLADOCERA				
Bosminidae				
<i>Bosmina haggmani</i> Stingelin, 1904	8.33	Esporádica	0.59	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	8.33	Esporádica	0.78	Rara
Chydoridae				
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	16.67	Esporádica	0.06	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	8.33	Esporádica	0.05	Rara
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	16.67	Esporádica	0.15	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	8.33	Esporádica	0.05	Rara

Tabela 37 – Frequência de ocorrência (Fo), abundância relativa (AbR) das espécies zooplancônicas nos tributários, registradas no verão (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento do Lactec.

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Lecanidae				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	16,67	Esporádica	6.32	Rara
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	8,33	Esporádica	0.40	Rara
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	16,67	Esporádica	22.82	Pouco abundante
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	8,33	Esporádica	0.30	Rara
Brachionidae				
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	8,33	Esporádica	0.60	Rara
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	8,33	Esporádica	0.30	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	8,33	Esporádica	0.30	Rara
<i>Plationus patulus</i> (O, F, Müller, 1786)	8,33	Esporádica	0.30	Rara
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	33,33	Pouco frequente	0.91	Rara
Notommatidae				
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	16,67	Esporádica	1.81	Rara
<i>Cephalodella</i> sp	25,00	Pouco frequente	3.31	Rara
Conochilidae				

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	16,67	Esporádica	16.51	Pouco abundante
Bdelloidea	66,67	Frequente	11.51	Pouco abundante
CLADOCERA				
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	33,33	Pouco frequente	7.51	Rara
Bosminidae				
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	8,33	Esporádica	0.31	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	8,33	Esporádica	11.11	Pouco abundante
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	16,67	Esporádica	7.51	Rara
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	8,33	Esporádica	7.21	Rara
Chydoridae				
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	16,67	Esporádica	0.32	Rara
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	8,33	Esporádica	0.01	Rara
Macrothricidae				
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	8,33	Esporádica	0.30	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	16,67	Esporádica	0.32	Rara

Tabela 38 – Frequência de ocorrência (Fo), abundância relativa (AbR) das espécies zooplanctônicas no rio Doce, registradas no inverno (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento do Lactec.

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Brachionidae				
<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885	6.25	Esporádica	0.17	Rara
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	6.25	Esporádica	0.18	Rara
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	6.25	Esporádica	0.17	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	18.75	Esporádica	0.39	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	6.25	Esporádica	0.14	Rara
Conochilidae				
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	43.75	Frequente	39.79	Rara
Collothecidae				
<i>Collotheca</i> sp.	12.5	Esporádica	0.94	Rara
Dicranophoridae				
<i>Dicranophorus prionacis</i> Harring e Myers, 1928	6.25	Esporádica	0.04	Rara
Lecanidae				
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	12.5	Esporádica	0.62	Rara
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	6.25	Esporádica	0.37	Rara
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	12.5	Esporádica	0.15	Rara

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	6.25	Esporádica	0.14	Rara
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	6.25	Esporádica	0.11	Rara
<i>Lecane prolecta</i> Hauer, 1956	6.25	Esporádica	0.17	Rara
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	31.25	Pouco frequente	0.75	Rara
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)	6.25	Esporádica	0.02	Rara
Lepadellidae				
<i>Lepadella ovalis</i> O.F. Muller, 1896	6.25	Esporádica	0.24	Rara
Trichocercidae				
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	6.25	Esporádica	0.17	Rara
Synchaetidae				
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	6.25	Esporádica	0.68	Rara
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	25	Pouco frequente	4.38	Rara
Bdelloidea	100	Muito frequente	42.73	Abundante
CLADOCERA				
Bosminidae				
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 1904	12.5	Esporádica	0.39	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	12.5	Esporádica	0.27	Rara
Chydoridae				
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	6.25	Esporádica	0.06	Rara
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	25	Pouco frequente	0.33	Rara
<i>Kurzia latissima</i> (Kurz, 1875)	6.25	Esporádica	0.06	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	6.25	Esporádica	0.31	Rara
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	6.25	Esporádica	0.12	Rara
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	18.75	Esporádica	1.13	Rara
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	12.5	Esporádica	0.07	Rara
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	31.25	Pouco frequente	2.46	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	18.75	Esporádica	2.44	Rara

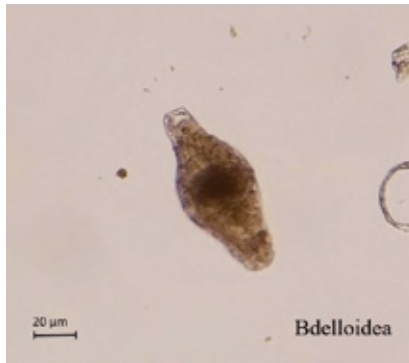
Tabela 39 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplânctônicas no rio Doce, registradas no verão (classificação ver metodologia), segundo o monitoramento do Lactec.

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Lecanidae				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	25	Pouco frequente	0.85	Rara
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	12,5	Esporádica	0.83	Rara
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	75	Frequente	6.27	Rara

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956	12,5	Esporádica	0.72	Rara
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	6,25	Esporádica	0.07	Rara
Brachionidae				
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	6,25	Esporádica	0.35	Rara
<i>Brachionus patulus</i> Müller, 1786	6,25	Esporádica	1.06	Rara
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	12,5	Esporádica	0.72	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	12,5	Esporádica	0.61	Rara
<i>Keratella tropica tropica</i> (Apstein, 1907)	6,25	Esporádica	0.37	Rara
<i>Plationus patulus</i> (O, F, Müller, 1786)	6,25	Esporádica	1.06	Rara
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	18,75	Esporádica	0.74	Rara
Conochilidae				
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	18,75	Esporádica	45.99	Abundante
Trichocercidae				
<i>Trichocerca agnatha</i> Wulfert, 1939	6,25	Esporádica	0.01	Rara
Euchlanidae				
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	6,25	Esporádica	0.07	Rara
Mytilinidae				
<i>Mytilina macrocera</i> (Jennings, 1894)	12,5	Esporádica	0.42	Rara
Filinidae				
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	12,5	Esporádica	0.51	Rara
Notommatidae				
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	18,75	Esporádica	2.55	Rara
<i>Cephalodella</i> sp	6,25	Esporádica	0.35	Rara
Trichotriidae				
<i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)	12,5	Esporádica	0.49	Rara
Bdelloidea				
	75	Frequente	12.23	Rara
CLADOCERA				
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	43,75	Frequente	13.57	Pouco abundante
Bosminidae				
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	6,25	Esporádica	1.30	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	12,5	Esporádica	0.03	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	18,75	Esporádica	1.25	Rara
Chydoridae				
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	18,75	Esporádica	1.08	Rara
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	12,5	Esporádica	1.50	Rara
Macrothricidae				
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	6,25	Esporádica	0.35	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	37,5	Pouco frequente	5.69	Rara

Figura 106 – Exemplos de algumas espécies zooplanctônicas que ocorreram nas estações da APDL no inverno e verão, no monitoramento realizado pelos Institutos Lactec. *Kellicottia bostoniensis* (rotífero) é uma espécie invasora e ocorreu apenas no inverno (junho de 2018).

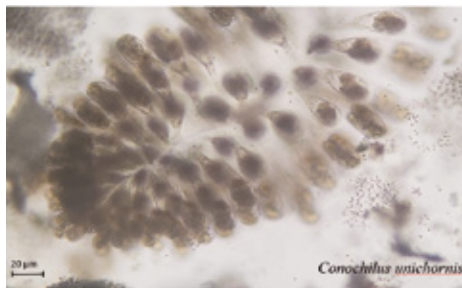
Espécie muito frequente/
frequente e abundante/rara



Espécie invasora – espécies
esporádica e rara



Espécie frequente/esporádica e
abundante/pouco abundante/rara



Espécie frequente/pouco frequente/
esporádica e abundante/rara



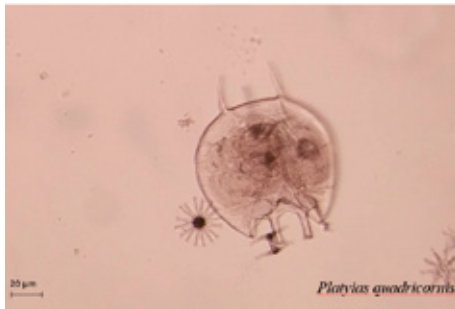
Espécie esporádica/pouco frequente e rara



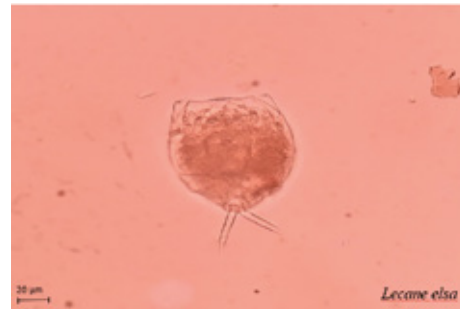
Espécie esporádica e rara



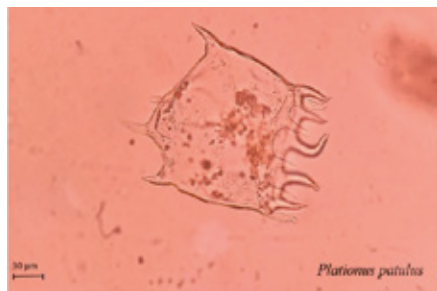
Espécie esporádica e rara



Espécie esporádica e rara



Espécie esporádica e rara



Espécie esporádica e rara



Espécie esporádica e rara



Espécie pouco frequente/esporádica e rara



Fonte: Institutos Lactec.

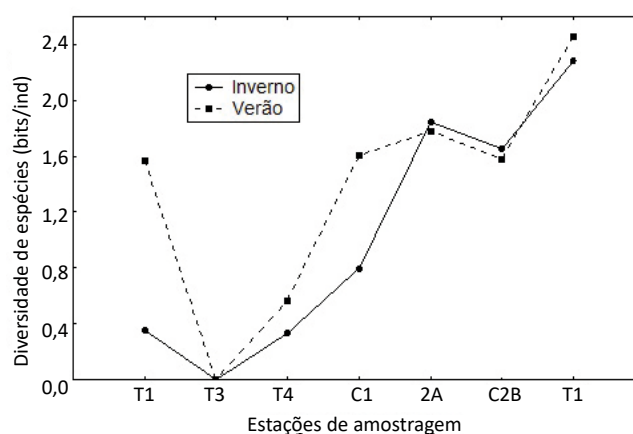
2.3.3.4 Diversidade de espécies

A diversidade de espécies nas estações da APDL variou de muito baixa a baixa, tanto no inverno como no verão. Os menores valores máximos foram registrados nos tributários e os maiores no Compartimento 3, também em ambos os períodos. Somente neste compartimento a comunidade atingiu a caracterização média (Tabela 40; Figura 107). A ANOVA mostrou que, independente do período, a média da diversidade de espécies variou significativamente entre as estações de amostragem ($F_{(18,57)} = 9,51343$; $p < 0,0001$) (Figura 108).

Tabela 40 – Diversidade de espécies zooplancônicas máxima (índice de Shannon-Wiener) (bits/ind) nas estações da APDL, registrada no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec. Classificação da diversidade de espécies de acordo com SHANNON; WIENER (1949).

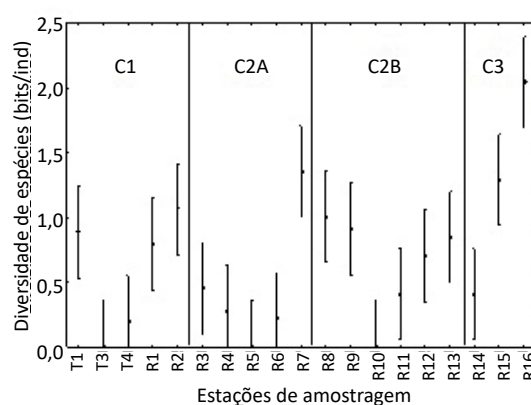
Estações/períodos de amostragem	Inverno	Classificação	Verão	Classificação
T1 – corrêgo Santarém	0,355	Muito baixa	1,567	Baixa
T3 – rio Gualaxo do Norte	0	0	0	0
T4 – rio do Carmo	0,333	Muito baixa	0,568	Muito baixa
Compartimento 1 (R1 e R2) – rio Doce	0,799	Muito baixa	1,605	Baixa
Compartimento 2A (R3 à R7) – rio Doce	1,845	Baixa	1,780	Baixa
Compartimento 2B (R8 à R13) – rio Doce	1,653	Baixa	1,579	Baixa
Compartimento 3 (R14 à R16) – rio Doce	2,187	Média	2,454	Média

Figura 107 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nos tributários corrêgo Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3, R14 à R16), no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.



Fonte: Institutos Lactec.

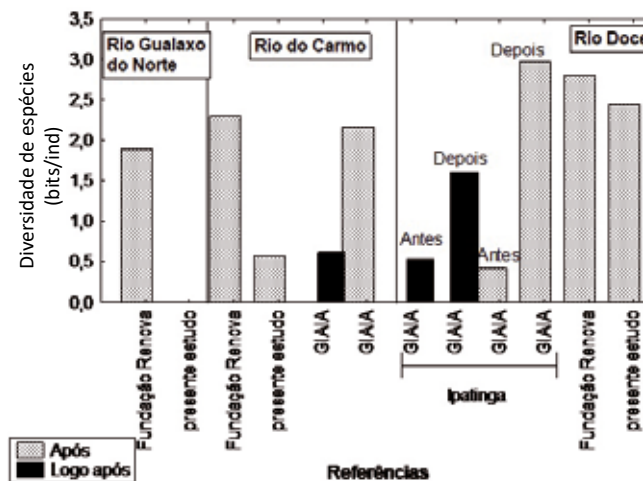
Figura 108 – Diversidade de espécies média (bits/ind) registrada no corrêgo Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1; C2A = Compartimento 2A; C2B = Compartimento 2B; e C3 = Compartimento 3), segundo o monitoramento dos Institutos Lactec (barras representam o intervalo de confiança de 0,95).



Fonte: Institutos Lactec.

Logo após ao desastre, a montante da UHE Risoleta Neves foi registrada uma diversidade de espécies muito baixa (0,62 bits/ind), bem como a jusante, antes de Ipatinga (0,53 bits/ind), e baixa, depois de Ipatinga (1,61 bits/ind) (GIAIA, 2016) (Figura 109). Esses resultados apontam o forte impacto do desastre em grande parte da calha do rio Doce, atingindo o Médio rio Doce, depois de Ipatinga.

Figura 109 – Diversidade máxima de espécies zooplancônicas (bits/ind) registrada logo após e após o desastre em estudos realizados a montante e jusante da UHE Risoleta Neves, e antes e depois da cidade de Ipatinga (Médio rio Doce) (GIAIA, 2016), e após ao desastre em diferentes locais dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo).



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados secundários e primários, conforme legenda da figura.

Após o desastre, no rio do Carmo, a diversidade da comunidade foi considerada média (2,16 bits/ind), mas continuou muito baixa no rio Doce, antes de Ipatinga (0,42 bits/ind) e média (2,98 bits/ind), depois de Ipatinga (GIAIA, 2016) (Figura 109). Esses resultados sugerem, ainda, o efeito do dano próximo ao local do desastre, mas condições um pouco melhores depois de Ipatinga. Por outro lado, outro estudo, também após o desastre, mostrou valores mais altos de diversidade de espécies em todos esses ambientes, embora tenha sido considerada como diversidade média (2,0 bits/ind no rio Gualaxo do Norte, 2,3 bits/ind, no rio do Carmo e 2,8 bits/ind, no rio Doce) (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) (Figura 109).

Os trechos do rio Doce analisados nos estudos anteriores são de extensão similar ao presente estudo; no entanto, em geral, os resultados obtidos são maiores (Tabela 40; Figura 109), e valores zero de diversidade de espécies também foram relatados para o rio Gualaxo do Norte (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Anteriormente ao desastre, a região já era impactada por diferentes atividades antrópicas, como mineração, agricultura e ocupação das margens do rio (GIAIA, 2016), o que certamente não favorecia uma alta diversidade de espécies na bacia do rio Doce. Entretanto, os resultados sugerem que o dano, causado pelo rompimento da barragem, ainda persiste após três anos do desastre. Além disso, os valores do presente estudo são inferiores aos da FUNDAÇÃO RENOVA (2019), principalmente nos rios Gualaxo do Norte e do Carmo (Figura 109).

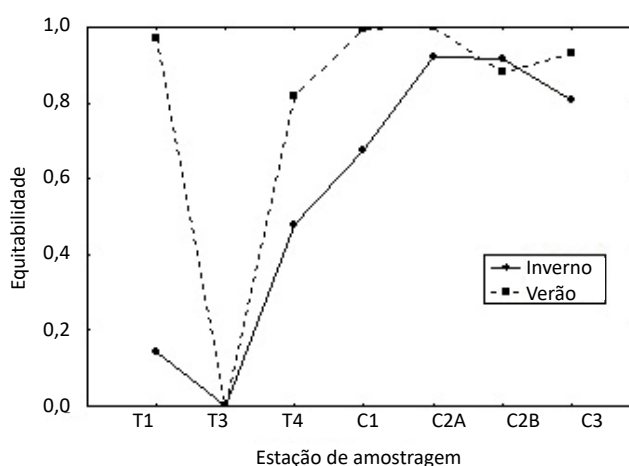
2.3.3.5 Equitabilidade da comunidade

Os resultados da equitabilidade da comunidade mostraram elevados valores no rio Doce ($>0,800$), com exceção do Compartimento 1 no inverno (0,677). No rio Gualaxo do Norte não ocorreram espécies, como já comentado anteriormente, e nos demais tributários, reduzidos valores foram observados também no inverno. No verão, os valores aumentaram em todas as estações da APDL, principalmente no córrego Santarém (T1) e em todos compartimentos do rio Doce (Tabela 41; Figura 110). Esses resultados apontaram, portanto, diferenças na dominância de espécies, e em especial no inverno, quando foi alta no córrego Santarém (T1), média, no rio do Carmo (T5) e Compartimento 1 do rio Doce. Por outro lado, no verão, a dominância de espécies na comunidade foi baixa em toda área de estudo (Tabela 41).

Tabela 41 – Equitabilidade máxima da comunidade zooplancônica (índice de Pielou) nas estações da APDL, registrada no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.

Estações/períodos de amostragem	Inverno	Dominância	Verão	Dominância
T1 – córrego Santarém	0,143	Alta	0,973	Baixa
T3 – rio Gualaxo do Norte	0	0	0	0
T4 – rio do Carmo	0,480	Média	0,819	Baixa
Compartimento 1 (R1 e R2) – rio Doce	0,677	Média	0,997	Baixa
Compartimento 2A (R3 à R7) – rio Doce	0,922	Baixa	1,00	Baixa
Compartimento 2B (R8 à R13) – rio Doce	0,971	Baixa	0,881	Baixa
Compartimento 3 (R14 à R16) – rio Doce	0,808	Baixa	0,930	Baixa

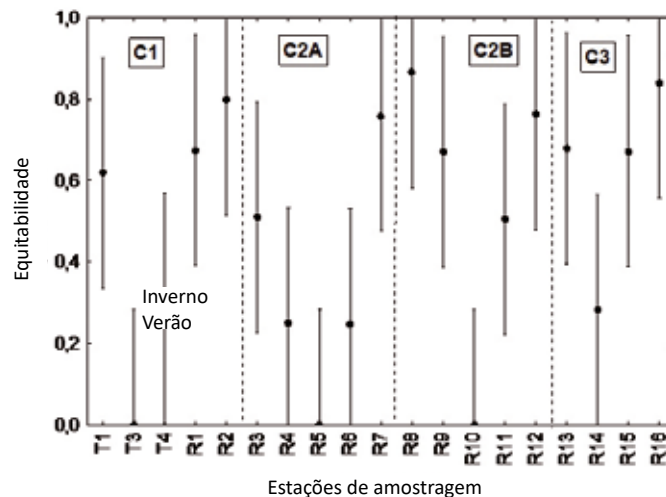
Figura 110 – Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1, R1 e R2; C2A = Compartimento 2, R3 à R7; C2B = Compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = Compartimento 3), no inverno e verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.



Fonte: Institutos Lactec.

Independente do período, os resultados da ANOVA mostraram que a média da equitabilidade variou significativamente entre as estações de amostragem ($F_{(18,57)} = 4,39$; $p < 0,0001$) (Figura 111), o que também sugere a variação da dominância de espécies ao longo do espaço amostral. Uma maior dominância, em geral, foi constatada nos tributários.

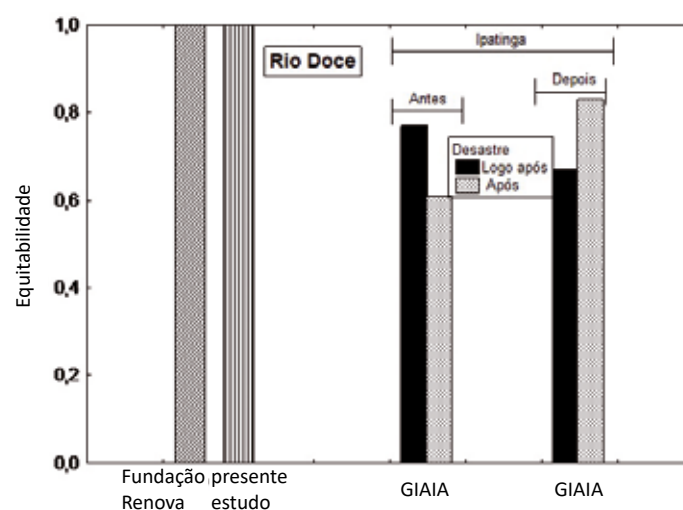
Figura 111 – Equitabilidade da comunidade registrada no córrego Santarém (T1), rio Gualaxo do Norte (T3), rio do Carmo (T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = Compartimento 1; C2A = Compartimento 2A; C2B = Compartimento 2B; e C3 = Compartimento 3), segundo o monitoramento dos Institutos Lactec (barras representam o intervalo de confiança de 0,95).

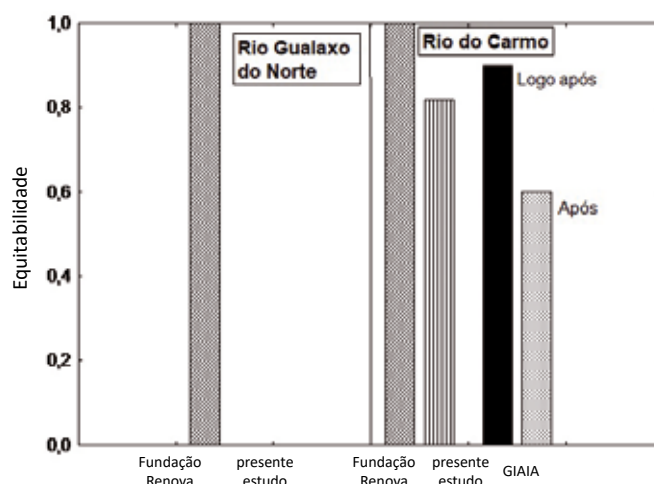


Fonte: Institutos Lactec.

Estudos realizados logo após o desastre constataram elevados valores de equitabilidade nos rios do Carmo e Doce, antes de Ipatinga (GIAIA, 2016) (Figura 112). Outros estudos também apontaram o aumento da equitabilidade, após o desastre, nos rios Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) e depois da cidade de Ipatinga (GIAIA, 2016) e Gualaxo do Norte e do Carmo (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019) (Figura 112), bem como o presente estudo (Tabela 41; Figura 112), e com consequente redução da dominância de espécies (Tabela 41). Foi registrada, também, uma equitabilidade máxima (1,0) nos rios do Carmo, Gualaxo do Norte e Doce (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo) (Figura 112).

Figura 112 – Equitabilidade máxima da comunidade registrada logo após e após o desastre em estudos realizados a montante e jusante da UHE Risoleta Neves, e antes e após a cidade de Ipatinga (Médio rio Doce) (GIAIA, 2016), e após ao desastre em diferentes locais dos rios Doce, do Carmo e Gualaxo do Norte (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019; presente estudo). A linha vertical separa os rios Gualaxo do Norte e do Carmo.





Elaborado por: Institutos Lactec, com dados secundários e primários, conforme legenda da figura.

2.3.3.6 Síntese do dano

Os resultados da estrutura da comunidade zooplanctônica (riqueza de espécies e abundância dos indivíduos) registrados no monitoramento dos ambientes fluviais apontaram que, no Compartimento 1, a riqueza de espécies reduziu em até 60% e a abundância dos organismos em até 98% após o desastre, além de ter sido registrada a ausência de espécies no rio Gualaxo do Norte, logo após o desastre (GIAIA, 2016) e no presente estudo, e nos rios do Carmo e Doce, a montante e jusante da UHE Risoleta Neves (VISÃO AMBIENTAL, 2015). Portanto, o dano é gravíssimo (redução de mais de 50% do número de espécies e indivíduos), irreversível e com tendência de aumento do dano, visto que não há locais não afetados que representem fonte de espécies para a manutenção das populações ou para o estabelecimento de novas populações zooplanctônicas.

Para o Compartimento 2A, de cinco estações de rio do monitoramento da UHE Baguari, duas delas apresentaram redução da abundância, com valor máximo de 16% e 68% abaixo daquele encontrado antes do desastre. Dessa forma, considerando o pior cenário observado nesse trecho, o dano foi considerado grave, parcialmente reversível e com tendência de redução (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).

No Compartimento 2B houve redução de mais de 50% da abundância em todas as estações de amostragem do ambiente fluvial, e da riqueza de espécies na maioria das estações. O dano foi considerado gravíssimo, irreversível e com tendência de estabilização, ou seja, os valores de riqueza e abundância não devem continuar reduzindo, mas também não há indícios de melhora significativa.

No Compartimento 3 havia poucas informações de monitoramentos do zooplâncton, mas os dados existentes sugeriram um dano de menor magnitude à essas comunidades. A riqueza máxima registrada nesse compartimento (15 espécies) foi semelhante ao registrado no monitoramento da UHE Aimores (14 espécies) e maior do que o observado nos outros compartimentos (C1 = 6 espécies, C2A = 9 espécies, C2B = 6 espécies). Além disso, a abundância dos indivíduos foi menor ($14.922 \text{ ind m}^{-3}$) do que a abundância máxima dos indivíduos constatada no monitoramento da mesma UHE ($32.000 \text{ ind m}^{-3}$), porém muito maior do que verificado nos demais compartimentos (C1 = 407 ind m^{-3} , C2A = 2.926 ind m^{-3} , C2B = 2.323 ind m^{-3}).

2.3.4 CONCLUSÕES

A comunidade planctônica dos ambientes fluviais sofreu alterações na composição, distribuição e abundância de espécies, afetando a estrutura de toda a teia trófica.

Para o fitoplâncton, a diferença não significativa na densidade de organismos em algumas estações de amostragem pode ser reflexo da reprodução acelerada de algumas espécies de microalgas, especialmente as formas flageladas, uma vez que os nutrientes permaneceram disponíveis na água e não foram limitantes ao crescimento. Também, a maior resiliência da comunidade pode não ter refletido diferença na diversidade de espécies, pois organismos com requisitos ambientais diferentes se desenvolveram e substituíram outros mais sensíveis a perturbações. Desta forma, o dano foi melhor constatado por meio da avaliação da mudança na frequência das espécies e pela perda dos descritores ambientais.

O estabelecimento de uma nova comunidade fitoplanctônica, formada especialmente por organismos de crescimento acelerado e mais aptos a sobreviver em condições de menor luminosidade, foi observado. A depender da intensidade da perturbação do meio, a comunidade tenderá a se reconstruir mais lentamente e poderá não voltar a suas condições naturais. Assim, é possível que o fitoplâncton ainda apresente alterações em resposta ao impacto sofrido com a passagem da lama de rejeitos.

Para a comunidade zooplanctônica, alterações foram identificadas com base na coleta de dados primários, nos monitoramentos das usinas hidrelétricas (que monitoram estações de rio) e também por outras pesquisas realizadas na bacia do rio Doce (GIAIA, 2016; FEST, 2019; FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). O Compartimento 1 foi o mais afetado, sendo que o desastre ocasionou o desaparecimento de organismos em alguns locais amostrados no rio Gualaxo do Norte, do Carmo e no rio Doce. As espécies voltaram a ocorrer em período subsequente, mas a comunidade ainda foi representada por um número reduzido de espécies se comparado ao pré-desastre. Segundo GIAIA (2016), no período logo após o desastre, houve o predomínio de espécies associadas ao sedimento, e não verdadeiramente planctônicas.

No Compartimento 2A as alterações ocorreram em menor magnitude e foram observadas em parte apenas das estações amostrais. Já no Compartimento 2B o dano às comunidades zooplanctônicas foi considerado gravíssimo, com reduções evidentes de riqueza e abundância de organismos. No Compartimento 3 havia poucas informações de monitoramentos do zooplâncton, mas os dados existentes sugerem um dano pouco grave à essas comunidades. Nesse trecho do rio há o acúmulo de informação biológica proveniente da bacia hidrográfica, favorecendo o restabelecimento da comunidade. Um dos estudos realizados na região, logo após o desastre, apontou que a recuperação/recolonização da biota no rio Doce estava sendo observada à jusante da cidade de Ipatinga, no entanto à montante a recuperação era lenta e não tinha alcançado níveis satisfatórios no ano seguinte ao rompimento da barragem de Fundão (GIAIA, 2016).

Tratando-se de ambientes fluviais, a influência da dinâmica hidrológica é praticamente a mesma para toda a região, pois os organismos planctônicos não apresentam expressivas taxas de crescimento populacional em ambientes com velocidade de corrente. Condições ambientais nas diferentes estações de amostragem, certamente, levaram as diferenças na resposta da comunidade nos tributários e no rio Doce, incluindo os compartimentos.

A preservação, no mínimo, das condições atuais é necessária para a manutenção do reduzido pool regional de espécies, e consequente manutenção da estrutura da comunidade planctônica. Em geral, espera-se no futuro o restabelecimento das comunidades em toda a área afetada caso as condições ambientais se tornem mais favoráveis a ocorrência das espécies e ao desenvolvimento de suas populações. No entanto, o cenário ambiental após o desastre nunca será equivalente ao cenário anterior, especialmente nos trechos iniciais da bacia. Medidas de mitigação e restauração do ecossistema poderão e deverão auxiliar o cenário futuro. O rearranjo do ecossistema poderá permitir o estabelecimento de populações, cujos propágulos conseguiram permanecer no ambiente, e/ou a chegada de propágulos de novas populações. Os desastres ambientais alteram profundamente as comunidades, desde os produtores primários até os consumidores finais, e isso altera todo o serviço ecossistêmico, como a pesca, da área afetada ou de áreas dependentes, em seu entorno.

2.4 DANOS À FLORA AQUÁTICA

Diversos grupos e espécies de flora fazem dos ambientes aquáticos e inundáveis seu habitat. A passagem da onda de lama afetou a vegetação destes ambientes, soterrando áreas de várzea e carregando a vegetação aquática presente no seu caminho.

As planícies inundáveis de corpos hídricos, ambiente também conhecido como várzea, desempenham importante papel no controle da dinâmica hidrológica e no processo de filtragem da água, contribuindo para melhoria da qualidade do ambiente aquático. Além disto, é habitat para diversas espécies da fauna. As várzeas são ambientes frágeis e de difícil recuperação uma vez alteradas. O grau de resiliência é baixo e a remoção da cobertura vegetal pode simplesmente levar a perda do habitat, face à importância ecológica e estrutural que as plantas desempenham para a manutenção desse ecossistema.

Segundo apresenta POMPEO (2017), através de diversas pesquisas realizadas por outros pesquisadores sobre o tema macrófitas, estas plantas aquáticas são produtores primários e fornecem habitat e refúgios para o perifíton, zooplâncton, outros invertebrados, peixes e rãs. Além disto, elas também desempenham funções-chave nos ciclos biogeoquímicos, como na produção de carbono orgânico e na mobilização de fósforo, influenciando diretamente a hidrologia e a dinâmica dos sedimentos através de seus efeitos sobre o fluxo de água dos ecossistemas de água doce. Outra importância citada em diversos trabalhos é que as macrófitas acumulam metais e devido a esta característica podem ser empregadas para avaliar a saúde do corpo de água, como remediadores dos ecossistemas ou mesmo em sistemas construídos (wetlands), e podem ser utilizadas para tratar efluentes domésticos e industriais.

Além das plantas macrófitas que utilizam preferencialmente o espelho d'água, existem as plantas reófitas que se caracterizam por ocupar locais de transição entre o ambiente aquático e o terrestre, áreas rochosas, corredeiras e cachoeiras. Para tanto, possuem características únicas que permitem sua permanência em ambientes tão dinâmicos. Estas plantas possuem importante papel ecológico na fixação de barrancos, evitando erosões.

2.4.1 METODOLOGIA

Para a avaliação dos danos da flora aquática foram aplicadas diversas metodologias. A comparação entre imagens de satélite pré e pós desastre para mapeamento das áreas de várzea permitiu verificar quais destas áreas foram suprimidas pela passagem da onda de lama. Além disso, levantamentos florísticos e fitossociológicos foram utilizados para quantificar e qualificar as espécies de macrófitas e reófitas presentes nestes ambientes. Por fim, a comparação das espécies encontradas com listas oficiais e bibliografias permitiu verificar quais destas espécies são protegidas, endêmicas, estão ameaçadas de extinção ou possuem algum tipo de uso e potencialidade conhecidos.

Para a classificação de gravidade do dano, a área suprimida foi o indicador prioritário. Quando não foi possível calcular esta área o indicador utilizado foi o número de espécies afetadas, conforme consta na Tabela 42 a seguir.

Tabela 42 – Escala de classificação dos danos à flora aquática.

DANO	APLICAÇÃO	INDICADOR	ESCALA DO INDICADOR	GRAVIDADE
Danos à flora aquática	Compartimentos 1, 2 e 3	Tamanho da área afetada / Número de espécies afetadas	Maior que 100 hectares ou Mais de 200 espécies afetadas	Gravíssimo
			De 20 a 100 hectares ou entre 50 e 200 espécies afetadas	Grave
			Até 20 hectares ou menos de 50 espécies afetadas	Pouco grave

2.4.1.1 Avaliação de imagens pré e pós desastre

Para este fim, considerados três grupos: Vegetação de várzeas, macrófitas aquáticas e reófitas. O cálculo de área de vegetação de várzeas foi executado a partir da comparação entre imagens em T0 e T1. Todas as áreas contidas dentro da classe “várzea” foram computadas, inclusive aquelas inseridas nos Compartimentos 2 e 3, pois considerou-se que houve alteração nestes ambientes pelo fato de estarem em constante contato com o rio. Já para o posicionamento das unidades amostrais de reófitas e macrófitas aquáticas foram utilizadas as classes de “afloramentos rochosos” tangentes ao rio e também “corpos d’água”.

2.4.1.2 Levantamentos florísticos e fitossociológicos

Para as várzeas, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Várzea”, totalizando 50 pontos de amostragem, dos quais apenas 6 localizam-se dentro dos limites do Compartimento 1 (Figura 113). Em cada ponto de amostragem foi implantado um transecto de 100 metros de comprimento, sendo orientado pela curva de nível do terreno. Nos transectos, foram amostradas parcelas de 1 x 1 m a cada 10 m, alternando-se entre o lado esquerdo e direito visando uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação (Figura 114). Para cada parcela, foram identificadas todas as espécies e quantificados todos os indivíduos. A cobertura vegetal de cada espécie dentro da parcela foi estimada em porcentagem que variou de 1% a 100% para cada espécie, sendo 100% a área total do gabarito de PVC utilizado para demarcar a área da parcela. Para determinar o que foi ou não considerado como indivíduo, utilizou-se a separação visual e mecânica. Por exemplo, no caso de haver continuidade física visualmente perceptível do espécime, este foi considerado como indivíduo único. Nos casos onde não houve continuidade física entre os espécimes, estes foram considerados indivíduos independentes. Foi estabelecido um número máximo de 50 indivíduos de cada espécie por parcela para evitar superestimativas, já que a separação do que é um ou mais indivíduos nem sempre é clara.

Figura 113 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de vegetação de várzeas ao longo da bacia do rio Doce.



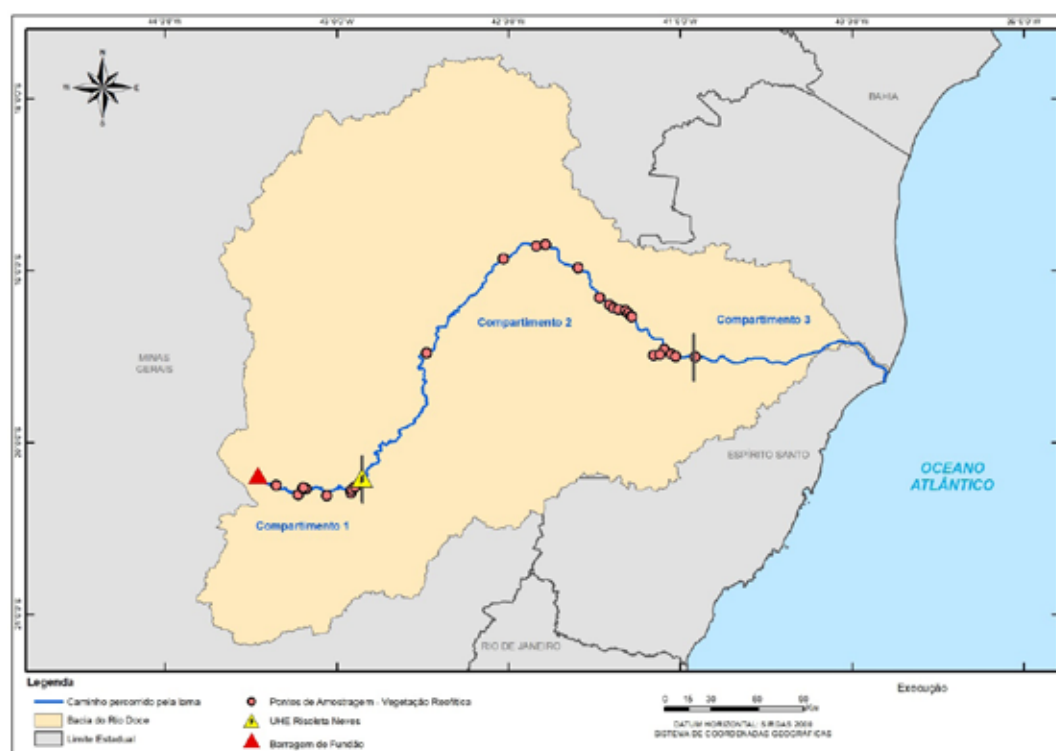
Figura 114 – Amostragem da vegetação nas áreas com vegetação de várzea, com a instalação do transecto de 100m e de parcelas de 1 x 1 m



Adicionalmente à coleta de dados nas parcelas, foi realizada a florística dos pontos amostrais, que consistiu na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil. Essa amostragem florística fora das parcelas visou complementar a lista florística dos locais amostrados. Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelões in loco e logo após as atividades em campo, foram secas em estufa de campo. Para todos os pontos de amostragem e parcelas foram obtidas as coordenadas geográficas. Os dados obtidos em campo foram número de espécies, número de indivíduos por espécie e cobertura das espécies por parcela.

Para a vegetação reofítica, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Afloramento Rochoso”, totalizando 30 pontos de amostragem, dos quais 11 foram amostrados na área do Compartimento 1 (Figura 115). Em cada ponto de amostragem, foram instalados três conglomerados de parcelas. Cada conglomerado agrupou quatro parcelas medindo 5 x 1 m, totalizando 20 m² por conglomerado e 60 m² totais por ponto de amostragem.

Figura 115 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de vegetação reofítica ao longo da bacia do rio Doce.



As parcelas foram instaladas com a utilização de trena e dispostas predominantemente seguindo o formato de “cruz” nas áreas de afloramento rochoso e adjacências (Figura 116). Por vezes, a distribuição das parcelas não respeitou um padrão uniforme de distanciamento entre elas nem mesmo o formato preconizado, fato este diretamente influenciado pela geometria das ilhas de afloramento.

Figura 116 – Amostragem de espécies reófitas em ambiente de afloramentos rochosos.



Além da coleta de dados nas parcelas, foi realizada a florística dos pontos amostrais, que consistiu na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil. Essa amostragem florística fora das parcelas visou complementar a lista florística dos locais amostrados. Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelão, sendo borrifadas com álcool 70% ainda *in loco*. Para todos os pontos de amostragem e parcelas foram obtidas as coordenadas geográficas. O único dado quantitativo obtido para esse grupo foi o número de espécies por parcela. Não foi realizada a contagem de indivíduos por espécie em função do amplo tamanho das parcelas, que foi definido considerando o padrão de distribuição disjunto da comunidade reofítica (parcelas de pequenas dimensões não amostrariam de forma eficaz os indivíduos da comunidade). O material botânico foi encaminhado para identificação no MBM e teve o mesmo tratamento descrito no item metodologia da vegetação de várzeas.

Para as macrófitas aquáticas a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Afloramentos Rochosos”, aproveitando os mesmos pontos onde foram amostradas as plantas reófitas e em 38 pontos na classe “Corpos d’água”, totalizando 68 pontos, dos quais 22 se localizavam no Compartimento 1 (Figura 117). Para o grupo biológico das macrófitas aquáticas foi realizada exclusivamente a amostragem florística. Em cada ponto de amostragem (represas, lagoas e trechos de córregos/rios), com o auxílio de transporte aquático ou calças-bota plásticas, foi realizada a coleta de todas as espécies encontradas. A coleta foi feita manualmente ou com a utilização de garfo para as plantas submersas (Figura 118).

Figura 117 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de macrófitas aquáticas ao longo da bacia do rio Doce.



Figura 118 – Amostragem de macrófitas aquáticas em ambiente de lagoa e rio, arraste de garfo para amostragem de espécies submersas e coleta florística livre de espécies flutuantes.



Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelão, sendo borrifadas com álcool 70% ainda *in loco*, ou ainda foram acondicionadas em recipientes plásticos visando sua preservação em meio aquoso para posterior identificação. Para todos os pontos de amostragem e parcelas foram obtidas as coordenadas geográficas. O único dado quantitativo obtido para esse grupo foi o número de espécies por ponto de amostragem. O material botânico foi encaminhado para identificação no herbário do MBM e teve o mesmo tratamento descrito no item metodologia da vegetação de várzeas e reofítica.

Paralelamente, os dados do levantamento florístico de macrófitas foram comparados com dados já existentes do monitoramento de espécies deste grupo executado no reservatório da UHE Risoleta Neves em datas anteriores ao desastre. Estes dados foram apresentados neste capítulo (e não no capítulo referente a reservatórios) devido à relação destas informações com a flora aquática local, alvo deste estudo.

2.4.1.3 Preparo das amostras e identificação botânica das espécies em herbário

Todas as espécies tiveram amostras botânicas coletadas para confirmação da identidade taxonômica no Herbário do Museu Botânico de Curitiba (MBM), reconhecido por seu acervo científico composto por cerca de 400.000 mil amostras catalogadas e identificadas pelos mais renomados especialistas, sendo considerado o quarto maior herbário do país em número de exemplares.

As atividades desenvolvidas no herbário seguiram uma sequência de etapas, passando pelo recebimento do material coletado pelas equipes de campo até sua incorporação à coleção do MBM. O processo envolveu a secagem, triagem, identificação, digitação de informações no banco de dados, etiquetagem, montagem das exsicatas, tomada de fotografias, separação de duplicatas e por fim inclusão na coleção.

No momento da entrega dos materiais coletados, foram verificadas as informações de campo anexadas a estes, objetivando verificar eventuais inconsistências na planilha de campo. Nesse momento foi também verificada a necessidade de secagem ou de esterilização das amostras, de acordo com o estado de conservação do material vegetal, respeitando os procedimentos internos do MBM.

A primeira etapa no herbário referiu-se à secagem do material, ocorrendo logo após a entrada das amostras. Nessa etapa, as amostras foram prensadas com alumínio corrugado, papelão e jornal, sendo levadas à estufa para a correta secagem do material vegetal (Figura 119), por um período que pode variar entre 2 a 5 dias, dependendo da espécie (plantas carnosas necessitam de mais tempo para desidratar). Na fase de triagem, as amostras foram agrupadas por família botânica e gênero, com separação em ordem alfabética (Figura 120). Após essa etapa, as amostras seguiram para a identificação botânica.

Figura 119 – Processo de secagem e herborização das plantas coletadas em campo.



Figura 120 – Processo de triagem e organização das coletas em grupos taxonômicos aproximados.



A identificação botânica das amostras foi realizada por meio de comparações morfológicas com exsicatas depositadas na coleção do MBM (Figura 121), sendo estas últimas validadas por especialistas dos grupos em questão. Também foram utilizados materiais taxonômicos de apoio no procedimento de identificação botânica das espécies, como artigos científicos, coleções estaduais de floras, além de sites de coleções botânicas Rede SpeciesLink, Herbário Virtual da Flora e dos Fungos (INCT) e da referência nacional de conhecimento e conservação da flora brasileira Projeto REFLORA – Plantas do Brasil.

Além da coleção do MBM, alguns dos técnicos de campo obtiveram acesso a coleções de herbários de outras instituições, aumentando a acurácia das identificações botânicas. As instituições visitadas foram o Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC), Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL), Herbário da Universidade Estadual de Maringá (HUEM), Herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Minas Gerais (BHCB) e o Herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina (FLOR).

Figura 121 – Processo de identificação dos espécimes coletados em campo por comparação com exsicatas já identificadas.



Para as amostras férteis e em bom estado, após a identificação das espécies, foi realizada a montagem de exsicatas. Inicialmente, transferiu-se as informações associadas ao espécime obtidas em campo, tais como nome do coletor com número de coleta, hábito da planta, cor de flor, fruto ou exsudatos, altura do espécime, observações ambientais e coordenadas geográficas, entre outras. Essas informações permitiram a inserção das amostras no sistema de banco de dados utilizado pelo herbário. Posteriormente, com a informação completa no banco de dados, foram geradas etiquetas padronizadas para o material destinado à incorporação no acervo.

Todos os espécimes, tanto os coletados em estado vegetativo quanto reprodutivo, passaram pelo processo de digitalização, ou seja, a tomada de fotografias dos indivíduos, procurando sempre fotografar os melhores ramos expondo ambas as faces das folhas e estruturas reprodutivas. As imagens foram organizadas sistematicamente contendo o nome científico, a família botânica e grupo biológico de estudo, para compor o banco de imagem facilitando as consultas posteriores.

2.4.2 SUPRESSÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

As várzeas, oficialmente denominadas Formação Pioneira com Influência Fluvial (IBGE, 2012), são comunidades vegetais que se desenvolvem sobre planícies aluviais ou margens de lagoas (LEITE e KLEIN, 1990 apud KOZERA, 2008). Formação Pioneira é uma expressão utilizada para denominar tipos de cobertura vegetal formadas por espécies colonizadoras de ambientes novos, isto é, surgidos em função da atuação recente de agentes morfodinâmicos e pedogenéticos, isentos de ações antrópicas (KOZERA, 2008).

As várzeas, devido às restrições impostas pelas particularidades pedológicas e hídricas (sucessivas deposições de materiais carregados pelas cheias, bem como a baixa oxigenação dos solos ou mesmo anóxia), condicionam menor riqueza florística quando comparado com comunidades de terra firme (GAMA et al., 2005). No entanto, ao mesmo tempo em que restringem o desenvolvimento de diversas espécies, as características restritivas constituem-se em elemento seletivo, permitindo a sobrevivência de espécies adaptadas (JOLY, 1970). Os mecanismos de tolerância de plantas à saturação hídrica envolvem aspectos genéticos, metabólicos, fisiológicos, morfo-anatômicos e etológicos, incluindo inclusive estratégias reprodutivas específicas, com estruturas de resistência de sementes e esporos contra inundações e secas, altas taxas de reprodução, propagação vegetativa através de fragmentação e estolões, elevada produtividade, entre outras (JUNK, 1980; JUNK e PIEDADE, 1993).

Atividades agropecuárias, industriais, de mineração e urbanização vêm degradando esses ambientes ao longo do tempo, sem considerar sua importância ecossistêmica (PEDREIRA et al., 2011). Dentre as diversas funções apresentadas pelas várzeas, pode-se citar a proteção contra inundações, atuando como áreas reservatório, além da regulação dos sistemas hídricos, incluindo a proteção dos lençóis subterrâneos, a estabilização de taludes, a filtragem de sedimentos, nutrientes e pesticidas, a promoção da interação entre os ecossistemas aquáticos e terrestres e o fornecimento de habitats a organismos vertebrados e invertebrados (RODRIGUES, 2000).

A passagem da onda de lama descaracterizou as áreas de várzea, principalmente no Compartimento 1, onde suprimiu a vegetação presente nestes locais. No Compartimento 1 foram computados 67,39 hectares afetados desta vegetação. Este valor corresponde a aproximadamente 7,7% do total de formações nativas suprimidas neste compartimento (Figura 122).

Figura 122 – Aspecto das vegetações de várzea do rio Doce.

Este dano ocorreu no Compartimento 1, foi considerado grave devido à perda em área da vegetação suprimida, entretanto está cessado e a tendência é de que as espécies gradualmente recolonizem estes ambientes, sendo, portanto, reversível.

2.4.3 PERDA DA BIODIVERSIDADE DE FLORA

Este dano foi verificado com base nos levantamentos florísticos e fitossociológicos de flora aquática e ribeirinha afetadas pela passagem da lama. Para isso foram consideradas as espécies de reófitas, macrófitas aquáticas e vegetação de várzeas (Tabela 43), bem como a estimativa de indivíduos perdidos. Pelo fato destes grupos estarem permanentemente em contato com o rio, para o cômputo deste indicador foram avaliadas as espécies presentes nestes ambientes ao longo de todos os compartimentos (Figura 123).

Tabela 43 – Resumo do quantitativo de espécies encontradas por grupo/ ambiente da flora aquática.

Grupo	Nº de Espécies	Nº Espécies Ameaçadas	Nº Espécies Endêmicas	Nº Espécies Protegidas
Reófitas	31	0	0	0
Macrófitas Aquáticas	215	0	0	1
Várzeas	289	2	0	3

Figura 123 – Exemplos da flora aquática presente no rio Doce.

O dano ocorreu nos três compartimentos e, devido ao número de espécies afetadas, foi considerado gravíssimo. Entretanto está cessado e é reversível à medida que as espécies recolonizam os ambientes.

2.4.3.1 Várzeas

2.4.3.1.1 Composição Florística

A lista florística das espécies de vegetação de várzeas totalizou 289 espécies de 196 gêneros e 75 famílias botânicas, considerando as espécies amostradas nas parcelas e no caminhar florístico realizado no entorno dos locais de amostragem (Tabela 44). Do total de espécies verificadas, uma espécie não foi identificada devido à falta de folhas ou estruturas reprodutivas no momento da amostragem. Outras 29 espécies foram determinadas somente ao nível de gênero ou família botânica. Comparando as formas de amostragem, 240 espécies foram amostradas nas parcelas em toda a área enquanto 93 foram amostradas por levantamento florístico. Para o Compartimento 1, foram amostradas 65 espécies pelo método de parcelas enquanto apenas 18 foram levantadas por caminhar florístico no entorno dos pontos de amostragem. Seguem imagens de alguns registros de indivíduos com estrutura reprodutiva (Figura 124).

Tabela 44 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de vegetação de várzea amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		PARCELAS		FLORÍSTICA + PARCELAS	
	C1	AT	C1	AT	C1	AT
Número de espécies	18	93	65	240	74	289
Número de gêneros	18	78	51	163	59	196
Número de famílias	12	44	22	63	27	75

C1 = parâmetros da vegetação nas parcelas amostradas no Compartimento 1 (parcelas entre Mariana - MG e a UHE Risoleta Neves); AT = parâmetros da vegetação para todas as parcelas amostradas.

Figura 124 – Imagens dos registros de espécies da várzea.



Campanulaceae - *Lobelia fistulosa*

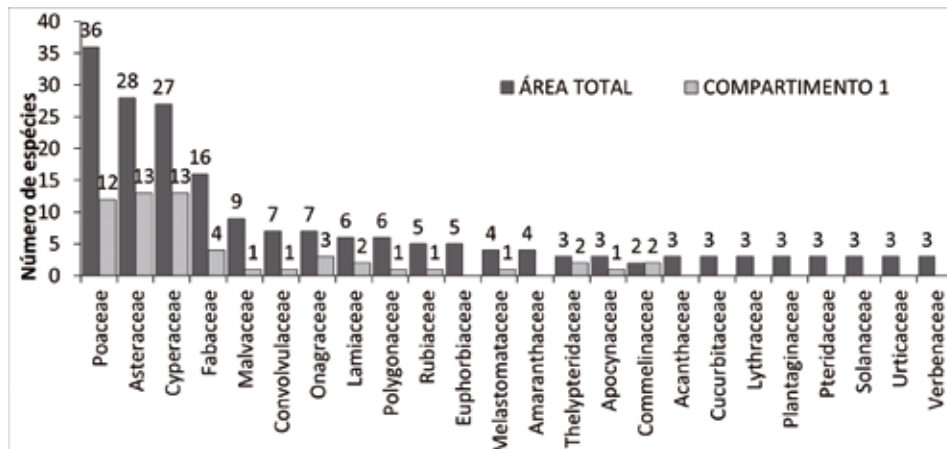


Passifloraceae – *Passiflora speciosa*

Bignoniaceae - *Fridericia speciosa*Fabaceae – *Vigna luteola*Polygonoaceae – *Polygonum acuminatum*Fabaceae - *Canavalia brasiliensis*Pontederiaceae - *Pontederia cordata*Lentibulariaceae – *Utricularia gibba*

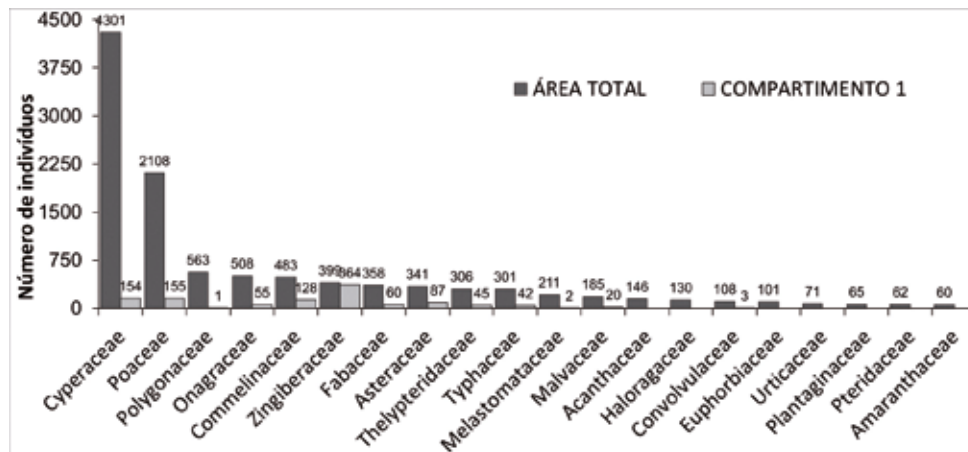
A família Poaceae apresentou o maior número de espécies na área total, com 36 espécies, seguida das famílias Asteraceae (28 espécies), Cyperaceae (27 espécies), Fabaceae (16 espécies), Malvaceae (9 espécies) e Convolvulaceae e Onagraceae (7 espécies cada) (Figura 125). Considerando apenas as parcelas do Compartimento 1, destacaram-se as famílias Asteraceae e Cyperaceae (13 espécies cada) e Poaceae (12 espécies). As demais famílias apresentaram menor número de espécies, embora tenham contribuído de forma significativa para a diversidade de espécies de vegetação de várzeas.

Figura 125 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação de várzeas na bacia do rio Doce.



Quanto ao número de indivíduos da vegetação de várzeas em todas as parcelas (Figura 126), a família Cyperaceae se destacou (4301 indivíduos), seguida pelas famílias Poaceae (2108), Polygonaceae (563), Onagraceae (508) e Commelinaceae (483). Para as demais famílias, foram amostrados menos que 400 indivíduos cada em toda a bacia do rio Doce. Considerando as parcelas amostradas no Compartimento 1, a família Zingiberaceae apresentou maior número de indivíduos (364), seguida de Poaceae (155), Cyperaceae (154) e Commelinaceae (128), sendo amostrados menos de 100 exemplares para todas as demais famílias nessa área amostral.

Figura 126 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação de várzea na bacia do rio Doce.



Nos ambientes de várzea, foram amostradas três espécies que constam no Apêndice II do CITES (CITES, 2017) e por isso se encontram protegidas contra o comércio excessivo por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). São elas: *Cyrtopodium paludicum*, *Dalbergia miscolobium* e *D. ecastaphyllum* (Tabela 45). Apenas a primeira espécie ocorre no Compartimento 1.

Tabela 45 – Espécies da vegetação de várzea, protegidas por lei (CITES, 2017), amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	COMPARTIMENTO 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
Orchidaceae	<i>Cyrtopodium paludicolum</i>	FL	FL	Apêndice II
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i>	-	FL	Apêndice II
Fabaceae	<i>Dalbergia ecastaphyllum</i>	-	10	Apêndice II

Os valores indicados no Compartimento 1 na Área Total representam a quantidade de indivíduos amostrados. Categoria de ameaça CITES: Apêndice II = espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência; FL = espécie amostrada apenas no levantamento florístico.

Das espécies de várzeas amostradas, 27 são exóticas à flora brasileira, 19 são invasoras e 15 são exóticas e invasoras, sendo que 4 espécies são nativas e invasoras (Tabela 46). As espécies mais abundantes são *Urochloa arrecta* (Poaceae), *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) e *Coix lacryma-jobi* (Poaceae), todas exóticas e invasoras. Considerando apenas o Compartimento 1, destaca-se o *H. coronarium* (lírio-do-brejo), com elevada densidade de indivíduos, além das espécies *Melinis minutiflora* (capim-gordura), *Desmodium incanum* e *Urochloa arrecta* (braquiária), todas classificadas como exóticas e invasoras.

Tabela 46 – Espécies de vegetação de várzeas classificadas como exóticas e/ou invasoras amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	EXÓTICA	INVASORA
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i>	-	1	X	X
Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i>	-	FL	X	
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>	4	6	X	X
Apocynaceae	<i>Calotropis procera</i>	-	FL	X	X
Asteraceae	<i>Calyptocarpus brasiliensis</i>	-	10	X	
	<i>Blainvillea dichotoma</i>	-	3	X	
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i>	-	2	X	
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i>	-	3	X	X
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i>	-	39	X	
	<i>Cyperus rotundus</i>	-	18		X
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	-	2	X	X
Fabaceae	<i>Alysicarpus vaginalis</i>	-	12	X	
	<i>Crotalaria pallida</i>	FL	FL	X	
	<i>Desmodium incanum</i>	35	41	X	
Lamiaceae	<i>Leonurus sibiricus</i>	-	FL	X	
Malvaceae	<i>Urena lobata</i>	-	12		X
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	-	1	X	X
Poaceae	<i>Cenchrus echinatus</i>	-	3		X
	<i>Coix lacryma-jobi</i>	13	79	X	X
	<i>Cynodon dactylon</i>	-	11		X
	<i>Echinochloa colona</i>	-	15	X	
	<i>Hyparrhenia rufa</i>	4	4	X	X
	<i>Megathyrsus maximus</i>	-	8	X	X
	<i>Melinis minutiflora</i>	37	38	X	X

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	EXÓTICA	INVASORA
	<i>Urochloa arrecta</i>	31	535	X	X
	<i>Urochloa brizantha</i>	-	8	X	X
	<i>Urochloa decumbens</i>	-	3	X	X
	<i>Urochloa mutica</i>	-	28	X	X
Rubiaceae	<i>Pentodon pentandrus</i>	-	8	X	
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	-	2	X	
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	364	399	X	X

C1 = Compartimento 1, de Mariana até a UHE Risoleta Neves; AT = área total da bacia do rio Doce. Os valores indicados no Compartimento 1 e na Área Total representam a quantidade de indivíduos amostrados; FL = espécie ocorreu apenas no levantamento florístico.

2.4.3.1.2 Estimativa da perda de indivíduos

A estimativa do número de indivíduos de vegetação de várzeas suprimidos pela passagem da lama considerou a densidade total de indivíduos computada no Compartimento 1 (191.833 indivíduos por hectare) e área total de várzeas suprimida pela lama, calculada em 67,39 hectares. Nessa área, estima-se a supressão de 12.845.747 indivíduos do grupo vegetação de várzeas (Tabela 47).

Tabela 47 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de vegetação de várzeas amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.

PARÂMETROS	COMPARTIMENTO 1	ÁREA TOTAL
Número de pontos de amostragem	6	50
Número de parcelas efetivamente amostradas	60	500
Número de indivíduos amostrados	1.151	11.328
Número de espécies	65	240
Número de famílias	22	63
Densidade de indivíduos (ind. ha ⁻¹)	191.833	226.560
Índice de Shannon (H')	2,966	3,706
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,711	0,676
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,876	0,925
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,056	0,021
Área suprimida pela lama - área de várzeas (ha)	67,39	-
Estimativa do número de indivíduos suprimidos	12.845.747	-

O Índice de Equabilidade de Pielou (J) e o Quociente de Mistura de Jentsch apresentaram maiores valores no Compartimento 1, enquanto o Índice de Dominância de Simpson (C) foi maior valor para a área total. Esses resultados indicam que a distribuição das abundâncias das espécies se mostra menos igualitária no Compartimento 1 que em relação à área total.

Analisando os parâmetros da análise fitossociológica das espécies de vegetação de várzeas, percebe-se menores valores de riqueza de espécies, densidade de indivíduos e Índice de Diversidade de Shannon para o Compartimento 1 quando em comparação com a área total. Os valores discrepantes podem ser reflexo da baixa amostragem (apenas 6 pontos de amostragem e 60 parcelas) realizada no Compartimento 1, justificada em função da descaracterização dos ambientes de várzea pela passagem da lama no trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

2.4.3.2 Vegetação Reófitas

2.4.3.2.1 Composição Florística

O resultado do levantamento integrado entre o método de parcelas e de florística para as espécies reófitas características ao longo de toda a bacia do rio Doce totalizou 31 espécies, pertencentes a 20 gêneros e 16 famílias botânicas (Tabela 48). Quando se individualizam os resultados somente para o método de parcelas, verificou-se 26 espécies para a área total e 12 espécies para o Compartimento 1. O levantamento florístico contribuiu com 17 espécies para a área total, sendo que no Compartimento 1 não foram amostradas espécies no levantamento florístico (Figura 127).

Tabela 48 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies características reófitas amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		PARCELAS		FLORÍSTICA + PARCELAS	
	C1	AT	C1	AT	C1	AT
Número de família	-	10	9	16	9	16
Número de gênero	-	12	9	17	9	20
Número de espécies	-	17	12	26	12	31

C1 = parâmetros da vegetação nas parcelas amostradas no Compartimento 1 (parcelas entre Mariana - MG e a UHE Risoleta Neves); AT = parâmetros da vegetação para todas as parcelas amostradas.

Figura 127 – Imagens de registros de espécies reofíticas.



Poaceae – *Eleusine indica*



Lythraceae – *Cuphea melvilla*



Verbenaceae – *Lippia alba*



Asteraceae – *Pluchea sagittalis*



Amaranthaceae – *Alternanthera philoxeroides*



Passifloraceae – *Passiflora foetida*



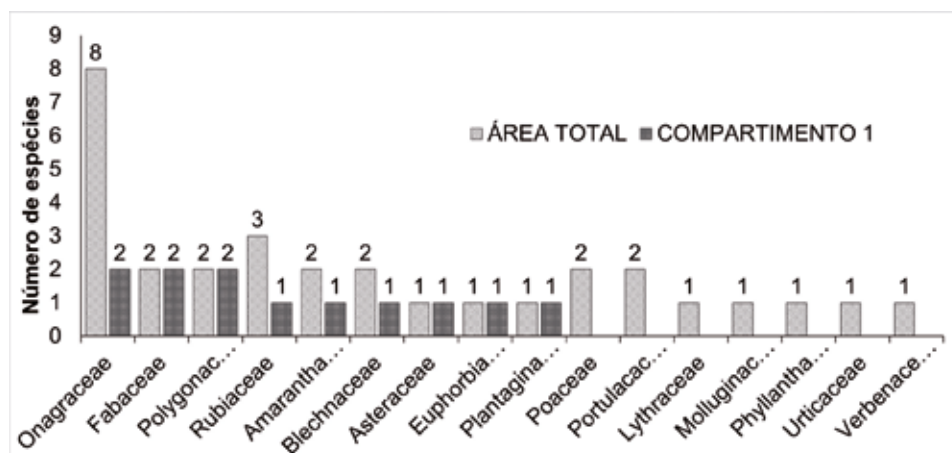
Poaceae - *Chloris barbata*



Linderniaceae - *Torenia thouarsii*

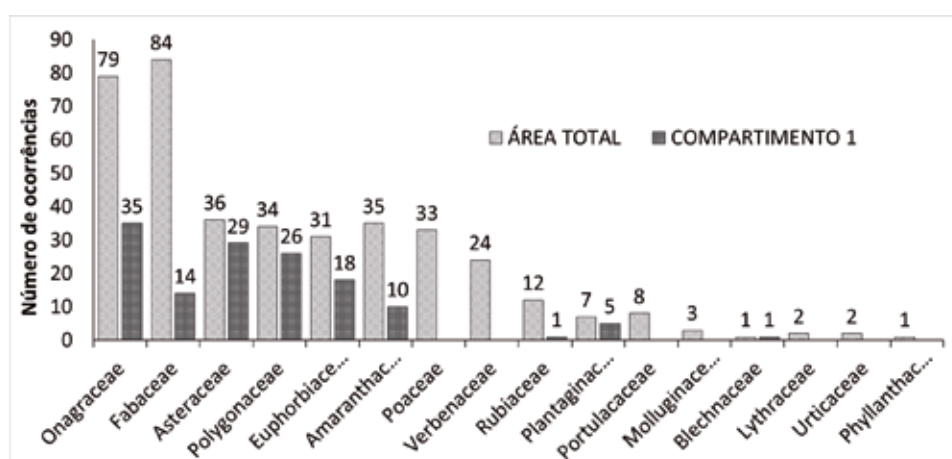
A família botânica com maior número de espécies foi Onagraceae, com 8 espécies amostradas na área total e 2 espécies amostradas no Compartimento 1 (Figura 128). Além desta, para a área total destacam-se as famílias Rubiaceae (3 espécies) e Amaranthaceae, Blechnaceae, Poaceae e Portulacaceae, com 2 espécies cada. Para o Compartimento 1, além de Onagraceae destacam-se as famílias Fabaceae e Polygonaceae, com duas espécies cada, sendo que as demais famílias apresentam apenas 1 espécie cada.

Figura 128 – Número de espécies reófitas características por família botânica amostrada nas parcelas de vegetação reófitas na bacia do rio Doce.



Quanto ao número de ocorrências das espécies reófitas características em todas as parcelas (Figura 129), a família Fabaceae se destacou (84 ocorrências), seguida pelas famílias Onagraceae (79) Asteraceae (36), Amaranthaceae (35), Polygonaceae (34), Poaceae (33) e Verbenaceae (24). Para as parcelas do Compartimento 1, as famílias com maior número de ocorrências foram Onagraceae (35 ocorrências), seguida de Asteraceae (29) e Polygonaceae (26). As demais famílias apresentaram menos de 20 ocorrências tanto nas parcelas da área total quanto nas parcelas do Compartimento 1.

Figura 129 – Número de ocorrências de espécies reófitas características por família botânica amostrada nas parcelas de vegetação reófitas na bacia do rio Doce.



Quanto à origem, há 3 espécies reófitas características consideradas exóticas à flora brasileira (Tabela 49), com destaque para a espécie *Pentodon pentandrus* (Rubiaceae), que ocorre nas parcelas do Compartimento 1. Das plantas características do ambiente reofítico, nenhuma espécie foi classificada como espécie invasora. Da mesma forma, nenhuma espécie característica do ambiente reofítico foi classificada com algum grau de ameaça de extinção segundo a legislação consultada.

Tabela 49 – Espécies reófitas características classificadas como exóticas e/ou invasoras amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	EXÓTICA	INVASORA
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>	-	x	x	
Rubiaceae	<i>Pentodon pentandrus</i>	x	x	x	
Urticaceae	<i>Pilea microphylla</i>	-	x	x	

C1 = Compartimento 1, de Mariana até a UHE Risoleta Neves; AT = área total da bacia do rio Doce.

2.4.3.2.2 Estimativa do número de espécies

A Tabela 50 a seguir apresenta a estimativa do número de espécies encontradas no Compartimento 1 e na área total. Devido ao fato de ser uma amostragem florística, para este grupo botânico não foi possível calcular o número de indivíduos.

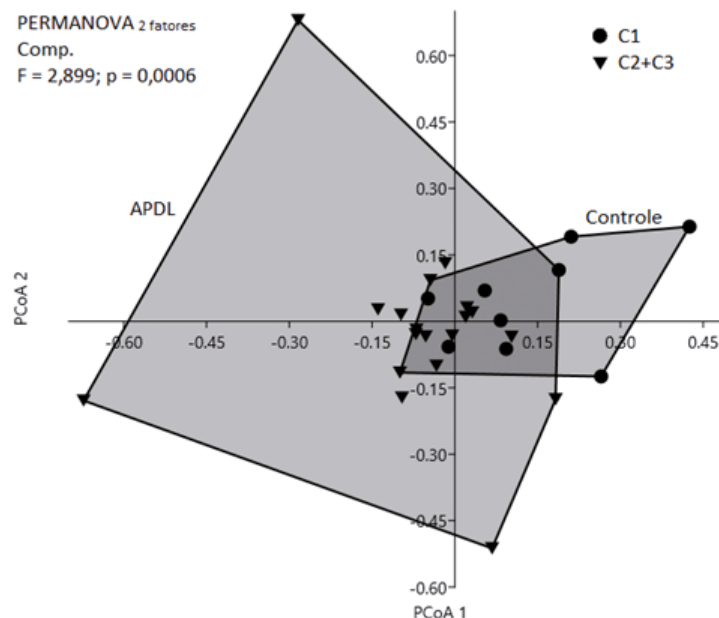
Tabela 50 – Parâmetros gerais da estrutura das espécies características reófitas amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.

PARÂMETROS	COMPARTIMENTO 1	ÁREA TOTAL
Número de pontos amostrais	11	30
Número de parcelas amostradas	132	360
Número de indivíduos amostrados	649	1.521
Número de espécies	12	26
Número de famílias	9	16

2.4.3.2.3 Comparação entre áreas afetadas e não afetadas pela passagem da lama

A amostragem da vegetação reófitas foi realizada tanto em áreas onde houve passagem da lama (APDL) quanto em áreas isentas de passagem da lama (Controle), por isso foi possível fazer algumas comparações entre estes conjuntos de dados, diferenciando ainda o Compartimento 1 (mais afetado) dos Compartimentos 2 e 3 (menos afetados). Os resultados indicam que há diferenças na composição do conjunto de espécies reófitas em virtude do Compartimento em que o ponto ocorre, ou seja, o conjunto de espécies reófitas no Compartimento 1 é distinto do Compartimento 2+3, independentemente da localização, se na APDL ou áreas Controle. Assim, encontrou-se diferença marcante na composição de espécies entre os Compartimentos, mas não há distinção entre o conjunto de espécies de reófitas em virtude da situação APDL ou Controle (Figura 130).

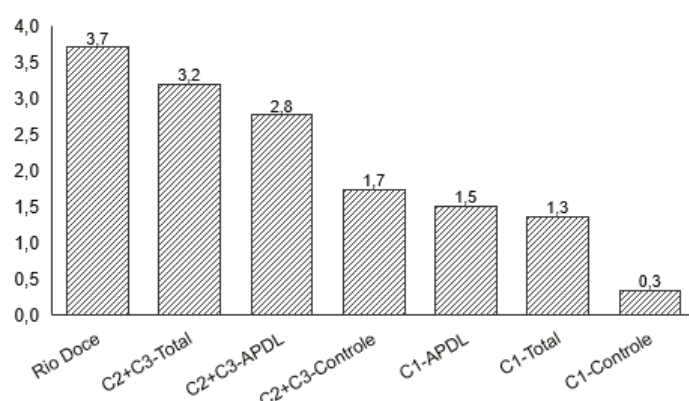
Figura 130 – Ordenação PCoA utilizando uma matriz de distâncias de Gower para comparação do conjunto de espécies reófitas características entre áreas afetadas (APDL) e não afetadas (Controle) e entre os Compartimentos (C1 vs C2+C3).



Na Figura 131 é mostrada a análise de diversidade beta calculada pelo índice de Whittaker para os diferentes conjuntos de dados da vegetação reófitas. Essa métrica calcula a proporção pela qual a riqueza “regional” excede a riqueza média de uma localidade dentro daquela região e quantifica, efetivamente, o número de assembleias distintas encontradas na região avaliada. No conjunto de

todos os pontos amostrados na bacia do rio Doce, considerando os pontos na APDL e pontos Controle, obteve-se o maior valor de diversidade beta ($bW = 3,7$). Os valores obtidos de diversidade beta para os demais conjuntos de dados constam na Figura abaixo. A partir destes resultados, tem-se que a diversidade beta entre os subconjuntos de pontos é maior nos Compartimentos 2 e 3, englobando pontos na APDL e Controle, e menor nos pontos do Compartimento 1, particularmente nas áreas Controle, que apresentam conjuntos de espécies mais homogêneos.

Figura 131 – Diversidade beta pelo índice de Whittaker para todas as possíveis combinações do conjunto de dados coletados das plantas reófitas.



2.4.3.3 Macrófitas Aquáticas

2.4.3.3.1 Composição Florística

A lista florística das espécies macrófitas características amostradas em toda a bacia do rio Doce totalizou 215 espécies, pertencentes a 139 gêneros e 62 famílias botânicas (Tabela 51). Uma vez que foi realizado apenas levantamento florístico para esse grupo, os valores totais de riqueza de espécies podem ser comparados apenas entre áreas de amostragem, sendo que no Compartimento 1 foram amostradas 135 espécies de 93 gêneros e 44 famílias botânicas.

Tabela 51 – Parâmetros botânicos da amostragem florística de espécies macrófitas características amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	COMPARTIMENTO 1	ÁREA TOTAL
Número de famílias	44	62
Número de gêneros	93	139
Número de espécies	135	215

A família botânica com maior número de espécies na área total foi Cyperaceae, com 47 espécies (Figura 132), sendo que as famílias Poaceae (44 espécies), Asteraceae (22), Fabaceae (19), Onagraceae (15) e Plantaginaceae, Polygonaceae e Rubiaceae (8 espécies cada), Amaranthaceae (7), Malvaceae (6) e Pteridaceae e Thelypteridaceae (5 espécies cada) também se destacaram quanto ao número de espécies.

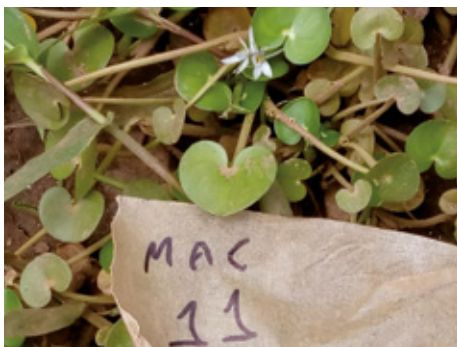
Figura 132 – Imagens de registros de macrófitas.



Fabaceae - *Mimosa pigra*



Hydrocharitaceae - *Hydrilla verticillata*



Pontederiaceae - *Heteranthera reniformis*



Poaceae - *Gynerium sagittatum*



Ochnaceae - *Sauvagesia erecta*



Onagraceae - *Ludwigia leptocarpa*



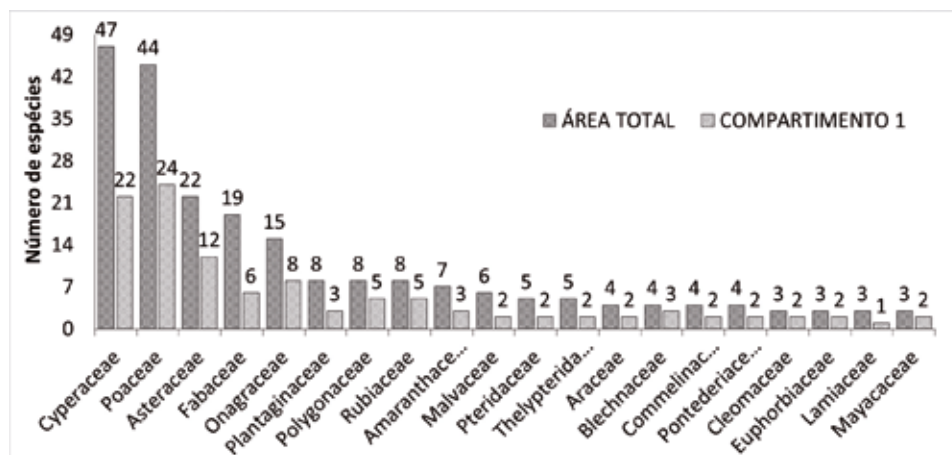
Cyperaceae - *Eleocharis mutata*



Hydroleaceae - *Hydrolea spinosa*

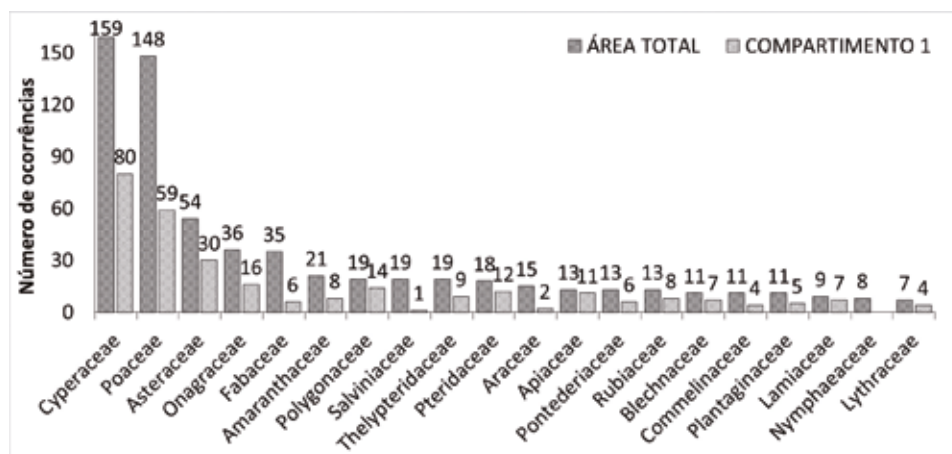
Considerando os pontos de amostragem apenas no Compartimento 1, a família Poaceae apresentou a maior riqueza, com 24 espécies, seguida por Cyperaceae (22), Asteraceae (12), Onagraceae (8), Fabaceae (6) e Polygonaceae e Rubiaceae (5 espécies cada). As demais famílias botânicas apresentaram menos que 35 espécies na área amostrada (Figura 133).

Figura 133 – Número de espécies macrófitas características das principais famílias botânicas amostradas nos pontos de amostragem de macrófitas na bacia do rio Doce.



Quanto ao número de ocorrências das espécies macrófitas características amostradas em todos os pontos (Figura 134), destacou-se a família Cyperaceae (159 ocorrências), seguida pelas famílias Poaceae (148), Asteraceae (54), Onagraceae (36), Fabaceae (35), Amaranthaceae (21), Polygonaceae, Salviniaceae e Thelypteridaceae (19) e Pteridaceae (18 ocorrências). Para pontos de amostragem do Compartimento 1, as famílias com maior número de ocorrências foram Cyperaceae (80 ocorrências), seguida de Poaceae (59), Asteraceae (30) e Onagraceae (16 ocorrências). As demais famílias foram registradas menos de 15 vezes na área de estudo.

Figura 134 – Número de ocorrências de espécies macrófitas características das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de macrófitas na bacia do rio Doce.



Sobre as espécies macrófitas características classificadas como ameaçadas de extinção ou protegidas por lei (Tabela 52), destaca-se a espécie *Dalbergia ecastaphyllum* (Fabaceae) que consta no Apêndice II do CITES. Isso indica que essa espécie é protegida contra exploração e comercialização predatória por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Tabela 52 – Espécies de macrófitas protegidas por lei (CITES, 2017) amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	COMPARTIMENTO 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
Fabaceae	<i>Dalbergia ecastaphyllum</i>	-	x	CITES Ap. II

Categoria de ameaça CITES: Apêndice II, espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência.

Quanto à origem das espécies macrófitas características amostradas na bacia do rio Doce, 22 espécies são exóticas, 11 são invasoras e 8 são exóticas e invasoras (Tabela 53). Além disso, ocorrem três espécies nativas invasoras (*Cyperus rotundus*, *Cenchrus echinatus* e *Cynodon dactylon*). Destaca-se a família Poaceae, com 12 espécies exóticas e/ou invasoras. Considerando apenas o Compartimento 1, ocorrem 16 espécies exóticas, 9 espécies exóticas e 7 espécies exóticas e invasoras.

Tabela 53 – Espécies macrófitas características classificadas como exóticas e/ou invasoras amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	EXÓTICA	INVASORA
Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i>	x	x	x	
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>	x	x	x	x
Asteraceae	<i>Baccharis genistelloides</i>	x	x	x	
	<i>Xanthium strumarium</i>	x	x	x	
Cucurbitaceae	<i>Luffa cylindrica</i>	-	x	x	
	<i>Momordica charantia</i>	-	x	x	x
Cyperaceae	<i>Cyperus mundtii</i>	x	x	x	
	<i>Cyperus rotundus</i>	-	x		x
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea caerulea</i>	-	x	x	
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i>	-	x	x	
Poaceae	<i>Cenchrus echinatus</i>	x	x		x
	<i>Cenchrus purpureus</i>	x	x	x	
	<i>Cynodon dactylon</i>	x	x		x
	<i>Echinochloa colona</i>	-	x	x	
	<i>Echinochloa crusgalli</i>	-	x	x	
	<i>Echinochloa polystachya</i>	x	x	x	
	<i>Eragrostis plana</i>	x	x	x	x
	<i>Lolium multiflorum</i>	x	x	x	
	<i>Megathyrsus maximus</i>	x	x	x	x
	<i>Urochloa arrecta</i>	x	x	x	x
	<i>Urochloa decumbens</i>	x	x	x	x
	<i>Urochloa mutica</i>	x	x	x	x
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i>	x	x	x	
Rubiaceae	<i>Pentodon pentandrus</i>	x	x	x	
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	x	x	x	x

C1 = Compartimento 1, de Mariana até a UHE Risoleta Neves; AT = área total da bacia do rio Doce.

2.4.3.3.2 Estimativa do número de espécies afetadas

Para as espécies macrófitas não foram delimitadas parcelas, o que impediu a contabilização do número de indivíduos nas parcelas. Desta forma, o número de espécies afetadas encontra-se na Tabela 54 a seguir.

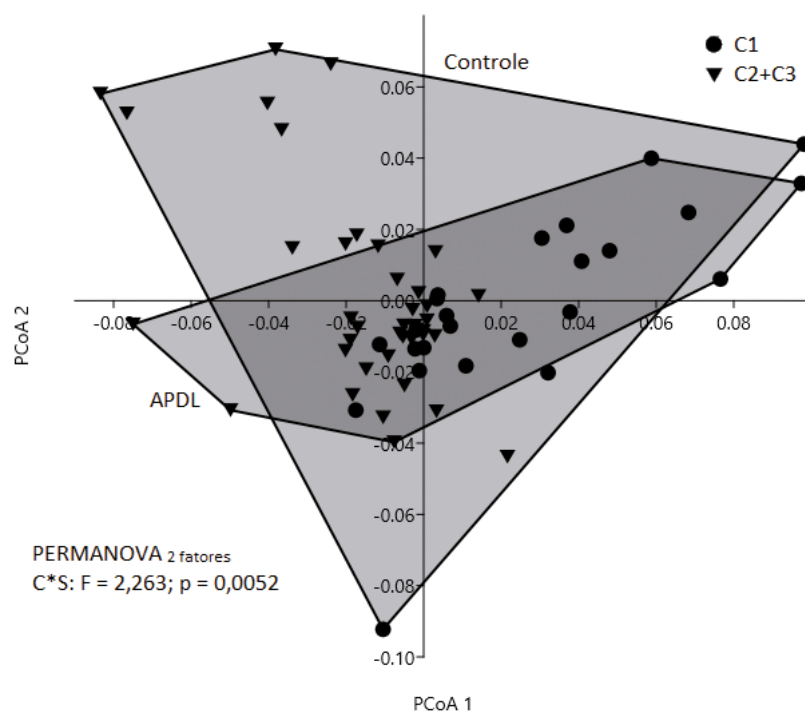
Tabela 54 – Parâmetros botânicos da amostragem florística de espécies macrófitas características amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	COMPARTIMENTO 1	ÁREA TOTAL
Número de famílias	44	62
Número de gêneros	93	139
Número de espécies	135	215

2.4.3.3.3 Comparação entre áreas afetadas e não afetadas pela passagem da lama

Como para este grupo foram coletados dados em áreas onde houve passagem da lama (APDL) e em áreas isentas de passagem da lama (controle), foi possível fazer algumas comparações do conjunto de dados, diferenciando ainda o Compartimento 1 (mais afetado) dos Compartimentos 2 e 3 (menos afetados). Os resultados indicam que há diferença na composição de espécies de macrófitas como resultado da interação dos fatores, ou seja, o conjunto de espécies macrófitas na APDL é diferente daquele que ocorre nas áreas controle, dependendo ainda se esse conjunto de espécies se encontra em C1 ou C2+C3 (Figura 135).

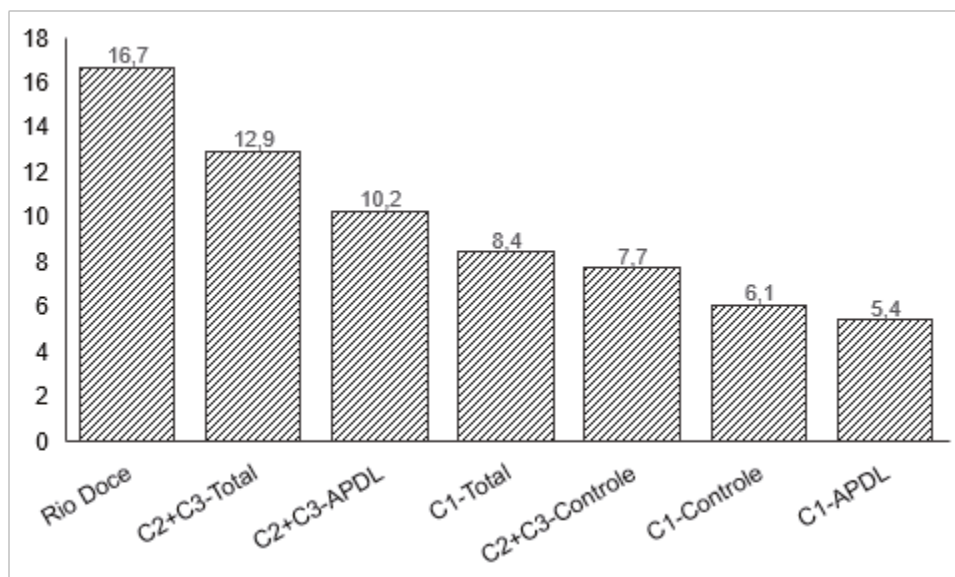
Figura 135 – Ordenação PCoA utilizando uma matriz de distâncias de Gower para comparação do conjunto de espécies macrófitas entre áreas afetadas (APDL) e não afetadas (Controle) e entre os compartimentos.



Assim, encontrou-se uma diferença marcante na composição de espécies entre os compartimentos, seja na comparação de pontos na APDL, seja na comparação de pontos Controle (entre compartimentos). Comparando-se as situações APDL e Controle, no Compartimento 1, o conjunto de espécie não se mostrou distinto, ao passo que no conjunto de pontos dos Compartimentos 2 e 3 (aqui tratados como conjunto único de dados) ocorrem assembleias distintas de macrófitas nos pontos da APDL e nos pontos Controle.

Utilizou-se também o índice de Whittaker para computar a diversidade beta destes diferentes conjuntos de dados. A métrica calcula a proporção pela qual a riqueza “regional” excede a riqueza média de uma localidade dentro daquela região. Ela quantifica, efetivamente, o número de assembleias distintas encontradas na região avaliada. No conjunto de todos os pontos amostrados na bacia do rio Doce, considerando os pontos na APDL e pontos Controle, obteve-se o maior valor de diversidade beta ($bW = 16,7$). Em linhas gerais, esse valor indica que a riqueza de todo o conjunto de pontos excede em 167% a riqueza média encontrada em qualquer uma das localidades ali amostradas. Ainda, a métrica indica que a região compreende quase 17 assembleias distintas de macrófitas. Os valores obtidos de diversidade beta para os demais conjuntos de dados constam na Figura 136.

Figura 136 – Diversidade beta pelo índice de Whittaker para todas as possíveis combinações do conjunto de dados coletados das plantas macrófitas.



A área de menor diversidade é APDL do Compartimento 1, que foi a área mais afetada pela passagem da lama, sendo menor que a área controle no Compartimento 1 (O número de pontos de amostragem é similar entre as áreas). Já a APDL dos Compartimentos 2 e 3 possui maior diversidade que as áreas de controle destes compartimentos, no entanto também é maior o número de pontos na APDL para estes compartimentos. Como o número de pontos de amostragem não foi distribuído homogeneamente entre as situações e compartimentos, estas interpretações devem ser analisadas com cautela.

2.4.3.3.4 Comparação da composição das macrófitas com estudos anteriores da UHE Risoleta Neves

Segundo o relatório de junho de 2015 do Programa de monitoramento de macrófitas aquáticas da usina hidrelétrica de Risoleta Neves (MICRA, 2015) ocorriam na área do lago um total de 20 espécies de macrófitas aquáticas. Entretanto, na listagem de espécies encontradas estavam descritas 23 espécies. Elas estão citadas na Tabela 55.

Tabela 55 – Composição da vegetação de macrófitas da UHE Risoleta Neves.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	NOME POPULAR
SALVINIACEAE	<i>Salvinia auriculata</i>	Salvinia
ALISMATACEAE	<i>Echinodorus macrophyllus</i>	Chapéu de couro
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera sp.</i>	-
ARACEAE	<i>Pistia stratiotes</i>	Alface d'água
CYPERACEAE	<i>Cyperus ferax</i>	Tiririca
	<i>Cyperus lanceolatus</i>	Tiririca
	<i>Eleocharis interstincta</i>	Junco
	<i>Fuirena umbellata</i>	-
	<i>Rhynchospora corymbosa</i>	-
LEMNACEAE	<i>Lemma sp.</i>	Lentilha d'água
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia elegans</i>	Cruz de Malta
POLYGONACEAE	<i>Polygonum hidropperoides</i>	Erva de bicho
	<i>Polygonum cf. lapathifolium</i>	Erva de bicho
POACEAE	<i>Brachiaria mutica</i>	Braquiaria do brejo
	<i>Leersia cf. hexandra</i>	-
	<i>Panicum cf. rivulare</i>	Capim pernambuco
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia crassipes</i>	Aguapé
TYPHACEAE	<i>Thypha angustifolia</i>	Taboa
ZINGIBERACEAE	<i>Hedychium coronarium</i>	Lírio do Brejo
MARCHANTIOPHYTA	<i>Ricciocarpus natans</i>	Coraçãozinho
PONTEDERIACEAE	<i>Heteranthera reniformis</i>	Agrião-do-brejo
HALORAGANACEAE	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Pinheirinho d'água
AZOLLACEAE	<i>Azolla caroliniana</i>	Azolla

Fonte: MICRA, (2015).

Ainda segundo o relatório, as infestações de macrófitas flutuantes eram muito baixas, não afetando 1% da área do lago. *Salvinia auriculada*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Azolla caroliniana* eram as espécies flutuantes mais encontradas. Enquanto, *Panicum cf. rivulare*, *Polygonum cf. lapathifolium* e *Heteranthera reniformis* foram as espécies anfíbias mais encontradas.

É importante salientar que conforme descrito no relatório era comum a prática de retirada de resíduos eventualmente trazidos pelo rio e também os bancos de macrófitas flutuantes em pontos do reservatório, o que pode ter relação direta com a baixa densidade populacional das espécies encontradas.

2.4.4 PERDA DE RECURSOS FLORESTAIS NÃO MADEIREIROS

Este dano foi oriundo da quantificação de espécies afetadas pelo desastre que possuem potenciais utilizações reconhecidas em bibliografias. Para definir as classes de uso e potencialidade de uso humano, foi adaptada uma classificação combinando as categorias sugeridas em FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS (2006) e Crepaldi (2007). A quantidade de espécies encontradas e classificadas por grupo encontra-se discriminada na Tabela 56.

Tabela 56 – Resumo dos usos e potencialidades das espécies de flora aquática encontradas.

UTILIZAÇÃO	GRUPO		
	Várzeas	Reófitas	Macrófitas
Medicinal	88	6	68
Alimentício	39	1	26
Construção	8	0	0
Ambiental	9	0	1
Ornamental	27	2	16
Ritualístico	4	1	2
Lenha	5	0	2
Tecnológico	20	0	7

Este dano ocorreu nos três compartimentos, foi considerado gravíssimo devido ao número de espécies afetadas, entretanto está cessado e é reversível à medida em que estas espécies recolonizem as áreas e os recursos sejam novamente disponibilizados no ambiente.

A seguir são apresentados os resultados das análises deste dano por grupo biológico/ambiente.

2.4.4.1 Várzeas

Para os usos das espécies de vegetação de várzeas (Tabela 57), 111 espécies (38%) foram classificadas com algum uso ou potencialidade de uso, especialmente espécies das famílias Asteraceae e Poaceae e dos gêneros *Piper*, *Polygonum* e *Solanum*. A maior parte das espécies é de uso medicinal, alimentício ou tecnológico, mas há espécies em todas as categorias pesquisadas. Das espécies apresentadas abaixo, apenas 26 ocorrem no Compartimento 1, com destaque para a espécie *Commelina obliqua*, com grande densidade de indivíduos na área.

Tabela 57 – Potencialidade de uso das espécies de vegetação de várzea amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i>	-	1					x			
Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i>	-	1	x	x						
	<i>Sagittaria rhombifolia</i>	-	FL	x							x
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	-	34	x	x						
	<i>Amaranthus spinosus</i>	-	FL	x	x						
	<i>Celosia grandifolia</i>	-	6	x							
	<i>Pfaffia glomerata</i>	-	2	x					x		

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	FL	FL	x	x	x	x	x		x	x
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>	4	6	x							
Apocynaceae	<i>Calotropis procera</i>	-	FL	x							
Araceae	<i>Montrichardia linifera</i>	-	17	x				x			
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia clausenii</i>	-	2	x							
	<i>Aristolochia trilobata</i>	-	7	x							
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i>	-	1	x							x
	<i>Austroeupatorium inulaefolium</i>	3	3	x							
	<i>Chromolaena maximiliani</i>	-	19	x							
	<i>Conyza bonariensis</i>	-	3	x	x						
	<i>Eclipta prostrata</i>	-	49	x							
	<i>Elephantopus mollis</i>	-	9	x							
	<i>Emilia sonchifolia</i>	-	6	x	x						
	<i>Mikania micrantha</i>	1	54		x						
	<i>Pluchea sagittalis</i>	-	2	x							
	<i>Sphagneticola trilobata</i>	28	31	x				x			
Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i>	-	12	x				x			
Bignoniaceae	<i>Fridericia speciosa</i>	-	FL					x			
Boraginaceae	<i>Heliotropium indicum</i>	-	3	x							
	<i>Varronia curassavica</i>	-	2	x	x						
Cactaceae	<i>Pereskia grandifolia</i>	-	FL		x			x			
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	-	1	x		x	x			x	x
Cannaceae	<i>Canna indica</i>	-	FL	x	x			x			
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i>	-	2	x	x						
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum brasiliense</i>	10	10	x							
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	1	159	x				x			
	<i>Commelina obliqua</i>	127	324	x							
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cairica</i>	3	27	x				x			x
	<i>Ipomoea alba</i>	-	8		x			x			
Costaceae	<i>Costus spiralis</i>	-	1	x	x			x			
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i>	-	3	x	x						
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i>	-	39	x	x						
	<i>Cyperus rotundus</i>	-	18	x					x		
	<i>Rhynchospora ciliata</i>	-	FL	x							
	<i>Scleria secans</i>	2	2	x							
Equisetaceae	<i>Equisetum giganteum</i>	-	1	x				x			x
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	-	2		x		x				x
	<i>Croton urucurana</i>	-	3	x		x	x				x
	<i>Joannesia princeps</i>	-	FL	x			x				x
	<i>Ricinus communis</i>	-	2	x	x	x					x
Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i>	-	FL		x						
	<i>Centrosema virginianum</i>	-	2		x						

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
	<i>Desmodium incanum</i>	35	41	x							
	<i>Vachellia farnesiana</i>	-	FL	x							
	<i>Vigna luteola</i>	-	26		x						
Lamiaceae	<i>Hyptis brevipes</i>	-	2	x							
	<i>Leonurus sibiricus</i>	-	FL	x							
	<i>Marsypianthes chamaedrys</i>	1	2	x							
	<i>Mesosphaerum suaveolens</i>	4	4	x						x	
Loranthaceae	<i>Struthanthus marginatus</i>	2	2	x							
Lygodiaceae	<i>Lygodium volubile</i>	FL	3	x							
Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i>	-	4	x							
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	-	8	x							x
	<i>Sidastrum micranthum</i>	20	29	x							
	<i>Triumfetta semitriloba</i>	-	12	x							
	<i>Urena lobata</i>	-	12	x							
	<i>Waltheria indica</i>	-	93	x							
Mayacaceae	<i>Mayaca sellowiana</i>	FL	FL					x			
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i>	-	1		x		x			x	x
	<i>Psidium guajava</i>	-	1	x	x	x	x				x
Ochnaceae	<i>Sauvagesia erecta</i>	FL	42	x							
Passifloraceae	<i>Passiflora alata</i>	-	2	x	x			x			
	<i>Passiflora speciosa</i>	-	FL					x			
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	-	2	x	x			x			
	<i>Piper amalago</i>	-	FL	x							
	<i>Piper hispidum</i>	-	FL	x							
	<i>Piper tuberculatum</i>	-	1	x							
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i>	-	1	x							
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i>	10	31	x							
	<i>Axonopus compressus</i>	8	36	x				x			
	<i>Cenchrus echinatus</i>	-	3	x							
	<i>Coix lacryma-jobi</i>	13	79	x	x			x			x
	<i>Cynodon dactylon</i>	-	11	x				x			
	<i>Leersia hexandra</i>	-	53		x						
	<i>Megathyrsus maximus</i>	-	8	x	x						
	<i>Melinis minutiflora</i>	37	38		x						
	<i>Paspalum densus</i>	-	93		x						
	<i>Schizachyrium condensatum</i>	2	2			x					x
	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	-	2	x				x			
	<i>Urochloa mutica</i>	-	28		x						
Polygonaceae	<i>Coccoloba alnifolia</i>	-	FL	x							x
	<i>Polygonum acuminatum</i>	-	71	x							
	<i>Polygonum hispidum</i>	-	8						x		
	<i>Polygonum hydropiperoides</i>	-	25	x							
	<i>Polygonum punctatum</i>	-	3	x							

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Pteridaceae	<i>Pityrogramma calomelanos</i>	-	31	x							
Rubiaceae	<i>Borreria capitata</i>	8	23	x							
	<i>Borreria verticillata</i>	-	1	x	x			x			
	<i>Genipa americana</i>	-	2	x	x	x	x		x		x
	<i>Tocoyena bullata</i>	-	FL	x				x			
Sapindaceae	<i>Serjania fuscifolia</i>	-	1	x							
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>	-	1	x	x						
	<i>Solanum cernuum</i>	-	1	x							
	<i>Solanum palinacanthum</i>	-	FL	x	x						
	<i>Solanum scuticum</i>	-	1	x							
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i>	42	301	x	x						x
Urticaceae	<i>Cecropia hololeuca</i>	-	3	x	x		x	x		x	x
	<i>Urera caracasana</i>	-	22	x		x					x
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	-	2	x				x			
	<i>Lippia alba</i>	-	22	x							
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i>	-	7		x						
	<i>Cissus verticillata</i>	-	2	x				x			
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i>	-	1		x						
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	364	399	x	x			x			

C1 = indivíduos amostrados no Compartimento 1; AT = indivíduos amostrados na área total do estudo. FL: Espécies amostradas apenas no levantamento florístico. Espécies sem indivíduos foram amostradas apenas no levantamento florístico. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

2.4.4.1.1 Vegetação Reófito

Considerando os potenciais usos das espécies reófitas características (Tabela 58), apenas 6 espécies (19% de total) foram classificadas como tendo algum uso ou potencialidade de uso. Destas, apenas as espécies *Pluchea sagittalis* (Asteraceae) e *Polygonum hydropiperoides* (Polygonaceae) foram amostradas no Compartimento 1. A maior parte das espécies é de uso medicinal ou utilizadas para fins ornamentais e/ou alimentícios.

Tabela 58 – Usos potenciais das espécies reófitas características amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Amaranthaceae	<i>Pfaffia glomerata</i>	-	x	x					x		
Asteraceae	<i>Pluchea sagittalis</i>	x	x	x							
Polygonaceae	<i>Polygonum hydropiperoides</i>	x	x	x							
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>	-	x	x	x			x			
Urticaceae	<i>Pilea microphylla</i>	-	x	x				x			
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	-	x	x							

C1 = indivíduos amostrados no Compartimento 1; AT = indivíduos amostrados na área total do estudo. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

2.4.4.1.2 Macrófitas Aquáticas

Para os usos potenciais das espécies macrófitas características amostradas na bacia do rio Doce (Tabela 59), 78 espécies de macrófitas possuem algum uso ou potencialidade de uso, principalmente espécies da família Asteraceae, Fabaceae, Poaceae, Amaranthaceae e Polygonaceae. Do total de espécies com algum uso, 53 ocorrem nas parcelas do Compartimento 1. Com relação aos diferentes usos, a maior parte das espécies é classificada como medicinal (68 espécies), seguido pelo uso alimentício (26), ornamental (16) ou tecnológico (7).

Tabela 59 – Usos potenciais das espécies macrófitas aquáticas características amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i>	x	x	x	x						
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	-	x	x	x						
	<i>Alternanthera tenella</i>	x	x	x	x						
	<i>Amaranthus spinosus</i>	x	x	x	x						
	<i>Pfaffia glomerata</i>	-	x	x					x		
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>	x	x	x							
Araceae	<i>Montrichardia linifera</i>	-	x	x				x			
	<i>Pistia stratiotes</i>	-	x	x				x			
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	x	x	x							
Asteraceae	<i>Acanthospermum australe</i>	-	x	x			x			x	x
	<i>Ageratum conyzoides</i>	x	x	x							x
	<i>Baccharis genistelloides</i>	x	x	x							
	<i>Centratherum punctatum</i>	x	x	x				x			
	<i>Chromolaena laevigata</i>	x	x	x							
	<i>Eclipta prostrata</i>	x	x	x							
	<i>Elephantopus mollis</i>	x	x	x							
	<i>Erechtites valerianifolius</i>	-	x	x	x						
	<i>Mikania cordifolia</i>	x	x	x							
	<i>Mikania micrantha</i>	-	x		x						
	<i>Pluchea sagittalis</i>	x	x	x							
	<i>Sphagneticola trilobata</i>	x	x	x				x			
Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i>	x	x	x				x			
Boraginaceae	<i>Heliotropium elongatum</i>	-	x	x							
Cannaceae	<i>Canna indica</i>	-	x	x	x			x			
Cleomaceae	<i>Tarenaya spinosa</i>	x	x	x	x						
Commelinaceae	<i>Commelina obliqua</i>	x	x	x							
Cucurbitaceae	<i>Luffa cylindrica</i>	-	x	x	x						x
	<i>Momordica charantia</i>	-	x	x	x						
Cyperaceae	<i>Cyperus iria</i>	x	x	x							
	<i>Cyperus rotundus</i>	-	x	x					x		
Equisetaceae	<i>Equisetum giganteum</i>	x	x	x				x			x
Euphorbiaceae	<i>Acalypha communis</i>	x	x	x							
	<i>Croton glandulosus</i>	x	x	x							
Fabaceae	<i>Centrosema virginianum</i>	-	x		x						
	<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	-	x	x							

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
	<i>Indigofera suffruticosa</i>	-	x	x							
	<i>Mimosa pudica</i>	x	x	x							
	<i>Senna alata</i>	x	x	x				x			
	<i>Stylosanthes guianensis</i>	x	x		x						
	<i>Stylosanthes macrocephala</i>	x	x		x						
	<i>Zornia latifolia</i>	x	x	x							
Lamiaceae	<i>Hyptis brevipes</i>	x	x	x							
	<i>Mesosphaerum suaveolens</i>	-	x	x						x	
Lycopodiaceae	<i>Palhinhaea camporum</i>	x	x	x							
Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i>	x	x	x							
Malvaceae	<i>Malvastrum coromandelianum</i>	-	x	x							
	<i>Waltheria indica</i>	-	x	x							
Mayacaceae	<i>Mayaca sellowiana</i>	x	x					x			
Ochnaceae	<i>Sauvagesia erecta</i>	x	x	x							
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i>	-	x		x						
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i>	x	x	x							
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i>	-	x	x	x						
	<i>Scoparia dulcis</i>	x	x	x							
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i>	x	x	x							
	<i>Axonopus compressus</i>	x	x	x				x			
	<i>Cenchrus echinatus</i>	x	x	x							
	<i>Cynodon dactylon</i>	x	x	x				x			
	<i>Echinochloa polystachya</i>	x	x	x	x						
	<i>Eragrostis rufescens</i>	x	x	x							
	<i>Gynerium sagittatum</i>	x	x	x	x			x			x
	<i>Megathyrsus maximus</i>	x	x	x	x						
	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	-	x	x				x			
	<i>Urochloa mutica</i>	x	x		x						
Polygalaceae	<i>Polygala paniculata</i>	x	x	x							
Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i>	x	x	x							
	<i>Polygonum hydropiperoides</i>	x	x	x							
	<i>Polygonum punctatum</i>	x	x	x							
	<i>Rumex crispus</i>	x	x	x	x						
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>	x	x					x			x
Pteridaceae	<i>Pityrogramma calomelanos</i>	x	x	x							
Rubiaceae	<i>Borreria capitata</i>	x	x	x							
	<i>Borreria verticillata</i>	-	x	x	x			x			
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i>	-	x		x						
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i>	x	x	x	x						x
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i>	-	x	x	x						
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	-	x	x							
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i>	x	x		x						
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	x	x	x	x			x			

C1 = indivíduos amostrados no Compartimento 1; AT = indivíduos amostrados na área total do estudo. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

2.4.5 CONCLUSÕES

A passagem da onda de lama carregou a vegetação aquática presente ao longo do rio e desconfigurou as áreas de várzea adjacentes, causando a perda de uma vegetação que é de difícil recuperação. Ao todo, aproximadamente 67 hectares de vegetação de várzea foram suprimidos, implicando na perda estimada de 12.845.747 indivíduos e 289 espécies afetadas. Paralelamente, os ambientes lânticos e lóticos do rio são habitat para 215 espécies de macrófitas aquáticas e 31 espécies de reófitas, que foram afetadas e tiveram suas populações alteradas pelo desastre. Uma gama muito grande destas espécies serve de recurso para as mais diversas finalidades, e tem suas utilizações conhecidas pelas populações locais, além de serem fonte de alimento e abrigo para a fauna local.

2.5 DANOS ASSOCIADOS AO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Nesta seção, o foco é dado ao transporte de sedimentos. Antes do desastre, o rejeito de mineração encontrava-se no reservatório da barragem de Fundão. Com o rompimento da barragem, uma onda de rejeitos transportou o material para uma área além da foz do rio Doce.

No que se refere ao transporte de sedimentos, os principais danos que foram identificados e mensurados são:

- Assoreamento do canal do rio;
- Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce.

2.5.1 METODOLOGIA

2.5.1.1 Métodos de avaliação do assoreamento do canal do rio

A deposição de rejeito ocorreu com intensidades diferentes ao longo de seu deslocamento até a foz do rio Doce. A quantidade de rejeitos depositados nos rios e reservatórios, assoreamento, foi medida conforme a região e a disponibilidade de dados pretéritos.

Dois métodos distintos foram utilizados na determinação do acúmulo de rejeitos na calha do rio. O primeiro método foi aplicado no Compartimento 1 onde foram utilizados dados medidos em campo da espessura do rejeito. Já no segundo método, aplicado nos Compartimentos 2 e 3, foram utilizados os dados de levantamento batimétricos em seções controle ao longo do rio Doce.

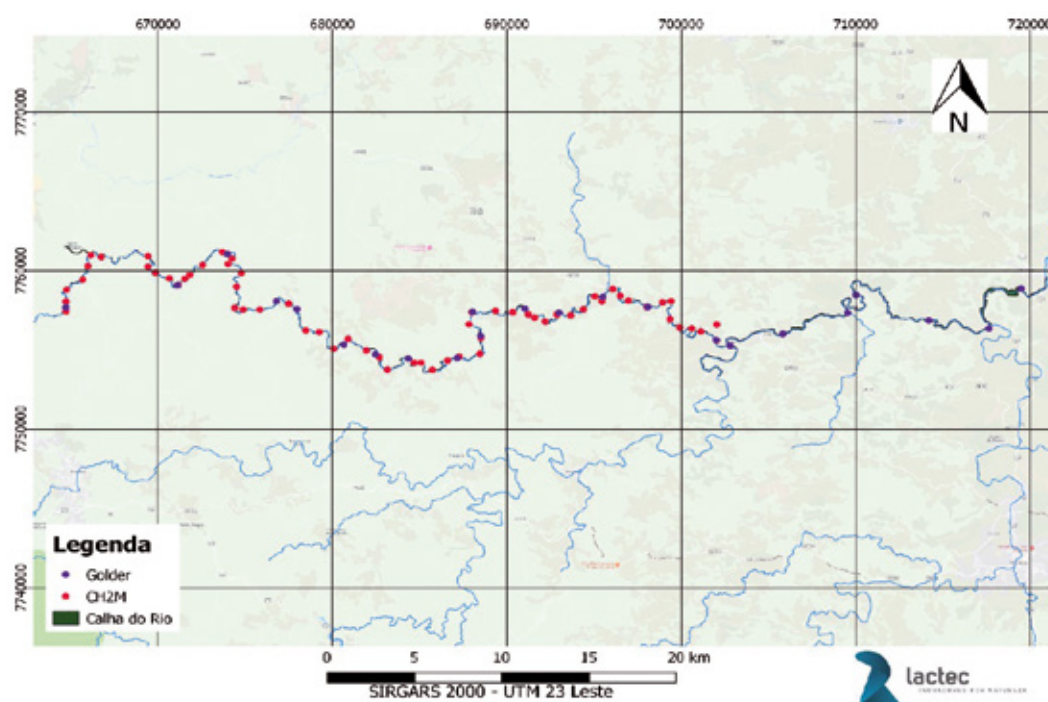
No Compartimento 1 foram usados dados secundários de duas empresas distintas: Golder (2016) e CH2M (2017, 2018a, b). As coletas de amostras de sedimentos foram realizadas ao longo da calha do Rio Gualaxo do Norte e do Rio do Carmo durante o período de março de 2016 até dezembro de 2018. Os pontos de coleta foram agrupados em trechos denominados trechos 6, 7, 8, 9 e 10 descritos na Tabela 60.

Tabela 60 – Definição dos agrupamentos de pontos de coletas de sedimento para determinação do volume intracalha.

Trecho	Descrição
Trecho 6	Rio Gualaxo do Norte, a montante da foz do córrego de Santarém.
Trecho 7	Rio Gualaxo do Norte, a partir da confluência do córrego de Santarém.
Trecho 8	Rio Gualaxo do Norte, antes da PCH Bicas.
Trecho 9	Médio e baixo Gualaxo do Norte
Trecho 10	Rio do Carmo até início do rio Doce

A localização dos pontos de coleta pode ser observada na Figura 137. O primeiro ponto de coleta localiza-se nas coordenadas 20°16'23,74" S e 43°25'20,07" O, na cidade de Mariana/MG, e o último ponto localiza-se nas coordenadas 20°15'17,31" S e 42°53'54,15" O no início do Rio Doce.

Figura 137 – Distribuição dos pontos de coletas.



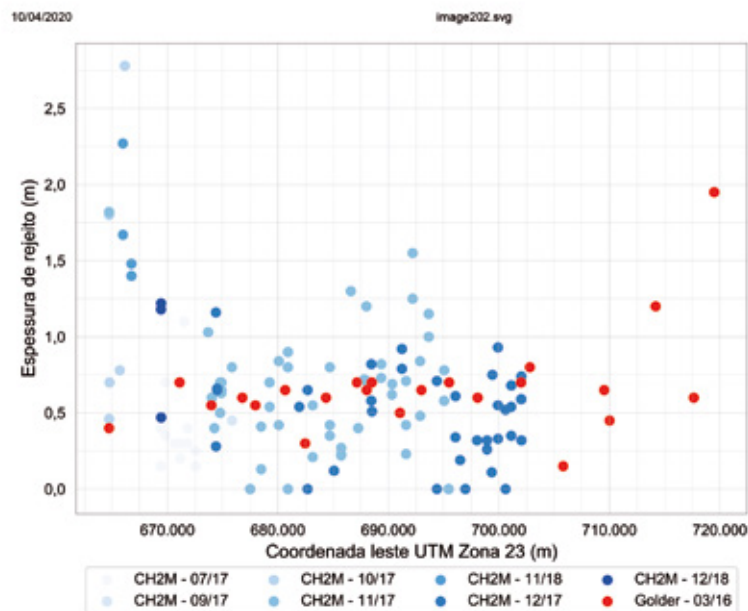
Inicialmente, em março de 2016, a empresa Golder realizou a sondagem e coleta de 23 amostras de sedimentos nos trechos 6, 7, 8, 9 e 10. As amostras a partir do ano de 2017 foram coletadas pela empresa CH2M que, diferentemente da Golder, adotou como critério a coleta de amostras distintas de rejeito lavado intracalha e de rejeito inconsolidado intracalha. Apesar dos métodos de classificação não serem iguais, a avaliação do assoreamento do canal do rio foi realizada com ambas fontes de dados.

A CH2M realizou coletas nos trechos 8 e 9 nos meses de julho e setembro de 2017. Nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2017 foram coletadas amostras dos trechos 6, 7 e 9. As últimas amostras foram coletadas em novembro de 2018 nos trechos 6 e 7 e dezembro de 2018 no trecho 8.

Os dados das coletas realizadas pela Golder e pela CH2M podem ser observados na Figura 138 que representa os dados referentes à espessura total de rejeito ao longo dos trechos descritos anteriormente discriminados pelas datas das coletas.

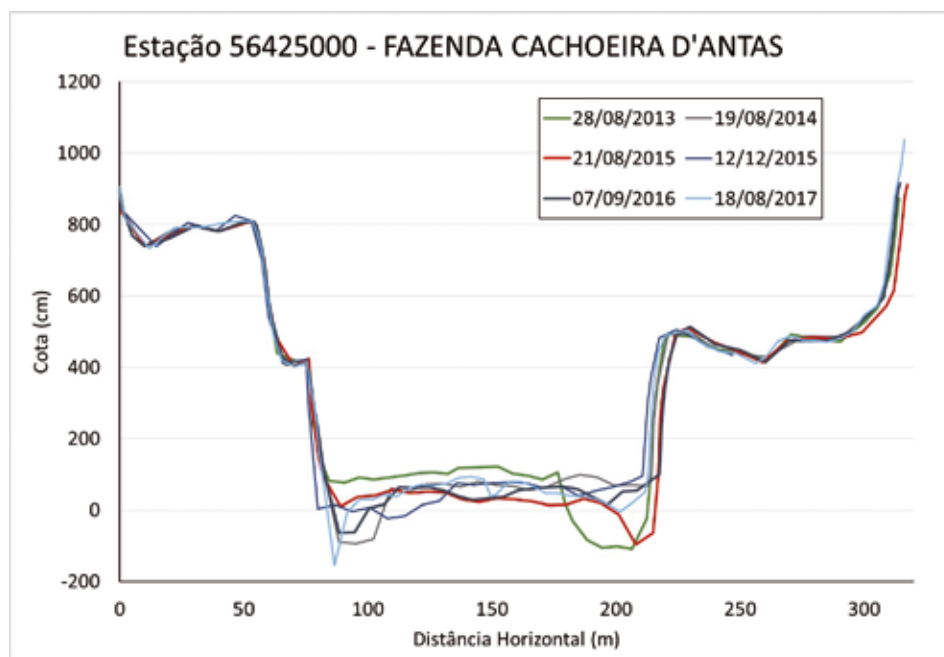
No caso do assoreamento que ocorreu no Compartimento 1 foram escolhidos dois indicadores o volume total assoreado na calha do rio (m^3) e a espessura média do depósito (m).

Figura 138 – Espessura dos rejeitos ao longo da calha.



Já para avaliar o impacto do rompimento no assoreamento no canal do rio Doce, na porção a jusante da UHE Risoleta Neves, foram usados os dados de levantamentos de seção transversal realizados pela Agência Nacional de Águas (ANA). Como exemplo, a Figura 139 apresenta um exemplo de sequência de medições de seções transversais para a localidade da estação 56425000 entre os anos de 2013 e 2017.

Figura 139 – Exemplo de sequência de levantamentos de sessões transversais.



Através da análise de alterações nos perfis da sequência de levantamentos no período pré e pós-rompimento buscou-se determinar ao longo do tempo as taxas médias de erosão e deposição em cada seção analisada. As estações consideradas estão listadas na Tabela 61.

Tabela 61 – Estações de monitoramento sedimentométrico na bacia do rio Doce operadas por ANA e CPRM.

Código	Rio	Latitude	Longitude	Área de Drenagem (km ²)	Nome
56075000	Piranga	-20,67	-43,09	4.260	Porto Firme
56425000	Doce	-19,99	-42,67	10.100	Fazenda Cachoeira D'Antas
56539000	Doce	-19,78	-42,48	15.900	Cachoeira dos Óculos Montante
56920000	Doce	-18,97	-41,64	5.510	Tumiritinga
56994500	Doce	-19,53	-40,63	76.400	Colatina

A partir dos resultados das análises com os dados, o dano sobre a ocorrência de assoreamento ao longo do rio Doce foi qualificado.

A linha-base foi definida a partir dos valores históricos e naturais encontrados no período pré-desastre. Os indicadores de dano usados foram as próprias taxas de erosão ou de assoreamento calculadas.

A abrangência foi definida a partir dos resultados obtidos para as diferentes localidades analisadas, verificando-se até onde o dano pode ser encontrado.

A gravidade do assoreamento dos rios foi definida usando dois indicadores distintos: no Compartimento 1 o indicador foi o volume de rejeito e no Compartimento 2, a taxa de sedimentação.

No Compartimento 1, o volume de sedimento anual produzido foi estimado por alguns estudos entre 0,99 e 1,04 hm³/ano (POTAMOS, 2017) e 1,05 hm³/ano (GEOPROJETOS e CVRD, 2000). Optou-se então por considerar o valor de 1 hm³/ano como referência, definindo como “Pouco Grave” se o volume de rejeito for correspondente a 2 meses de aporte de sedimento e abaixo de 5 meses, “Grave” entre 5 e 8 meses e “Gravíssimo”, acima de 8 meses (Tabela 62).

Tabela 62 – Categorias de dano associadas ao assoreamento em rios - Compartimento 1.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco Grave	Volume de rejeito correspondente a um valor acima de 2 meses de aporte natural de sedimento e abaixo de 5 meses: entre 0,16 hm ³ e 0,42 hm ³ .
Grave	Volume de rejeito correspondente a um valor acima de 5 meses de aporte natural de sedimento e abaixo de 8 meses: entre 0,42 hm ³ e 0,67 hm ³ .
Gravíssimo	Volume de rejeito correspondente a um valor acima de 8 meses de aporte natural de sedimento: acima de 0,67 hm ³ .

Nos Compartimentos 2 e 3, foi escolhido como base o conjunto de medições prévias de taxas de sedimentação e definidas as categorias de dano tendo como referência 10 mm/dia (aproximadamente o maior valor de variação de espessura em medições anteriores). A Tabela 63 mostra as categorias e os limiares definidos.

Tabela 63 – Categorias de dano associadas ao assoreamento em rios - Compartimento 2 e Compartimento 3.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco Grave	Variação de espessura numa taxa acima de 1 mm/dia e abaixo de 2 mm/dia.
Grave	Variação de espessura numa taxa acima de 2 mm/dia e abaixo de 10 mm/dia.
Gravíssimo	Variação de espessura numa taxa acima de 10 mm/dia.

Já a tendência foi definida a partir da análise das séries históricas de taxas de erosão e deposição após o rompimento nos mesmos locais. Por exemplo, se as taxas de erosão ou deposição aumentaram/diminuíram no período pós-rompimento. Do mesmo modo, em função desta tendência, a reversibilidade do dano foi qualificada.

2.5.1.2 Métodos de avaliação da alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce

Para embasar a avaliação dos danos relacionados com a alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce foram usadas três metodologias.

A primeira consistiu na análise gráfica e estatística de dados históricos pré e pós-rompimento de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) e turbidez em pontos de monitoramento ao longo do trecho afetado.

A segunda metodologia consistiu na análise das alterações das relações entre descarga sólida e descarga líquida (curvas-chave de sedimentos) também nas situações pré e pós-rompimento.

Finalmente, a terceira e última metodologia usada consistiu em gerar resultados de simulações matemáticas de concentração de sedimentos em suspensão usando um modelo hidrossedimentológico que não considerou o efeito do rompimento na produção de sedimentos da bacia na condição do pós-desastre (portanto, estimou qual seria a concentração natural de sedimentos caso o rompimento não tivesse acontecido). Os resultados desta simulação foram comparados com os dados observados de concentração de sedimentos na situação pós-desastre. Esta última análise foi ainda discutida com base em resultados análogos disponíveis na literatura científica atual.

A seguir, cada uma destas metodologias é tratada com mais detalhamento.

2.5.1.2.1 *Análise estatística e gráfica de dados históricos pré e pós-rompimento de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) e turbidez*

Nesta análise foram selecionados para serem utilizados dois conjuntos de dados fornecendo informações acerca da concentração de sedimentos na bacia do rio: CSS e turbidez. Para cada conjunto de dados, foram selecionadas tanto estações no caminho da onda de rejeitos quanto a montante no rio principal e, também, em alguns afluentes. Isso foi realizado para verificar se possíveis tendências eram resultantes do desastre de Mariana ou um comportamento comum da bacia para o período em análise. Para cada conjunto de dados, calculou-se a anomalia padrão (Equação 1) e a anomalia removendo a sazonalidade (Equação 2) da série histórica de cada posto.

$$\Delta x = \frac{X - \bar{X}}{\sigma} \quad (1)$$

$$\Delta x_m = \frac{X - \bar{X}_k}{\sigma_k} \quad (2)$$

em que Δx é a razão entre a variação do valor medido (X) em relação à média histórica ($\bar{X}$) e ao desvio padrão da série (σ); e Δx_m é a razão entre a variação do valor medido em relação à média mensal ($\bar{X}_k$) em que aquele valor ocorre e o desvio padrão (σ_k) dos valores da série para cada mês. k varia de 1 até 12 e corresponde a cada mês do ano. Destaca-se que tanto as médias quanto o desvio foram calculados considerando os dados das séries para o período que antecede o desastre de Mariana.

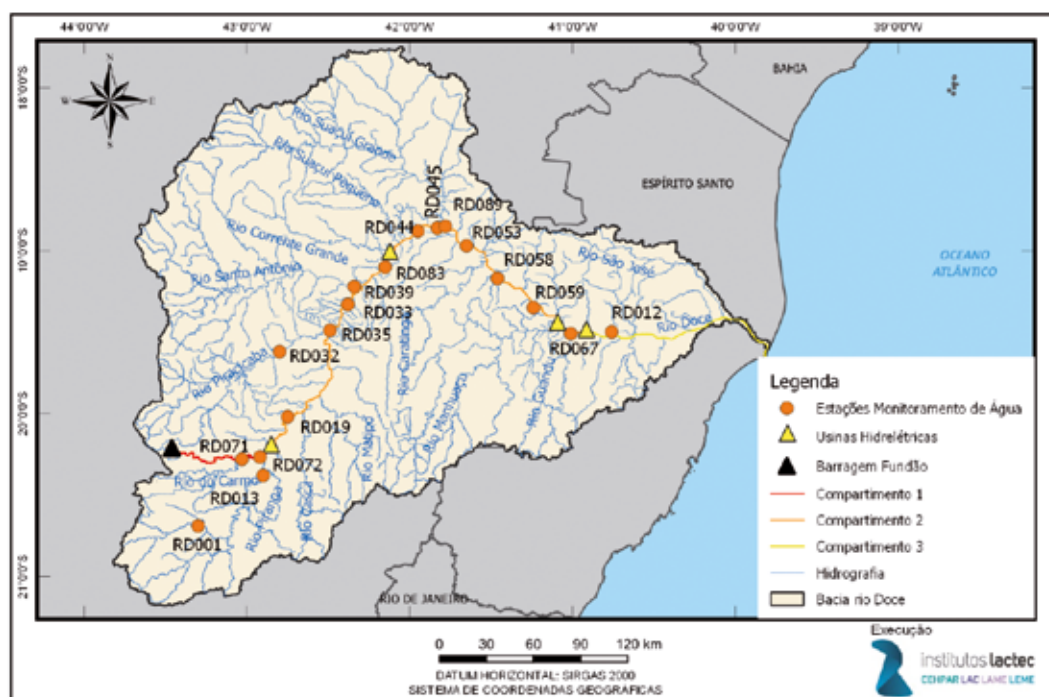
Os dados de CSS foram adquiridos do Sistema de Informações hidrológicas (<http://hidroweb.ana.gov.br/>), disponibilizados pela ANA e através dos relatórios 01, 03 e 04 do monitoramento especial da bacia do rio Doce, realizados pela CPRM (2015, 2016a, 2016b). As sete estações sedimentométricas utilizadas na análise e o número de medições em cada uma delas são apresentados na Tabela 64 e na Figura 140.

Tabela 64 – Estações de monitoramento sedimentométrico na bacia do rio Doce operadas por ANA e CPRM.

Código	Rio	Latitude	Longitude	1ª medição	Última medição utilizada	Nº medições	Medições/ano
56075000	Piranga	-20,67	-43,09	26/04/1998	07/12/2018	54	2,57
56425000	Doce	-19,99	-42,67	21/08/1998	21/05/2018	55	2,75
56539000	Doce	-19,78	-42,48	20/04/1999	23/05/2018	60	3,15
56696000	Piracicaba	-19,52	-42,64	21/02/1988	18/04/2018	73	2,61
56850000	Doce	-18,88	-41,95	14/12/1998	25/05/2018	42	2,80
56920000	Doce	-18,97	-41,64	13/06/1974	07/05/2018	99	3,66
56994500	Doce	-19,53	-40,63	09/12/1976	29/05/2018	97	2,85

Código	Rio	Latitude	Longitude	1ª medição	Última medição utilizada	Nº medições	Medições/ano
RD071	do Carmo	-20,28	-43,03	01/10/2008	10/12/2018	83	7,55
RD072	Doce	-19,25	-42,89	01/10/2008	10/12/2018	123	11,18
RD083	Doce	-19,10	-42,15	08/07/2008	12/12/2018	123	11,18
RD089	Suaçuí Grande	-18,85	-41,78	10/07/2008	17/10/2018	37	3,37
RDO12	Doce	-19,53	-40,81	28/06/2007	18/07/2018	106	9,64

Figura 141 – Estações de qualidade da água selecionadas para análise da turbidez e dos sólidos suspensos totais.



As séries históricas destes dados foram analisadas de forma gráfica para compreender como estes parâmetros vêm se alterando ao longo do tempo. Com esta informação procurou-se entender a distribuição espacial, a tendência e a reversibilidade do dano.

Os dados também foram analisados estatisticamente e visualmente. Inicialmente eles foram analisados estatisticamente para determinar se de fato as alterações nas médias e nas variâncias das concentrações foram estatisticamente relevantes nos períodos pré e pós-desastre. Para isso, foram calculadas as diferenças nas médias e foi realizado um teste estatístico para as variâncias (teste F de Snedecor). Esta informação foi utilizada diretamente no desenvolvimento da metodologia para classificação da gravidade do dano, apresentada ao final desta seção.

2.5.1.2.2 Análise das alterações das relações entre descarga sólida e vazão líquida nas situações pré e pós-rompimento

Adicionalmente à análise de alteração das concentrações de sedimentos nos locais de medição também foram feitas análises de alterações nas curvas de descarga sólida versus descarga líquida. Os dados de concentração obtidos a partir de medições pontuais provenientes de estações do IGAM/

MG e IEMA/ES foram utilizados em conjunto com vazões líquidas obtidas de estações vizinhas a elas (estações da ANA). Para os locais estudados foram obtidas as curvas-chave de sedimentos totais, considerando a estimativa das descargas sólidas totais pelo método de Colby (1957) e das descargas sólidas em suspensão (baseadas apenas nos dados de concentração) para o período comum adotado.

O objetivo principal foi realizar uma comparação, ainda que com poucos dados medidos após o acontecimento, dos dados de vazões sólidas (totais e em suspensão) entre os períodos pré e pós-rompimento da barragem de Fundão. Esta análise visou complementar o entendimento da gravidade, tendência e reversibilidade do dano.

2.5.1.2.3 Simulações matemáticas de concentrações naturais esperadas de sedimentos em suspensão usando modelo hidrossedimentológico

Para consolidar a avaliação dos danos na dinâmica de transporte de sedimentos do Rio Doce foi usado um modelo matemático hidrossedimentológico para simular as concentrações naturais esperadas na bacia no período pré e pós-rompimento. O modelo hidrossedimentológico MGB-SED (BUARQUE, 2015) foi aplicado e calibrado para todo o período com dados disponíveis entre janeiro de 1980 e outubro de 2015. Maiores detalhes sobre o modelo encontram-se no Relatório de Pós-Desastre.

A Tabela 66 apresenta o resultado da calibração considerando as métricas de ENS – coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NASH e SUTCLIFFE, 1970) – e viés (também conhecido como BIAS) para os postos sedimentométricos utilizados nesse estudo. Dadas as incertezas existentes na aplicação de modelos hidrossedimentológicos, incluindo a baixa disponibilidade de dados para o cálculo das métricas, os resultados podem ser considerados coerentes na representação dos processos de produção e transporte de sedimentos (MORIASI et al., 2007), com a maioria dos valores de ENS positivos e valores de viés compreendidos entre +/- 50%. Para compreender melhor os resultados encontrados, apresenta-se na Figura 142 e na Figura 143 uma comparação dos valores observados e simulados de CSS para as estações 56415000 (Rio Casca) e 56992000 (Baixo Guandu).

Tabela 66 – Resultados da calibração do modelo MGB-SED para os postos sedimentométricos da bacia do rio Doce: concentração de sedimentos em suspensão média de longo período (CSSmed) simulada; coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (ENS) e BIAS, calculadas entre as concentrações de sedimentos em suspensão observadas e simuladas.

Estação	Nome	CSSmed (mg/L)	ENS	BIAS (%)
56075000	Porto Firme	72,08	0,34	16,15
56415000	Rio Casca	103,32	0,49	-18,26
56425000	Rio Dantas	73,52	0,12	-37,64
56539000	Cachoeira dos Óculos	93,10	0,32	-34,31
56696000	Mario Carvalho	375,23	0,18	80,46
56775000	Ferros	62,44	0,19	-4,68
56787000	Fazenda Barraca	88,84	-1,76	152,36
56800000	Senhora do Porto	73,14	-0,36	55,10
56825000	Naque Velho	106,30	-0,11	-13,82
56846000	Porto Santa Rita	45,24	-0,07	-64,33
56850000	Governador Valadares	136,37	0,30	43,67
56860000	São Pedro Suaçuí	162,65	-5,47	272,61

Estação	Nome	CSSmed (mg/L)	ENS	BIAS (%)
56891900	Vila Matias Montante	240,08	0,21	-4,55
56915500	Jampruca	215,37	0,00	70,03
56920000	Tumiritinga	163,41	-0,01	-37,91
56935000	Dom Cavati	193,28	0,58	47,21
56948005	Resplendor Jusante	175,95	0,52	1,87
56976000	Fazenda Bragança	61,10	0,00	-37,42
56989400	Assarai Montante	92,81	0,06	-3,31
56990000	São Sebastião da Encruzilhada	89,47	0,23	13,65
56990990	Afonso Claudio Montante	188,17	-0,64	98,01
56991500	Laranja da Terra	190,96	0,53	-8,26
56992000	Baixo Guandu	201,14	0,45	-0,94
56994500	Colatina	168,87	0,05	4,25
56995500	Ponte do Pancas	71,82	-19,83	281,30
56997000	Barra de São Gabriel	139,57	-24,82	504,81

Figura 142 – Séries temporais das concentrações de sedimentos em suspensão observadas e simuladas para a estação 56415000 (Rio Casca).

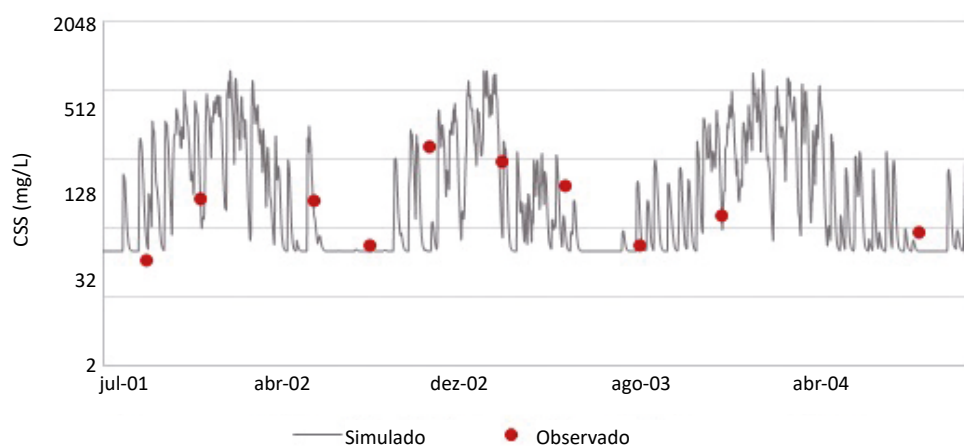
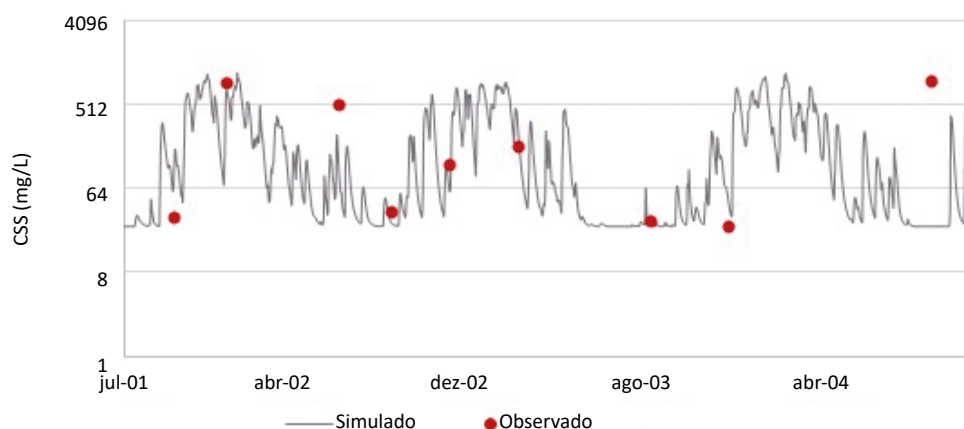


Figura 143 – Séries temporais das concentrações de sedimentos em suspensão observadas e simuladas para a estação 56992000 (Baixo Guandu).



O modelo hidrossedimentológico calibrado foi, então, aplicado para o período pós-rompimento para estimar quais seriam as concentrações naturais de sedimentos na região caso o rompimento não tivesse acontecido. A comparação desta informação com os dados observados para as estações Rio Dantas, Cachoeira dos Óculos, Governador Valadares, Tumiritinga e Colatina, localizadas no caminho da onda de rejeitos e com dados no período do pré e pós-rompimento, permitiu uma análise comparativa da situação natural estimada por modelagem com a situação afetada pelo rompimento observada.

2.5.1.2.4 Síntese das avaliações de resultados para preenchimento da matriz de danos de alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce

A partir dos resultados das análises com dados observados e da modelagem, o dano sobre a alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce foi qualificado.

A linha-base foi definida a partir dos valores históricos e naturais esperados das variáveis analisadas. Os indicadores de dano usados foram as variáveis concentração de sedimentos em suspensão, turbidez e relação da descarga sólida com a descarga líquida.

A abrangência foi definida a partir dos resultados obtidos para as diferentes localidades analisadas, verificando-se até onde o dano pode ser encontrado.

A estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no Compartimento 2 e a estação 569945000 (Colatina) no Compartimento 3 foram adotadas para verificação da gravidade do dano.

Para a qualificação do dano, nestes locais foram calculadas as médias dos valores históricos e valores naturais modelados de sedimentos em suspensão para o período pré-rompimento e as médias dos valores observados e valores naturais modelados de sedimentos em suspensão para o período pós-rompimento. Estes valores foram analisados usando o critério da Tabela 67.

Tabela 67 – Categorias de danos associados ao transporte de sedimentos.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco Grave	Ordem de grandeza das médias das concentrações de sedimentos e descargas sólidas no pós-desastre (3 anos hidrológicos após) iguais à ordem de grandeza do período pré-rompimento, mas com concentrações no pós-desastre superiores ao pré-desastre.
Grave	Ordem de grandeza das médias das concentrações de sedimentos e descargas sólidas no pós-desastre superiores à ordem de grandeza do período pré-rompimento.
Gravíssimo	Ordem de grandeza das médias das concentrações de sedimentos e descargas sólidas no pós-desastre superiores (em todos dos 3 anos hidrológicos após o desastre) à ordem de grandeza do período pré-rompimento.

Já a tendência foi definida a partir da análise das séries históricas e da comparação com os resultados da modelagem das concentrações naturais esperadas, onde a tendência ao aumento ou a diminuição do dano foi analisada a partir do comportamento observado.

2.5.2 ASSOREAMENTO DO CANAL DO RIO

O volume total de rejeitos intracalha no Compartimento 1 foi estimado pela soma dos volumes estimados para cada segmento de 10 km, conforme é apresentado na Tabela 68, e foram utilizadas tanto as amostras da empresa Golder quanto da CH2M. O volume foi determinado multiplicando-se a média de rejeitos de cada segmento pela área do respectivo segmento. Também foram calculados os desvios padrões, que foram utilizados para estimar as incertezas no volume do rejeito. Desta forma, o volume médio de rejeitos na calha do rio Gualaxo do Norte e rio do Carmo é de 2,90 m³, podendo variar de 1,13 hm³ a 4,67 hm³. O valor estimado por Golder (2016) para a mesma região foi de 2.8 hm³ e 3,7 hm³ usando dois métodos distintos.

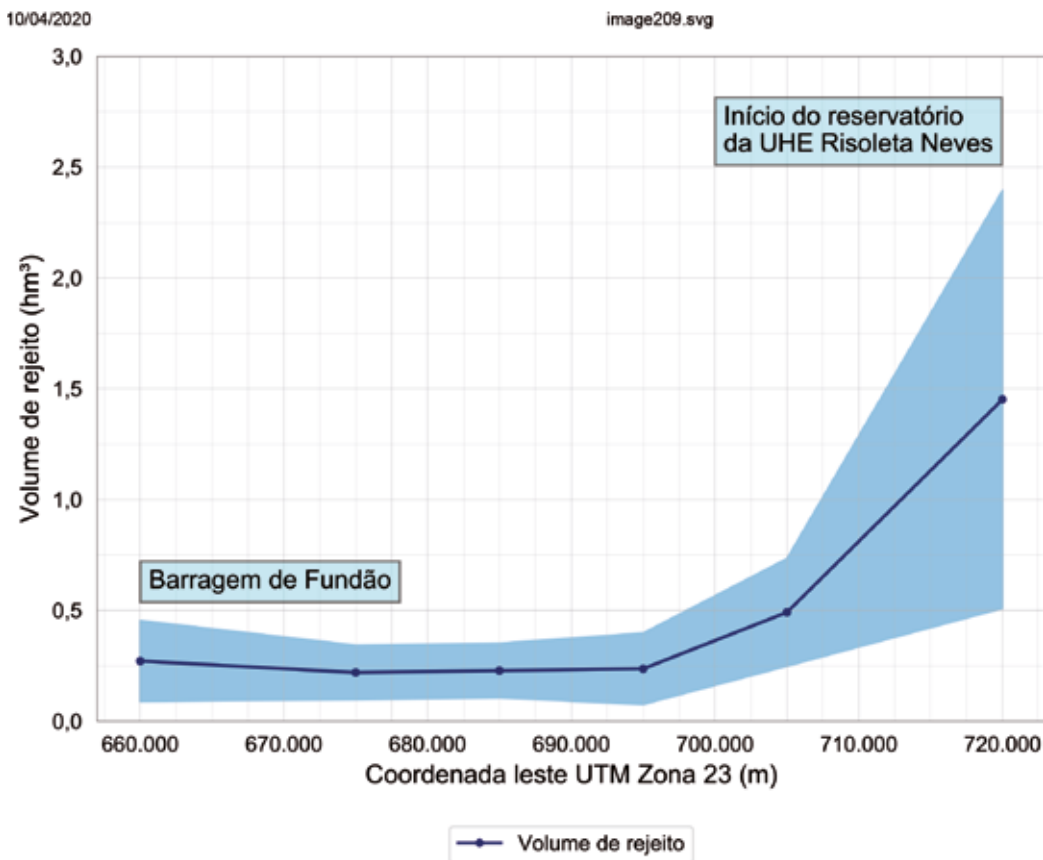
Tabela 68 – Estimativa da espessura média do rejeito e do volume de rejeito depositado na calha do rio (Compartimento 1).

Coordenada E (km) ¹	Espessura Média (m)			Área da Calha (m ²)	Volume de Rejeito (hm ³)		
660 a 670	1,11	±	0,75	248.207	0,27	±	0,18
670 a 680	0,51	±	0,29	446.922	0,22	±	0,12
680 a 690	0,57	±	0,3	403.152	0,23	±	0,12
690 a 700	0,55	±	0,38	428.664	0,24	±	0,16
700 a 710	0,50	±	0,25	975.903	0,49	±	0,24
710 a 720	1,05	±	0,68	1.591.870	1,45	±	0,94
Soma	4,29	±	2,65	3.863.657	2,90	±	1,77

¹ Sirgas 2000 zona 23 S

A espessura média de todos os trechos resultou em 0,63 ± 0,46 metros de rejeito, valor compatível com o resultado obtido por Golder (2016), que foi de 0,65 metros. A Figura 144 mostra graficamente a variação do volume acumulado do rejeito de montante para jusante.

Figura 144 – Variação espacial do volume de rejeito depositado na calha do rio (Compartimento 1).

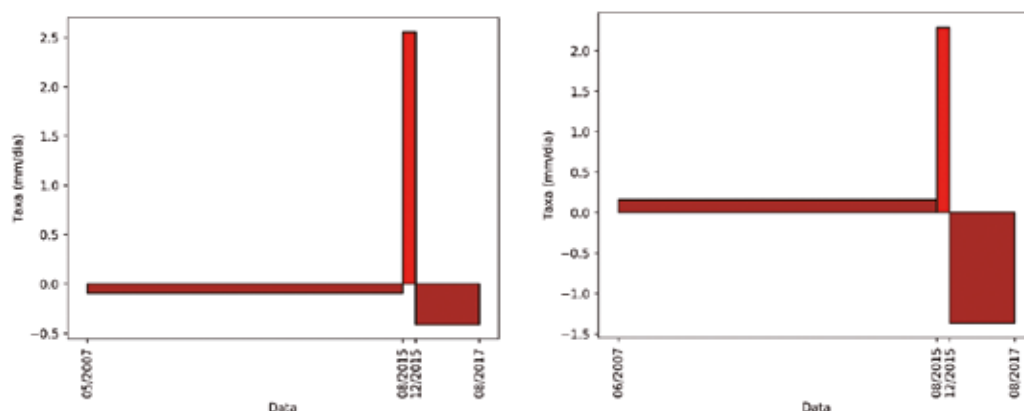


O maior acúmulo de rejeito ocorre na região mais a jusante confirmando a tendência de transporte do rejeito na direção do fluxo do rio. O último segmento possui apenas medições da Golder, no entanto, o trecho imediatamente a montante, também apresenta acúmulo de rejeito. Na porção mais a montante também existe um acúmulo um pouco maior de rejeitos, provavelmente causado pela presença dos diques.

O assoreamento do rio no Compartimento 1 foi considerado “Gravíssimo” (de acordo com os valores estabelecidos na Tabela 62) uma vez que o acúmulo foi maior do que 0,67 hm³. Em relação a tendência, foi classificado como “Tende a Reduzir” já que o sedimento tende a ressuspender, sendo propagado ao longo do rio e se acumulando em regiões de fluxos mais calmos como os reservatórios. O dano é “Parcialmente Reversível” já que existe uma complexidade muito grande para identificar e retirar o rejeito de toda a calha do rio.

A Figura 145 apresenta os resultados das estimativas das taxas de erosão para os Compartimentos 2 e 3. Valores positivos significam deposição e valores negativos significam erosão no intervalo analisado. De uma forma geral as estações Rio Dantas (56425000) e Colatina (56994500) apresentaram uma taxa maior de deposição no leito no período de ocorrência do rompimento, possivelmente relacionado com o evento. Este efeito foi mais pronunciado em comparação com as séries históricas nas estações Rio Dantas (56425000) e Cachoeira dos Óculos (56539000), situadas mais próximas do local de ocorrência do rompimento. Já em Colatina, no trecho final do rio Doce, o valor de deposição encontrado não é expressivamente maior do que valores históricos visualizados.

Figura 145 – Sumário dos resultados da análise da variação da espessura dos depósitos usando dados observados de seções transversais, Compartimento 2 (Rio Dantas) na esquerda e Compartimento 3 (Colatina) na direita. A barra vermelha refere-se ao período em que ocorreu o desastre.



Nos períodos subsequentes ao intervalo do rompimento todas as estações mostraram a ocorrência de taxas de erosão (valores negativos) condizentes com os valores históricos, porém levemente superior. A abrangência verificada para o dano foi todo o rio Doce nos Compartimentos 2 e 3.

Em relação a tendência verificada, como foram mantidas as taxas de erosão do rio Doce após o rompimento, não é possível afirmar que este sedimento vai ser totalmente retirado em algum momento. Mesmo que os períodos subsequentes ao rompimento indiquem ocorrência de erosão. É possível sim que trechos do rio tenham atingindo uma nova condição estável considerando estes sedimentos que se depositaram. Inclusive análises que são apresentadas para o dano “Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce”, na sequência, sugerem que as quantidades de sedimentos transportadas pelo rio Doce estão diminuindo ao longo dos últimos anos desde a ocorrência do rompimento até a atualidade, chegando a números na mesma ordem dos valores pré-desastre. Assim, a tendência verificada para este dano é que ele está estabilizado.

Quanto à gravidade, de acordo com o estabelecido na Tabela 63 e identificado pela Figura 145, o dano foi considerado “Grave”.

O sedimento depositado pode ser removido ao longo do tempo ou ser incorporado ao sistema na forma de depósitos. E isto pode acontecer em diferentes trechos do rio. Por isto este dano pode ser considerado “Parcialmente Reversível”.

2.5.3 ALTERAÇÃO DA DINÂMICA DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS AO LONGO DO RIO DOCE

A seguir são apresentados os resultados obtidos para o dano “Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce” usando as metodologias propostas.

2.5.3.2.1 Dados históricos de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) e turbidez nos períodos de pré e pós-rompimento

Conforme a metodologia empregada, foram utilizadas 42 estações de monitoramento relacionados aos sedimentos. A seguir, devido ao grande número de resultados obtidos, buscou-se aqui resumir as informações mais relevantes apresentando os resultados para algumas localidades.

A Figura 146 e a Figura 147 apresentam os resultados das análises de concentração de sedimentos em suspensão e de anomalias, respectivamente, dispostos espacialmente, para melhor visualização em termos espaciais e no Apêndice G são apresentados os resultados gráficos de todos os pontos.

Figura 146 – Dados da série histórica de concentração de sedimentos em suspensão dispostos espacialmente.

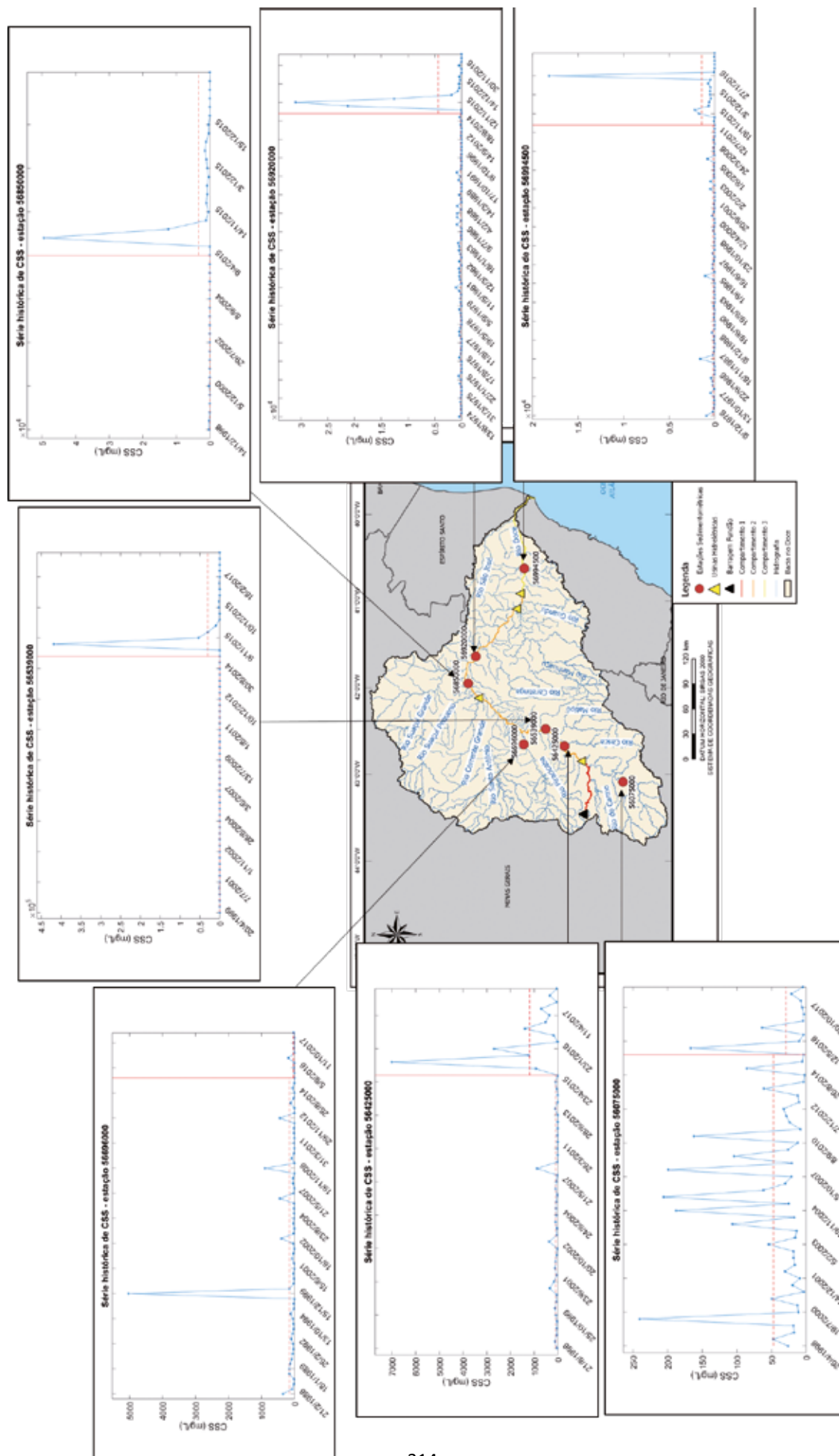
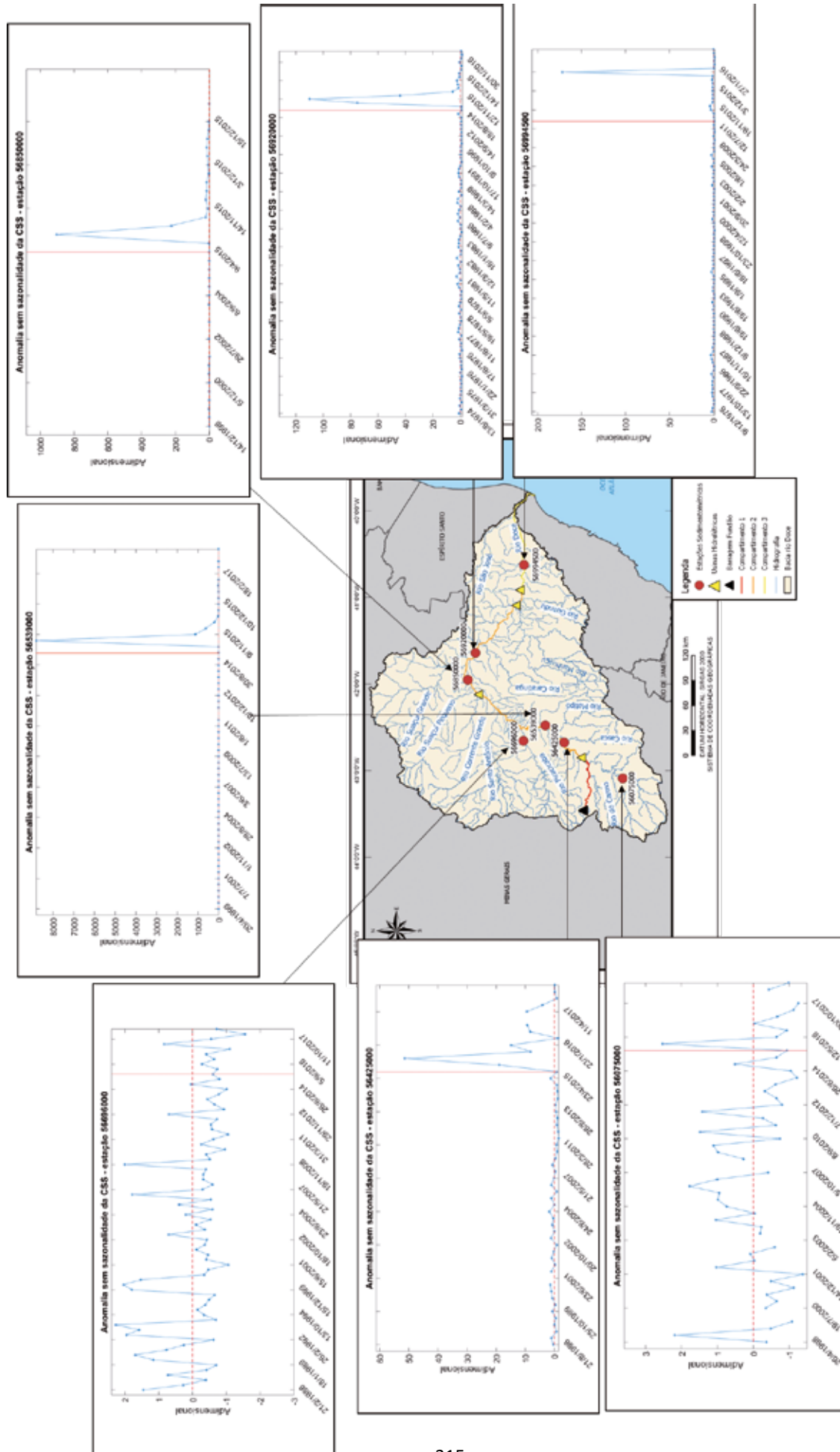


Figura 147 – Dados de anomalia da sazonalidade de concentração de sedimentos em suspensão dispostos espacialmente.



Na Figura 146 pode-se comparar a média antes e após o desastre de Mariana, representada pela barra vertical nos gráficos que divide os dois períodos. Uma primeira observação que pode ser feita, comparando-se as estações 56075000 (no rio principal, a montante do desastre), 56696000 (no rio Piracicaba, afluente do rio Doce) e 56994500 (no rio Doce, a jusante do desastre), próxima da foz é acerca da abrangência do dano, uma vez que não é possível verificar influência nos afluentes bem como, obviamente, também à região mais à montante.

Percebe-se também que até o pico de concentração de 18.190 mg/L, registrado no dia 27 de janeiro de 2016, na estação de Colatina (56994500), as CSSs se mantiveram elevadas, acima da média histórica. É importante lembrar aqui que as medições não são contínuas e nem realizadas nos mesmos dias para cada posto, o que limita a análise das informações.

Sabe-se que a bacia do rio Doce apresenta comportamento sazonal devido ao regime de precipitações, o que influencia diretamente a quantidade de sedimentos que chegam e são transportados através dos cursos d'água. Assim, no período seco, a CSS nos rios é baixa e no período chuvoso é alta. Devido ao fato de que existem poucas medições ao longo do ano (cerca de 4 a 6 medições) e, muitas vezes com estas ocorrendo no período seco, existe uma tendência da média ser inferior ao valor real. Assim, para tentar diminuir a influência da sazonalidade e da escassez de dados na análise, como apresentado na metodologia, utilizou-se a anomalia dos valores considerando as médias e o desvio padrão para cada mês e avaliou-se o quanto aquele valor está variando com relação a essas informações.

As anomalias são apresentadas na Figura 147 e é possível verificar a atenuação de alguns picos apresentados na Figura 146 quando, por exemplo, compara-se à estação 56696000 nas duas situações e percebe-se que, considerando as anomalias, o valor absoluto de CSS no período úmido de 1999-2000, na verdade representa uma situação próxima do ocorrido em outros anos. Já nas estações localizadas no rio Doce (56425000, 56539000, 56850000, 56920000 e 56994500) os picos identificados após o desastre representam sim os maiores valores históricos.

O comportamento mais distinto (entre as localizadas no rio Doce) é aquele observado na estação Fazenda Cachoeira D'Antas (56425000) que encontra-se mais próxima da confluência do rio do Carmo com o rio Doce e demonstra que, mesmo nos meses de setembro e dezembro de 2016 e abril de 2017, os registros mostraram valores elevados de CSS, acima da média histórica.

As observações de turbidez são mais numerosas que as de CSS, principalmente após o desastre de Mariana, e, também, com maior densidade espacial de estações.

A Figura 148 e a Figura 149 apresentam os resultados das análises de turbidez dispostos espacialmente, para melhor visualização dos resultados encontrados em termos espaciais. No Apêndice H são apresentados os resultados gráficos de todos os pontos.

Figura 148 – Dados da série histórica de turbidez dispostos espacialmente.

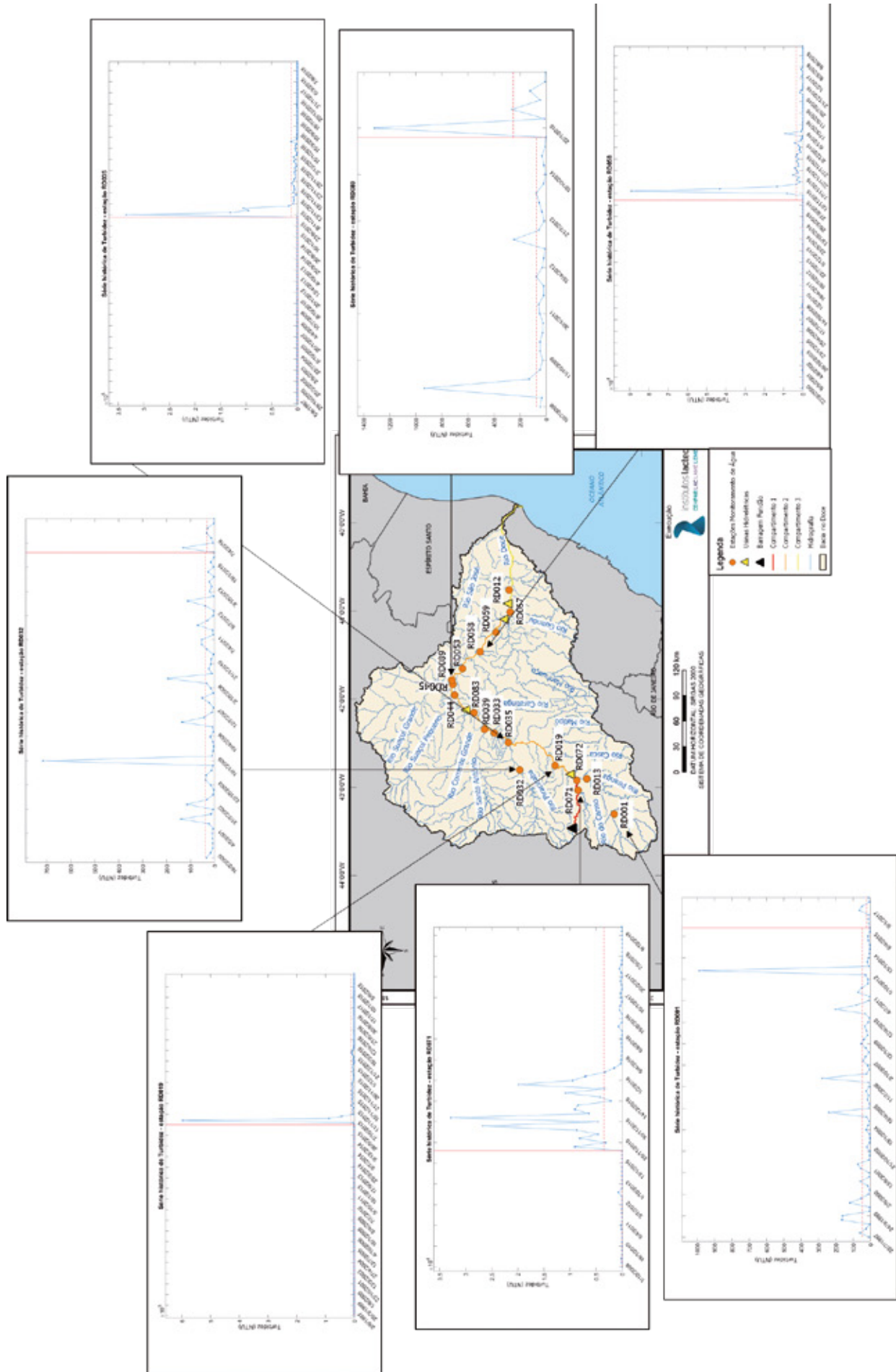
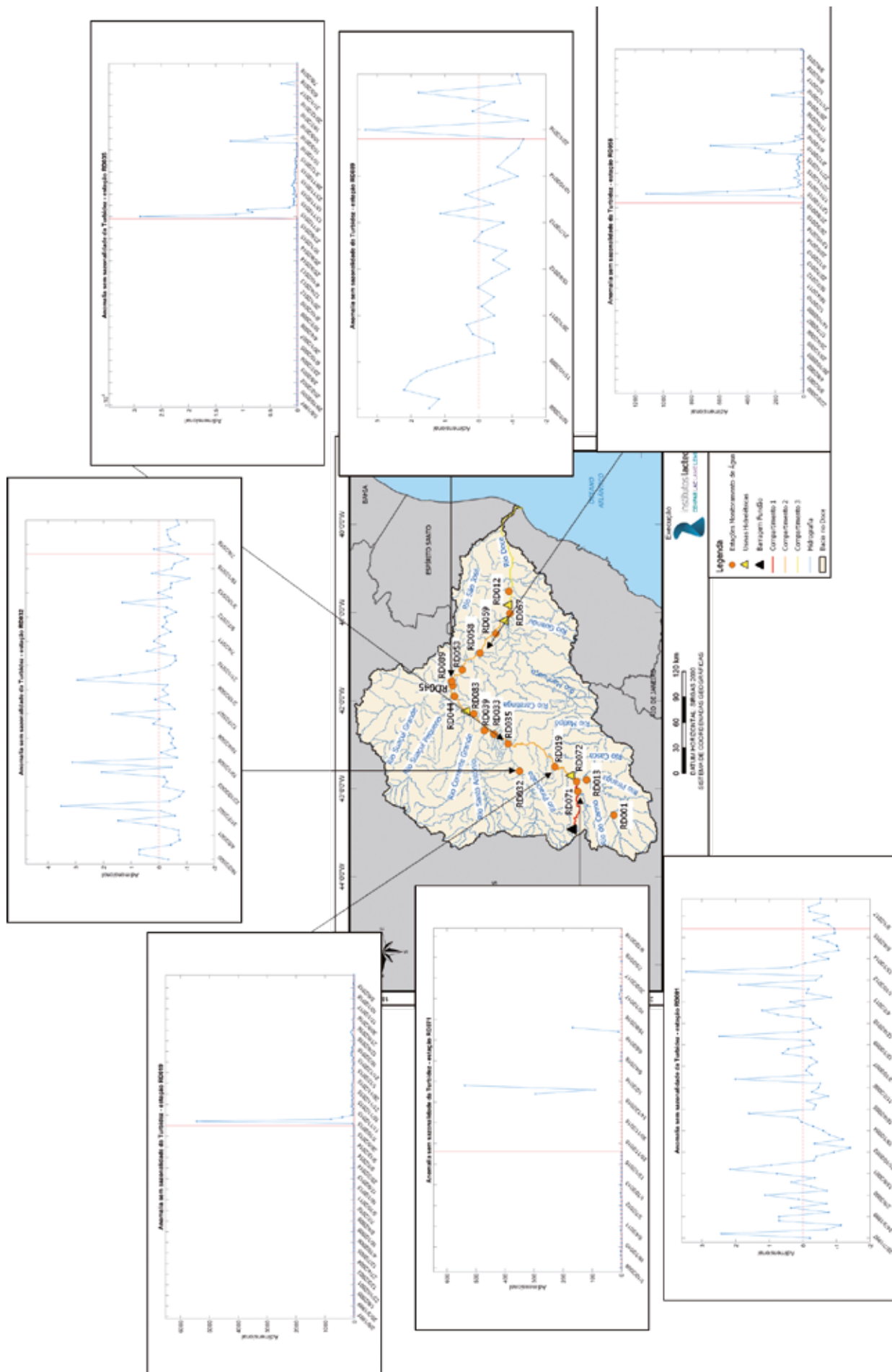


Figura 149 – Dados de anomalia da sazonalidade de turbidez dispostos espacialmente.



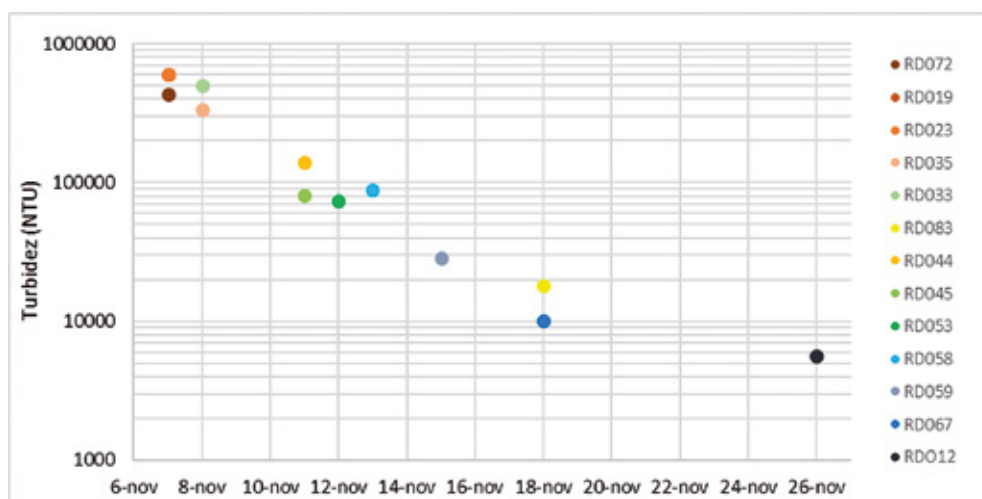
A observação das estações localizadas em afluentes do rio Doce reforça o que foi observado na análise de CSS, indicando que a abrangência do dano se limita à calha do rio principal.

A estação RD071 (calha do rio principal) é a que se encontra mais próxima do local onde houve o rompimento da barragem. É perceptível que os sedimentos carregados para os rios afetaram a turbidez nessa região por alguns meses.

A anomalia da estação RD019 mostra que o valor de ultrapassa 5.000. Observa-se que, mesmo depois do pico, parece apresentar valores acima daqueles encontrados antes do desastre de Mariana. Os valores foram menores em estações mais a jusante, mas ainda historicamente muito altos, como os das estações RD035 e RD058.

Olhando especificamente para o período de ocorrência do rompimento, foi possível observar também o comportamento da turbidez ao longo de todo o percurso dos sedimentos provenientes do rompimento da barragem no mês de novembro de 2015. A Figura 150 apresenta os valores máximos de turbidez encontrados em cada uma das estações no caminho da onda de rejeitos ao longo do mês de novembro de 2015, sendo a estação RD072 a mais a montante e a RD012 a mais a jusante nesse percurso. A partir dessa figura, nota-se que os maiores valores foram registrados nas estações RD023 e RD019 no dia 7 de novembro, valores próximos de 600.000 NTU e o menor valor na estação RD012, próximo de 5.700 NTU.

Figura 150 – Valor máximo de turbidez registrado em cada uma das estações localizadas no caminho da onda de rejeitos, sendo a estação RD072 a mais a montante e a RD130 a mais a jusante nesse percurso.

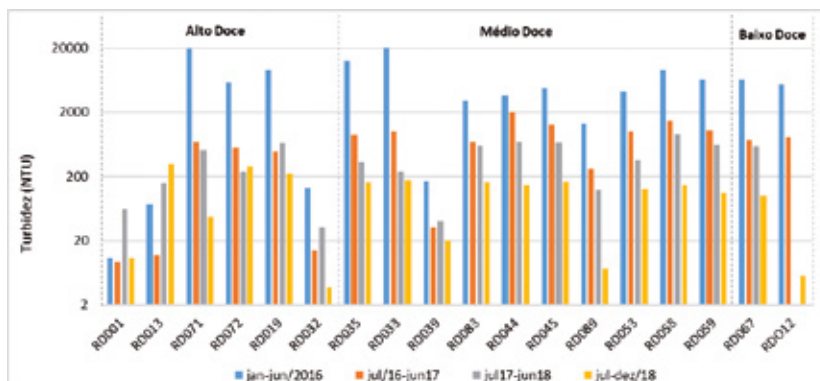


Percebe-se da Figura 150 que os valores máximos de turbidez tenderam, no geral, a diminuir de montante para jusante. A diminuição desses valores pode estar associada a alguns fatores, tais como:

- diluição, devido à contribuição de volumes de água dos afluentes;
- processos de deposição no leito do rio;
- presença de reservatórios.

Na Figura 151 apresenta-se uma comparação da turbidez máxima encontrada nas estações localizadas no caminho da onda de rejeitos nos anos de 2016 até 2018, separando o período em quatro partes para facilitar a análise. Observa-se que a turbidez máxima vem diminuindo de período em período ao longo dos últimos anos desde a ocorrência do rompimento.

Figura 151 – Comparação da turbidez máxima encontrada nas estações localizadas no caminho da onda de rejeitos nos anos de 2016 a 2018.



Ainda que esses valores demonstrem estar em processo de diminuição, ao se comparar com os valores da média histórica global ou das médias mensais, não é possível afirmar que eles já atingiram a faixa de valores encontrados na situação natural anterior ao rompimento.

Complementando a análise visual, os resultados apresentados na Tabela 69, mostram que as diferenças relativas percentuais (*Diff*) entre as médias antes e após o desastre de Mariana variaram entre -79,4%, na estação 56696000 e 24.373% na estação 56539000.

Tabela 69 – Resultados do teste estatístico F de Snedecor ao nível de significância de 1% para as estações de CSS. Os termos ‘antes’ e ‘depois’ se referem, respectivamente, aos períodos que precedem e sucedem o desastre de Mariana.

Estação	Rio	μ antes (mg/L)	μ depois (mg/L)	σ antes (mg/L)	σ depois (mg/L)	n antes	n depois	(%)	Diff F	H0 - teste F ($\alpha=1\%$)*
56075000	Piranga	47,3	29,2	51,69	190,5	44	10	-38,6	1,4	Aceita
56425000	Doce	87,9	1.191,3	146,8	1.902,3	42	13	1.255,3	167,9	Rejeitada
56539000	Doce	125,1	30.615,7	226,4	101.054,6	43	17	24.373,0	199.246,2	Rejeitada
56696000	Piracicaba	153,6	31,7	635,5	56,0	64	9	-79,4	128,6	Rejeitada
56850000	Doce	64,4	3.447,1	79,0	10872,7	21	21	5.252,6	18.951,5	Rejeitada
56920000	Doce	210,85	4.360,7	247,88	9.224,8	83	16	1.968,2	1.384,9	Rejeitada
56994500	Doce	148,7	1.415,9	262,1	4.104,8	78	19	852,2	245,3	Rejeitada

*H0: as variâncias antes e após o desastre de Mariana foram iguais.

Nos resultados do teste F de Snedecor, observa-se que somente a estação 56075000 no rio Piranga não apresentou alteração significativa da variância. Para outra estação, no afluente Piracicaba foi observada uma diminuição significativa na variância. Estes resultados reforçam a conclusão anterior sobre os afluentes obtida com a análise gráfica: não foi constatado dano.

Quando considera-se apenas estações localizadas no rio Doce a média após o desastre de Mariana foi maior, assim como as variâncias analisadas pelo teste F, indicando não só a já conhecida existência do dano, como também dando indícios da sua magnitude.

Ao analisar as séries de turbidez, observou-se que todas as estações localizadas no caminho da onda sofreram alteração significativa no valor da média e da variância (Tabela 70). A menor é observada na estação RD001 (-79%) e a maior na estação RD033 (39%). A maior alteração no valor das variâncias foi na RD019, com um F de 1.100,2.

Tabela 70 – Resultados do teste estatístico e F de Snedecor ao nível de significância de 1% para as estações de turbidez. Os termos ‘antes’ e ‘depois’ se referem, respectivamente, aos períodos que precedem e sucedem o desastre de Mariana.

Estação	Rio	μ antes (NTU)	μ depois (NTU)	σ antes (NTU)	σ depois (NTU)	n antes	n depois	(%)	F	H0 - teste F ($\alpha=1\%$)*
RD001	Piranga	47,6	9,9	124,0	0,8	73	3	-79	124,0	Rejeitada
RD013	Piranga	49,4	68,5	86,3	126,1	89	8	39	1,5	Aceita
RD019	Doce	51,5	15.208,2	71,4	78.113,1	91	59	29.410	1.100,2	Rejeitada
RD032	Piracicaba	37,9	51,0	93,8	70,2	64	3	35	1,3	Aceita
RD033	Doce	67,3	24.775,6	120,2	84.536,5	92	63	36.718	704,5	Rejeitada
RD035	Doce	60,5	14.539,3	80,0	49.293,3	85	58	23.946	616,2	Rejeitada
RD039	Santo Antônio	52,9	71,8	90,1	86,5	73	3	36	1,0	Aceita
RD044	Doce	57,9	5.064,4	104,6	19.337,6	83	59	8.651	184,2	Rejeitada
RD045	Doce	62,8	4.043,1	119,7	12.672,7	92	58	6.336	105,6	Rejeitada
RD053	Doce	61,5	3.552,8	106,9	11.344,6	91	54	5.676	106,0	Rejeitada
RD058	Doce	62,2	4.055,2	95,7	13.211,1	83	55	6.425	137,6	Rejeitada
RD059	Doce	69,6	2.101,9	134,4	4.458,5	92	55	2.920	33,3	Rejeitada
RD067	Doce	60,2	1.280,7	101,8	2.069,5	90	55	2.028	20,3	Rejeitada
RD071	do Carmo	63,7	4.458,9	140,8	7.210,0	29	42	6.902	5,1	Rejeitada
RD072	Doce	56,0	12.569,2	121,3	55.000,7	48	63	22.363	454,6	Rejeitada
RD083	Doce	41,9	3.532,5	81,0	5.131,5	49	62	8.341	63,3	Rejeitada
RD089	Suaçuí Grande	73,5	530,3	169,2	692,9	30	3	621	4,1	Aceita
RDC1E010	Doce	46,6	907,8	55,6	1.301,9	26	47	1.850	23,3	Rejeitada
RDC1D015	Doce	46,8	875,7	57,1	1.312,7	11	51	1.770	23,0	Rejeitada
RDC1E030	Doce	32,1	778,2	31,9	1.080,7	28	52	2.326	33,8	Rejeitada

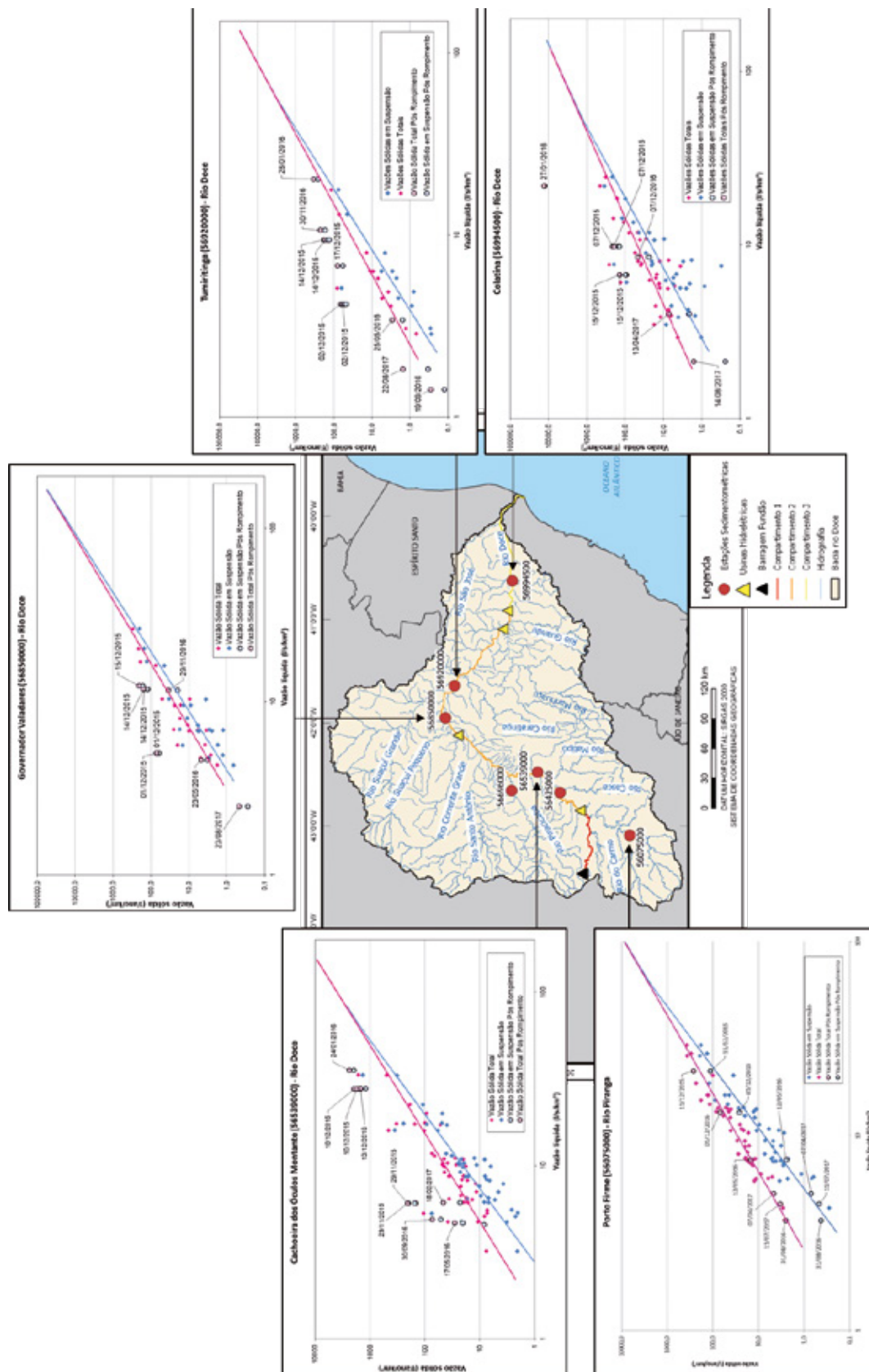
*H0: as variâncias antes e após o desastre de Mariana foram iguais.

A partir da análise visual e estatística dos resultados apresentados até agora, observa-se que:

- as quantidades de sedimentos transportados pelo rio Doce logo depois do rompimento foram elevadas para valores significativamente acima dos valores observados antes do rompimento;
- existiu um padrão espacial de diminuição da turbidez, ou seja, de montante para jusante, no período imediatamente depois do rompimento da barragem;
- existe um padrão de diminuição temporal, com valores de concentração de sedimentos em suspensão e turbidez diminuindo a partir do segundo semestre de 2016 até a atualidade.

Complementando a análise apresentada até este ponto, a Figura 152 e a Figura 153 apresentam os resultados das análises de curva-chave de sedimentos (relação de vazão sólida *versus* vazão líquida) dispostos espacialmente para os pontos no rio Doce, para melhor compreensão dos resultados encontrados em termos espaciais.

Figura 152 – Dados da ANA de relação vazão sólida e vazão líquida para o rio Doce dispostos espacialmente.



Assim como nas análises de CSS e Turbidez, não foram encontradas nas estações evidências de afluentes afetados, como pode ser observado na Figura 152 e na Figura 153, nos gráficos referentes a estações do rio Piranga.

Para a análise comparativa das estações situadas no rio Doce foram consideradas as cinco estações que possuíam dados hidrossedimentológicos em toda sua extensão. A partir dos dados das duas primeiras estações – Fazenda Cachoeira d’Antas (56425000) e Cachoeira dos Óculos Montante (56539000 – Figura 152) – conclui-se que, mesmo com a presença do reservatório de Candonga a montante, o que deveria reter boa parte dos sedimentos, os valores de vazões sólidas se encontram, mesmo cerca de um ano e meio depois, acima da linha de tendência. A provável causa seria a ressuspensão dos sedimentos em períodos chuvosos e de cheias.

Observa-se que Cachoeira dos Óculos Montante, a qual está mais a jusante, já apresenta uma tendência de diminuição das cargas ao se verificar os dados medidos em fevereiro de 2017. Nesse evento, o qual se observou vazão líquida da mesma ordem de grandeza de novembro de 2015, ocorre um abatimento da vazão sólida.

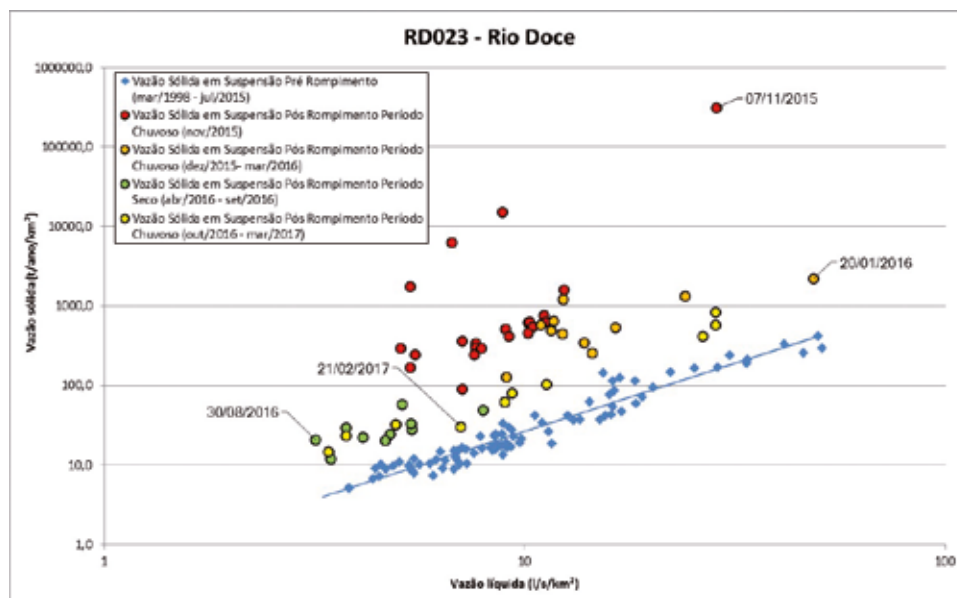
Para as outras três estações analisadas na Figura 152 – Governador Valadares (56850000), Tumiritinga (56920000) e Colatina (56994500) – essa tendência de dados mais elevados em novembro e dezembro de 2015 se mantém. Para os valores medidos em 2016 e 2017, ocorre uma diminuição em geral. Entretanto, verificam-se casos pontuais fora dessa tendência em medições de Tumiritinga e Colatina.

Analisando a medição realizada em 28/01/2016 em Tumiritinga, percebe-se uma proximidade da linha de tendência, ou seja, um valor próximo do registrado historicamente para tal vazão. Entretanto, no dado medido em 27/01/2016 (um dia antes) em Colatina, esta diferença é visivelmente maior. Devido à falta de dados, não é possível ter certeza sobre a real causa dessas alterações, mas não se pode descartar algum evento pontual e/ou erros de medição.

Para as estações do IGAM e IEMA (Figura 153) os resultados são semelhantes aos encontrados com as estações da ANA. Os afluentes como um todo possuem uma quantidade escassa de dados pós-rompimento, entretanto, nenhum apresenta uma diferença considerável se comparado com os dados históricos, como exemplificado na estação RD013.

Naqueles que apresentaram uma leve alta, a hipótese de haver relação com o rompimento da barragem de Fundão pode ser descartada, isso porque existe uma grande distância da estação até a sua exutória com o rio Doce (57 km no caso da estação RD013).

No que tange às estações presentes no rio Doce, as conclusões também se assemelham ao que é verificado nas estações da ANA. Inicialmente, os postos mais próximos ao local do rompimento, mesmo localizados a jusante do reservatório de Candonga, apresentaram valores altos com uma leve tendência de baixa nas medições mais recentes (período seco e chuvoso 2016/2017), como é o caso da estação RD023 (Figura 154).

Figura 154 – Alterações no transporte de sedimentos na estação RD023.

Algumas exceções apareceram nessa análise, como é o caso da estação RD019 (Figura 153), na qual foram realizadas medições até março/2016. Por isso, apresentam apenas valores muito acima da linha de tendência.

À medida que são analisados dados mais a jusante no rio Doce, percebe-se uma tendência de aproximação com a linha de tendência natural nos períodos seco e chuvoso dos anos de 2016 e 2017, ou seja, os dados mais recentes. Este é o caso da estação RD044 (Figura 153).

Por fim, vale frisar que, em termos de valores, as medições de estações da ANA e IGAM foram diferentes, isso se justifica por causa do tipo de medição realizado, completa e pontual, respectivamente. Entretanto, quando as tendências são analisadas, existe uma semelhança notável entre elas.

2.5.3.2.2 Relações entre a descarga total de sedimentos e vazão nas situações pré e pós-rompimento

A seguir são apresentados os resultados da aplicação do método de Colby (1957) aos dados das medições realizadas nas estações localizadas no Rio Doce, a jusante da Barragem de Candonga, antes e depois da ruptura da Barragem de Fundão, as curvas-chave elaboradas para os períodos considerados e a sua aplicação aos dados observados de descarga líquida, com o objetivo de estimar os aportes de sedimentos e vazões antes e após a ruptura, com foco na caracterização dos danos causados pela ruptura.

A Tabela 71 apresenta o resumo dos resultados da aplicação do método de Colby (1957) aos dados das medições realizadas nas estações localizadas no rio Doce, considerando períodos pré e pós barramentos existentes e períodos pré e pós-ruptura da Barragem de Fundão.

Tabela 71 – Resumo do cálculo de vazão afluente e aporte de sedimentos às estações hidrossedimentométricas do rio Doce, calculados pelo método de Colby (1957) utilizando dados medidos de vazão e concentração de sedimentos em suspensão para o cálculo da descarga total.

Tabela 71A							
Estação		Barragens a montante		Condição e Período Analisado			
Código	Nome	Área contribuinte (km ²)	Nome	Início de operação da UHE	Área contribuinte (km ²)	Condição	Início Fim
56425000	Rio Dantas	10.100	Candonga	07/07/2004	Pré-desastre – Pré-Candonga	Pré-desastre – Pós-Candonga	24/08/2004 21/08/2015
						Pós-desastre	28/11/2015 21/05/2018
56539000	Cachoeira dos Óculos	15.900	Candonga			Pré-desastre	28/08/2004 11/08/2015
						Pós-desastre	29/11/2015 23/05/2018
56850000	Governador Valadares	40.500	Candonga	07/07/2004	Pré-desastre – Pós-Baguari	Pré-Baguari	14/12/1998 14/11/2004
			Baguari	28/09/2009		Pós-desastre	05/11/2015 29/06/2018
						Pré-Baguari	16/01/1983 22/06/2001
56920000	Tumiritinga	55.100	Candonga	07/07/2004	Pré-desastre – Pós-Baguari	Pré-desastre – Pós-Baguari	24/07/2011 04/08/2015
			Baguari	28/09/2009		Pós-desastre	02/12/2015 07/05/2018
			Candonga	07/07/2004		Pré-desastre	09/12/1976 14/03/2012
56994500	Colatina	76.400	Baguari	28/09/2009	Pré-desastre – Pós-Baguari	Pré-desastre	09/12/1976 14/03/2012
			Aimorés	05/05/2006		Pós-desastre	07/12/2015 29/05/2018
			Mascarenhas	---/---/1974		Pós-desastre	07/12/2015 29/05/2018

Tabela 71B

Tabela 71B							
Estações		Período analisado			Medições		
Código	Nome	Área contribuinte (km²)	Condição	Início	Fim	Número de medições	Vazão anual afluente (m³/ano)
56425000	Rio Dantas	10.100	Pré-desastre – Pré-Candonga			20	3,774E+09
			Pré-desastre – Pós-Candonga	24/08/2004	21/08/2015	22	3,268E+09
			Pós-desastre	28/11/2015	21/05/2018	15	5,425E+09
56539000	Cachoeira dos Óculos	15.900	Pré-desastre	28/08/2004	11/08/2015	28	5,218E+09
			Pós-desastre	29/11/2015	23/05/2018	13	5,138E+09
			Pré-Baguari	14/12/1998	14/11/2004	17	1,299E+10
56850000	Governador Valadares	40.500	Pré-desastre – Pós-Baguari	06/09/2010	09/04/2015	04	9,031E+09
			Pós-desastre	05/11/2015	29/06/2018	10	1,024E+10
			Pré-Baguari	16/01/1983	22/06/2001	27	1,926E+10
56920000	Tumiritinga	55.100	Pré-desastre – Pós-Baguari	24/07/2011	04/08/2015	11	1,218E+10
			Pós-desastre	02/12/2015	07/05/2018	12	1,14E+10
			Pré-desastre	09/12/1976	14/03/2012	78	2,118E+10
56994500	Colatina	76.400	Pós-desastre	07/12/2015	29/05/2018	11	1,830E+10

Tabela 71C

Estação		Período analisado				Aporte de sedimentos			Alteração em relação ao período posterior		
Código	Nome	Área contribuinte (km²)	Condição	Início	Fim	Medições	t/ano	t/km²/ano	mm/ano	%	
56425000	Rio Dantas	10.100	Pré-desastre – Pré-Candonga			20	9,765E+05	96,68	0,048		
			Pré-desastre – Pós-Candonga	24/08/2004	21/08/2015	22	6,327E+05	62,64	0,031	-0,017	-35,2
			Pós-desastre	28/11/2015	21/05/2018	15	1,066E+07	1.055,45	0,528	0,497	1.585,5
56539000	Cachoeira dos Óculos	15.900	Pré-desastre	28/08/2004	11/08/2015	28	9,264E+05	58,26	0,029		
			Pós-desastre	29/11/2015	23/05/2018	13	4,427E+06	278,43	0,139	0,110	377,9
			Pré Baguari	14/12/1998	14/11/2004	17	2,356E+06	58,17	0,0291		
56850000	Governador Valadares	40.500	Pré-desastre – Pós-Candonga	06/09/2010	09/04/2015	04	2,538E+05	6,27	0,0031	-0,0260	-89,35
			Pós-desastre	05/11/2015	29/06/2018	10	2,802E+06	69,19	0,0346	0,0315	1.003,84
			Pré Baguari	16/01/1983	22/06/2001	27	6,942E+06	125,99	0,063		
56920000	Tumiritinga	55.100	Pré-desastre – Pós-Baguari	24/07/2011	04/08/2015	11	1,645E+06	29,85	0,015	-0,048	-76,31
			Pós-desastre	02/12/2015	07/05/2018	12	5,298E+06	96,15	0,048	0,033	222,12
			Pré-desastre	09/12/1976	14/03/2012	78	6,771E+06	88,63	0,044		
56994500	Colatina	76.400	Pós-desastre	07/12/2015	29/05/2018	11	9,698E+07	1.269,37	0,635	0,59	1.332,43

Embora a estação Tumiritinga tenha apresentado valor após a ruptura abaixo do período anterior ao reservatório da UHE Baguari (ver Tabela 71C), todas as estações indicaram grande aumento entre o primeiro período logo antes da ruptura e após (de 222,1% a 1585,5%).

A quantidade de medições é pequena, de modo que procurou-se estimar os aportes de sedimentos utilizando curvas-chave (apresentadas no Apêndice J) geradas com os dados apresentados na Tabela 71. No Apêndice I é possível verificar os dados detalhados utilizados para a elaboração das curvas chave de descargas sólidas totais.

Considerando a aplicação das curvas-chave e os dados observados de descarga líquida com foco na caracterização dos danos causados pela ruptura, os resultados foram sintetizados na Tabela 72.

Tabela 72 – Resumo do cálculo de vazão afluente e aporte de sedimentos às estações hidrossedimentométricas do rio Doce, pela aplicação das curvas-chave de sedimentos aos dados de vazões das séries históricas de vazões, disponibilizadas no Serviço Nacional de Informações Hidrológicas.

Tabela 72A						
Estação		Barragens a montante		Condição e Período Analisado		
Código	Nome	Área contribuinte (km ²)	Nome	Início de operação da UHE	Área contribuinte (km ²)	Fim
56425000	Rio Dantas	10.100	Candonga	07/07/2004	Pré-desastre – Pré-Candonga	22/11/1981 06/07/2004
					Pré-desastre – Pós-Candonga	07/07/2004 04/11/2015
					Pós-desastre	05/11/2015 31/12/2018
56539000	Cachoeira dos Óculos	15.900	Candonga		Pré-desastre	01/01/1980 04/11/2015
					Pós-desastre	05/11/2015 30/09/2018
56850000	Governador Valadares	40.500	Candonga	07/07/2004	Pré-Candonga	01/01/1980 06/07/2004
					Pós-Candonga – Pré-Baguari	07/07/2004 27/09/2009
			Baguari	28/09/2009	Pré-desastre – Pós-Baguari	28/09/2009 04/11/2015
					Pós-desastre	05/11/2015 31/12/2018
56920000	Tumiritinga	55.100	Candonga	07/07/2004	Pré-Baguari	01/01/1980 27/09/2003
			Baguari	28/09/2009	Pré-desastre – Pós-Baguari	28/09/2009 04/11/2015
					Pós-desastre	05/11/2015 30/11/2018
56994500	Colatina	76.400	Baguari	07/07/2004	Pré-desastre	01/07/1983 04/11/2015
			Aimorés	05/05/2006		
			Mascarenhas	---/---/1974	Pós-desastre	05/05/2015 31/12/2018

Tabela 72B

Estações		Período analisado			Número de dados da série de vazões		Vazão Afluente		
Código	Nome	Área contribuinte (km ²)	Condição	Início	Fim		(m ³ /ano)	(m ³ /ano/km ²)	(l/s/km ²)
56425000	Rio Dantas	10.100	Pré-desastre – Pré-Candonga	22/11/1981	06/07/2004	8.232	4,91E+09	4,86E+05	15,42
			Pré-Desastre – Pós-Candonga	07/07/2004	04/11/2015	4.138	5,57E+09	5,51E+05	17,50
			Pós-desastre	06/11/2015	05/11/2015	1.152	3,06E+09	3,03E+05	9,61
56539000	Cachoeira dos Óculos	15.900	Pré-desastre	01/01/1980	04/11/2015	12.929	6,66E+09	4,19E+05	13,28
			Pós-desastre	05/11/2015	31/12/2018	1.030	4,18E+09	2,63E+05	8,34
			Pré-Candonga	01/01/1980	06/07/2004	8.919	1,64E+10	4,05E+05	1284
56850000	Governador Valadares	40.500	Pós-Candonga – Pré-Baguari	07/07/2004	27/09/2009	1.909	1,75E+10	4,32E+05	1372
			Pré-desastre – Pós-Baguari	28/09/2009	04/11/2015	2.228	1,65E+10	4,07E+05	12,93
			Pós-desastre	05/11/2015	31/12/2018	1.153	9,45E+09	2,33E+05	7,40
56920000	Tumiritinga	55.100	Pré-Baguari	01/01/1980	27/09/2009	10.832	2,11E+10	3,83E+05	12,13
			Pré-desastre – Pós-Baguari	28/09/2009	04/11/2015	2.229	1,85E+10	3,36E+05	10,63
			Pós-desastre	05/11/2015	30/11/2018	1.061	1,02E+10	1,85E+05	5,86
56994500	Colatina	76.400	Pré-desastre	01/07/1983	04/11/2015	11.278	2,54E+10	3,32E+05	10,55
			Pós-desastre	05/11/2015	31/12/2018	1.153	1,32E+10	1,73E+05	5,47

Tabela 72C

Estação		Período analisado				Aporte de sedimentos			Alteração em relação ao período posterior		
Código	Nome	Área contribuinte (km²)	Condição	Início	Fim	Número de dados da série de vazões	t/ano	t/km²/ano	mm/ano	%	
56425000	Rio Dantas	10.100	Pré-desastre – Pré-Candonga	22/11/1981	06/07/2004	8232	1,78E+06	176,2	0,088		
			Pré-Desastre – Pós-Candonga	07/07/2004	04/11/2015	4138	2,11E+06	208,9	0,104	0,0160	18,4
			Pós-desastre	05/11/2015	31/12/2018	1152	2,89E+06	285,9	0,143	0,038	36,8
56539000	Cachoeira dos Óculos	15.900	Pré-desastre	01/01/1980	04/11/2015	12929	3,03E+06	190,6	0,095		
			Pós-desastre	05/11/2015	30/09/2018	1030	3,57E+06	224,5	0,112	0,017	17,6
			Pré-Candonga	01/01/1980	06/07/2004	8919	6,89E+06	170,1	0,085		
56850000	Governador Valadares	40.500	Pós-Candonga – Pré-Baguari	07/07/2004	27/09/2009	1909	8,45E+06	208,6	0,104	0,019	22,7
			Pré-desastre – Pós-Baguari	28/09/2009	04/11/2015	2228	8,59E+05	21,2	0,011	-0,094	-89,8
			Pós-desastre	05/11/2015	31/12/2018	1153	6,78E+06	167,4	0,084	0,073	688,7
56920000	Tumiritinga	55.100	Pré Baguari	01/01/1980	27/09/2009	10832	1,36E+07	246,8	0,123		
			Pré-desastre – Pós-Baguari	28/09/2009	04/11/2015	2229	7,48E+06	135,8	0,068	-0,056	-45,1
			Pós-desastre	05/11/2015	30/11/2018	1061	1,14E+07	106,1	0,104	0,036	52,6
56994500	Colatina	76.400	Pré-desastre	01/07/1983	04/11/2015	11278	1,07E+07	140,1	0,070		
			Pós-desastre	05/11/2015	31/12/2018	11530	1,92E+08	2.513,1	1,255	1,185	1.695,3

Os valores estimados pelas curvas-chave (Tabela 72) também indicam um aumento em relação ao período anterior ao desastre como já apontado na Tabela 71. Os valores percentuais são menores, embora a estação de Colatina tenha apresentado um percentual levemente maior de aumento.

Com o objetivo de verificar se possíveis tendências observadas nos resultados eram resultantes do desastre de Mariana ou um comportamento comum da bacia para o período em análise, foi realizada uma análise estatística e gráfica de dados históricos pré e pós-rompimento de vazões e descargas sólidas totais resultantes da aplicação das curvas-chave de sedimentos aos dados de vazões.

Na sequência são apresentados resultados para uma estação do Compartimento 2 (56539000, Cachoeira dos Óculos) e uma do Compartimento 3 (56994500, Colatina). No Apêndice K são apresentados os gráficos e tabelas de todas as estações.

Na estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos):

- A Tabela 73 e a Figura 155 mostram que as maiores anomalias médias anuais de vazões e descargas sólidas ocorreram em 1980 e 1985, respectivamente. Os menores valores ocorreram em 2015 indicando vazões e descargas sólidas médias menores que a média histórica, no período pré-desastre;
- A Tabela 73 e a Figura 156 mostram que as maiores anomalias médias anuais de vazões e descargas sólidas ocorreram em 2015, logo após o desastre diminuindo significativamente em 2016 e atingindo valores negativos em 2017;
- A Tabela 74 e a Figura 157 mostram que historicamente as maiores descargas líquidas e sólidas, ocorrem entre os meses de dezembro e março. As maiores anomalias observadas nas séries históricas pré-desastre foram 1,239 para as vazões e de 1,131 para as descargas sólidas médias do mês de janeiro;
- A Tabela 74 e a Figura 158 mostram que, após a ruptura da barragem de Fundão, as vazões e descargas sólidas tiveram um aumento em dezembro de 2015 atingindo um pico em janeiro de 2016, com valores de 1,582 para a vazão e de 1,410 para a descarga sólida total, decrescendo continuamente até setembro de 2016 e voltando a crescer até atingir os seus valores máximos em dezembro de 2016 (2,001 para a vazão e de 1,705 para a descarga sólida total). Este comportamento, provavelmente, se deu em consequência direta do rompimento da barragem de Fundão no primeiro pico e posteriormente da provável ressuspensão de sedimentos no período chuvoso seguinte. Na sequência observa-se uma diminuição consecutiva dos valores de vazão e descarga sólida total, com valores de vazões e descargas sólidas menores que a série histórica. No próximo período chuvoso estes valores voltam a subir, alcançando um pico em dezembro de 2017, com uma grande queda em janeiro de 2018 e novamente valores mais altos entre fevereiro e abril de 2018 – coerente com a grande anomalia de chuva de fevereiro de 2018 (indicada na análise climática, apresentada Capítulo 3 do TOMO I – Contextualização).

Tabela 73 – Anomalias médias anuais das vazões e descargas sólidas da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos). Maiores valores em verde, menores valores em amarelo.

Pré-desastre						Pós-desastre		
Ano	ΔQ	ΔQ_{st}	Ano	ΔQ	ΔQ_{st}	Ano	ΔQ	ΔQ_{st}
1980	0,979	0,688	1998	-0,251	-0,230	2015	0,428	0,177
1981	-0,100	-0,108	1999	-0,358	-0,258	2016	0,072	0,070
1982	0,324	0,200	2000	-0,121	-0,120	2017	-0,313	-0,166
1983	0,691	0,436	2001	-0,448	-0,291	2018	0,261	0,103
1984	0,008	-0,060	2002	0,045	0,021			
1985	0,858	0,713	2003	-0,085	-0,006			
1986	-0,044	-0,046	2004	0,316	0,184			
1987	-0,187	-0,168	2005	0,330	0,221			
1988	-0,141	-0,132	2006	-0,097	-0,113			
1989	-0,249	-0,209	2007	0,091	0,098			
1990	-0,543	-0,377	2008	0,014	0,088			
1991	0,237	0,127	2009	0,553	0,405			
1992	0,412	0,261	2010	-0,055	-0,030			
1993	-0,102	-0,155	2011	0,275	0,240			
1994	-0,033	-0,083	2012	0,214	0,233			
1995	-0,366	-0,269	2013	-0,279	-0,216			
1996	-0,229	-0,168	2014	-0,728	-0,434			
1997	0,138	0,201	2015	-0,868	-0,484			

Figura 155 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pré-desastre.

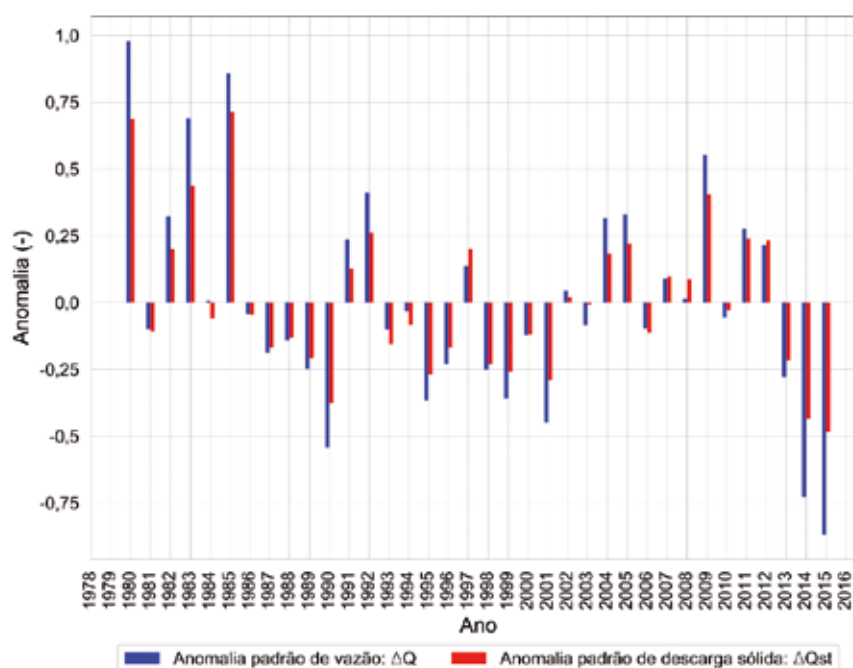


Figura 156 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pós-desastre.

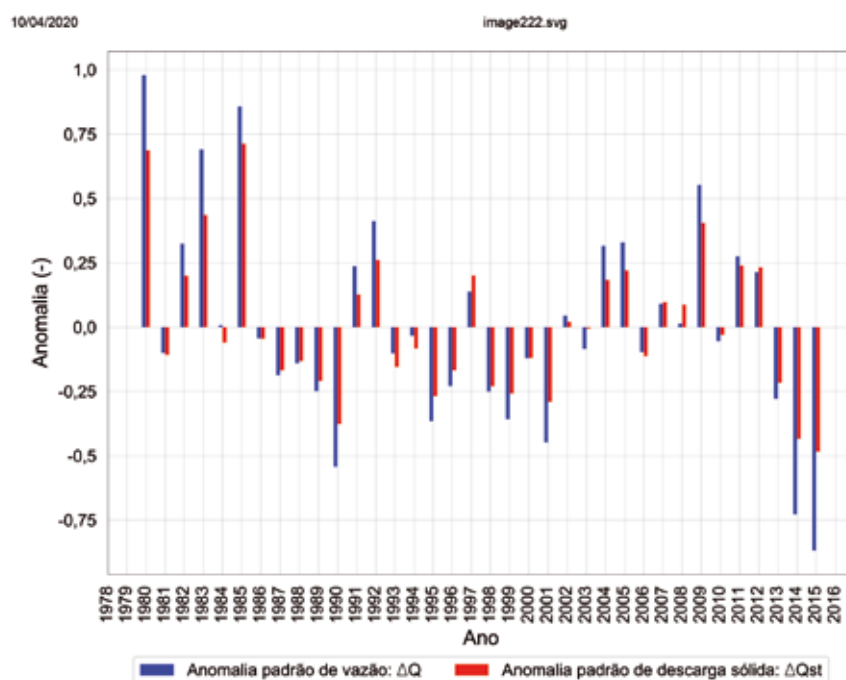


Tabela 74 – Anomalias das vazões e descargas sólidas mensais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos). Maiores valores em verde, menores valores em amarelo.

Pré-desastre			Pós-desastre			
Mês	ΔQ	ΔQst	Ano	Mês	ΔQ	ΔQst
1	1,239	1,131	2015	11	-0,010	-0,119
2	0,497	0,299	2015	12	0,796	0,426
3	0,459	0,261	2016	1	1,582	1,410
4	0,067	-0,046	2016	2	0,445	0,036
5	-0,270	-0,258	2016	3	0,350	-0,019
6	-0,407	-0,321	2016	4	-0,325	-0,284
7	-0,517	-0,365	2016	5	-0,388	-0,299
8	-0,639	-0,419	2016	6	-0,359	-0,289
9	-0,631	-0,412	2016	7	-0,558	-0,337
10	-0,512	-0,354	2016	8	-0,684	-0,357
11	-0,024	-0,063	2016	9	-0,690	-0,356
12	0,749	0,545	2016	10	-0,579	-0,340
			2016	11	0,043	-0,078
			2016	12	2,001	1,705
			2017	1	0,177	-0,083
			2017	2	0,050	-0,134
			2017	3	-0,112	-0,218
			2017	4	-0,437	-0,312

Pré-desastre			Pós-desastre			
Mês	ΔQ	ΔQ_{st}	Ano	Mês	ΔQ	ΔQ_{st}
			2017	5	-0,455	-0,314
			2017	6	-0,576	-0,340
			2017	7	-0,674	-0,356
			2017	8	-0,760	-0,367
			2017	9	-0,843	-0,376
			2017	10	-0,848	-0,376
			2017	11	-0,423	-0,276
			2017	12	1,152	1,144
			2018	1	0,109	-0,081
			2018	2	1,288	0,792
			2018	3	1,831	1,195
			2018	4	0,617	0,176
			2018	6	-0,323	-0,285
			2018	7	-0,498	-0,326
			2018	8	-0,342	-0,278
			2018	9	-0,523	-0,328

Figura 157 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pré-desastre.

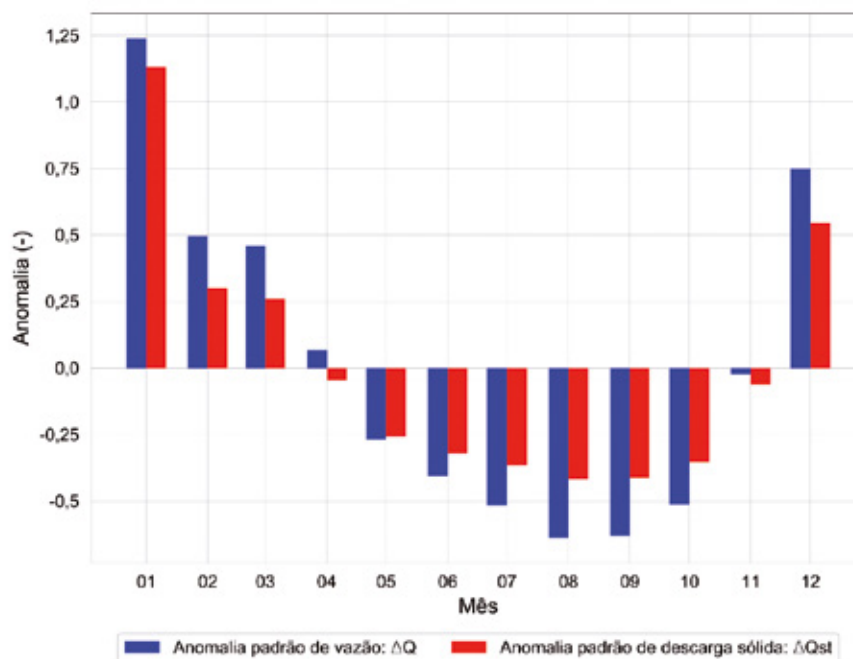
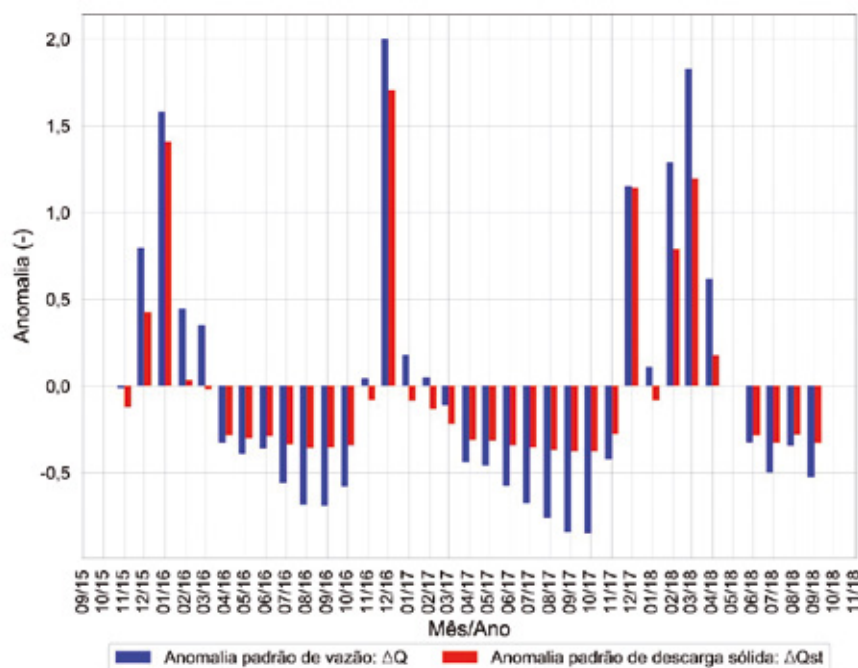


Figura 158 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 56539000 (Cachoeira dos Óculos) no período pós-desastre.



Na estação 56994500 (Colatina):

- A Tabela 75 e a Figura 159 mostram que no período pré-desastre, com dados de 1983 a 2015, as maiores anomalias médias anuais de vazões ocorreram em 1985, com valor médio de 0,5760 e que as maiores anomalias de descargas sólidas ocorreram em 1997 com valor médio de 0,365, indicando valores de vazões e descargas sólidas maiores que a média histórica. Os menores valores foram registrados no ano de 2015 (-0,906 para vazões e -0,312 para descargas totais);
- A Tabela 75 e a Figura 160 mostram que no período pós-desastre, com dados de 2015 a 2018, as maiores anomalias médias anuais de descargas sólidas ocorreram em 2016, logo após o desastre, com o valor de 10,576, uma anomalia acima de todas as encontradas nas demais estações analisadas e quase 30 vezes o maior valor do período pré-desastre. No ano de 2018 também foi encontrado um valor alto bastante atípico (6,295). Já as vazões ficaram sempre abaixo da média histórica;
- A Tabela 76 e a Figura 161 mostram que historicamente as maiores descargas líquidas e sólidas, ocorrem entre os meses de dezembro e março. As maiores anomalias observadas nas séries históricas pré-desastre foram 1,188 para as anomalias de vazões e de 0,874 para as anomalias de descargas sólidas médias do mês de janeiro;
- A Tabela 76 e a Figura 162 mostram que após a ruptura da barragem de Fundão as descargas sólidas tiveram um aumento significativo, atingindo seu pico em janeiro de 2016, com valor de 107,76 para a anomalia média de descarga sólida total, decrescendo continuamente até setembro de 2016 e voltando a crescer até atingir um novo pico com anomalia de 17,61 ainda 20 vezes maior que a média histórica do período pré-desastre para janeiro. Outro pico foi identificado em fevereiro de 2018 (73,28), mais de 500 vezes o valor médio de anomalias

deste mês no período histórico. Já as vazões líquidas apresentaram valores abaixo da média histórica em quase todos os meses, exceto janeiro e dezembro de 2016, dezembro de 2017, fevereiro e março de 2018.

Tabela 75 – Anomalias médias anuais das vazões e descargas sólidas da estação 56994500 (Colatina).

Pré-desastre						Pós-desastre		
Ano	ΔQ	ΔQ_{st}	Ano	ΔQ	ΔQ_{st}	Ano	ΔQ	ΔQ_{st}
1983	0,522	0,226	2000	-0,042	-0,080	2015	-0,579	-0,045
1984	0,069	-0,054	2001	-0,432	-0,203	2016	-0,532	10,576
1985	0,576	0,216	2002	0,106	0,046	2017	-0,669	0,336
1986	-0,089	-0,084	2003	-0,044	0,069	2018	-0,395	6,295
1987	-0,218	-0,159	2004	0,318	0,135			
1988	-0,212	-0,163	2005	0,527	0,275			
1989	-0,296	-0,222	2006	0,104	0,026			
1990	-0,507	-0,265	2007	0,081	0,007			
1991	0,044	-0,047	2008	-0,177	-0,096			
1992	0,518	0,303	2009	0,310	0,161			
1993	-0,141	-0,151	2010	-0,089	-0,077			
1994	-0,142	-0,138	2011	0,265	0,211			
1995	-0,289	-0,136	2012	0,079	0,170			
1996	-0,082	-0,021	2013	-0,048	0,242			
1997	0,380	0,365	2014	-0,588	-0,273			
1998	-0,118	-0,143	2015	-0,906	-0,312			
1999	-0,157	-0,126						

Figura 159 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais da estação 56994500 (Colatina) no período pré-desastre.

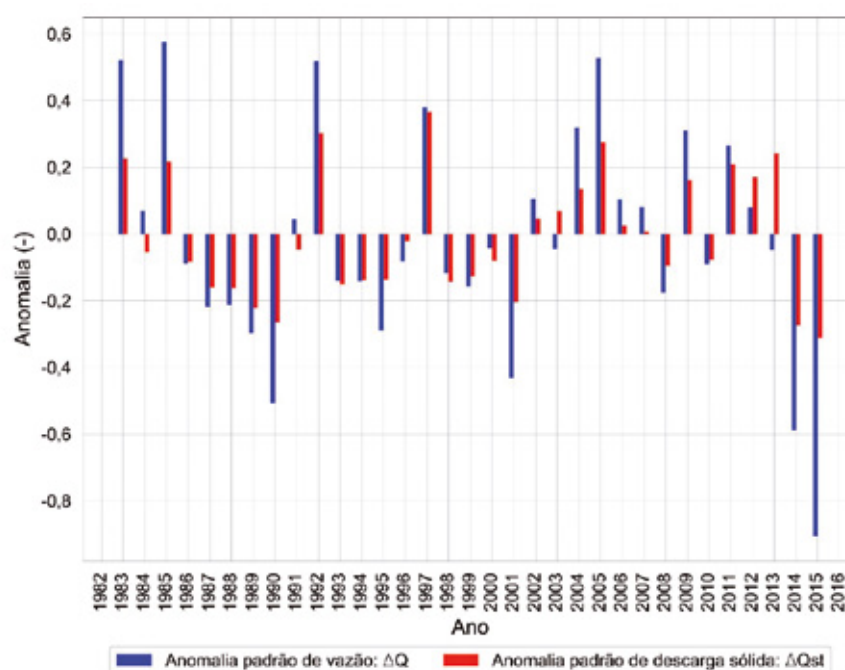


Figura 160 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias anuais na estação 569945000 (Colatina) no período pós-desastre.

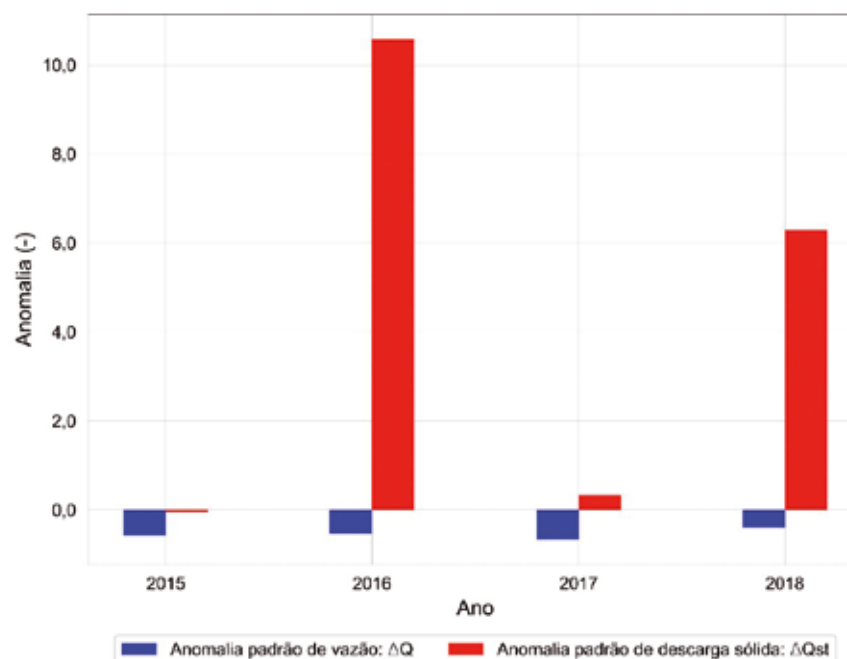


Tabela 76 – Anomalias médias mensais das vazões e descargas sólidas da estação 56994500 (Colatina).

Pré-desastre			Pós-desastre			
Mês	ΔQ	ΔQst	Ano	Mês	ΔQ	ΔQst
1	1,188	0,874	2015	11	-0,786	-0,305
2	0,408	0,136	2015	12	-0,406	0,173
3	0,333	0,092	2016	1	0,393	107,76
4	-0,031	-0,132	2016	2	-0,355	0,137
5	-0,304	-0,226	2016	3	-0,555	-0,284
6	-0,425	-0,253	2016	4	-0,772	-0,305
7	-0,498	-0,266	2016	5	-0,750	-0,304
8	-0,557	-0,276	2016	6	-0,810	-0,308
9	-0,583	-0,279	2016	7	-0,854	-0,310
10	-0,502	-0,255	2016	8	-0,914	-0,313
11	0,047	-0,046	2016	9	-0,954	-0,314
12	0,990	0,657	2016	10	-0,885	-0,312
			2016	11	-0,309	1,850
			2016	12	0,371	17,607
			2017	1	-0,548	-0,243
			2017	2	-0,449	-0,078
			2017	3	-0,603	-0,291
			2017	4	-0,691	-0,299
			2017	5	-0,697	-0,300
			2017	6	-0,781	-0,306
			2017	7	-0,830	-0,309

Pré-desastre			Pós-desastre			
Mês	ΔQ	ΔQ_{st}	Ano	Mês	ΔQ	ΔQ_{st}
			2017	8	-0,880	-0,312
			2017	9	-0,928	-0,313
			2017	10	-0,954	-0,314
			2017	11	-0,740	-0,291
			2017	12	0,085	6,963
			2018	1	-0,557	-0,229
			2018	2	0,604	73,248
			2018	3	0,353	5,743
			2018	4	-0,248	0,046
			2018	5	-0,550	-0,286
			2018	6	-0,642	-0,295
			2018	7	-0,725	-0,302
			2018	8	-0,726	-0,302
			2018	9	-0,815	-0,308
			2018	10	-0,771	-0,303
			2018	11	-0,387	-0,148
			2018	12	-0,191	4,315

Figura 161 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 569945000 (Colatina) no período pré-desastre.

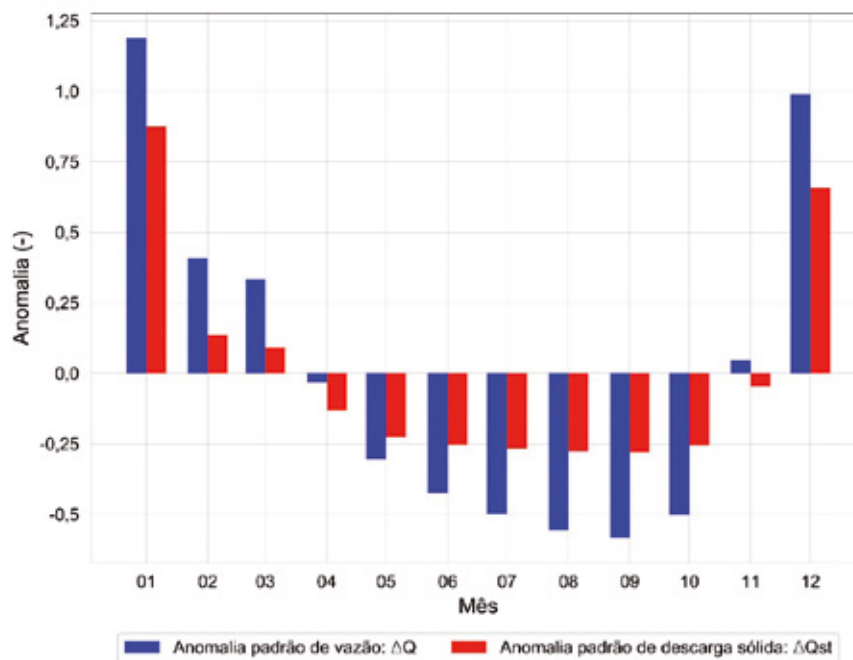
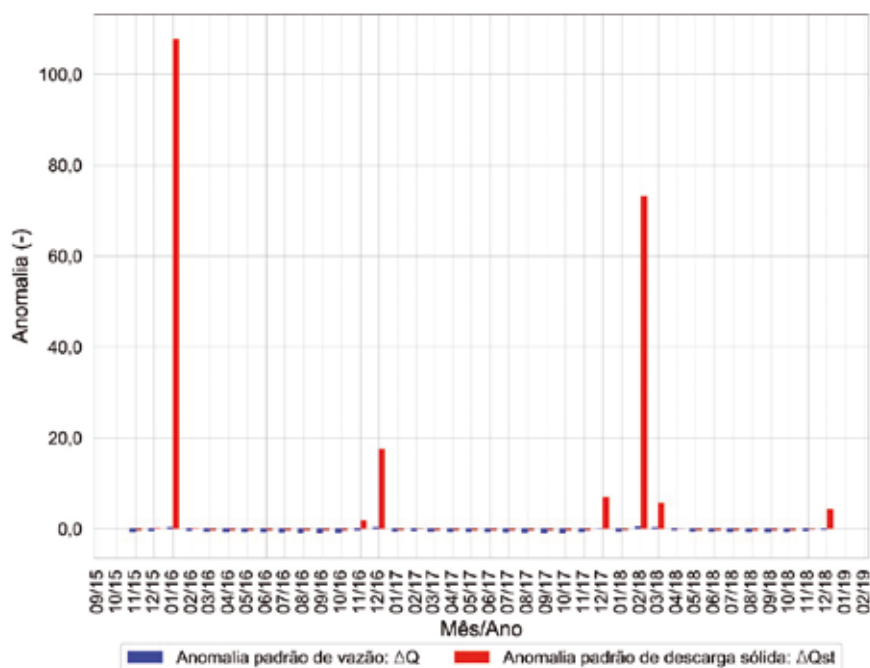


Figura 162 – Anomalias de vazões e descargas sólidas médias mensais da estação 56994500 (Colatina) no período pós-desastre.

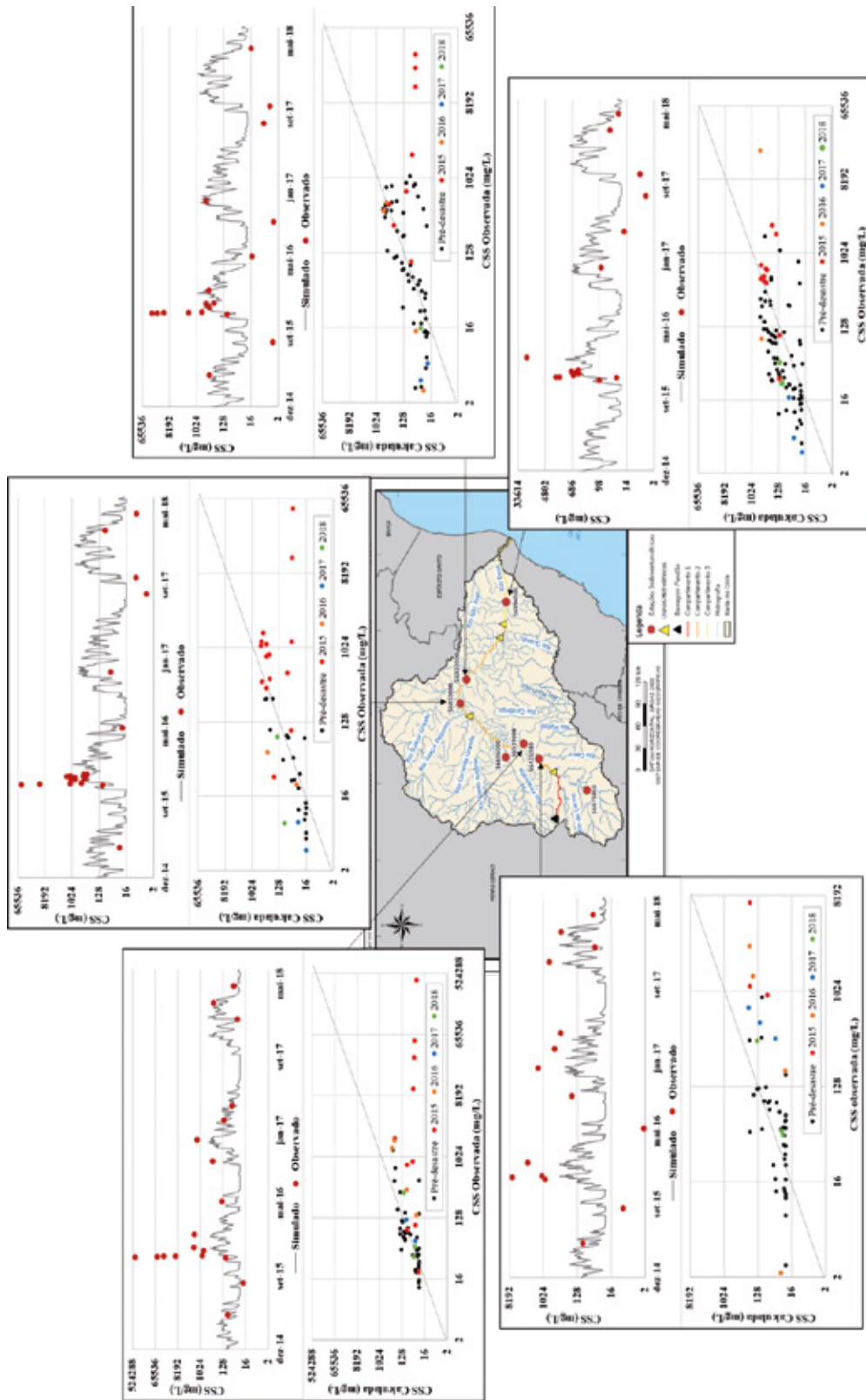


No geral, quando analisadas as anomalias observadas nas vazões e descargas sólidas totais, em relação às médias históricas do período pré-desastre, os dados mostram que houveram grandes anomalias entre dezembro de 2015 e janeiro de 2016, com redução significativa para valores próximos às condições históricas, indicando claramente a tendência de restabelecimento das condições naturais.

2.5.3.2.3 Modelagem hidrossedimentológica pré e pós-rompimento

A Figura 163 apresenta os resultados das análises de modelagem dispostos espacialmente, para melhor visualização dos resultados encontrados em termos espaciais. Os resultados das CSS simuladas e observadas são mostrados para as estações Rio Dantas (56425000), Cachoeira dos Óculos (56539000), Governador Valadares (56850000), Tumiritinga (56920000) e Colatina (56994500).

Figura 163 – Sumário dos resultados da modelagem hidrossedimentológica comparada com dados observados.



A Figura 163 mostra que, para as datas próximas àquela em que ocorreu o rompimento da barragem de Fundão, os valores observados são superiores aos valores que seriam naturais simulados nas estações Rio Dantas (56425000) e Cachoeira dos Óculos (56539000). Em ambas são observados valores acima do máximo histórico no período imediatamente pós-desastre. No período total do pós-desastre, como o modelo MGB-SED só representou a situação natural esperada dos sedimentos na bacia, os valores calculados por ele mostraram estimativas do que seriam as CCSs naturais locais.

Nestes mesmos pontos (Rio Dantas e Cachoeira dos Óculos), com o passar do tempo é possível verificar que os valores observados tendem a se aproximar dos valores simulados, sendo que na estação Rio Dantas os valores permanecem mais elevados mesmo no período chuvoso – ao final do ano de 2017 – enquanto que na estação Cachoeira dos Óculos os valores observados no início de 2017 são muito próximos dos simulados. Os resultados apresentados para Cachoeira dos Óculos demonstram que mesmo ao final de 2017 é possível que neste local as CSSs foram influenciadas pelo rompimento da barragem de rejeitos. Já em 2018 esta influência aparenta ser menor.

Os gráficos da Figura 163 mostram também muitos valores observados acima dos simulados no período imediatamente depois do rompimento. Já a partir da data do segundo semestre de 2016 são encontrados valores semelhantes com os valores que seriam naturais simulados pelo modelo MGB-SED. Isto sugere que a influência do desastre a partir da segunda metade de 2016 nos valores de CSS observados nas estações de Governador Valadares, Tumiritinga e Colatina é menos perceptível nos períodos mais recentes, sendo as concentrações observadas com a mesma ordem de grandeza que as concentrações naturais esperadas.

A partir desta análise dos resultados da modelagem das concentrações naturais esperadas em comparação com as observações, nota-se:

- um aumento evidente nas concentrações logo depois do rompimento em comparação com o que seriam as concentrações naturais locais imediatamente depois do rompimento em todas as estações analisadas ao longo do rio Doce;
- O aumento é seguido de uma diminuição das concentrações ao longo do tempo no período pós-desastre, com valores de descarga sólida menores desde 2016 até a atualidade, chegando a relações de concentração observada em comparação com simulada visualmente próximas no período após o rompimento em análises principalmente dos anos de 2017 e 2018.

2.5.3.2.4 *Síntese do dano de alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce*

Considerando os dados analisados, a presente análise foi realizada para o rio Doce nos Compartimentos 2 e 3, onde o dano foi encontrado. Nos pontos dos afluentes do rio Doce analisados ao longo da bacia não foram encontradas alterações expressivas. As alterações no Compartimento 1 não foram avaliados devido à escassez de dados, no entanto, esse dano foi avaliado indiretamente pelas mudanças nas configurações da rede drenagem, já que quando as configurações estão desestabilizadas são esperadas alterações da dinâmica de transporte de sedimentos.

Os resultados encontrados nas três análises independentes sobre a dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce indicaram que após o rompimento houve um aumento evidente e estatisticamente significativo na quantidade de sedimentos transportados pelo rio. É possível inferir

que a origem deste sedimento teve relação direta com os sedimentos aportados ao rio Doce devido ao rompimento. Ao longo do tempo, a quantidade de sedimentos transportada pelo rio Doce começou a diminuir, retornando para patamares próximos aos valores naturais esperados na região.

Para a definição da gravidade do dano usando indicadores resumidos foram adotados dois pontos de referência: a localidade da estação da ANA 56539000 (Cachoeira dos Óculos) para o Compartimento 2 e a localidade da estação da ANA 569945000 (Colatina) para o Compartimento 3. A Tabela 77 mostra os valores de concentração de sólidos suspensos (CSS) e vazões sólidas em suspensão (QSS) destas duas estações:

Tabela 77 – Comparativo entre pré e pós-desastre de CSS e QSS para as estações 56539000 e 56994500.

Período	56539000		56994500	
	CSS (mg/L)	QSS (t/ano)	CSS (mg/L)	QSS (t/ano)
Pré (07/2000 a 06/2015)	127	3.326	117	8.986
11/2015 a 06/2016	51.871	1.640.166	2.055	237.624
07/2016 a 06/2017	427	14.399	53	2.609
07/2017 a 06/2018	128	3.842	20	796

Assim, dadas as alterações verificadas e os critérios adotados (Tabela 67), a gravidade do dano foi qualificada como “Grave”.

Em relação a tendência verificada, todas as análises sugeriram que as quantidades de sedimentos transportadas pelo rio Doce estão diminuindo ao longo dos últimos anos desde a ocorrência do rompimento até a atualidade. Inclusive muitos pontos já demonstraram valores de CSS similares aos observados no período pré-desastre ou similares à faixa natural sugerida pela modelagem. Esta tendência provavelmente é observada devido às ações de recuperação realizadas em algumas partes da bacia (para diminuir a erosão e o aporte de materiais depositados nas planícies) e certamente à consolidação (deposição) ou à remoção natural dos sedimentos que vem ocorrendo na bacia pela própria ação do ciclo hidrossedimentológico.

Esta tendência de diminuição da quantidade de sedimentos transportados no rio Doce ao longo do tempo e de reestabelecimento de condições naturais de quantidades transportadas no rio principal também foi reportada em trabalhos recentes da literatura científica, reforçando as observações aqui feitas. Os trabalhos de Magris et al., (2019) e Rudorff et al., (2018) sugeriram esta tendência de retorno a um estado natural.

Assim, a tendência verificada para este dano é que ele tende a reduzir, na medida em que os sedimentos depositados pelo rompimento vão sendo imobilizados ou removidos pelos processos de erosão e transporte de sedimentos que ocorrem nas áreas afetadas.

Na mesma linha, este dano pode ser considerado parcialmente reversível com o tempo, uma vez que a ação do ciclo hidrossedimentológico tende a restabelecer as concentrações naturais com o passar do tempo. Todavia, a data exata de quando o dano poderá ser considerado totalmente cessado não pode ser precisada no momento, uma vez que grandes eventos chuvosos, grandes cheias ou até processos antrópicos devem mobilizar parte de sedimentos que não foram consolidados ou removidos ainda.

2.5.4 CONCLUSÕES

Em relação ao assoreamento do canal do rio, a análise foi dividida em duas partes (uma com o Compartimento 1 e outras com os dois outros compartimentos) devido às características do dano causado antes e após a UHE Risoleta Neves e a disponibilidade de dados nos trechos considerados. No primeiro compartimento, pela proximidade com a barragem de Fundão, muito material ficou retido e a gravidade foi maior do que a identificada nos demais locais (“Gravíssimo” no Compartimento 1 e “Grave” nos Compartimentos 2 e 3). Uma menor declividade do terreno na região logo à montante do reservatório da UHE Risoleta Neves também contribuiu para este cenário.

Considerando os dados disponíveis, a análise da alteração da dinâmica do transporte de sedimentos foi realizada para o rio Doce nos Compartimentos 2 e 3, onde o dano pôde ser mensurado. Nos pontos dos afluentes do rio Doce analisados ao longo da bacia não foram encontradas alterações expressivas. As alterações no Compartimento 1 não foram avaliados devido à escassez de dados, no entanto, esse dano foi avaliado indiretamente pelas mudanças nas configurações da rede drenagem, já que quando as configurações estão desestabilizadas são esperadas alterações da dinâmica de transporte de sedimentos. Pode-se destacar também:

- a quantidade de sedimentos transportada pelo rio Doce logo depois do rompimento foi elevada para valores significativamente acima dos valores observados antes do rompimento;
- existiu um padrão espacial de diminuição da turbidez, ou seja, de montante para jusante, no período imediatamente depois do rompimento da barragem;
- existe um padrão de diminuição temporal, com valores de concentração de sedimentos em suspensão e turbidez diminuindo a partir do segundo semestre de 2016 até a atualidade;
- quando considerados apenas os resultados das medições utilizadas para a elaboração das curvas-chave de sedimentos, observa-se um acréscimo muito grande no aporte de sedimentos às estações variando de 222,12 a 1.585,5%, no período pós-desastre, em relação ao período anterior. Isso pode ser justificado pelo baixo número de medições realizadas nesse período, incorporando valores de concentração de sedimentos próximos à ruptura da barragem de Fundão, além dos rejeitos. Algumas medições também podem incorporar possíveis manobras de comportas para liberação de volumes de água e depósitos de fundo anteriores ao rompimento. Desta forma, não podem ser consideradas como representativas do dano causado à médio e longo prazo;
- quando considerados os resultados obtidos pela aplicação das curvas-chave de sedimentos aos dados da série histórica de vazões, observam-se acréscimos importantes no aporte de sedimentos às estações, variando de 17,6% em Cachoeira dos Óculos a 1695,3% em Colatina, com valores intermediários de 36,8% em Rio Dantas, 52,6% em Tumiritinga e 688,7% em Governador Valadares;
- quando analisadas as anomalias observadas nas vazões e descargas sólidas totais, em relação às médias históricas do período pré-desastre, os dados mostram que houveram grandes anomalias entre dezembro de 2015 e janeiro de 2016, reduzindo significativamente para valores próximos às condições históricas. Indicando claramente a tendência de restabelecimento das condições naturais;

O dano foi considerado como “Grave” de acordo com a metodologia proposta e “Parcialmente Reversível”. Uma tendência de retorno às condições naturais inclusive já foi sugerida por trabalhos como o de Magris et al., (2019) e Rudorff et al., (2018).

2.6 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Este capítulo aborda os estudos referentes à qualidade dos sedimentos, juntamente com a fauna bentônica, representada pelos macroinvertebrados bentônicos. O ambiente fluvial compreende toda a extensão do rio Doce e principais afluentes, desde a área da antiga barragem de rejeito de Fundão até a região estuarina, situada no distrito de Regência/ES.

Por tratar-se de uma região bastante extensa, com aproximadamente 680 km, há uma diversidade de ambientes e de fatores físicos e químicos que influenciam diretamente as características do rio. Dentre estes fatores, destaca-se as condicionantes naturais, principalmente a geologia que controla as condicionantes fisiográficas, como a declividade a geomorfologia do terreno, os solos e suas características composicionais. Além dos fatores naturais, há uma série de influências antrópicas, dentre as quais destaca-se as minerações, as usinas hidrelétricas, as cidades e indústrias, distribuídas ao longo do traçado do rio.

Os estudos aqui apresentados se referem apenas ao ambiente denominado de águas continentais, ou seja, apenas à parte fluvial. Os estudos referentes às usinas hidrelétricas e as lagoas situadas na planície litorânea, no estado do Espírito Santo estão em capítulos específicos. Os estudos referentes aos sedimentos na porção costeira e marinha encontram-se no TOMO IV – Zona Costeira e Marinha.

Os macroinvertebrados bentônicos, invertebrados que habitam a zona bêntica e ficam retidos em redes com abertura entre 0,25 e 0,50 mm (ROSENBERG; RESH, 1993), são importantes na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia (SILVEIRA, 2004; CALLISTO e ESTEVES apud MARQUES; FERREIRA e BARBOSA et al., 1997). Atuam na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água e no transporte de matéria orgânica a jusante (DEVÁI, 1990). Ainda, são importantes elos intermediários da cadeia alimentar, alimentando-se de algas e microrganismos e constituindo fonte de alimento para outros macroinvertebrados aquáticos, aves, mamíferos e peixes (SILVEIRA, 2004).

Além disso, os macroinvertebrados bentônicos são importantes indicadores biológicos da qualidade ambiental. Qualquer alteração nas condições do ambiente aquático se refletirá nas estruturas das comunidades que ali habitam (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). De fato, os macroinvertebrados são o grupo mais utilizado em biomonitoramento de águas continentais em todo o mundo (BONADA et al., 2006; RESH, 2008).

Os objetivos deste capítulo consistem em avaliar os danos ocorridos na qualidade dos sedimentos de fundo, mais especificamente no que se refere as alterações físico-químicas, associadas ao eventual aumento de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), às alterações referentes as variações granulométricas ocorridas e à comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Considerando o tempo decorrido desde o desastre e as alterações já ocorridas devido ao transporte e deposição dos diferentes materiais, optou-se em analisar apenas os sedimentos de fundo, ou seja, não foram consideradas nestas análises os sedimentos em suspensão, já que suas características sofrem alterações constantes, de acordo com os ciclos hidrológicos, regimes fluviais, e demais componentes hidrodinâmicos associados e a abordagem desses está apresentada no item 2.5.

Da mesma forma, é importante ressaltar também que a separação entre rejeito depositado na calha e sedimentos de fundo, não foi objeto deste trabalho. O tempo transcorrido entre o rompimento da barragem e a primeira campanha de campo foi de dois anos e sete meses. Neste período, além das intervenções antrópicas ocorridas, o processo de mistura entre solos, rejeitos e sedimentos foi muito intenso, fruto dos processos de transporte, controlados sobretudo pelos processos hidrodinâmicos do rio Doce e afluentes. Importante destacar também que na ocasião do rompimento da barragem, o fluxo de lama atingiu alta velocidade e conseqüentemente alta energia, remobilizando sedimentos de fundo, que foram incorporados a esta massa de detritos, de tal forma, que a separação destes materiais, em alguns pontos, se torna praticamente inviável. Apesar destas limitações, foram realizados diversos ensaios complementares, que permitiram identificar diferenças mineralógicas, químicas e físicas entre as áreas afetadas e não afetadas, e conseqüentemente, caracterizar pontos onde nitidamente houve influência dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

Por se tratar de partículas resultantes da ação dos processos intempéricos e erosivos, transportadas principalmente pela água, os sedimentos representam o contexto geoquímico regional de uma determinada área, de tal forma que a qualidade dos ambientes aquáticos subsequentes está diretamente relacionada às características desses sedimentos. A assinatura geoquímica influencia diretamente na qualidade da água e da biota. Com o rompimento da Barragem de Fundão, o rejeito extravasado foi depositado e misturado ao sedimento existente na calha das drenagens dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce.

A passagem da onda de lama e posterior deposição dessa lama na zona bêntica afeta diretamente o hábitat dos macroinvertebrados bentônicos, causando conseqüente alterações na composição da comunidade. Em um primeiro momento a força mecânica da passagem e deposição da lama tende a apresentar efeitos deletérios a organismos pertencentes a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Assim como as alterações químicas e físicas em variáveis de qualidade da água e sedimento, resultando em alterações na comunidade. Como efeito crônico do desastre a persistência de alterações na composição física e química da zona bêntica e da qualidade da água e a alteração de habitats pode ser incompatível com a presença de parte dos táxons encontrados antes do desastre, contribuindo para a alteração na comunidade. A eventual entrada de novos aportes de lama em períodos de chuva acentua esse dano.

Como elos intermediários da cadeia alimentar (SILVEIRA, 2004), alterações na comunidade de macroinvertebrados bentônicos e contaminações nos organismos, podem ter reflexo nos demais níveis da cadeia trófica. A redução de organismos na comunidade, por exemplo, afeta diretamente seus consumidores, peixes, aves, mamíferos e outros macroinvertebrados. Além disso efeitos tóxicos de contaminantes presentes na lama podem afetar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (CLEMENTS et al., 2000) e biomagnificar nos níveis superiores da cadeia trófica. A alteração e contaminações na comunidade por tanto podem ter efeito cascata nos níveis superiores da teia trófica.

2.6.1 METODOLOGIA

A metodologia de avaliação dos danos consistiu essencialmente na comparação de dados pré-existentes, denominados de linha-base (LB), com dados posteriores ao desastre, tanto de fontes secundárias, quanto de dados primários. Até o presente momento, o Lactec realizou duas coletas no período pós desastre, sendo uma em junho/18 e outra em janeiro/19 cujos resultados também foram integrados nesse relatório. A seguir estão descritas as metodologias utilizadas para estes levantamentos e a metodologia de classificação do dano de acordo com a sua magnitude.

Para análise dos dados e entendimento dos danos ocorridos, foram realizados estudos físico-químicos e também biológicos comparativos entre dados secundários (outros autores) e dados primários (realizados pelo Lactec) em períodos pré e pós-desastre, considerando diferentes áreas, a saber:

- Áreas não afetadas - denominadas de *background*. Esses sedimentos estão localizados à montante da área afetada e representam uma condição de concentrações naturais dos elementos analisados;
- Áreas controle (pontos de controle) - que apresentam influências antrópicas, mas que não foram afetadas pela lama de rejeito. Para a determinação desses pontos, foram realizadas análises por sub-bacias, considerando as diferentes contribuições geológicas e as influências dos processos minerários ativos, para caracterização geoquímica, principalmente relacionadas aos aportes de EPTs em cada uma das drenagens estudadas;
- Áreas diretamente afetadas pela passagem e deposição da lama.

Para a avaliação, a área de estudo da região fluvial foi dividida também em Compartimento 1, 2A, 2B e 3.

A escolha desses compartimentos se baseou em critérios tais como as características geológicas (litologias), declividades e características geomorfológicas semelhantes. Além disso, foi auxiliada por métodos de agrupamento de dados, os quais buscam captar, de forma conjugada, locais que possuem quantidades parecidas dos elementos analisados.

2.6.1.1 Levantamento de dados

Embora a qualidade de sedimentos tenha influência direta na qualidade da água, não existe uma base de dados de monitoramentos contínuos de órgãos ambientais regionais ou de usinas hidrelétricas instaladas na bacia, por exemplo, como existe para o monitoramento da qualidade da água. Poucos empreendimentos são obrigados legalmente a conduzir um estudo da qualidade dos sedimentos fluviais e, quando isto eventualmente ocorre, geralmente o monitoramento é realizado apenas na fase de implantação ou para estudos específicos. Para os macroinvertebrados bentônicos é realizado monitoramento trimestral nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés (Eliezer Batista) desde antes do desastre, possibilitando a comparação do período anterior e posterior ao desastre.

Para elaboração do presente documento, visando a interpretação e correlação entre os dados pré e pós-desastre, foram integrados os dados secundários pré e pós-desastre e dados primários das campanhas realizadas pelo Lactec. Ressalta-se que embora os dados para a análise dos estudos realizados para as demais áreas envolvidas fossem limitados na data de dezembro de 2018, para análise dos

sedimentos e macroinvertebrados bentônicos, foram incorporados dados físico-químicos e biológicos do monitoramento do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento (PMQQS) até junho de 2019 e também resultados da campanha do Lactec de janeiro de 2019.

A Tabela 78 apresenta o resumo dos estudos utilizados para a mensuração dos danos, sendo divididos em períodos pré e pós-desastre, ano de publicação, sazonalidade do período (seco ou chuvoso) e matriz estudada (sedimentos ou/e macroinvertebrados bentônicos).

Tabela 78 – Resumo da origem dos dados utilizados para a análise de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos e a sazonalidade do período de coleta. S – Sedimentos, MB – Macroinvertebrados bentônicos.

	Ano	Sazonalidade do Período	Estudos	Análise
Pré desastre	1992	Chuvoso	Jordão (1996)	S
	1993	Seco	Jordão (1996)	S
	1999	Seco e Chuvoso	Costa (2001)	S
	2000	Chuvoso	Costa (2001)	S
	2002	Seco	Costa (2001)	S
	2006	Chuvoso	Varejão (2011)	S
	2008	Seco	Rhodes (2010)	S
	2009	Seco	Rhodes (2010)	S
		Chuvoso	CPRM	S
	2010	Seco	CPRM, Lima e Silva (2013)	S
		Chuvoso	CPRM	S
	2011	Chuvoso	Lima e Silva (2013) e Santolin (2015)	S
		Seco e Chuvoso	Micra	MB
	2012	Seco	Santolin (2015)	S
		Seco e Chuvoso	Visão Ambiental, Micra	MB
	2013	Seco e Chuvoso	Visão Ambiental, Micra	MB
	2014	Chuvoso	UHE Mascarenhas	S
		Seco e Chuvoso	Visão Ambiental, Micra	MB
	2015	Seco e Chuvoso	Visão Ambiental, Micra	MB
Pós desastre	2015	Chuvoso	CPRM, IEMA, IGAM, Golder e Renova, Visão Ambiental, Micra	S/MB
	2016	Seco e Chuvoso	IEMA, IGAM, Maia (2017), Golder e Renova, visão Ambiental Micra	S/MB
	2017	Seco e Chuvoso	CH2M, IGAM, Golder e Renova, Visão Ambiental, Micra	S/MB
	2018	Seco e Chuvoso	IGAM e Lactec, Visão Ambiental e Micra	S/MB
	2019	Chuvoso	Lactec	S/MB

2.6.1.2 Coletas realizadas pelo Lactec e ensaios

Para a obtenção dos dados primários, foram realizadas duas campanhas de coletas de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos, entre os dias 19 de junho e 03 de julho de 2018 no período de seca, e entre os dias 14 de janeiro e 30 de janeiro de 2019, no período chuvoso. Nas semanas anteriores

à campanha de janeiro de 2019, ocorreram chuvas volumosas no rio Doce, porém no período que foram realizadas as coletas propriamente ditas, não choveu.

Embora janeiro se caracterize como um período chuvoso, a pluviosidade foi relativamente atípica, ocorrendo concentrações localizadas de maior índice apenas para as regiões do Compartimento 1 que compreende os rios afetados entre a Barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, nas áreas dos rios Gualaxo do Norte, Piranga, Piracicaba e no Compartimento 2 (região entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Mascarenhas), nas regiões de Tumiritinga e Mascarenhas, a primeira no estado de Minas Gerais e a segunda no estado do Espírito Santo. Esses dados pluviométricos estão apresentados no Volume de Contextualização.

Os pontos de coleta das estações amostrais na área, foram estabelecidos de acordo com critérios hidrológicos e geomorfológicos, mas sobretudo, de forma a serem coincidentes com os pontos de coletas de águas superficiais, que por sua vez, coincidem com os pontos do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM/MG) e do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA/ES) e/ou com o PMQQS da Fundação Renova. Pontos adicionais a essa malha amostral do PMQQS/IGAM/IEMA foram estabelecidos como ponto de controle, com base em análises de sub-bacias como já mencionado anteriormente.

Em campo, a localização das estações amostrais foi realizada com apoio do uso de GPS de navegação, aliada ao uso de imagens orbitais, quando necessário. No momento das coletas as fichas de campo foram preenchidas pela equipe do Lactec com as seguintes informações: procedência da amostra, data e hora de coleta, técnico responsável pela coleta, tipo de amostra coletada, descrição das condições climáticas no momento da coleta e no período de 48 horas anteriores, informações sobre a localização do ponto de amostragem incluindo as coordenadas geográficas e profundidade do local amostrado e tipo de amostrador e conservante utilizado na coleta de macroinvertebrados bentônicos. Todas as estações de amostragem tiveram o habitat avaliado através do preenchimento de ficha de caracterização de habitat em campo (CALLISTO et al., 2002).

As coletas de sedimentos foram realizadas em 50 estações amostrais e as de macroinvertebrados bentônicos em 37 estações amostrais, apresentadas na Figura 164, Tabela 79 e Tabela 80.

Cabe-se ressaltar, que no primeiro esforço amostral realizado pelo Lactec, não foram realizadas coletas nos reservatórios das quatro UHEs localizadas ao longo do rio Doce, sendo incorporadas posteriormente a partir da segunda campanha.

Figura 164 – Localização das estações amostrais de qualidade de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos.

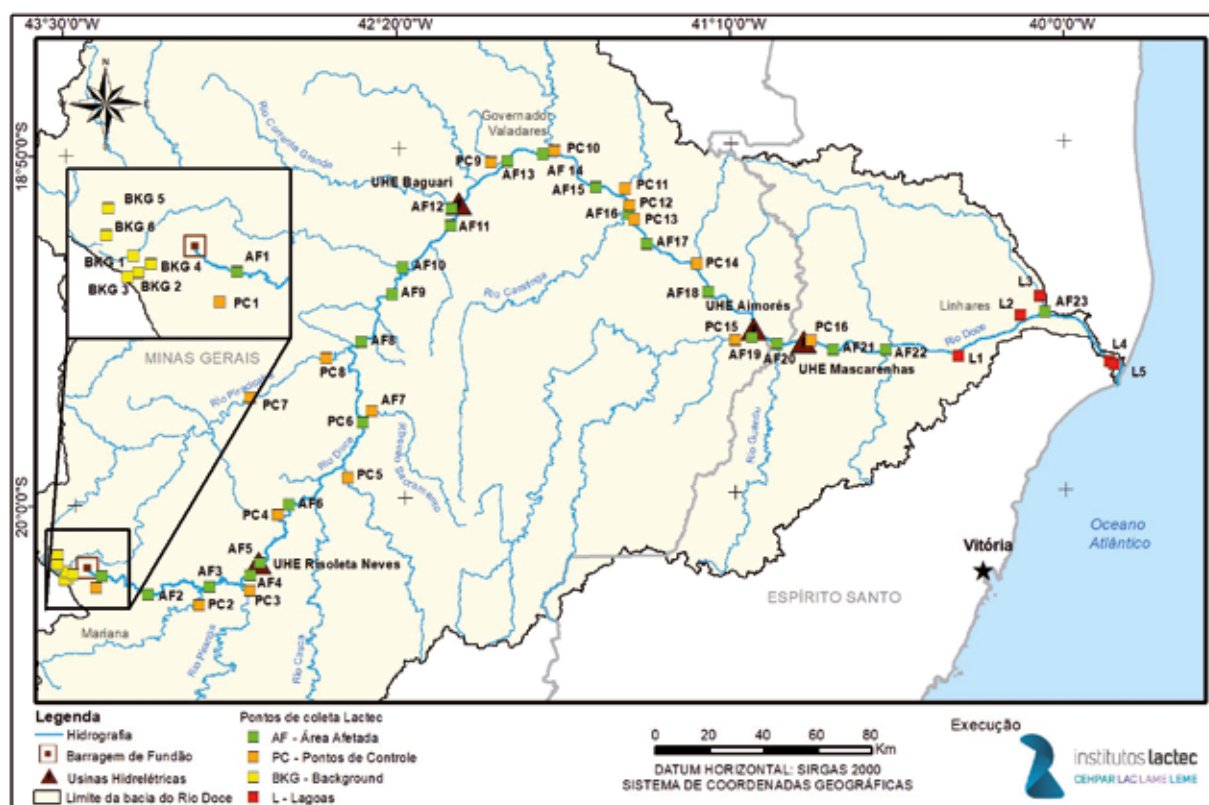


Tabela 79 – Coordenadas das estações amostrais dos AF, BKG, PC e UHEs (S – Sedimentos, MB – Macroinvertebrados bentônicos).

Estações de amostragem	Coleta	Fuso	X	Y
AF1	S/MB	23	665931	7761097
AF2	S/MB	23	682763	7754039
AF3	S/MB	23	705470	7755982
AF4	S/MB	23	720877	7759674
AF5	S/MB	23	724524	7763995
AF6	S/MB	23	736031	7785152
AF7	S/MB	23	764309	7814474
AF8	S/MB	23	764936	7844457
AF9	S/MB	23	776909	7861580
AF10	S/MB	23	781088	7871403
AF11	S/MB	23	799357	7886162
AF12	S/MB	23	800128	7892473
AF13	S/MB	24	189078	7909452
AF14	S/MB	24	202048	7912180
AF15	S/MB	24	221809	7899870
AF16	S/MB	24	233829	7890097
AF17	S/MB	24	240574	7879037
AF18	S/MB	24	263320	7861253

Estações de amostragem	Coleta	Fuso	X	Y
AF19	S/MB	24	279499	7844246
AF20	S/MB	24	288614	7842030
AF21	S/MB	24	309573	7839796
AF22	S/MB	24	328999	7839927
AF23	S/MB	24	387900	7853842
UHE Risoleta Neves	S/MB	23	724200	7764151
UHE Baguari	S/MB	23	802390	7893728
UHE Aimorés	S/MB	24	279712	7847624
UHE Mascarenhas	S/MB	24	297882	7842430
BKG 2	S	23	653693	7761128
BKG 3	S	23	652326	7760611
BKG 1	S	23	653039	7763340
BKG 4	S	23	655274	7762207
BKG 5	S	23	649961	7769592
BKG 6	S	23	649698	7766089
PC1	S/MB	23	663764	7757144
PC2	S	23	701509	7749243
PC3	S/MB	23	720421	7754016
PC4	S	23	731805	7781500
PC5	S	23	758039	7794348
PC6	S/MB	23	767771	7818694
PC7	S	23	723103	7825331
PC8	S/MB	23	751620	7838611
PC9	S	23	815105	7909043
PC10	S/MB	24	206464	7913396
PC11	S	24	232500	7899348
PC12	S	24	234175	7893307
PC13	S	24	235861	7887963
PC14	S	24	258968	7871506
PC15	S	24	273180	7843273
PC16	S	24	301176	7843099

Tabela 80 – Coordenadas das estações amostrais das lagoas.

Lagoa	Estações de amostragem	Coleta	Fuso	X	Y
Lagoa do Limão	L1	S/MB	24	355732	7837442
Lagoa Nova	L2	S/MB	24	378796	7852603
Lagoa Juparanã	L3	S/MB	24	385849	7859734
Lagoa Areão (Pandolfi)	L4	S/MB	24	411733	7835577
Lagoa Areal	L5	S/MB	24	413410	7834273

No que se refere a nomenclatura das estações, conforme indicado na Tabela 78 e Tabela 79, as mesmas correspondem a:

BKG – Coletas de sedimentos de corrente, para fins de caracterização do *background* natural, descritas em maior detalhe no Capítulo 6.1 do TOMO I – Contextualização.

AF – Pontos de coleta ao longo do rio Doce e afluentes em áreas afetadas, inseridas na APDL

PC – Pontos de coleta em afluentes, em áreas não afetadas

L – Pontos de coletas em lagoas situadas no Compartimento 3 - região da planície litorânea;

Usinas – Pontos situados na região das barragens das Usinas Hidrelétricas.

Cabe-se ressaltar que as definições de cada uma destas áreas se encontram detalhadamente descritas no relatório BRASIL (MPF)/Lactec (2019e).

2.6.1.2.1 *Procedimentos de coleta dos sedimentos*

A coleta dos sedimentos seguiu o critério de coletas compostas para maior representatividade química, mineralógica e física de cada ponto. Essas coletas compostas, quando as condições eram favoráveis, ou seja, quando os corpos d'água possuíam pequena largura e facilidade de acesso, foram realizadas no centro das drenagens, em cada uma das margens, à montante e à jusante, espaçados não mais que 30 metros de raio. Nos corpos d'água com maior largura e sem acesso para as outras margens, a coleta foi realizada no ponto mais representativo para a deposição de sedimentos, ou seja, procurando-se remansos. Nestes locais, procurou-se coletar várias subamostras em um determinado raio, dependendo das condições de espaço no remanso, formando uma única amostra composta.

Os equipamentos utilizados para essas coletas foram: concha de aço inox, draga tipo Petersen (Figura 166) tubo de acrílico com ponteira de aço (Figura 167), testemunhador (Figura 168) e sacos plásticos para o adequado acondicionamento das amostras.

O objetivo inicial era coletar as amostras utilizando o testemunhador, a fim de se distinguir possíveis camadas de deposição, porém a sua utilização não foi possível, devido à baixa profundidade dos corpos d'água, o que impossibilitava o seu cravamento no sedimento. Além desta questão da profundidade, a presença de sedimentos essencialmente granulares, dificultava a retenção de material no amostrador, assim como a visualização de eventuais camadas, sendo que o seu uso só se mostrou adequado nos reservatórios, onde a profundidade é sempre maior. Desta forma, a maior parte das amostras foi coletada utilizando o tubo de acrílico com a ponteira de aço, cravando-o manualmente no sedimento. Ressalta-se que as amostras foram coletadas a partir da superfície até uma profundidade média de aproximadamente 0,30 metros. Em locais com presença de pontes, onde era possível o lançamento da draga no centro ou margens do canal, foram utilizadas as dragas tipo Petersen.

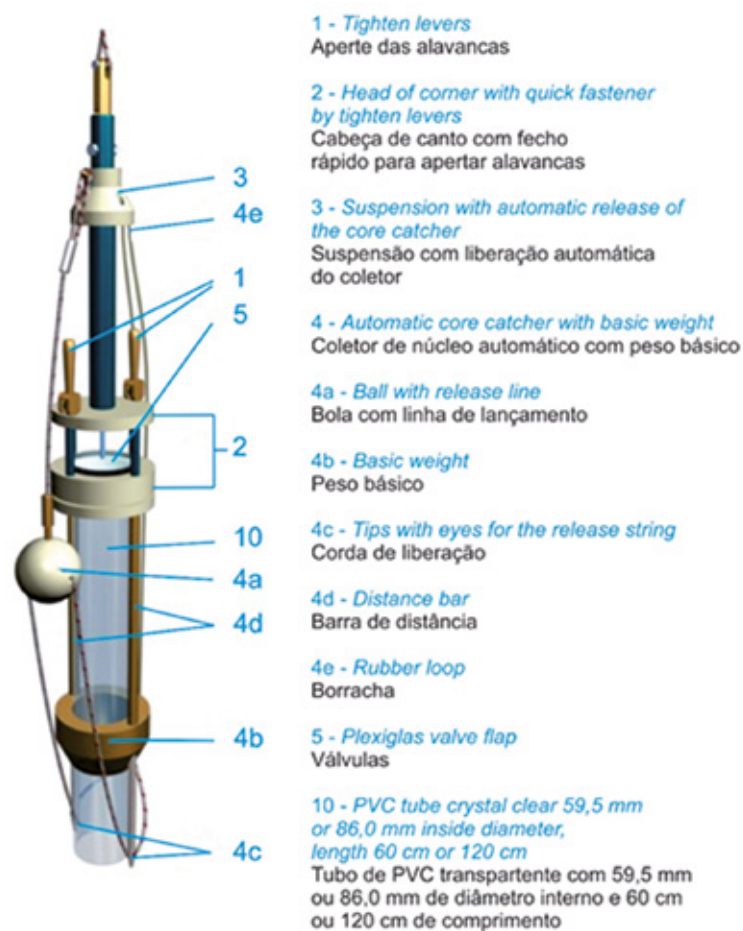
Figura 165 – Dragas tipo Petersen, utilizada para coleta de sedimentos de fundo.



Figura 166 – Tubo de acrílico com ponteira de aço, utilizada para coleta de sedimentos de fundo.



Figura 167 – Desenho esquemático do testemunhador da marca Uwitec.



Fonte: Modificado de Uwitec (2019)

Após a coleta essas amostras foram devidamente embaladas, identificadas e encaminhadas aos laboratórios responsáveis pelas análises.

2.6.1.2.2 Procedimentos de coleta dos macroinvertebrados bentônicos

A amostragem de macroinvertebrados bentônicos seguiu a metodologia descrita por CETESB (2003 e 2012) e APHA (2017). As amostragens foram realizadas com amostrador adequado ao tipo de substrato, fluxo de água profundidade e acesso de cada estação de amostragem (Figura 169, Figura 170 e Figura 168). Os amostradores utilizados para a coleta apresentavam tamanho de área amostrada definido, permitindo a realização de análise quantitativa. Estações de amostragem que apresentavam margem deposicional rasa com água corrente tiveram a amostragem realizada com o amostrador surber (Figura 171), as estações de amostragem sem margens rasas tiveram a amostragem realizada com a draga Petersen (Figura 166) ou testemunhador (Figura 168) dependendo do acesso ao ponto.

As estações de rio tiveram a amostragem de três réplicas realizadas nas regiões de deposição do rio. Após a coleta as amostras foram armazenadas em sacos plásticos, etiquetadas, fixadas, lacradas e encaminhadas ao laboratório.

Figura 168 – Amostrador tipo surber, utilizado para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos.



Fonte: Limnotec (2019)

Figura 169 – Draga tipo Petersen, utilizada para amostragem de Macroinvertebrados bentônicos.



Fonte: Limnotec (2019)

Figura 170 – Amostragem realizada com o amostrador tipo surber.



2.6.1.2.3 *Análise Granulométrica*

A análise granulométrica é o parâmetro que define o tamanho dos grãos do sedimento, sendo classificados de acordo com o tamanho de partícula encontrada (BRASIL, 2012).

Nessa análise granulométrica, os sedimentos foram classificados com base no tamanho da partícula de acordo com o Boletim Técnico 106 do Instituto Agrônômico de Campinas (CAMARGO et al., 2009), que foi a classificação adotada pelo laboratório acreditado, contratado para a realização dos ensaios físico-químicos. A Tabela 81 apresenta a classificação granulométrica do sedimento, de acordo com o tamanho da partícula do referido Boletim Técnico.

Tabela 81 – Classificação granulométrica de sedimento de acordo com o tamanho da partícula.

Classificação	(mm)
Areia muito grossa	2 a 1
Areia grossa	1 a 0,5
Areia média	0,5 a 0,25
Areia fina	0,25 a 0,125
Areia muito fina	0,125 a 0,062
Silte	0,062 a 0,0394
Argila	< 0,0394

Fonte: Camargo et al., (2009).

2.6.1.2.4 *Análise química dos sedimentos*

Nesse item são descritas as principais variáveis químicas analisadas para a avaliação da qualidade dos sedimentos.

Foi realizada uma análise quantitativa das amostras coletadas, para EPTs, alguns nutrientes e indicadores de matéria orgânica, tais como: carbono orgânico total e formas de nitrogênio. As variáveis analisadas estão elencadas na Tabela 82, juntamente com o respectivo limite de quantificação, método utilizado e o laboratório responsável pela análise.

Tabela 82 – Análises realizadas em cada matriz e suas respectivas metodologias.

Laboratório Responsável	Variável	Limite de quantificação	Método
Controle Analítico	Alumínio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Antimônio total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Arsênio total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Bário total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Berílio total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22
	Bismuto total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Boro total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cádmio total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cálcio total (mg/kg)	2	SMEWW 3120B Ed. 22
	Carbono Orgânico Total (mg/kg)	0,01	POP 089 Ed. 15
	Chumbo total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cobalto total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cobre total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Cromo total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Enxofre total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Estanho total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Estrôncio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Fenol (mg/kg)	0,01	EPA 9065
	Ferro total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Granulometria (mg/kg)	0,005	IAC - B. Técnico 106 2009 Ed. 1 ^a
	Fósforo total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Magnésio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Manganês total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Mercúrio total (mg/kg)	0,002	SMEWW 3120B Ed. 22
	Molibdênio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Níquel total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Nitrato (mg/kg)	10	DIN 14256-2 2006
	Nitrito (mg/kg)	1	DIN 14256-2 2006
	Nitrogênio Kjeldahl Total (mg/kg)	10	SMEWW 4500 Norg C Ed. 22
	Nitrogênio Total (mg/kg)	5	SMEWW 4500N Ed. 22
	Paládio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Platina total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Potássio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Prata total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Ródio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Selênio total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22
	Silício total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Sódio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Tálio total (mg/kg)	0,1	SMEWW 3120B Ed. 22

Laboratório Responsável	Variável	Limite de quantificação	Método
Controle Analítico	Teor de sólidos secos (mg/kg)	0,1	ABNT - 2016 6457 2016
	Telúrio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Titânio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Urânio total (mg/kg)	0,02	SMEWW 3120B Ed. 22
	Vanádio total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
	Zinco total (mg/kg)	0,5	SMEWW 3120B Ed. 22
Tommasi	Cromo Hexavalente (mg/L)	0,4	EPA 6010 D:2014/EPA 3060 A:1996
	Cromo Total (mg/kg)	0,5	POP-FQ-081 Rev. 07
	Cromo Trivalente (mg/L)	0,4	POP PA 016 - Rev. 07

2.6.1.2.5 *Análise de macroinvertebrados bentônicos*

A análise de macroinvertebrados bentônicos seguiu a metodologia descrita por CETESB (2003 e 2012) e APHA (2017). As amostras foram lavadas em água corrente sobre peneira com abertura de malha de 0,25 mm (Figura 172), posteriormente passaram pelo processo de flutuação em solução supersaturada de NaCl (Figura 173). O sobrenadante foi novamente lavado em água corrente em peneira de 0,25 mm posteriormente foi depositado em placas de petri com fundo quadriculado onde foi analisado integralmente sob microscópio estereoscópico (Figura 174), a parte da amostra que não flutuou foi triado em bandeja iluminada a olho nu (Figura 175). Os macroinvertebrados encontrados foram identificados de acordo com bibliografia especializada até o nível de família para a maior parte dos indivíduos.

As amostras coletadas nos reservatórios foram enviadas ao laboratório Controle Analítico, onde foram analisadas conforme CETESB (2003), a metodologia de análise foi similar, entretanto para essas amostras foi adotada a peneira com abertura de malha de 0,50 mm na preparação da amostra.

A comunidade de macroinvertebrados foi avaliada através da riqueza de espécies (número total de táxons), densidade de organismos (indivíduos/m²), abundância total (número de indivíduos), abundância relativa (% de indivíduos) e diversidade (índice de diversidade de Shannon), calculados para cada estação de amostragem.

Figura 171 – Lavagem de amostras para análise de macroinvertebrados bentônicos.



Figura 172 – Flutuação de amostras em solução supersaturada de NaCl para análise de macroinvertebrados bentônicos.

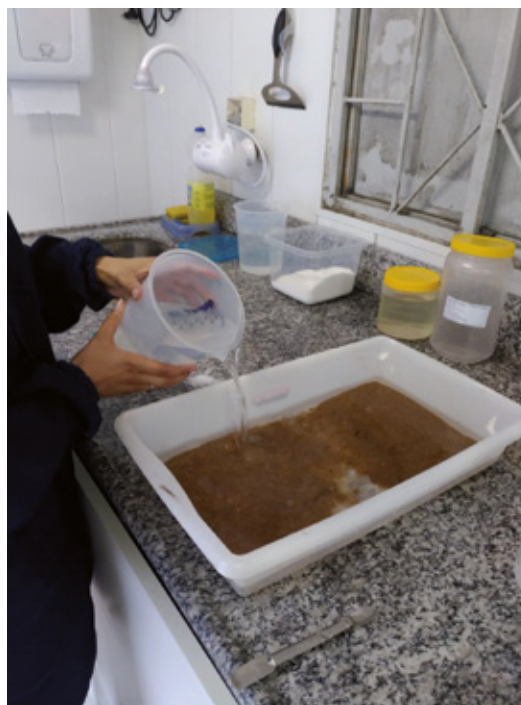
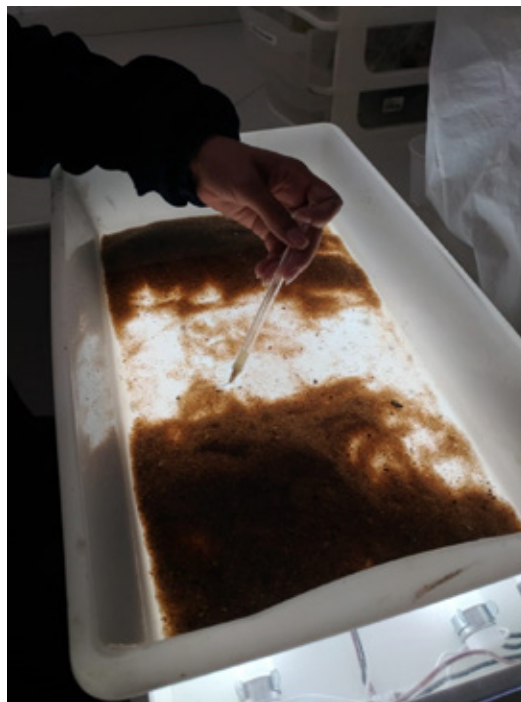


Figura 173 – Análise de macroinvertebrados bentônicos sob microscópio estereoscópico.



Figura 174 – Triagem de amostra a olho nu para análise de macroinvertebrados bentônicos.



2.6.1.2.6 Análises complementares

De forma a identificar diferenças físicas e químicas entre os sedimentos dos pontos de controle (fora da APDL) e de áreas afetadas (inseridas na APDL), foram realizadas também análises mineralógicas por Difração de Raios-X (DRX) e análises morfométricas dos grãos para a determinação do grau de arredondamento.

Essas análises complementares levaram em consideração os diferentes aportes sedimentares, de acordo com as divisões das sub-bacias hidrográficas, a fim de caracterizar as diferentes contribuições, sejam aquelas naturais, influenciadas pelo contexto geológico local, sejam aquelas antrópicas influenciadas pelos processos minerários e demais contribuições oriundas de concentrações urbanas.

A descrição respectiva a esses métodos está detalhada no 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/Lactec, 2019e).

Não foi realizada uma separação das amostras entre rejeito e sedimento, devido ao tempo transcorrido entre o desastre e a primeira campanha de amostragem, uma vez que devido à dinâmica da vazão do rio e ressuspensão dos sedimentos, estas duas frações foram muito misturadas. De todo modo, cabe-se ressaltar, que para alguns pontos amostrados, conforme BRASIL (MPF)/Lactec (2019e), foram realizados ensaios complementares, dentre eles as análises do grau de arredondamento, com o uso de Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV). A partir dessa técnica foi possível identificar a presença de grãos muito angulosos nos pontos afetados (inseridos na APDL), os quais podem, eventualmente, ser correlacionados ao rejeito, dado que são partículas oriundas da moagem e britagem da rocha e que, portanto, não sofreram transportes, como as demais partículas de sedimentos, advindas dos processos naturais de intemperismo e transporte. Os resultados destas análises e respectivas imagens obtidas com o MEV, encontram-se no Apêndice L.

Com a finalidade de entender as diferentes contribuições e aportes oriundos das principais drenagens afluentes do rio Doce, para fins de comparação com as áreas afetadas, foram definidos pontos de controle, nos quais foram realizadas amostragens para análises físico-químicas de sedimentos. Estes pontos foram determinados pela divisão por sub-bacia, como já mencionado e por caracterizarem áreas que sofrem influência de atividades antrópicas (minerações, cidades, indústrias, entre outras), mas que não foram atingidos pela passagem e deposição da lama de rejeito. Os resultados destas análises encontram-se no Apêndice M. Por se tratar apenas de pontos de controle, esses não exigem repetibilidade de monitoramento, desta forma, para estes locais, nos locais não coincidentes com as estações do IGAM/IEMA, foi realizada apenas uma campanha de coleta.

De forma a se obter uma visão espacial e regional da distribuição dos elementos na bacia, adicionalmente foram produzidos também mapas geoestatísticos, pelo método de krigagem, uma vez que a distribuição desses pontos amostrados não foi condicionada a uma malha regular. Estas interpolações foram realizadas com dados provenientes dos levantamentos geoquímicos realizados em sedimentos pela CPRM (2010), que posteriormente foram integrados com os dados primários, da primeira e da segunda campanha do Lactec, expressos por símbolos graduais das concentrações para representar cada um dos elementos analisados. Na Figura 176 pode-se visualizar um destes mapas como exemplo. Em função da relevância, alguns mapas referentes a essas krigagens, foram inseridos no corpo do texto, nos itens que tratam dos resultados das análises dos danos associados aos EPTs. Os demais mapas encontram-se no Apêndice N.

De forma complementar, as fichas com indicação do ponto, local da coleta, acesso, fotografias gerais e os certificados das análises físico-químicas, referentes às estações amostrais, nas quais foram realizadas as coletas de sedimentos pelo Lactec, estão apresentadas no Apêndice M para as estações de controle e Apêndice O para as estações amostrais em áreas afetadas.

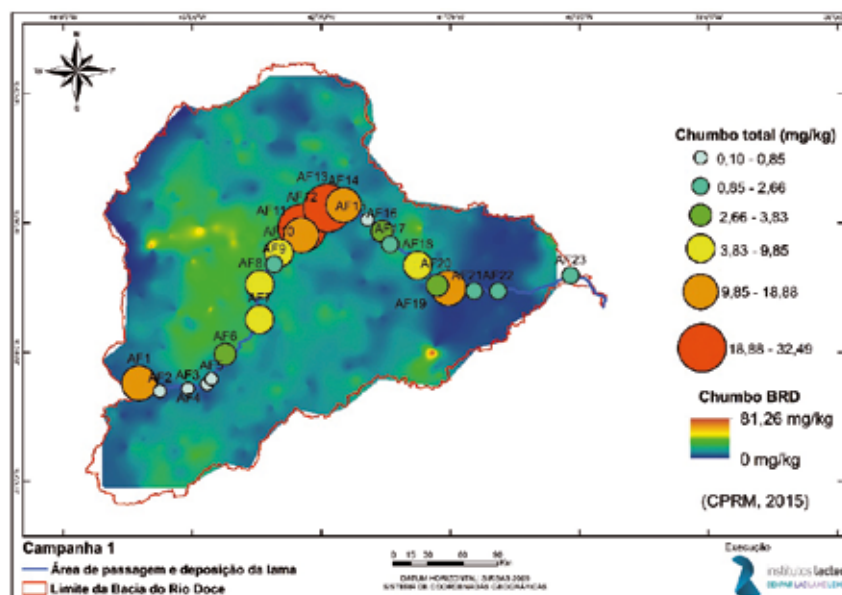
No Apêndice P são apresentados os dados referentes às subdivisões das bacias hidrográficas (sub-bacias), com as respectivas unidades geológicas, processos minerários existentes e indicação dos pontos de coleta, que serviram como uma base de dados na interpretação da distribuição das concentrações de EPTs.

No Apêndice Q estão expressos os resultados das análises comparativas sob a forma de gráficos entre os pontos de controle e os pontos de áreas afetadas, referentes às concentrações de EPTs. Os dados das análises mineralógicas por DRX estão apresentados no Apêndice R e as tabelas resumo com os parâmetros medidos nas campanhas 1 e 2 estão apresentadas no Apêndice S.

Os dados apresentados nesses apêndices foram utilizados de forma complementar para auxiliar no entendimento das diferentes contribuições geoquímicas e respectivos aportes de EPTs, oriundos das diversas sub-bacias que compõem os principais afluentes do rio Doce.

Conforme mencionado, adicionalmente foram também realizadas análises no microscópio eletrônico de varredura (MEV), para determinação dos graus de arredondamento dos grãos, dado que os grãos naturalmente intemperizados e transportados pelos rios, via de regra, apresentam-se de forma sub-angular a arredondados, enquanto que os grãos relacionados ao rejeito, especificamente a fração arenosa, apresentam-se comumente de forma angular, já que no processo de beneficiamento, as rochas que continham estes materiais, foram intensamente trituradas e moídas.

Figura 175 – Figura ilustrativa dos dados geoquímicos gerados a partir dos dados da CPRM (2010), com os símbolos graduais que representam as concentrações do elemento em análise.

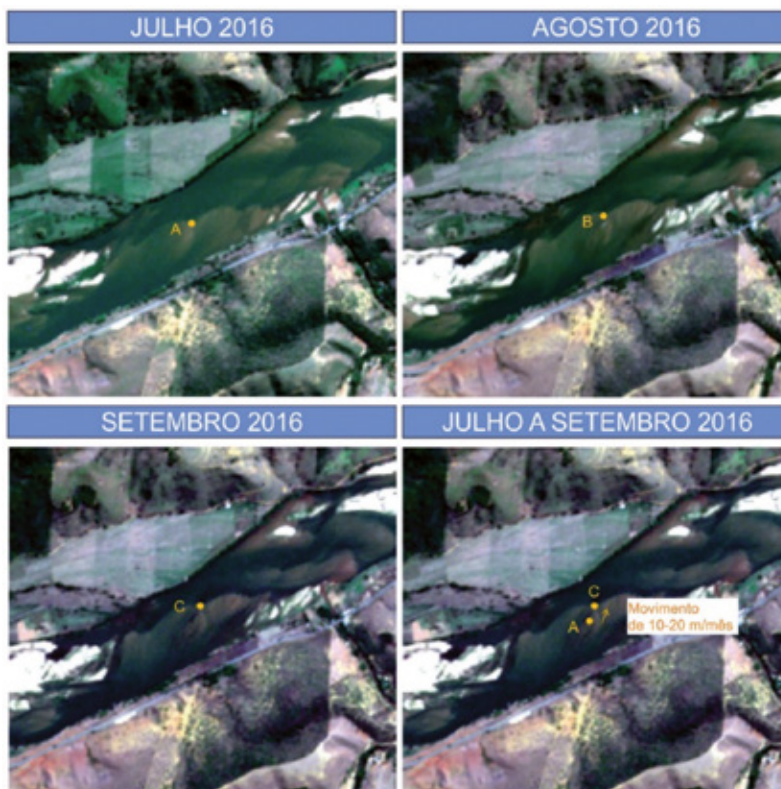


A alteração da composição do sedimento deve ser avaliada levando em consideração a movimentação do sedimento no leito do rio. Embora o sedimento de fundo seja mais estável em relação à água ele se movimenta com a vazão, acumulando material depositado, de forma que a cada campanha o material coletado não é o mesmo. Isto pode ser observado nas imagens de satélite apresentadas na Figura 176 dos meses de julho/2016, agosto/2016 e setembro/2016 onde mostra a movimentação de um banco de sedimentos. Foi constatada uma movimentação entre 10 e 20 metros por mês, considerando que esta observação foi realizada no período seco, ou seja, com tendência a ser ainda maior no período chuvoso.

O estudo de transporte de sedimentos já foi detalhado no item 2.5, mas apesar disso, é importante caracterizar a movimentação pela migração das barras longitudinais (bancos de areia). A Figura 176 exemplifica a movimentação dos bancos de areia num curto período de tempo (3 meses),

em que é possível visualizar um deslocamento de 10 a 20 km/mês, que ocorre por conta dos processos hidrodinâmicos do rio, e consequentemente, do transporte de sedimentos.

Figura 176 – Movimentação de um banco de sedimentos observados nos meses de julho/2016, agosto/2016 e setembro/2016.



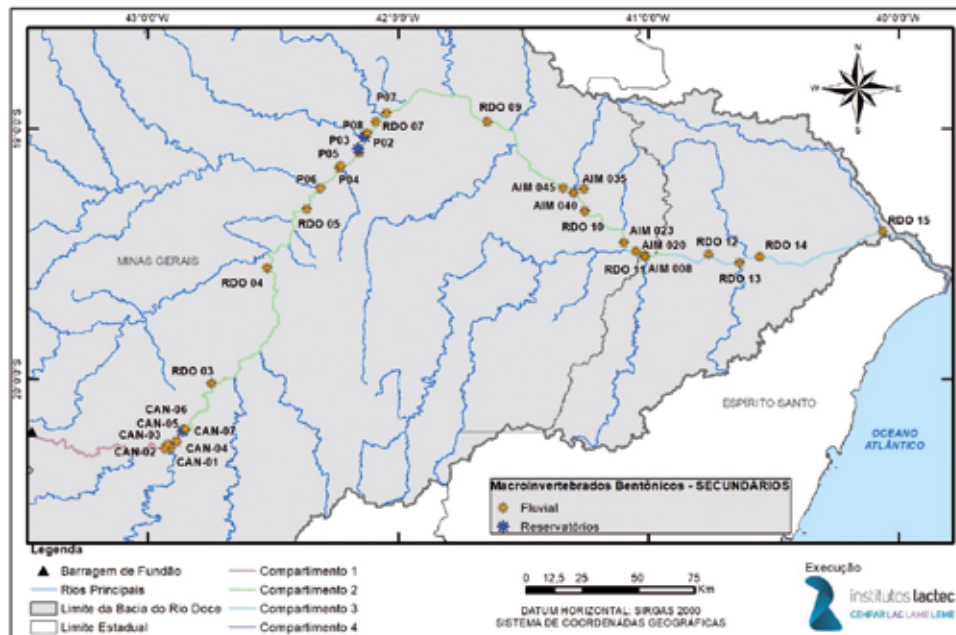
Fonte: EOMAP, (2017)

2.6.1.3 Monitoramento de macroinvertebrados bentônicos – dados secundários

Para a mensuração do dano decorrente do desastre na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em ambiente fluvial foram analisados dados de monitoramentos do grupo realizados ao longo do rio Doce e demais rios na APDL. As UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés (Eliezer Batista) realizam o monitoramento desde antes do desastre possibilitando mensuração quantitativa adequada do dano. Apresentam estações de amostragem em ambiente fluvial localizadas no Compartimento 1, Compartimento 2A e Compartimento 2B (Figura 177). O dano aos macroinvertebrados bentônicos foi analisado de forma qualitativa também através dos dados do monitoramento emergencial e do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento (PMQQS) realizados pela Fundação Renova e pelos dados coletados pelo Lactec (resultados apresentados no Documento Suplementar – Resultados do Monitoramento de Macroinvertebrados Bentônicos), todos estudos iniciados após o desastre, por tanto sem linha base que possibilite a mensuração quantitativa do dano.

O monitoramento de macroinvertebrados bentônicos no rio Doce e proximidades vem sendo realizado trimestralmente pelas concessionárias responsáveis pelas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, com dados analisados entre 2011 e 2018 (de 09/12 a 03/18 para estações de monitoramento da UHE Risoleta Neves, de 07/12 a 01/18 para as de Baguari e de 03/11 a 06/17 para as da UHE Aimorés).

Figura 177 – Estações de amostragem do monitoramento de macroinvertebrados bentônicos realizado pelas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés.



Foram consideradas as estações de amostragem localizadas em ambiente fluvial e dentro da APDL, sendo cinco no Compartimento 1 (todas do monitoramento realizado pela UHE Risoleta Neves (três delas localizadas no rio Doce, uma no rio Piranga e uma no rio do Carmo), quatro no Compartimento 2A (uma do monitoramento da UHE Risoleta Neves e três do monitoramento da UHE Baguari) e oito no Compartimento 2B (duas do monitoramento da UHE Baguari e seis do monitoramento da UHE Aimorés) (Figura 177, Tabela 83).

O monitoramento realizado por cada uma das usinas apresenta metodologia de coleta distintas, apresentados em Visão Ambiental (2013) e Micra (2013; 2018), por esse motivo os dados coletados nos diferentes estudos nem sempre são comparáveis, entretanto os períodos antes e após o desastre dentro de um mesmo estudo podem ser comparados.

Para a mensuração das alterações na comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram analisados os seguintes indicadores, antes e após o desastre: riqueza (número total de táxons), diversidade (índice de diversidade de Shannon), densidade (indivíduos/m²)/número total de indivíduos, *Biological Monitoring Work Party* (BMWP) (adaptado por JUNQUEIRA et al., 2000).

Para observar o comportamento ao longo do tempo dos indicadores: riqueza, diversidade e densidade/número total de indivíduos foram montados gráficos de séries temporais, valendo-se de linhas de tendência por regressão local (LOESS). Foram elaborados *box plots*, com o objetivo de apontar possíveis diferenças entre partições do tempo. Para testar se há ou não diferença, a função *kruskal* do pacote *agricolae* (de MENDIBURU, 2017) foi utilizada. Essa função aplica o teste de Kruskal-Wallis e o procedimento Least Significant Difference de Fisher (LSD de Fisher) com correção de Holm-Bonferroni para as comparações múltiplas. As análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team 2018), com os pacotes complementares: (Wickham and Bryan 2018, Wickham et al. 2018, Wickham and Henry 2018 e Wickham 2016).

O BMWP é um índice biológico desenvolvido para riachos que utiliza a comunidade macroinvertebrados aquáticos como indicadores de qualidade ambiental, pontuando os táxons em gradiente com relação a tolerância a poluição orgânica (JUNQUEIRA et al., 2000). Entretanto o índice é muito popular sendo aplicado sistematicamente mesmo em monitoramentos que não são realizados em riachos ou objetivam avaliar a poluição orgânica. A aplicação nessas condições deve ocorrer com cautela pois os resultados apresentados podem não corresponder com a área avaliada. No presente relatório optou-se pela utilização dos dados de BMWP disponibilizados pois o índice foi adotado no monitoramento realizado pelas três usinas analisadas e os resultados foram considerados relevantes.

Tabela 83 – Localização das estações de amostragem em ambiente fluvial dos programas de monitoramento realizados na UHE Baguari, UHE Risoleta Neves e UHE Aimorés.

Compartimento	UHE	Código	Rio	Coordenadas (UTM – 23K)
1	Risoleta Neves	CAN-01	Rio Piranga	7.756.555 / 718.300
	Risoleta Neves	CAN-02	Rio do Carmo	7.756.620 / 716.040
	Risoleta Neves	CAN-03	Rio Doce	7.758.525 / 717.375
	Risoleta Neves	CAN-04	Rio Doce	7.759.615 / 721.085
	Risoleta Neves	CAN-07	Rio Doce	7.759.730 / 720.900
2A	Risoleta Neves	CAN-06	Rio Doce	7.765.150 / 724.660
	Baguari	P04	Rio Doce	790849 / 7879647
	Baguari	P05	Rio Doce	791637 / 7880498
	Baguari	P06	Rio Doce	783005 / 7870771
2B	Baguari	P07	Rio Doce	0811259 / 7903474
	Baguari	P08	Rio Doce	0802990 / 7894627
	Aimorés	AIM 008	Rio Doce	7.841.770 / 288.905
	Aimorés	AIM 020	Rio Doce	7.843.983 / 285.012
	Aimorés	AIM 023	Rio Doce	7.847.658 / 279.874
	Aimorés	AIM 035	Rio Doce	7.871.201 / 262.675
	Aimorés	AIM 040	Rio Doce	7.869.284 / 258.486
	Aimorés	AIM 045	Rio Doce	7.871.201 / 253.904

Fonte: Adaptado de Visão Ambiental (2013) e Micra (2013;2018)

2.6.1.4 Mensuração dos danos

No intuito de caracterizar a alteração da qualidade do sedimento e comunidades bentônicas, a avaliação subdividiu-se nos seguintes danos:

- Alteração da granulometria do sedimento superficial;
- Alteração na concentração de EPTs no sedimento;
- Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Para a mensuração da magnitude de cada um dos danos à qualidade dos sedimentos foram elencados indicadores, conforme mostra a Tabela 84.

Tabela 84 – Indicadores dos danos à qualidade de sedimento.

Danos	Indicadores
Alteração das características granulométricas do sedimento superficial	Distribuição granulométrica
Aumento das concentrações de EPTs	alumínio (mg/kg), arsênio (mg/kg), bário (mg/kg), cádmio (mg/kg), chumbo (mg/kg), cobalto (mg/kg), cobre (mg/kg), cromo (mg/kg), ferro (mg/kg), manganês (mg/kg), mercúrio (mg/kg), níquel (mg/kg) e zinco (mg/kg)
Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos	riqueza (número total de táxons), diversidade (índice de diversidade de Shannon), densidade (indivíduos/m ²) ou número total de indivíduos, BMWP

Os critérios adotados para a escolha destes elementos basearam-se, sobretudo, na caracterização do rejeito. Foram considerados também a relevância e/ou variação dos valores obtidos por meio dos métodos analíticos, principalmente no que se refere ao fato dos resultados estarem abaixo do nível de detecção. Desta forma, foram elencados 13 elementos para caracterização da alteração das concentrações de EPTs, descritos na Tabela 84.

Para auxiliar na qualificação e quantificação de cada um destes indicadores foi verificada a necessidade de responder às seguintes perguntas:

- As características granulométricas do sedimento se alteram em relação aos padrões verificados na linha base?
- As concentrações de EPTs pós-desastre ultrapassaram as concentrações/níveis verificados na linha base? Em que extensão e por quanto tempo?
- As concentrações de EPTs verificadas pós-desastre ultrapassaram os limites determinados na legislação nacional, que levam em consideração níveis de potencial efeito a biota aquática? Em que extensão e por quanto tempo?
- A comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresentou alterações com relação a linha base? Em que extensão e por quanto tempo?

Estes questionamentos foram respondidos de forma conjunta, por meio de uma série de análises estatísticas e geoestatísticas, e ilustrados com gráficos e figuras neste relatório, onde são descritas as análises que foram realizadas para avaliar os danos à qualidade dos sedimentos e responder estas questões.

2.6.1.4.1 *Escala de magnitude dos danos à qualidade do sedimento em relação à granulometria*

No que se refere as alterações nas frações granulométricas, não existe uma legislação vigente no Brasil para mensuração dos danos decorrentes destas mudanças. Apesar disso, principalmente considerando o ecossistema aquático como um todo e a biota que ali habita, entende-se que alterações granulométricas podem afetar as condições destas espécies e consequentemente podem ser consideradas um dano ao ambiente. A composição granulométrica exerce papel fundamental na estruturação e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (GONÇALVES; CALLISTO; FONSECA, 1998), por exemplo. O substrato desempenha importante papel para a comunidade que o habita,

atuando na disponibilidade de habitats, alimentação e proteção dos organismos (FRANÇA; MORENO; CALLISTO, 2006). Alterações granulométricas, portanto, podem trazer consequentes alterações a biota.

A caracterização do rejeito, realizada pelo Lactec, mostra que as frações granulométricas são essencialmente siltosas, ou seja, quando disperso no meio se comporta como um sedimento fino e, portanto, como um sedimento mais ativo no sentido de facilitar adsorções e consequentemente na capacidade de retenção de EPTs. Sendo assim, considera-se que alterações no ambiente onde houve a redução da granulometria o dano é mais acentuado, por outro lado, um aumento na granulometria para as frações granulares, pode ser considerado como pouco grave. Desta forma, a fim de quantificar estes danos, estabeleceu-se como critério os parâmetros de acordo com a escala de magnitude apresentado na Figura 178.

Figura 178 – Classificação do dano para a análise granulométrica.



Para representação das variações granulométricas identificadas, foram elaborados gráficos geoespacializados de setores, com os valores de cada uma das frações (areia, silte e argila). Conforme mencionado, no que se referem aos dados primários e secundários pré e pós-desastre, a representação dos resultados foi separada por compartimento, no qual foram agrupados os dados de diferentes fontes e/ou autores. No que se refere aos dados primários, oriundos das campanhas de coletas realizadas pelo Lactec, esses foram representados de acordo com a estação amostral, ou seja, de forma pontual, conforme a distribuição das estações apresentadas na Figura 164.

2.6.1.4.2 Escala de magnitude do dano à qualidade do sedimento em relação aos EPTs

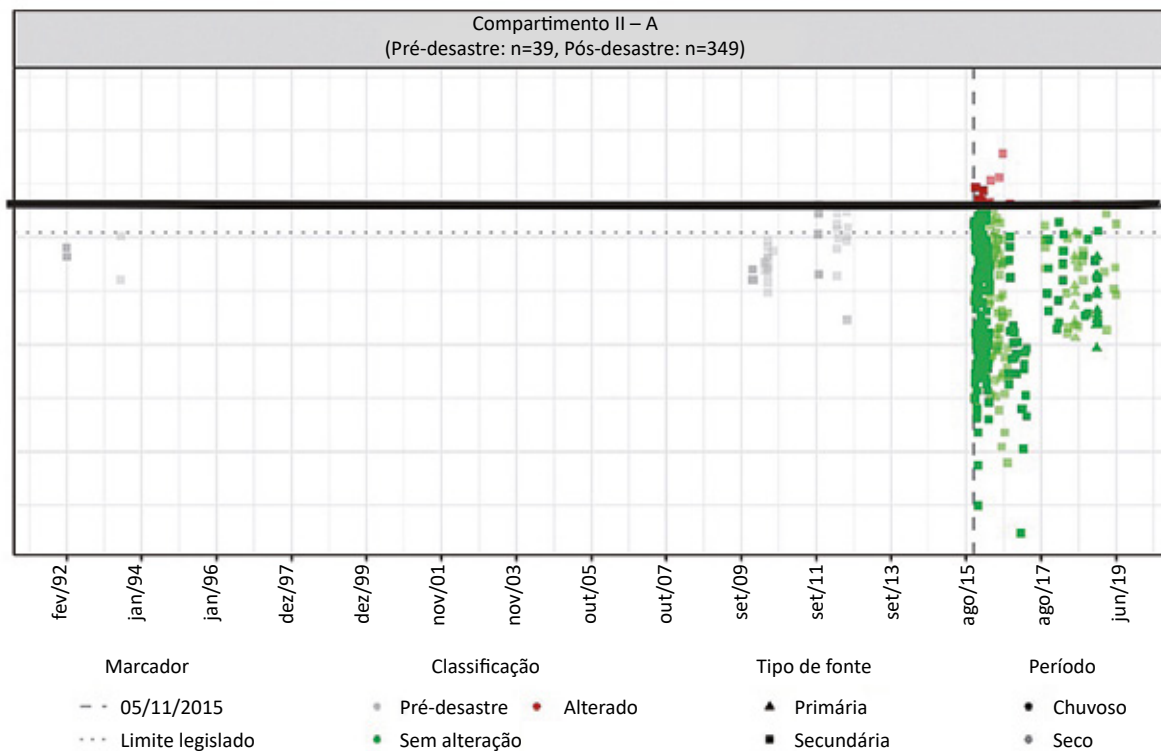
Os resultados dos parâmetros químicos, que são as concentrações dos EPTs, advindos das análises dos sedimentos, foram avaliados estatisticamente. Os dados resultantes das coletas realizadas pelo Lactec foram denominados como dados primários, de forma que os dados secundários representam os resultados das coletas realizadas por instituições como Renova, IGAM, IEMA e CPRM e demais trabalhos referenciados na Tabela 78.

Para a quantificação do dano foram analisados somente os pontos de coleta dentro da APDL, removendo-se, portanto, os resultados das estações amostrais de pontos de controle e *background* nessa análise.

Para a classificação da alteração da concentração do EPT, foi determinado o valor máximo encontrado na série histórica (dados secundários pré-desastre) para cada parâmetro, separado por compartimento. De posse dessa informação, os dados obtidos após o desastre foram classificados como “Alterado” e “Sem alteração”, de acordo com se esses, respectivamente, ultrapassavam ou não o

máximo histórico do parâmetro mensurado em um compartimento específico. A Figura 179 apresenta o resultado dessa classificação com a cor cinza que representa dos dados pré-desastre, a cor em verde que foram dados sem alterações (abaixo do máximo histórico) e em vermelho as classificadas como alteradas (acima do máximo histórico).

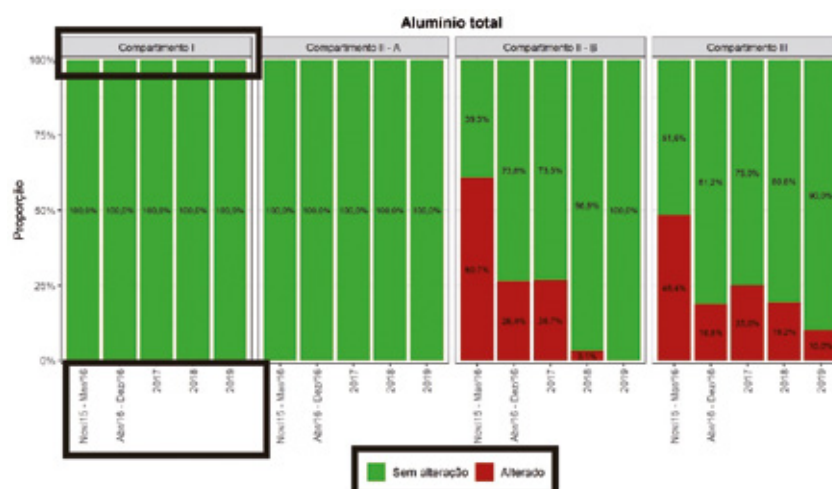
Figura 179 – Exemplo de da análise da comparação do dado pré e pós-desastre e sua classificação em cinza, os dados pré-desastre, sem alteração (verde) e alterado (vermelho).



Com o objetivo de subsidiar as análises de mensuração do dano e principalmente verificar as tendências temporais, os dados classificados, conforme apresentado acima, foram subdivididos em séries temporais. Essas séries foram divididas em i) novembro de 2015 a março de 2016; ii) abril de 2016 a dezembro de 2016; iii) 2017; iv) 2018 e v) 2019 e na sequência, para os respectivos compartimentos, como mostra um exemplo na Figura 180, na qual é ressaltado em preto a posição da informação do compartimento, período analisado e a classificação do dado.

Após a análise individual para os 13 EPTs selecionados, apresentados na Tabela 84, o resultado final foi calculado pela média das proporções desses valores e representado em um único gráfico seguindo a mesma classificação temporal apresentada.

Figura 180 – Exemplo da média estatística do resultado de alumínio para os compartimentos analisados.



Para cada amostra, foram analisados 53 parâmetros químicos, dos quais, optou-se em apresentar apenas àqueles que tiveram alterações relevantes determinadas na caracterização do rejeito. Desta forma, foram elencados 13 elementos, a saber: alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn).

O dano relacionado ao aumento da concentração de EPTs teve sua magnitude mensurada de acordo com a porcentagem de dados que ultrapassaram o máximo histórico, ou seja, os classificados como alterados. A partir desses 13 elementos esses foram analisados por compartimentos e considerando o percentual de alteração, como apresenta o exemplo da Tabela 85.

Tabela 85 – Exemplo real de como foi calculado o percentual de cada elemento por compartimento com alteração.

	C1	C2A	C2B	C3
ALUMÍNIO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
ARSÊNIO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
BÁRIO	Sem alteração	Sem alteração	Sem alteração	Alterado
CÁDMIO	Sem alteração	Alterado	Alterado	Alterado
CHUMBO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
COBALTO	Sem alteração	Sem alteração	Sem alteração	Alterado
COBRE	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
CROMO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
FERRO	Sem alteração	Alterado	Alterado	Alterado
MANGANÊS	Sem alteração	Alterado	Sem alteração	Alterado
MERCÚRIO	Alterado	Alterado	Alterado	Alterado
NÍQUEL	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
ZINCO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
	7,69	30,76	76,92	92,3

Considerando o percentual de elementos alterados por compartimento analisado, como apresentado na Tabela 85, o dano foi definido, como pouco grave quando as alterações desses 13 elementos ficaram entre 5% e 25%; grave com alterações entre 25% e 50% e gravíssimo com alterações superiores a 50%, conforme apresenta a Tabela 86.

Tabela 86 – Descrição da classificação da gravidade do dano referente ao aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs.

Categoria de dano	Crítérios para classificação
Pouco Grave	EPTs classificados como alterados entre 5 e 25% no respectivo compartimento
Grave	EPTs classificados como alterados entre 25% e 50% no respectivo compartimento
Gravíssimo	EPTs classificados como alterados acima de 50% no respectivo compartimento

A base para classificação de sedimentos no Brasil é a Resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012), que estabelece valores orientadores para a qualidade do sedimento. Essa foi representada em função da concentração de contaminantes, com vistas à proteção da vida aquática, e que foi baseada nos valores estabelecidos pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2002) para arsênio, metais pesados e compostos orgânicos. De acordo com essa Resolução CONAMA, existem dois níveis de limiares:

- **Nível 1** – limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota;
- **Nível 2** – limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

Estes níveis são compatíveis com os limiares *Threshold Effect Level* (TEL) que é a concentração abaixo da qual efeitos biológicos adversos ocorrem raramente, e o índice de qualidade de sedimentos denominado limite de efeitos aparentes e *Probable Effect Level* (PEL). Este se refere a concentração abaixo da qual efeitos biológicos adversos ocorrem raramente, e o índice de qualidade de sedimentos denominado limite de efeitos aparentes, estabelecidos pela CCME e pela Administração Oceânica e Atmosférica Nacional dos Estados Unidos *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), (BUCHMAN, 2008).

De forma complementar, para as variáveis que não apresentam padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/2012, foram utilizados padrões internacionais conforme publicação da NOAA, denominada *Screening Quick Reference Tables* (BUCHMAN, 2008), que reúne padrões de qualidade dos sedimentos utilizados em diversos países em uma única publicação. Desta referência normativa, pode ser utilizado apenas o valor de referência *Upper effect threshold* (UET) (limite de efeitos superior) para o elemento ferro. O UET foi derivado pela NOAA como o *Apparent effects threshold* (AET) mais baixo de uma compilação de ponto final análogo aos pontos finais de AET marinhos. O AET identifica concentrações no sedimento acima das quais efeitos adversos possivelmente ocorrerão.

Cabe ressaltar que o objetivo da Resolução CONAMA 454/12 é estabelecer as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Porém, no Brasil não há resolução ou legislação que trate especificamente da qualidade de sedimento de fundo, seja de rios ou de reservatórios. Assim, os valores dispostos nessa resolução são utilizados no Brasil como referência comparativa.

A Tabela 87 apresenta, para cada indicador medido, os respectivos valores do nível 1 do CONAMA e os máximos históricos pré-desastre.

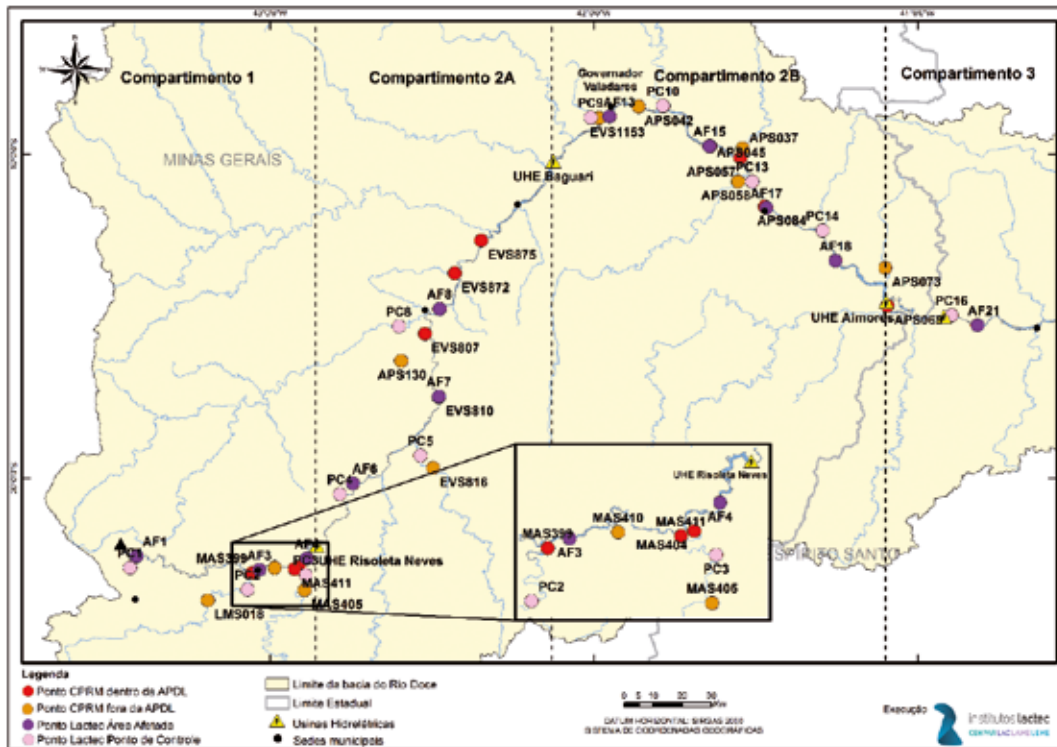
Tabela 87 – Valores máximos dos elementos potencialmente tóxicos - EPTs e seu respectivo limite legislado.

Dano	Indicador	Valores legislado e pré-desastre	
		Nível 1 CONAMA 454 (a) ou UET (b) (BUCHMAN, 2008)	Máximo histórico pré-desastre
Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos no sedimento do rio Doce	alumínio (%)	-	19,15
	arsênio (mg/kg)	5,9 (a)	660
	bário (mg/kg)	-	1.970
	cádmio (mg/kg)	3 (a)	4.185
	cobalto (mg/kg)	-	47
	chumbo (mg/kg)	35 (a)	236,5
	cobre (mg/kg)	35,7 (a)	919
	cromo (mg/kg)	37,30a	3.735
	ferro (%)	4 (b)	67,2
	manganês (mg/kg)	1.100 (b)	23.400
	mercúrio (mg/kg)	0,17 (a)	0,53
	níquel (mg/kg)	18 (a)	426
	zinco (mg/kg)	123 (a)	465,6

Cabe-se ressaltar que para estas análises de quantificação do dano, foram selecionados apenas os pontos contidos nas áreas afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeitos (APDL).

Foi realizada também a determinação do fator de contaminação (FC) para os resultados do mapeamento geoquímico dos sedimentos das amostras do CPRM (2010) e também com os dados primários do Lactec. Para o cálculo do FC a metodologia está apresentada no volume de Contextualização e levaram em consideração pontos de coleta em áreas não afetadas pela lama de rejeito, denominados de pontos de controle e pontos de coleta nas áreas afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeitos (APDL). Para os dados do CPRM (2010), que foram pré-desastre admitiu-se também o perímetro da APDL e foram utilizados pontos fora desse perímetro como base de comparação aos que estavam no seu interior. A localização desses pontos está apresentada na Figura 181. Os resultados de FC auxiliaram na interpretação da quantificação do dano atribuído.

Figura 181 – Pontos dos locais foram realizados os cálculos de fator de contaminação com os dados pré-desastre (CPRM, 2010) e pós-desastre (LACTEC).



2.6.1.4.3 Escala de magnitude dos danos em relação a comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Os indicadores da comunidade de macroinvertebrados bentônicos levantados com base nos dados do monitoramento realizados pelas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés foram comparados nos períodos anterior e posterior ao desastre. Foi verificado se ocorreu alteração nos valores dos indicadores, se essa alteração causou aumento na proporção dos valores mínimos e se houve diferença significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher). A escala de gravidade foi definida de acordo com o nível de modificação que a alteração dos indicadores causaria na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, de acordo com a Tabela 88.

Tabela 88 – Classificação dos danos aos macroinvertebrados bentônicos.

Gravidade	Definição
Pouco grave	Redução no valor dos indicadores na maioria dos gráficos de séries temporais, sem aumento na proporção dos valores mínimos dos indicadores.
Grave	Redução no valor dos indicadores na maioria dos gráficos de séries temporais, com aumento na proporção dos valores mínimos dos indicadores.
Gravíssimo	Redução no valor dos indicadores na maioria dos gráficos de séries temporais, com aumento na proporção dos valores mínimos dos indicadores e diferença significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher).

2.6.2 ALTERAÇÃO DA GRANULOMETRIA NO SEDIMENTO

A alteração da composição granulométrica foi realizada com a comparação entre os dados pré e pós-desastre como apresentado na metodologia. Os resultados comparativos, aqui apresentados, se darão tanto em gráficos de setores geoespacializados (na sua posição geográfica), como em gráfico de proporções médias, separadas por compartimentos.

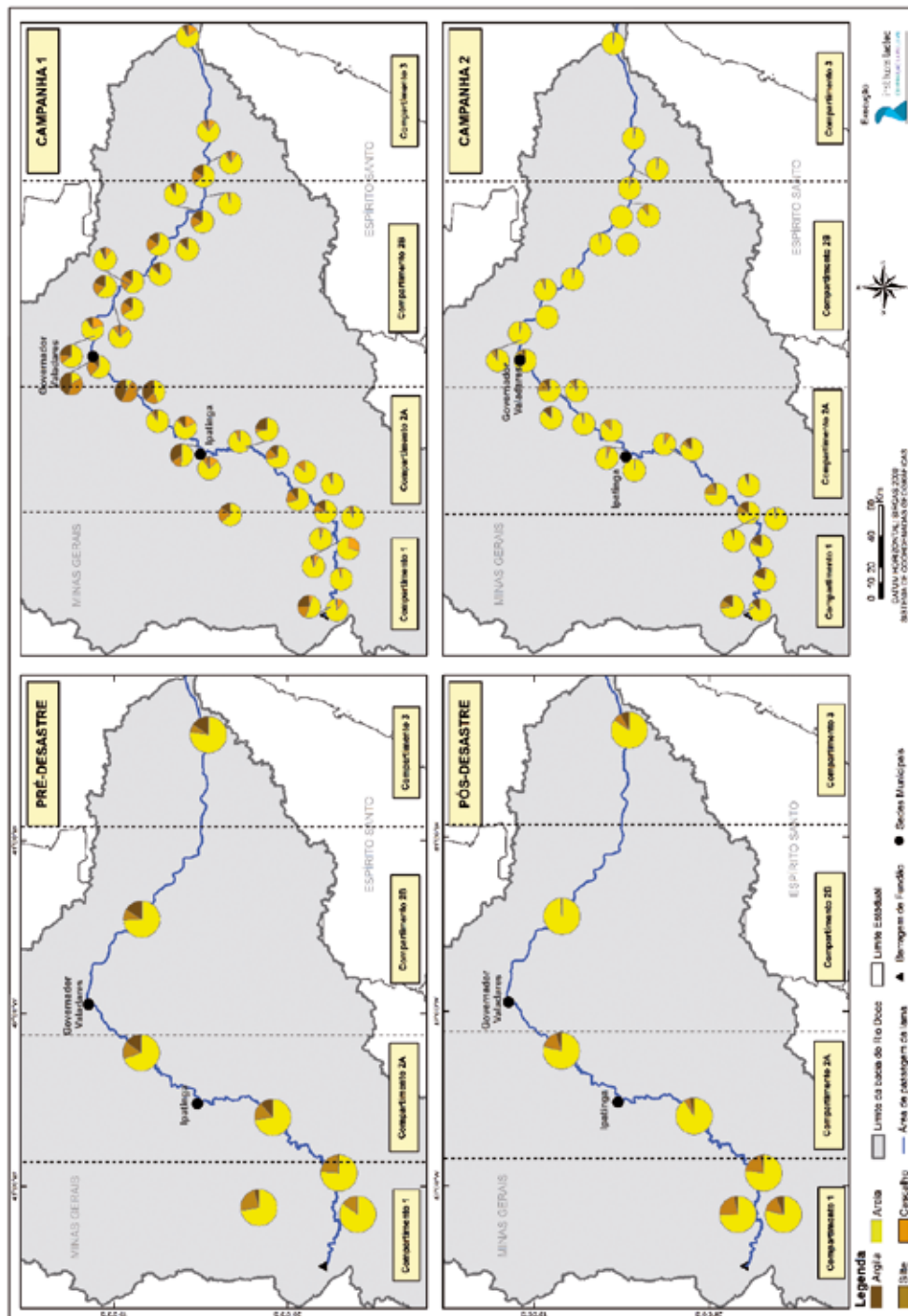
Os dados pré e pós-desastre foram representados de forma agrupada por setores, em função de poucos dados na região analisada, enquanto que os dados das campanhas 1 e 2, foram representados por gráfico de setor de cada ponto, de acordo com cada uma das estações amostrais, como apresentados na Figura 182.

Com base na Figura 182, pode-se observar que a fração de areia é predominante na grande maioria dos locais analisados. Os gráficos de setores apresentados nessa figura, da campanha 1 do Lactec, mostram que as maiores proporções das frações finas, principalmente silte, nas proximidades das localidades de Ipatinga e Governador Valadares, indicadas na figura, que as demais regiões.

Os gráficos apresentados na Figura 182, referente a segunda campanha de coleta realizada pelo Lactec, mostram uma predominância dos sedimentos granulares (fração areia na cor amarela). Embora representem alterações no meio, que podem afetar o ecossistema como um todo, mostram tendência de melhora nas condições do rio Doce.

Ainda nos gráficos indicados na Figura 182, para os períodos pré e pós-desastre, embora tenham menor representatividade, devido às diversas restrições de dados oriundos de fontes secundárias, mostram também um aumento no pós-desastre da fração areia em praticamente todos os pontos analisados. Há ainda a presença de sedimentos finos, silte e argila, sobretudo no Compartimento 1, que podem ser relacionados diretamente aos materiais provenientes do rompimento da barragem de Fundão, já que a caracterização de rejeito realizada pelo Lactec, mostra que esse é representado pela fração silte.

Figura 182 – Distribuição das frações granulométricas de dados secundários pré (esquerda) e pós-desastre (direita), a das campanhas realizadas pelo Lactec.



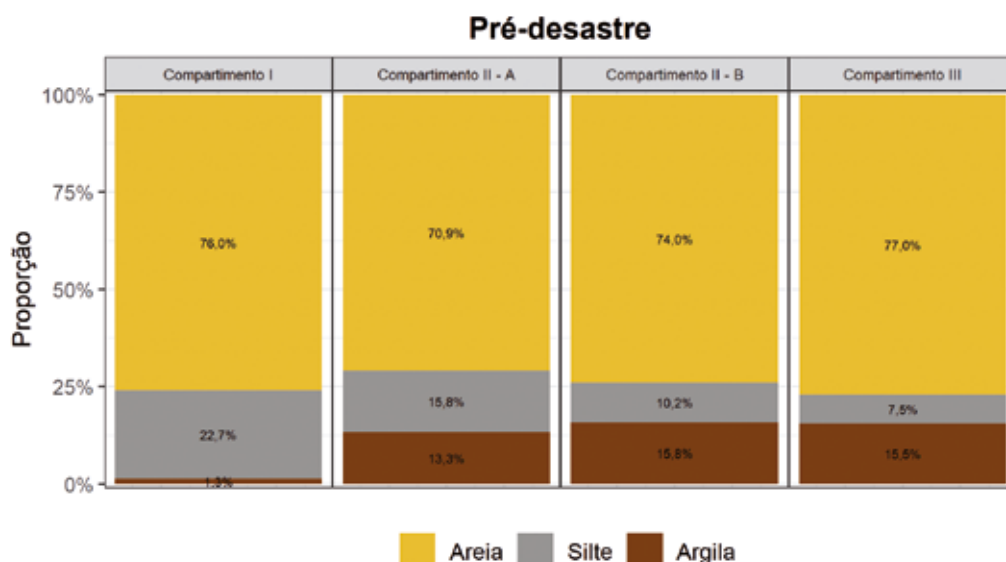
Na Figura 183 são apresentados os gráficos relativos aos dados de granulometria no período pré e pós desastre. No pré-desastre, observa-se que a quantidade de partículas na fração areia é predominante em todos os compartimentos, com valores próximos ou acima de 70%. No que se refere as frações dos sedimentos finos, silte e argila, exceto para o C1, onde o percentual de argila é muito baixo (1,3%), as distribuições são relativamente semelhantes, com percentuais variando de 15% a 7% para o silte e de 13% a 15% para a argila nos demais compartimentos.

Já no período pós-desastre, verifica-se que no C1 houve o aumento da quantidade da fração argila em 3,4% e uma diminuição de 0,4% na fração silte e 3% na fração areia. No C2A a fração argila diminuiu em 5,2%, 4,3% na fração silte e houve um aumento da fração areia de 9,5%. Para o C2B a fração argila diminuiu em 9,2%, 4% na fração silte e houve um aumento da fração areia de 13,3%. Por fim no C3 a fração argila diminuiu em 7,7%, 0,1% na fração silte e o aumento da fração areia foi de 7,8%. Com base nesses quantitativos, para o C1 o dano foi considerado grave pois houve uma redução da granulometria e pouco grave nos demais compartimentos uma vez que houve alteração, porém com aumento na fração areia. A síntese da classificação do dano é apresentada na Tabela 89, a tendência é de redução e o dano é parcialmente reversível.

O aporte de lama de rejeito no interior da calha dos rios afetados, promoveu um maior transporte das frações finas (argila e silte), resultando assim uma sedimentação da fração areia.

Os resultados destas análises dos graus de arredondamento, indicam que nas áreas afetadas há um predomínio de grãos angulares (86,96%), enquanto que, os sedimentos oriundos dos pontos de controle, apresentam apenas 62,50% de grãos angulares. Os dados referentes a estas análises encontram-se expressos no Apêndice L.

Figura 183 – Gráfico das frações dos sedimentos no pré-desastre e pós-desastre.



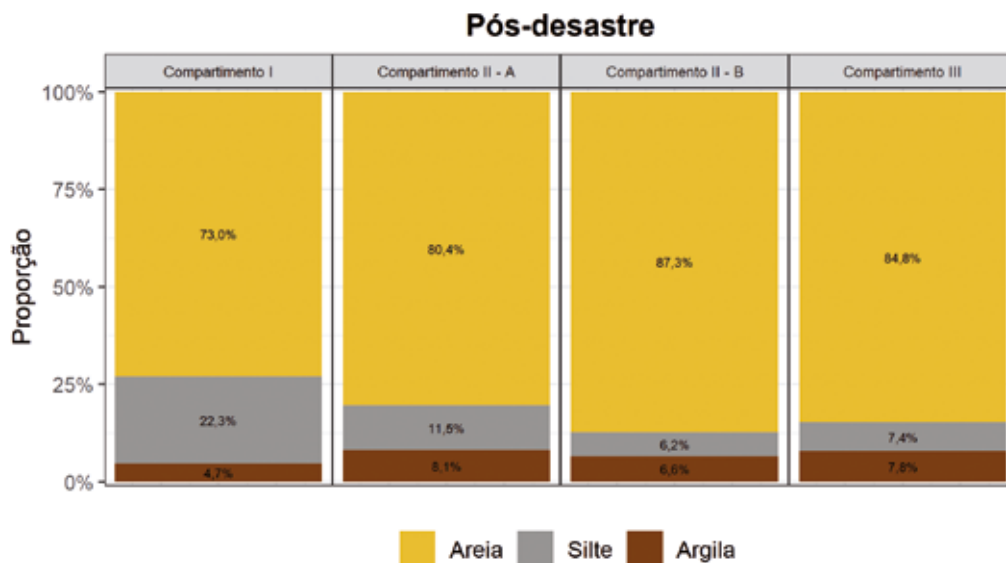


Tabela 89 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da composição granulométrica.

Compartimento	Resultado da análise	Classificação do dano
C1	Redução da granulometria	Grave
C2A	Aumento da granulometria	Pouco grave
C2B	Aumento da granulometria	Pouco grave
C3	Aumento da granulometria	Pouco grave

2.6.3 ALTERAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SEDIMENTOS

O cálculo da alteração da concentração de EPTs nos sedimentos foi realizada com base na metodologia apresentada em que foram analisados 13 elementos elencados pela caracterização do rejeito.

Para essa análise segue detalhadamente a análise individual dos elementos selecionados, com o complemento do resultado do fator de contaminação (FC) com a comparação entre dados pré e pós-desastre, que referem-se, respectivamente dos dados da CPRM (2010), e dos dados advindos de análises das coletas realizadas pelo Lactec.

2.6.3.1 Alumínio

O elemento alumínio, que apresenta uma das maiores concentrações identificadas nos sedimentos, está presente em toda a bacia do rio Doce, conforme mostra o mapa geoestatístico elaborado com os dados da CPRM (2010), Figura 184, apresentado também no Apêndice N. Nessa Figura são observadas que as concentrações entre 5 e 8% (cores amarelas e verde clara) são comuns na região da cidade de Governador Valadares (nas proximidades dos pontos AF12 e AF13) e são compatíveis com as concentrações medidas na campanha 2, entre 24.000 e 39.000 mg/kg.

Para as concentrações de alumínio apresentadas pela CPRM (2010), é comum essas estarem apresentadas em porcentagem, para simplificar o tamanho do numeral utilizado, uma vez que este elemento é bastante abundante na natureza.

Na comparação entre os dados pré e pós-desastre, na Figura 185 estão apresentados todos dados do elemento alumínio, separados pelos compartimentos analisados, que está presente como componente fundamental de feldspatos, micas e argilominerais. A partir desses dados apresentados, foi realizado uma média percentual dessas concentrações separadas também pelos compartimentos, porém divididas conforme a variação temporal, descrita na metodologia. O resultado dessa análise é apresentado na Figura 186.

Os dados apresentados na Figura 185 e na Figura 186 mostraram que nos Compartimentos 1 e 2A as concentrações de alumínio medidas no período pré-desastre já eram altas (período de 2008 e 2009 no Compartimento 1 e 2012 no Compartimento 2A,) que resultou na classificação de sem alteração. Já para o Compartimento 2B, os dados pós-desastre suplantaram os máximos medidos anteriormente ao desastre, sendo assim classificado como alterado.

No Compartimento 3 foi identificado que os dados oriundos do período pós-desastre também foram superiores, porém devido à falta de um monitoramento robusto no estado do Espírito Santo, que compreende a maior parte desse compartimento, embora esteja registrado nos gráficos, esse não entrará na contabilização do dano.

Como resultado percentual apresentado na Figura 186, verificou-se que no Compartimento 2B, logo após o desastre, a média de concentrações alteradas foi de 60,7%, em 2016 foi de 26,4%, em 2017 foi de 26,7%, em 2018 houve uma redução que ficou em 3,1% e finalmente em 2019 não teve alteração.

Figura 184 – Mapa geoestatístico com dados da CPRM (2010) e concentrações de alumínio da campanha 1.

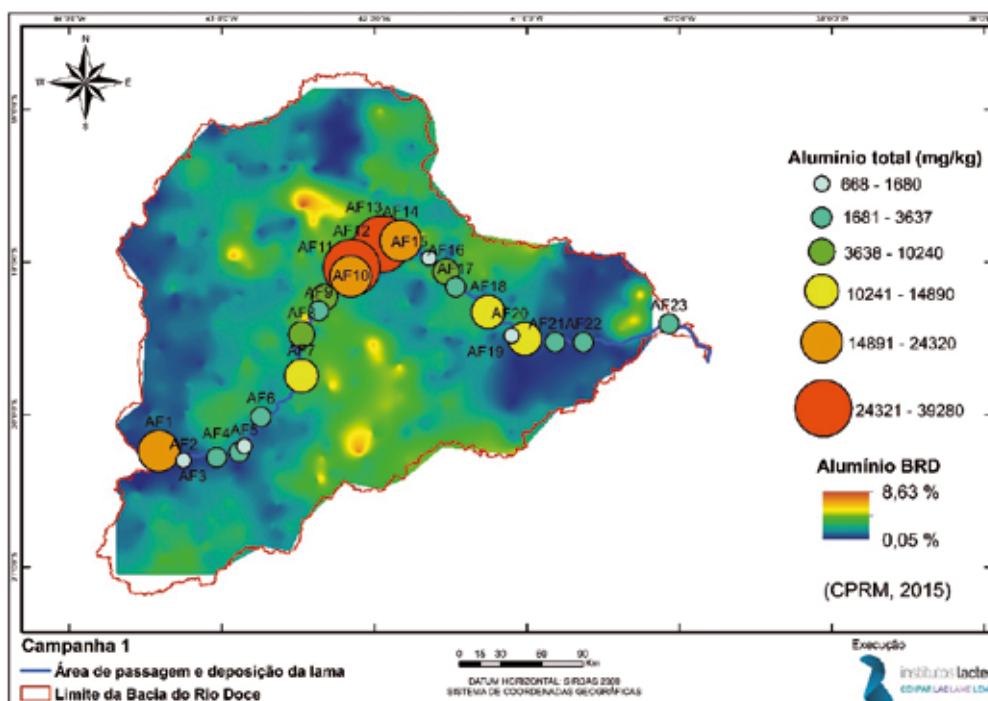


Figura 185 – Classificação dos danos em relação ao elemento alumínio por compartimento.

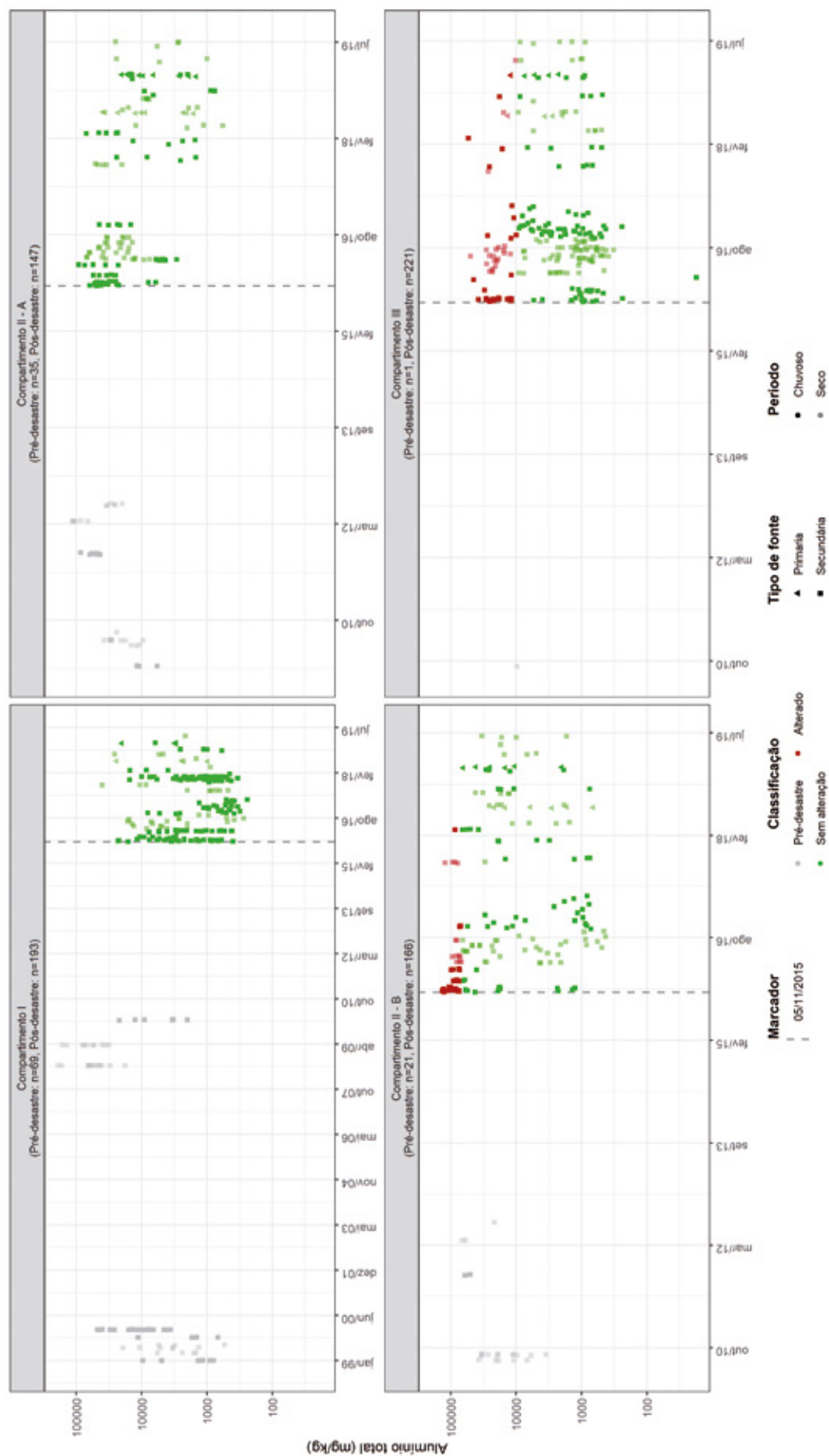
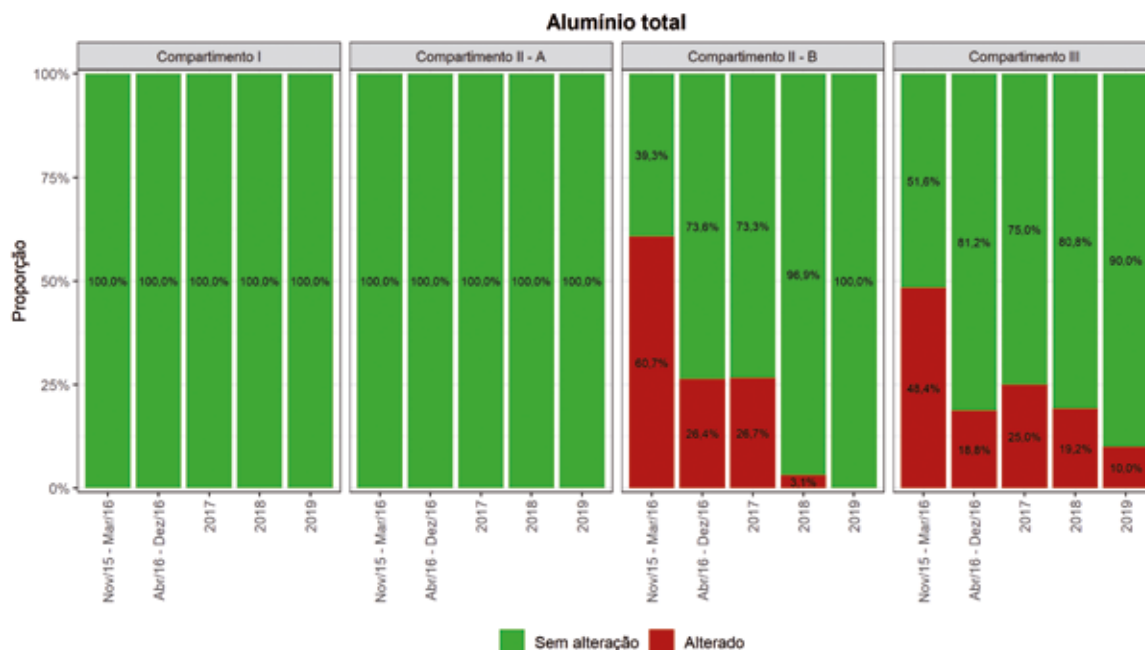


Figura 186 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento alumínio em compartimentos e pelo tempo.



Na Figura 187 e na Figura 188, encontram-se os resultados para o alumínio. Observa-se nos dados do Lactec que a contaminação está classificada como moderada a considerável segundo a classificação da literatura (HAKANSON, 1980) em várias áreas avaliadas nos diferentes compartimentos, principalmente na 2ª campanha realizada em período chuvoso. Há inclusive alguns pontos (AF1, AF4, AF7 e AF8) em que a classificação da contaminação foi elevada, acima de 6 em relação a este EPT. Isto significa que em alguns pontos a contaminação proveniente da lama de rejeito supera as condições locais de antropização (minerações e indústria) em três vezes os valores de concentração deste elemento químico nos pontos controle, havendo regiões que superam em mais de seis vezes as concentrações nestas áreas. Em comparação com a linha-base (Figura 188) houve um incremento significativo principalmente nos Compartimentos 1 e 2A com o desastre.

Figura 187 – Fatores de Contaminação para o alumínio dos dados primários (pós-desastre).

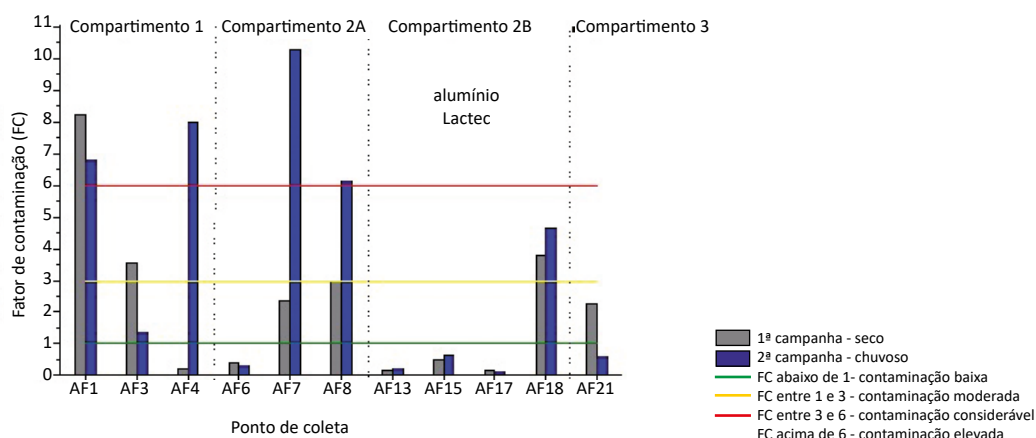
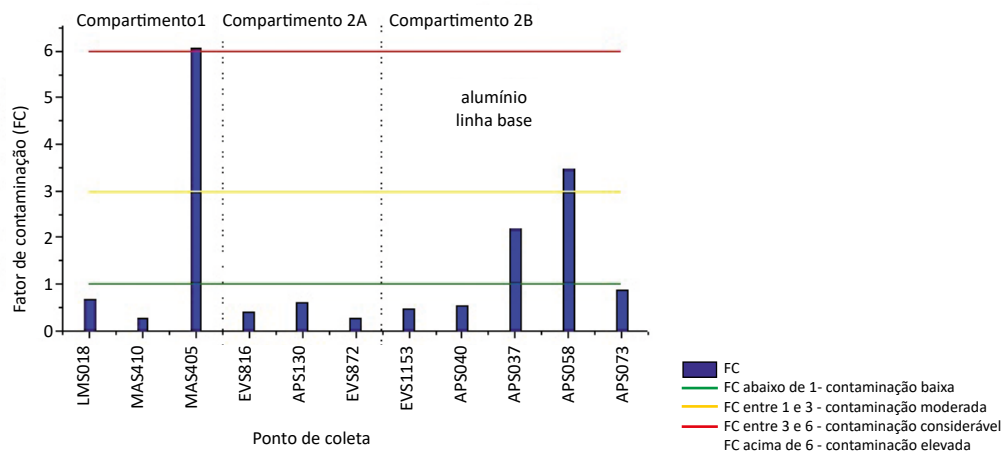


Figura 188 – Fatores de Contaminação para o alumínio dos

dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.2 Arsênio

A classificação do elemento arsênio pré e pós-desastre pelos compartimentos analisados, está apresentada na Figura 189. As concentrações de arsênio no período pré-desastre nos Compartimentos 1 e 2A eram superiores aos valores identificados no período pós-desastre que, conforme a metodologia apresentada, foram classificados como sem alteração. Já para os Compartimentos 2B e 3, concentrações de arsênio suplantaram os valores máximos históricos, sendo considerados alterados. Assim como para o alumínio e para todos os elementos analisados, os valores do Compartimento 3 serão apresentados, porém esses não entrarão na classificação do dano. Cabe ressaltar que em todos os compartimentos analisados os valores pré e pós desastre, grande parte dos sedimentos analisados estavam acima do Nível 1 do CONAMA (5,9 mg/kg), apresentado pela linha tracejada (Figura 190).

A partir do o que partir do gráfico de distribuição percentual entre os compartimentos, individualizados pelos tempos propostos, apresentados na Figura 190, verificou-se que 13,3% dos dados do elemento arsênio foram classificados como alterados logo após o desastre e entre abril de 2016 e dezembro de 2016 esses ficaram 6,7% alterados. Para os anos de 2017 a 2019 não foram registradas concentrações acima do máximo histórico.

Figura 189 – Classificação dos danos em relação ao elemento arsênio por compartimento.

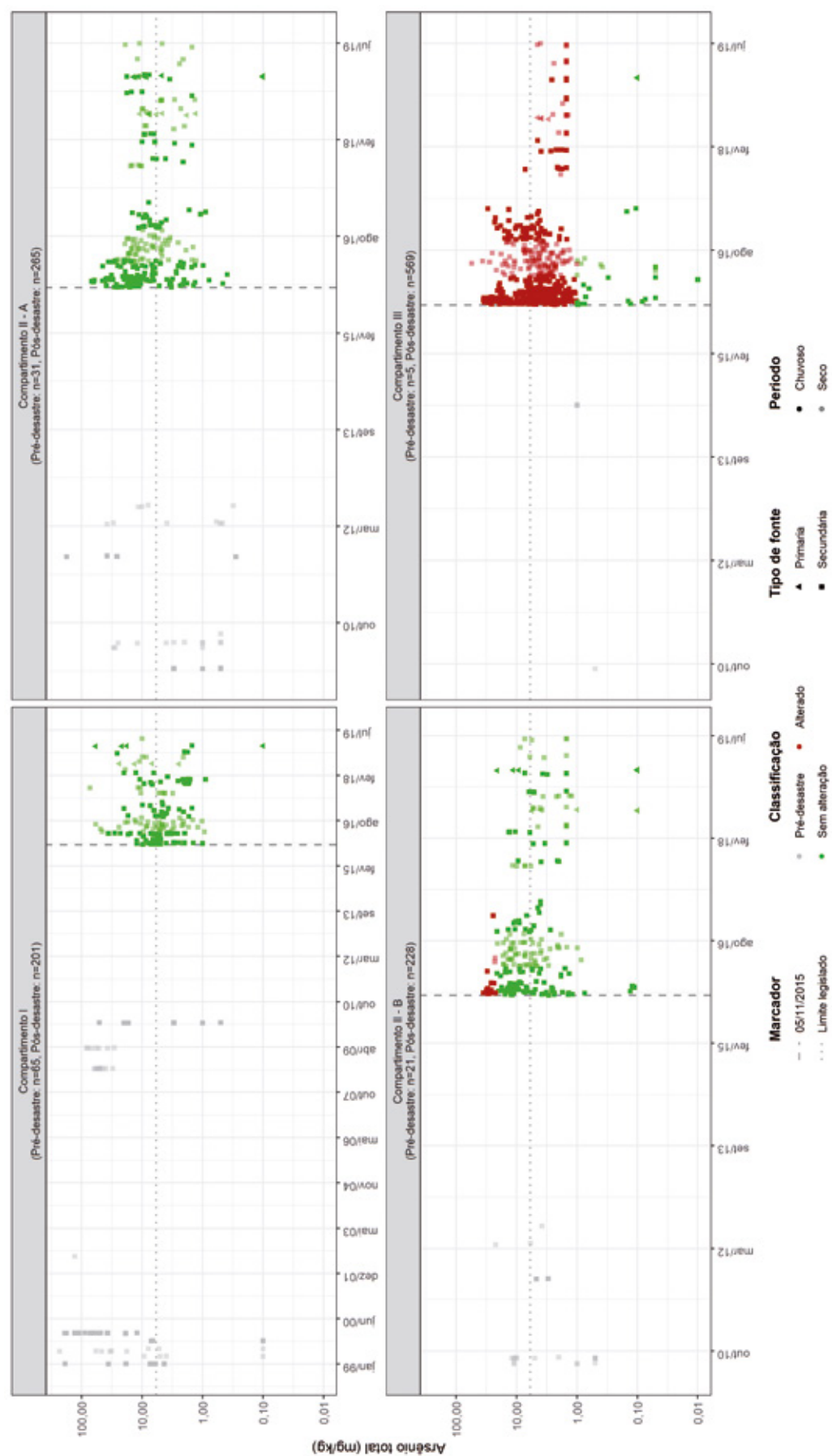
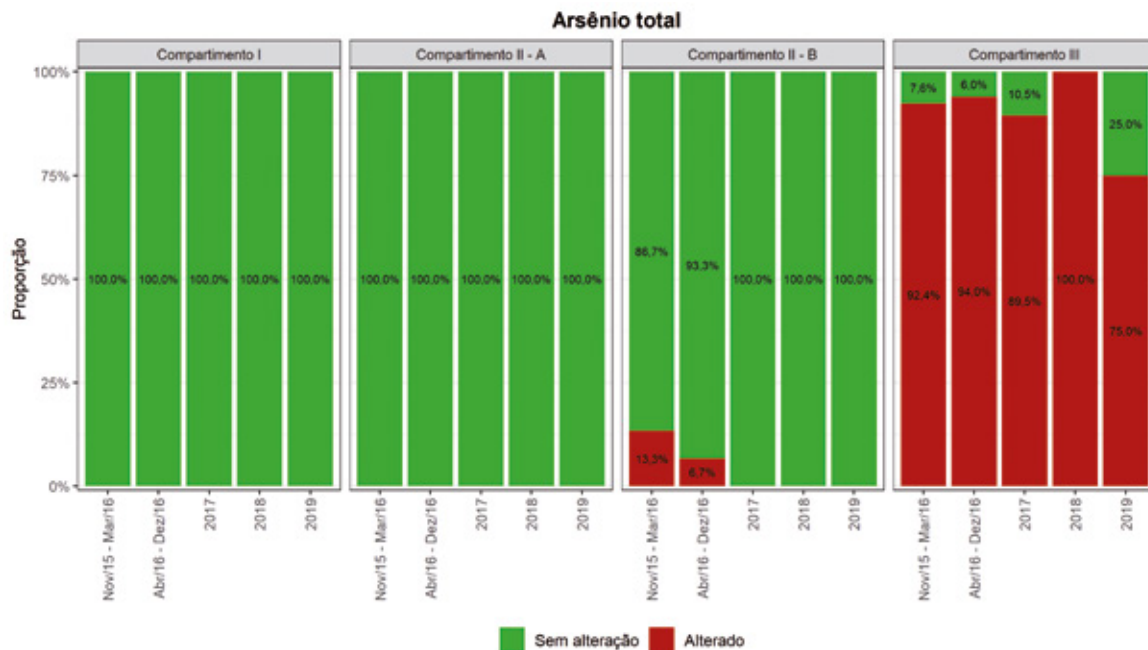
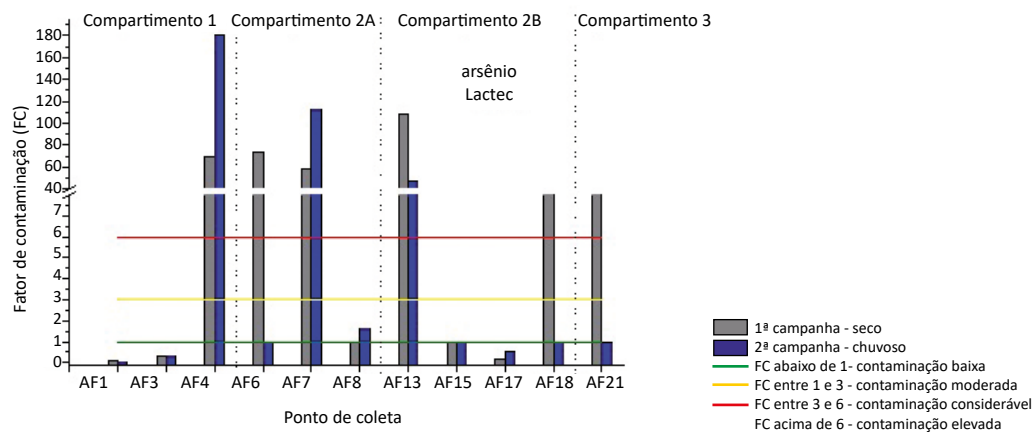
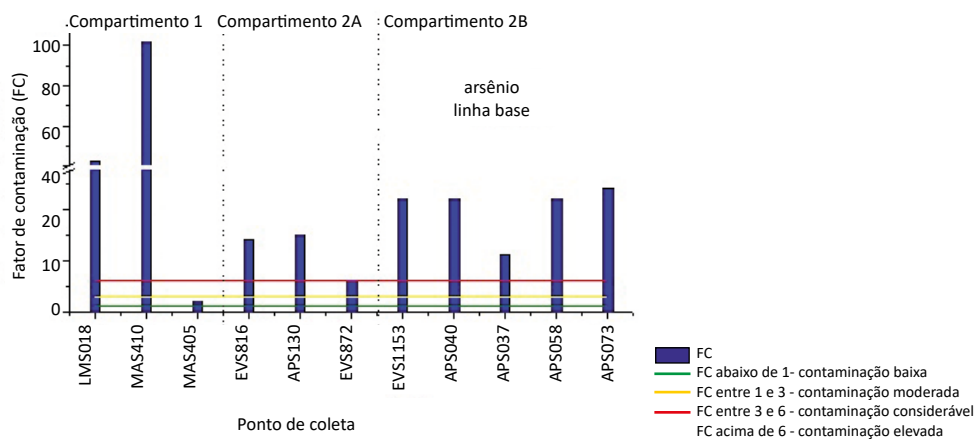


Figura 190 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento arsênio em compartimentos e pelo tempo.



Os fatores obtidos para o arsênio são apresentados na Figura 191 e na Figura 192. Em algumas regiões os valores foram elevadíssimos chegando em 180 na 2ª campanha para o ponto AF4, sendo necessária uma quebra na escala do eixo de FCs para evidenciar melhor a classificação dos dados.

Levando em conta seu potencial de toxicidade estes fatores de contaminação são bastante preocupantes, principalmente quando se observa os teores deste EPT que foram encontrados na ictiofauna, corroborando com estes altos FCs obtidos. Estes resultados exemplificam a situação em que as concentrações brutas do elemento em mg/kg, não evidenciam a condição de contaminação e os teores do arsênio não atingiram o limite Nível 2 do CONAMA (17 mg/kg) para a maioria dos pontos afetados nas duas campanhas de coleta do Lactec. Mas os fatores de contaminação corroboram e ajudam a explicar os níveis deste elemento químico na biota. Em relação à linha base, este EPT já tinha fatores elevados que foram ainda mais agravados com o desastre, principalmente para os Compartimentos 1 e 2A.

Figura 191 – Fatores de Contaminação para o arsênio dos dados primários (pós-desastre).**Figura 192** – Fatores de Contaminação para o arsênio dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.

2.6.3.3 Bário

Para o elemento bário, os mapas geoestatísticos com os dados da CPRM (2010), apresentados no Apêndice N e na Figura 193, mostram que concentrações entre 200 e 433 mg/kg (cores amarelas e verde clara) são comuns na região do Compartimento 2B com valores entre 61 e 174 mg/kg, medidos na campanha 2. Porém um valor anômalo de 499 mg/kg foi obtido na campanha 2, no ponto AF2, no rio Gualaxo do Norte, à montante de Paracatu de Baixo. Esses valores estão apresentados no mapa da Figura 193.

Na comparação entre os dados pré e pós-desastre (Figura 194), observa-se que mesmo os máximos históricos no Compartimento 1 serem elevados (próximos e acima de 1.000 mg/kg), foi verificado em fevereiro de 2018 um valor acima do máximo histórico, representado em vermelho. Nos Compartimentos 2A e 2B, as concentrações pré-desastre de bário ficaram abaixo de 1.000,00 mg/kg e as concentrações no pós-desastre não suplantaram os máximos históricos. Assim como para os demais elementos, o Compartimento 3 tem-se apenas 1 dado pré-desastre e esse não será contabilizado na classificação do dano.

Para o percentual médio das concentrações divididas pela distribuição temporal apresentado na Figura 195, embora no Compartimento 1 tenha 1,45% de alterado em 2017 e no Compartimento 2A abaixo de 1% também de alterado, no geral as concentrações não ficaram acima do máximo histórico. Cabe ressaltar que para esse elemento não há legislação do CONAMA.

Figura 193 – Mapa geoestatístico com dados da CPRM (2010) e teores de bário da campanha 2.

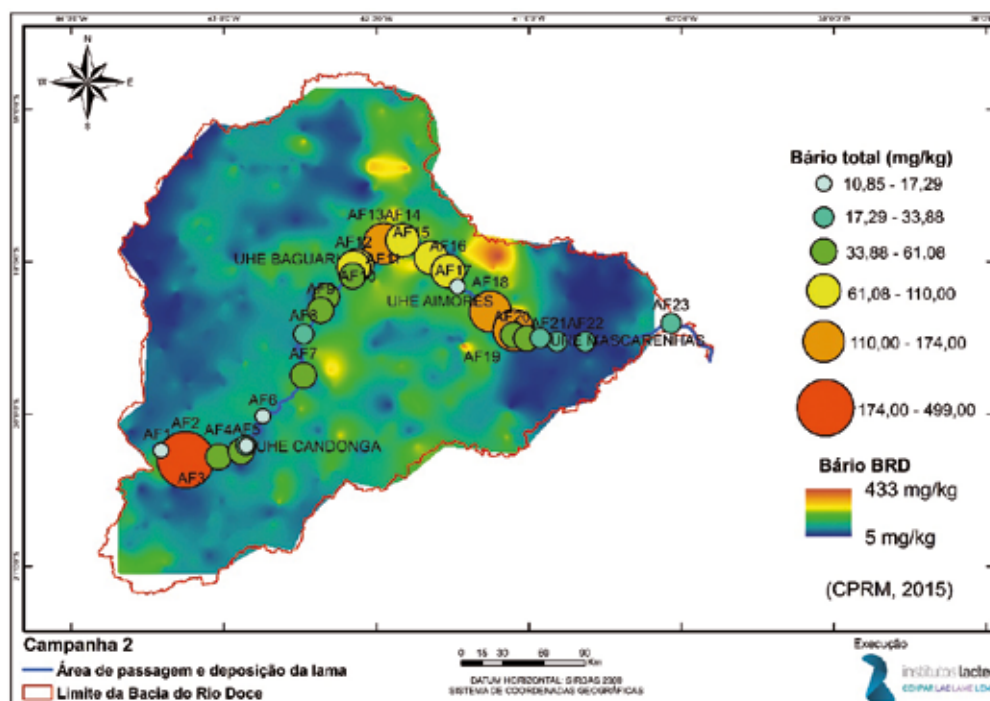


Figura 194 – Classificação dos danos em relação ao elemento bário por compartimento.

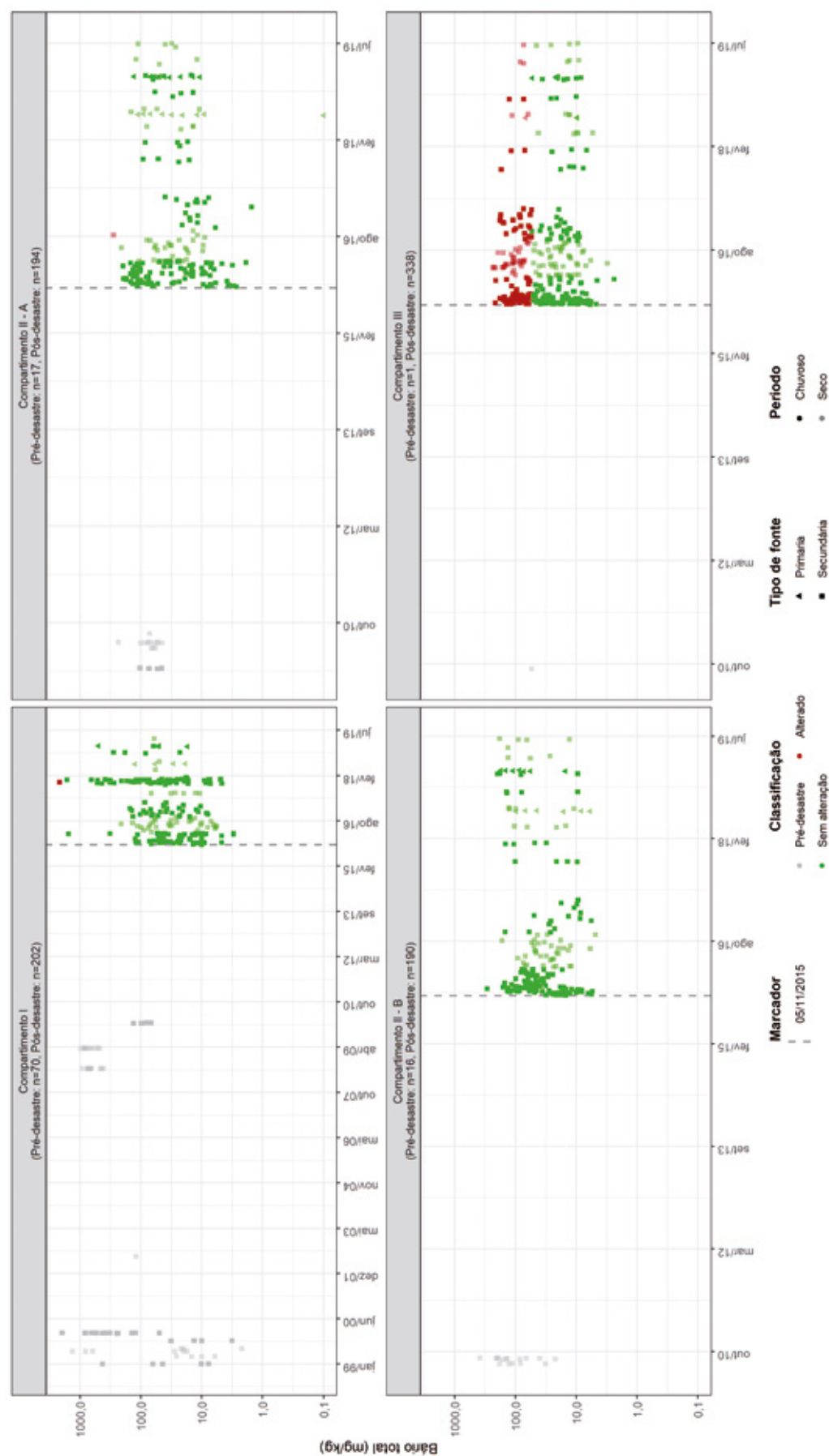
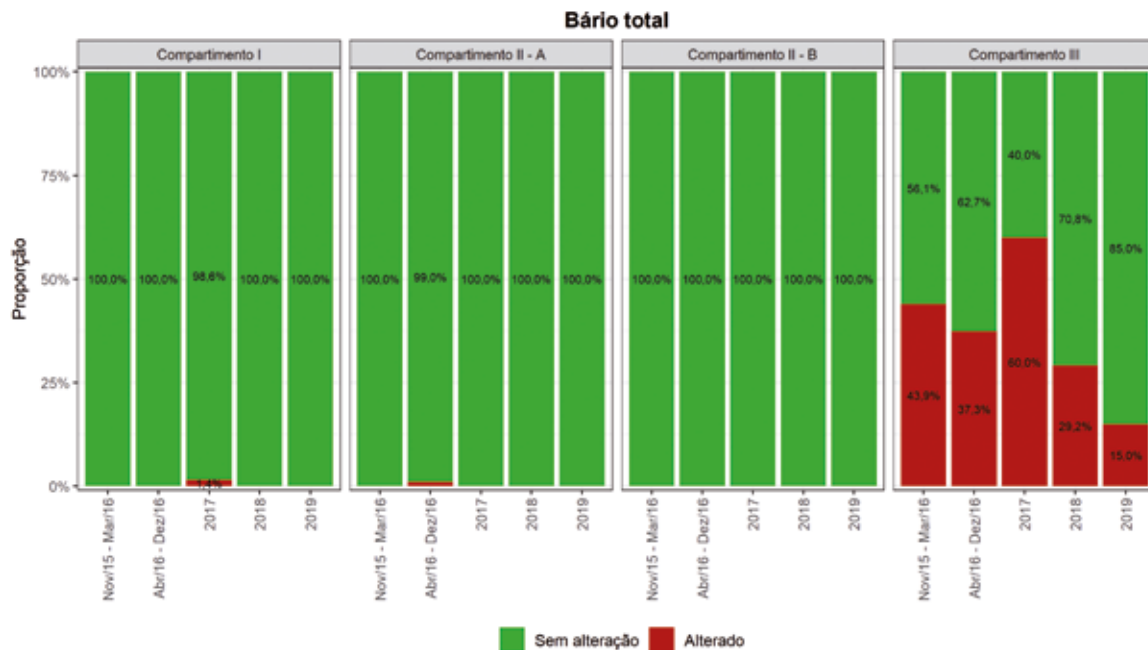


Figura 195 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento bário em compartimentos e pelo tempo.



Os resultados obtidos de FC para o bário na Figura 196 mostram contaminação moderada a considerável nos Compartimentos 2A, 2B e 3. Comparando com a linha base (Figura 197), também houve aumento significativo dos FCs nos Compartimentos 2A e 2B com o desastre.

Figura 196 – Fatores de Contaminação para o bário dos dados primários (pós-desastre).

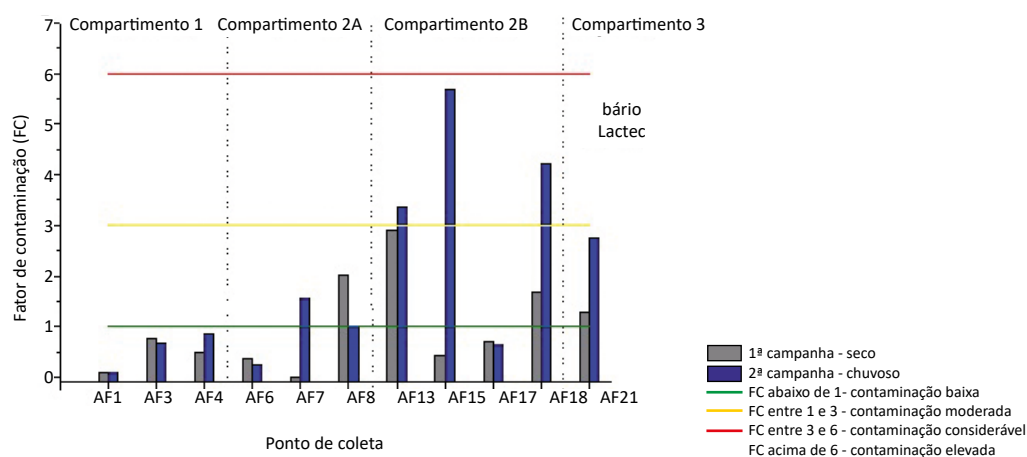
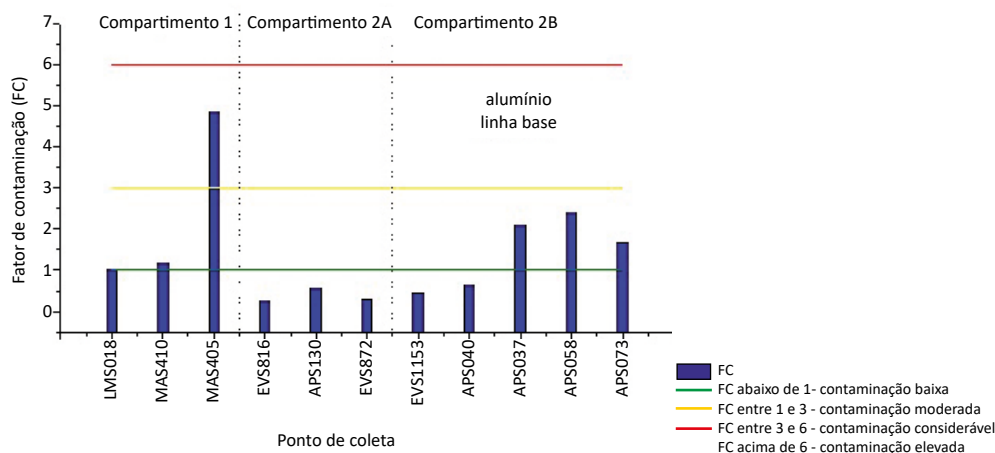


Figura 197 – Fatores de Contaminação para o bário dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.4 Cádmio

As concentrações de cádmio não são elevadas, mas como trata-se de um elemento carcinogênico, o seu acúmulo em organismos acarreta problema de saúde. No Compartimento 1, foram registradas a maior concentração pré-desastre (acima de 10 mg/kg) entre 2001 e 2002 (Figura 198), que conforme a metodologia proposta nesse trabalho, o dado pós desastre foi classificado como não alterado. Porém cabe-se ressaltar que nesse compartimento tanto o dado pré, quanto o dado pós desastre, ficaram acima do Nível 1 do CONAMA (0,6 mg/kg). No Compartimento 2B, mesmo que algumas das concentrações do pós-desastre tenham ficado abaixo do CONAMA, essas suplantaram os máximos históricos, ficando assim classificadas como alteradas. O Compartimento 3 não foi classificado.

O gráfico da Figura 199 apresenta a distribuição percentual do dano para o elemento cádmio distribuído no período de tempo. Na avaliação geral dos compartimentos, identificou-se que em 2019 o Compartimento 2A, 9,1% das amostras analisadas foram classificadas como alteradas. Já no Compartimento 2B em todos os períodos analisados os valores alterados ficaram acima de 63%, sendo que nos três primeiros anos após o desastre entre 84 e 100% das amostras ficaram acima do máximo histórico.

Figura 198 – Classificação dos danos em relação ao elemento cádmio por compartimento.

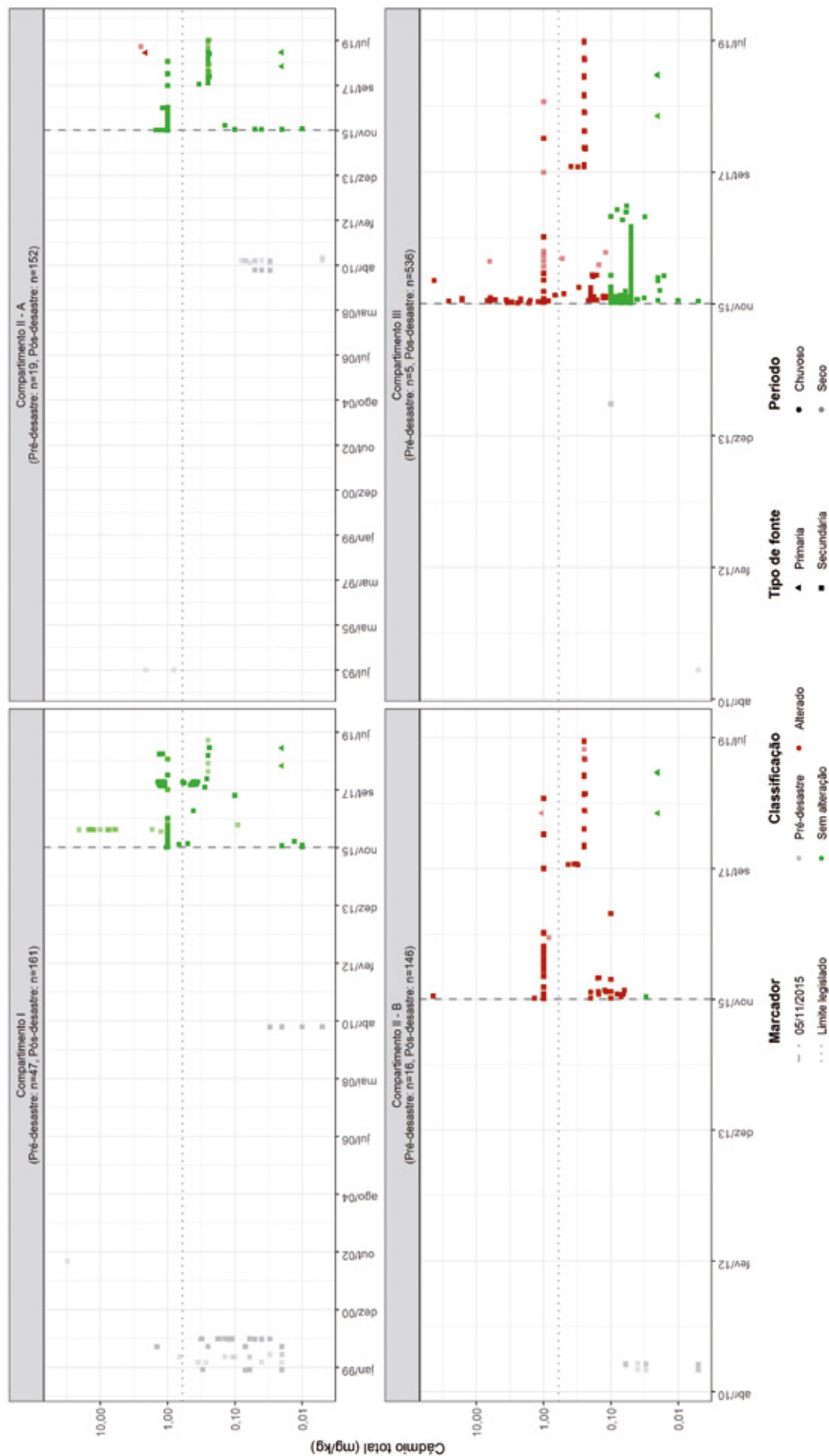
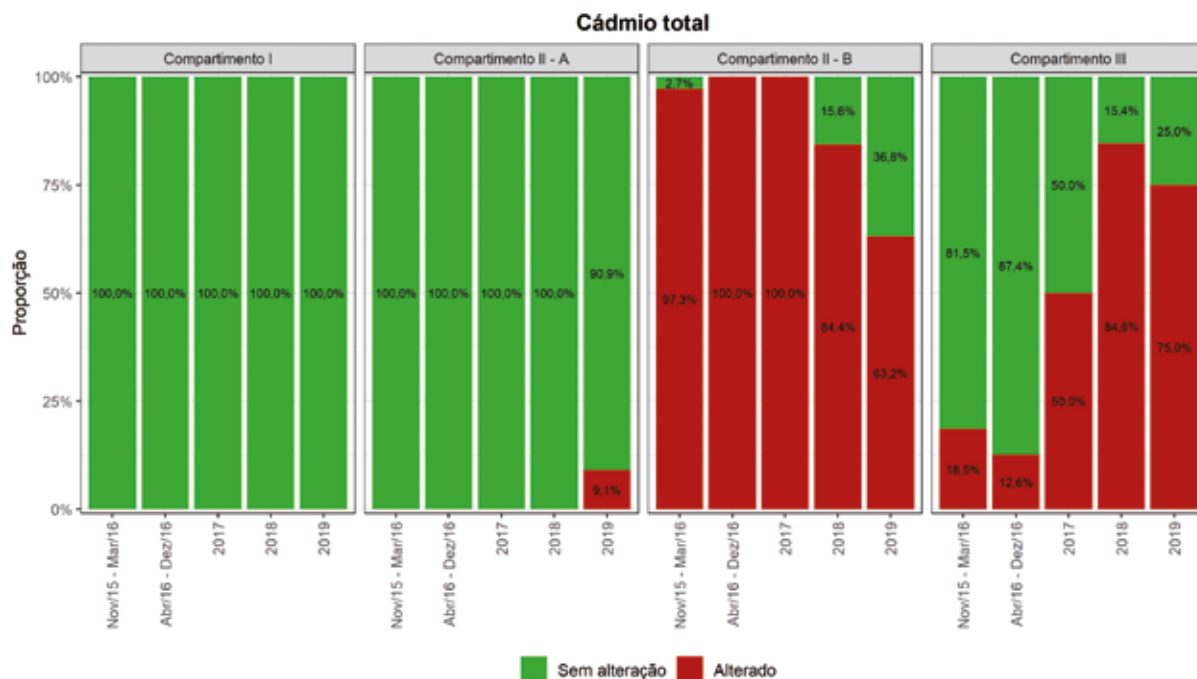


Figura 199 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cádmio em compartimentos e pelo tempo.



O cádmio apresentou fatores de contaminação elevados apenas em duas coletas, com fatores elevadíssimos. Nas demais amostras seu teor ficou igual ou abaixo do LQ, utilizando-se o valor do LQ nos cálculos.

O cádmio apresentou fatores de contaminação elevados apenas em duas coletas, com fatores elevadíssimos (FC= 53 e FC=102). Nas demais amostras seu teor ficou igual ou abaixo do LQ, utilizando-se o valor do LQ nos cálculos (Figura 200). Os dados de linha base também apresentaram dois pontos de coleta com fatores elevados (FC=10 e FC=12) sendo que os demais ficaram baixos a moderados (Figura 201).

Figura 200 – Fatores de Contaminação para o cádmio dos dados primários (pós-desastre).

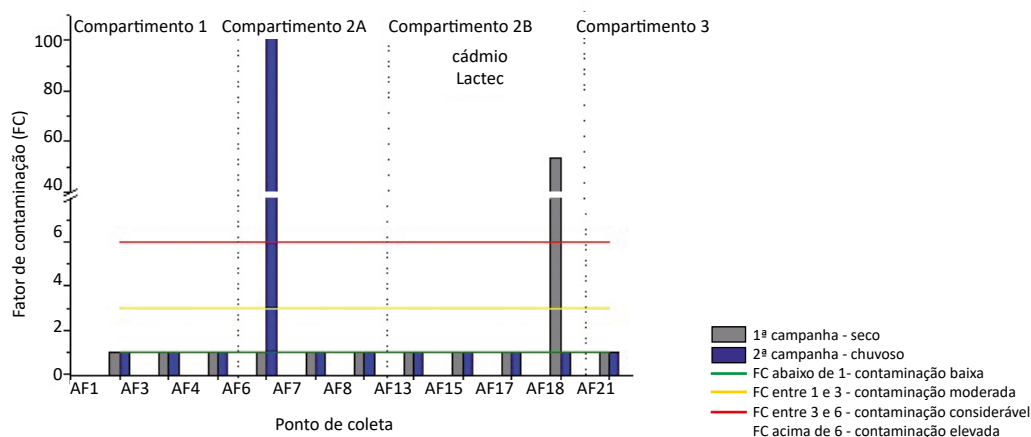
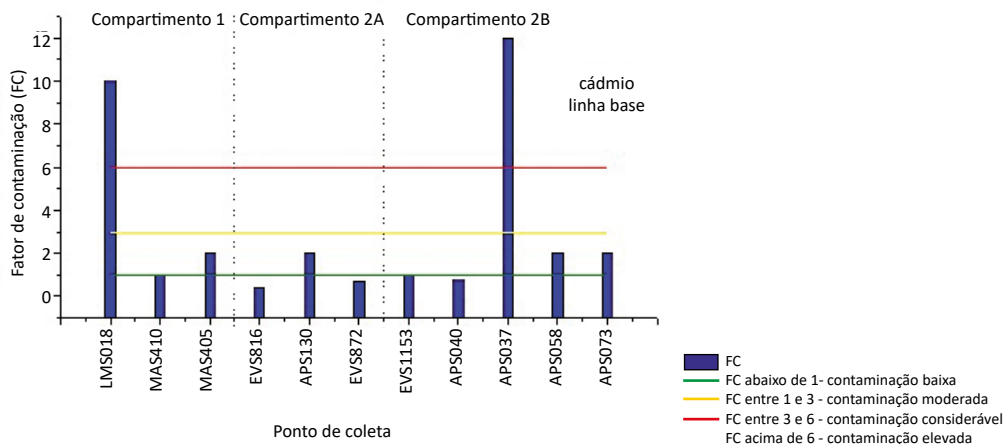


Figura 201 – Fatores de Contaminação para o cádmio dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.5 Chumbo

O chumbo é um elemento tóxico não essencial que se acumula no organismo. Concentrações desse elemento anteriormente ao desastre no Compartimento 1 estavam acima no Nível 1 do CONAMA (35 mg/kg) e após o desastre ficaram abaixo do máximo histórico e também abaixo desse nível na sua maioria. No Compartimento 2B, tem-se o registro de concentrações de chumbo acima do máximo histórico que estão também acima do Nível 1. Para o Compartimento 3 as concentrações estão apresentadas, porém, não serão contabilizadas para a classificação do dano (Figura 202).

O gráfico da distribuição percentual e temporal dos resultados está apresentada na Figura 203, no qual verifica-se que no Compartimento 2B no período logo após o desastre até 2018 houve alteração entre 11 e 3% desse elemento.

Figura 202 – Classificação dos danos em relação ao elemento chumbo por compartimento.

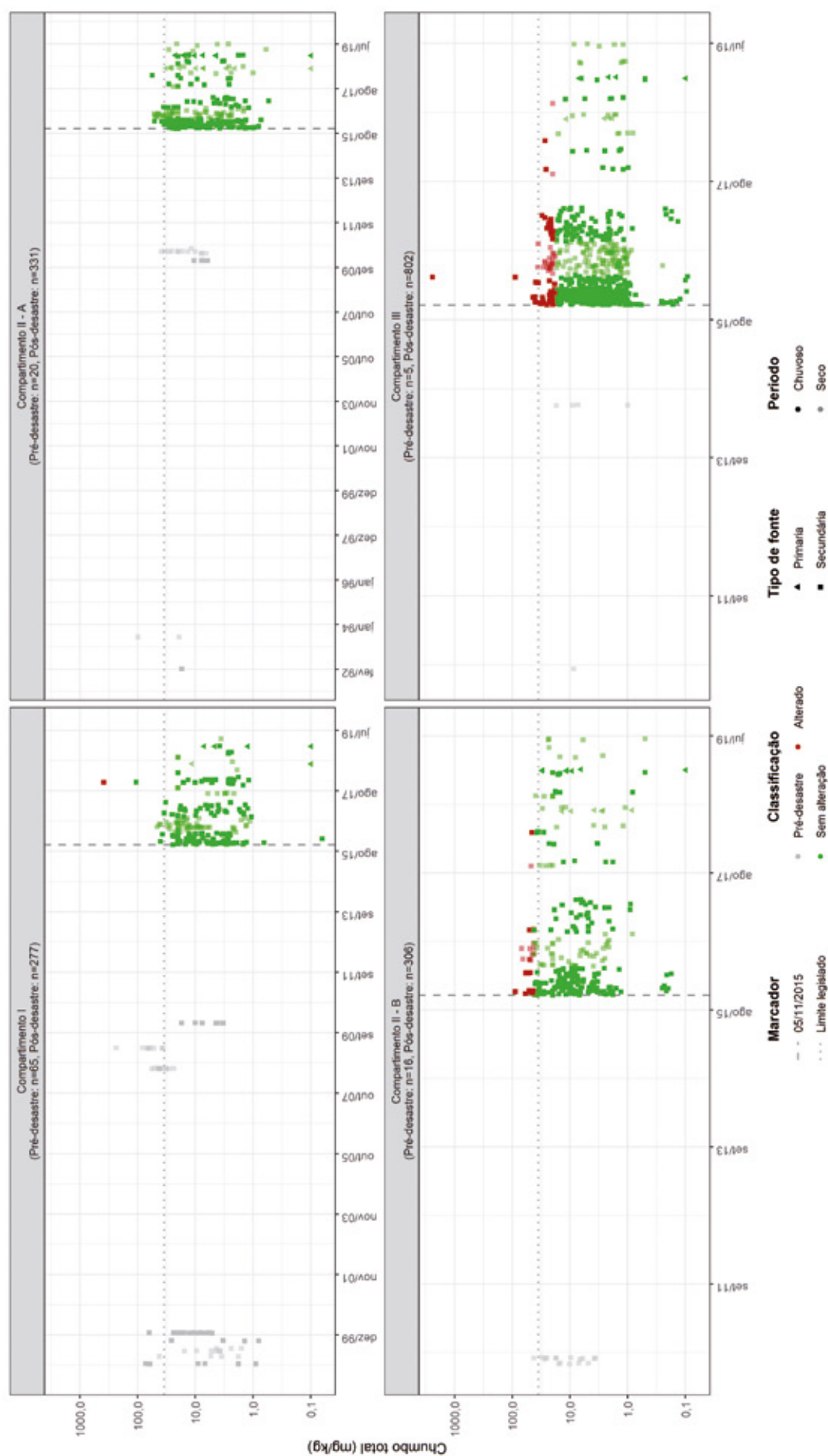
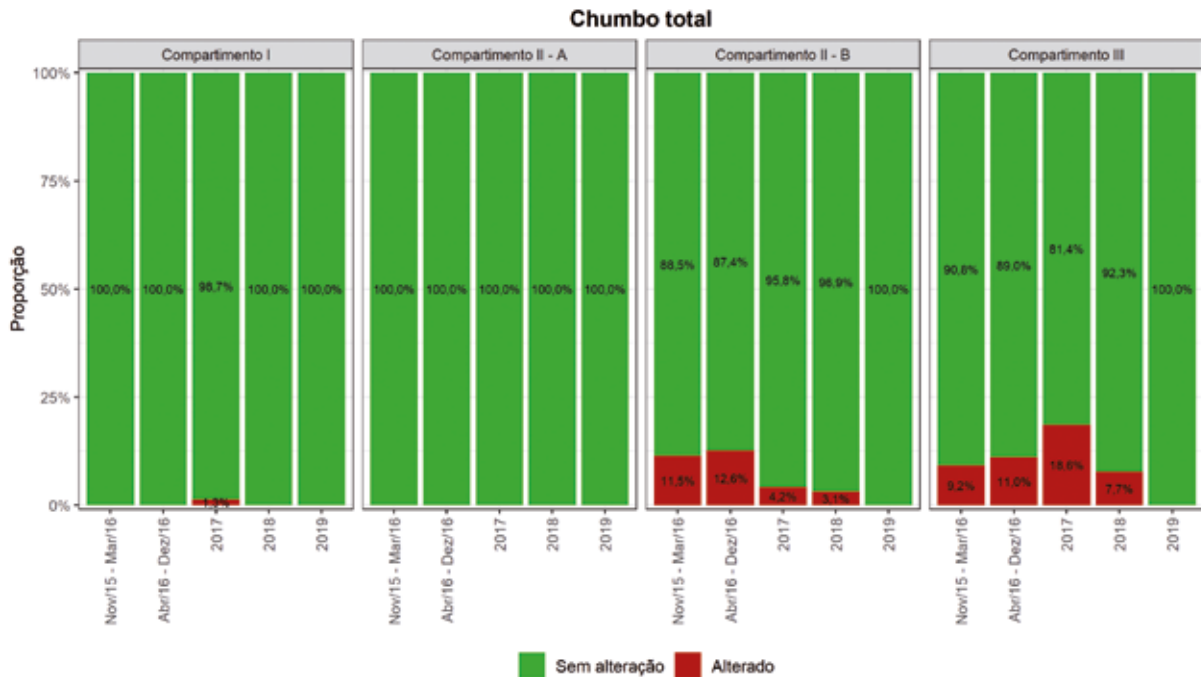


Figura 203 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento chumbo em compartimentos e pelo tempo.



O chumbo apresentou FCs moderados a consideráveis nos Compartimentos 2A e 2B. Contaminação elevada foi observada no Compartimento 3 (Figura 204). Observando apenas os dados brutos de concentração, isto não é evidenciado, ficando os valores abaixo do Nível 1 do CONAMA (35 mg/kg). Este elemento também mostrou aumento de contaminação em comparação com a linha base (Figura 205), no qual observou-se apenas contaminação moderada no Compartimento 2B.

Figura 204 – Fatores de Contaminação para o chumbo dos dados primários (pós-desastre).

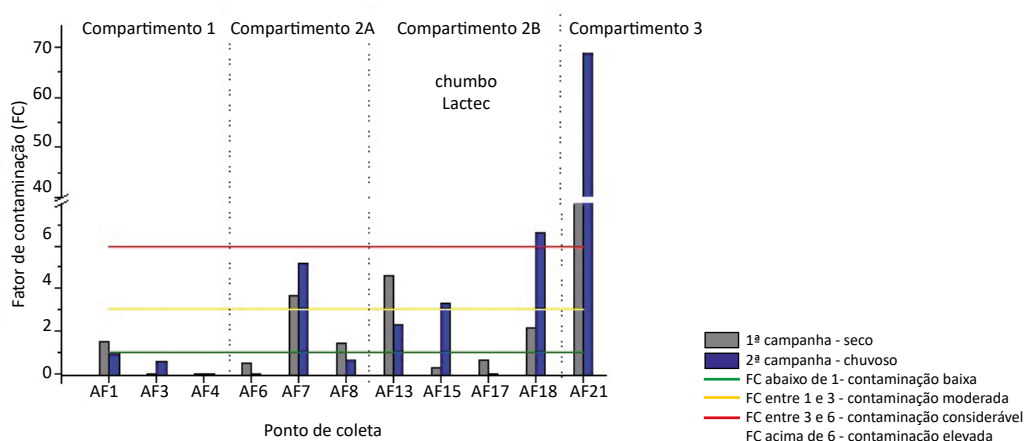
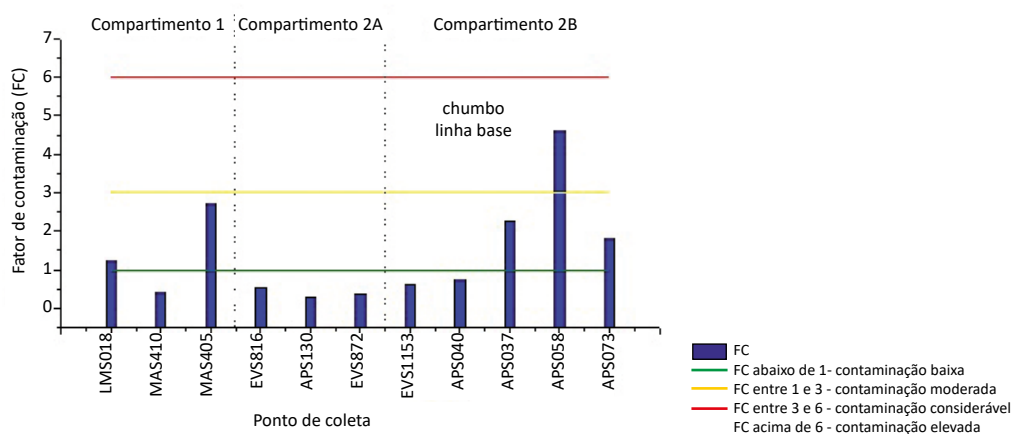


Figura 205 – Fatores de Contaminação para o chumbo dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.6 Cobalto

O elemento cobalto apresenta as maiores concentrações (acima de 10 mg/kg) no período pré-desastre nos Compartimentos 1 e 2A, como mostra a Figura 206. No Compartimento 2B as concentrações são menores que as comparadas nos dois primeiros compartimentos e os resultados das análises realizadas posteriormente ao desastre não foram superiores aos máximos históricos, sendo assim classificados como não alterados. O Compartimento 3 os dados são apresentados, porém não entraram na classificação do dano.

O gráfico da Figura 207 mostra que para os Compartimentos 1, 2A e 2B não houve alteração, ou seja, as concentrações não suplantaram os máximos históricos.

Figura 206 – Classificação dos danos em relação ao elemento cobalto por compartimento.

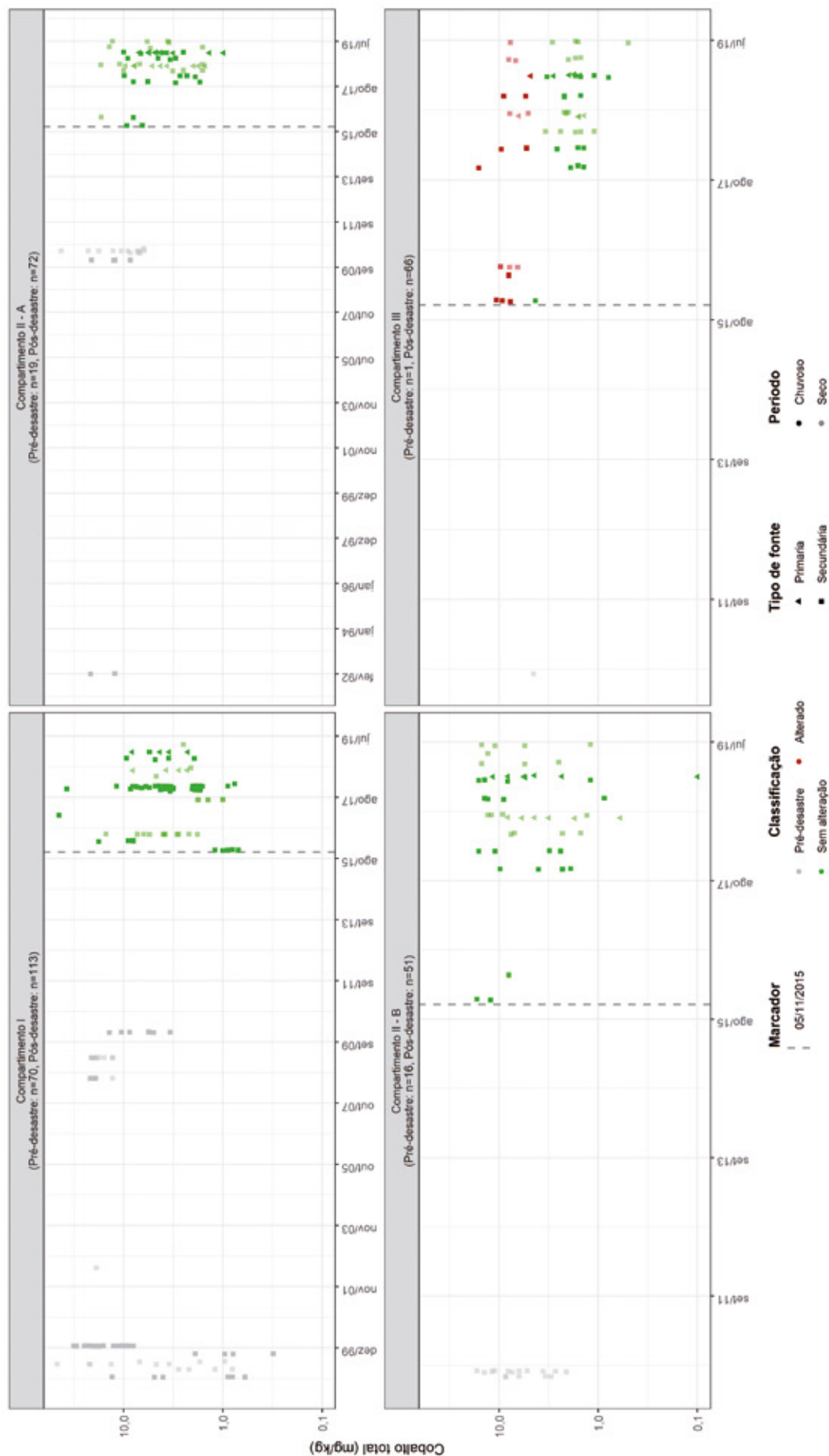
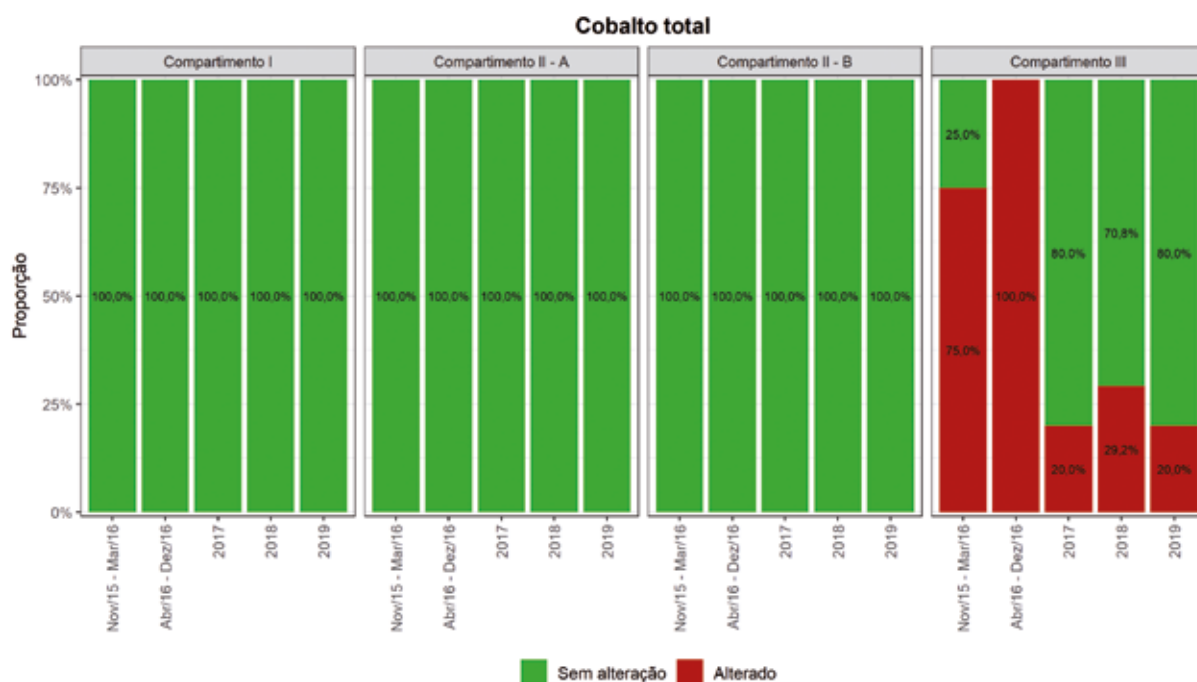


Figura 207 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cobalto em compartimentos e pelo tempo.



O fator de contaminação do cobalto dos dados pós-desastre mostrou contaminação considerável no Compartimento 2A e elevada no Compartimento 3, conforme apresenta a Figura 208. O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que nos compartimentos a contaminação era moderada (Figura 209), que caracterizou um aumento da contaminação na comparação da linha-base com os dados posteriores ao desastre.

Figura 208 – Fatores de Contaminação para o cobalto dos dados primários (pós-desastre).

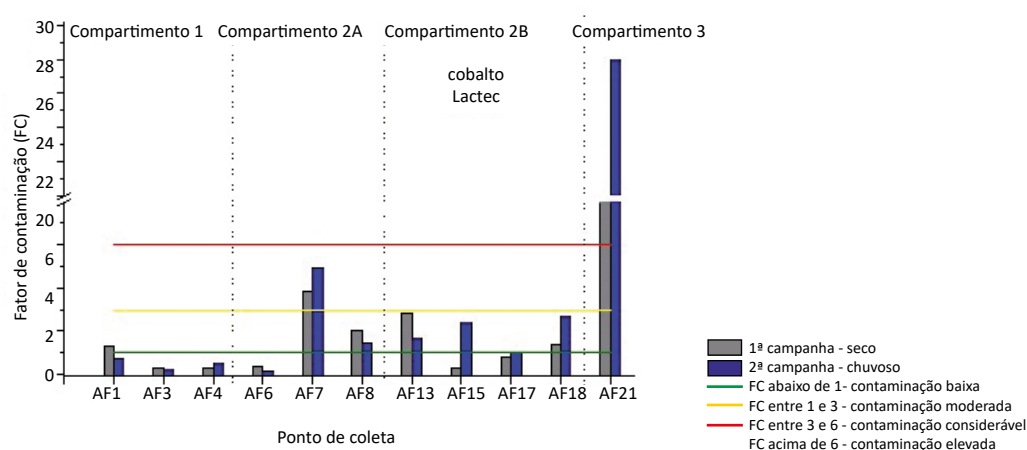
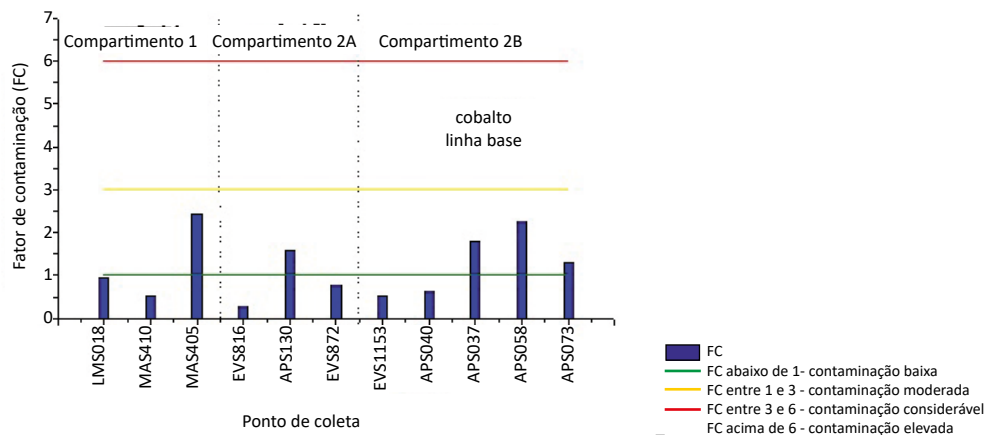


Figura 209 – Fatores de Contaminação para o cobalto dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.7 Cobre

O elemento cobre apresentou as maiores concentrações no Compartimento 1, que ficaram acima no Nível 1 do CONAMA (35,7 mg/kg). Nesse compartimento as concentrações de cobre medidas após o desastre não foram superiores ao máximo histórico sendo assim classificadas como sem alteração. No Compartimento 2A, concentrações históricas estavam acima do Nível 1 do CONAMA e apenas uma medida foi superior, já no Compartimento 2B as concentrações pré-desastre estavam abaixo no Nível 1 e concentrações desse elemento medidas posteriormente ao desastre foram superiores, classificadas assim como alteradas. O Compartimento 3 não foi utilizado para a classificação do dano (Figura 210).

O gráfico da Figura 211 mostra que nos Compartimentos 1 e 2A, as concentrações de cobre no período pós-desastre foram classificadas como não alteradas, porém, no Compartimento 2B houve alteração em até 17,4% nos 6 primeiros meses.

Figura 210 – Classificação dos danos em relação ao elemento cobre por compartimento.

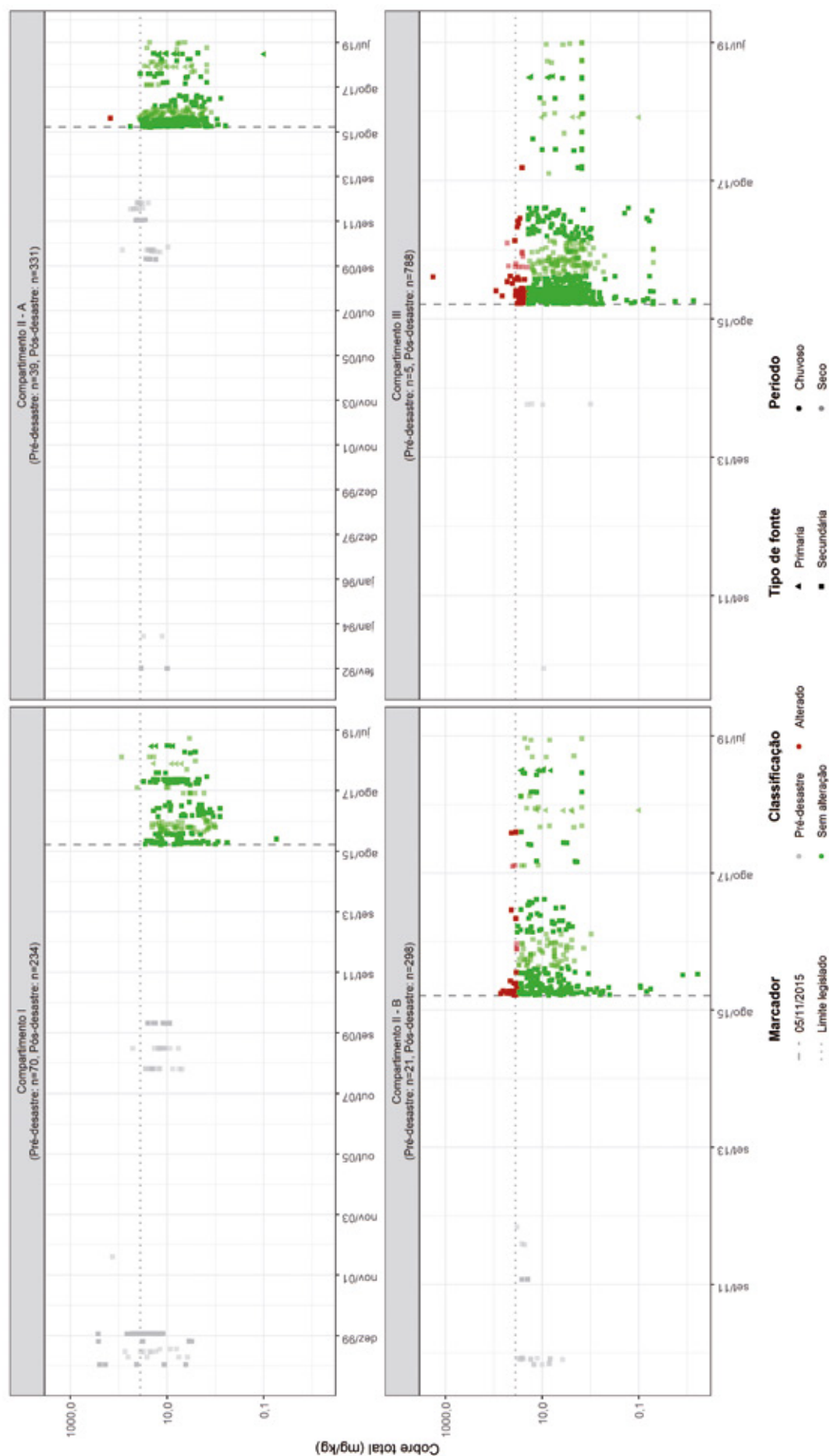
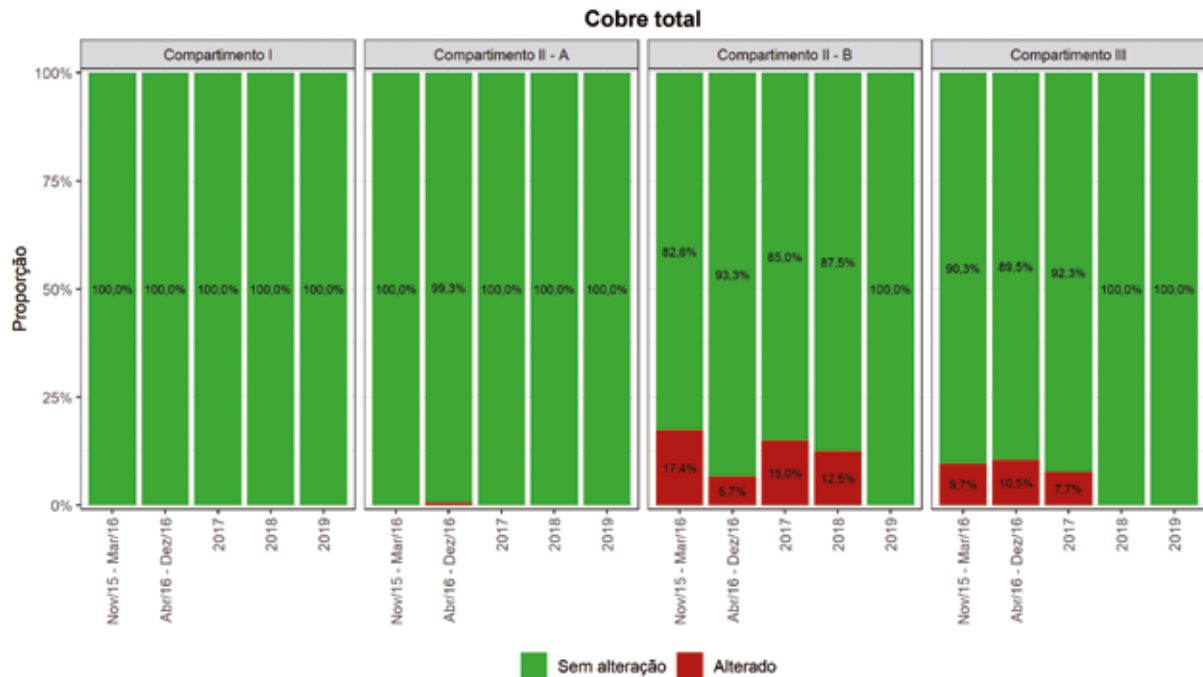


Figura 211 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cobre em compartimentos e pelo tempo.



O cobre apresentou FCs moderados a consideráveis nos Compartimentos 1 e 2A e elevada no Compartimento 2B e 3 (Figura 212). O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que nos compartimentos a contaminação era moderada (Figura 213), que caracterizou um aumento da contaminação nos Compartimentos 2A, 2B e 3 na comparação da linha-base com os dados posteriores ao desastre.

Figura 212 – Fatores de Contaminação para o cobre dos dados primários (pós-desastre).

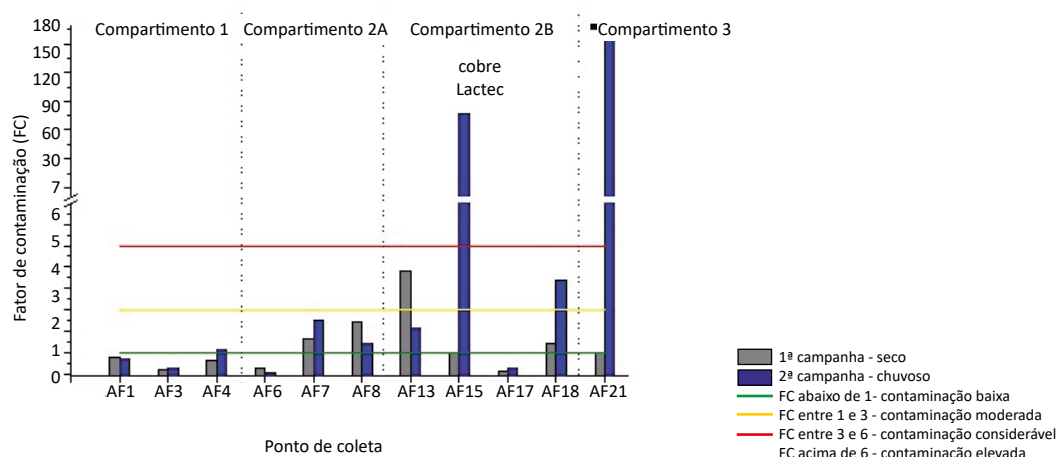
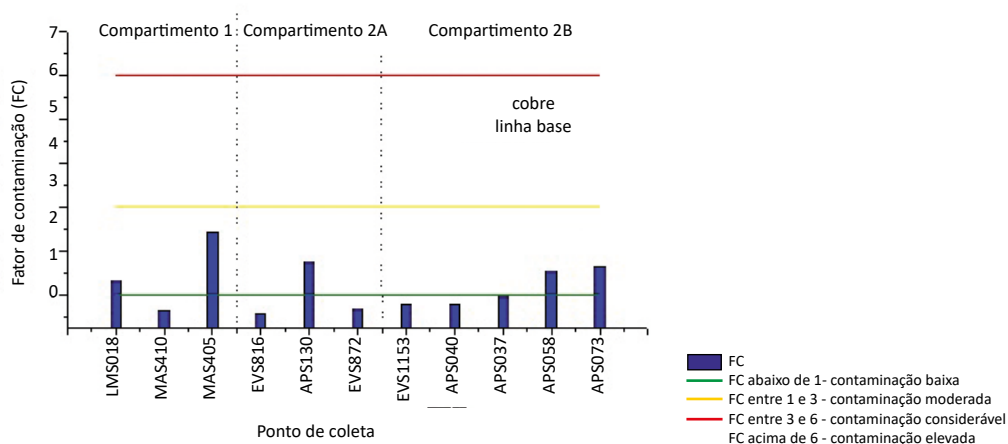


Figura 213 – Fatores de Contaminação para o cobre dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.8 Cromo

O elemento cromo apresentou suas maiores concentrações históricas (pré-desastre), nos Compartimentos 1 e 2A, que são superiores ao Nível 1 do CONAMA (37,3 mg/kg) e nesses compartimentos as concentrações medidas após o rompimento da barragem, não foram superiores, considerados assim como sem alteração. No Compartimento 2B, as concentrações foram consideradas alteradas pois ficaram acima do máximo histórico e também do Nível 1. O Compartimento 3, embora tenham sido encontrados valores acima dos outros compartimentos (acima de 500 mg/kg) esse por ter apenas 5 pontos de comparação (linha-base) não entrou na classificação do dano (Figura 214).

O gráfico da Figura 215 mostra que no Compartimento 2B, logo após o desastre, 3,7% das amostras foram classificadas como alteradas.

Figura 214 – Classificação dos danos em relação ao elemento cromo por compartimento.

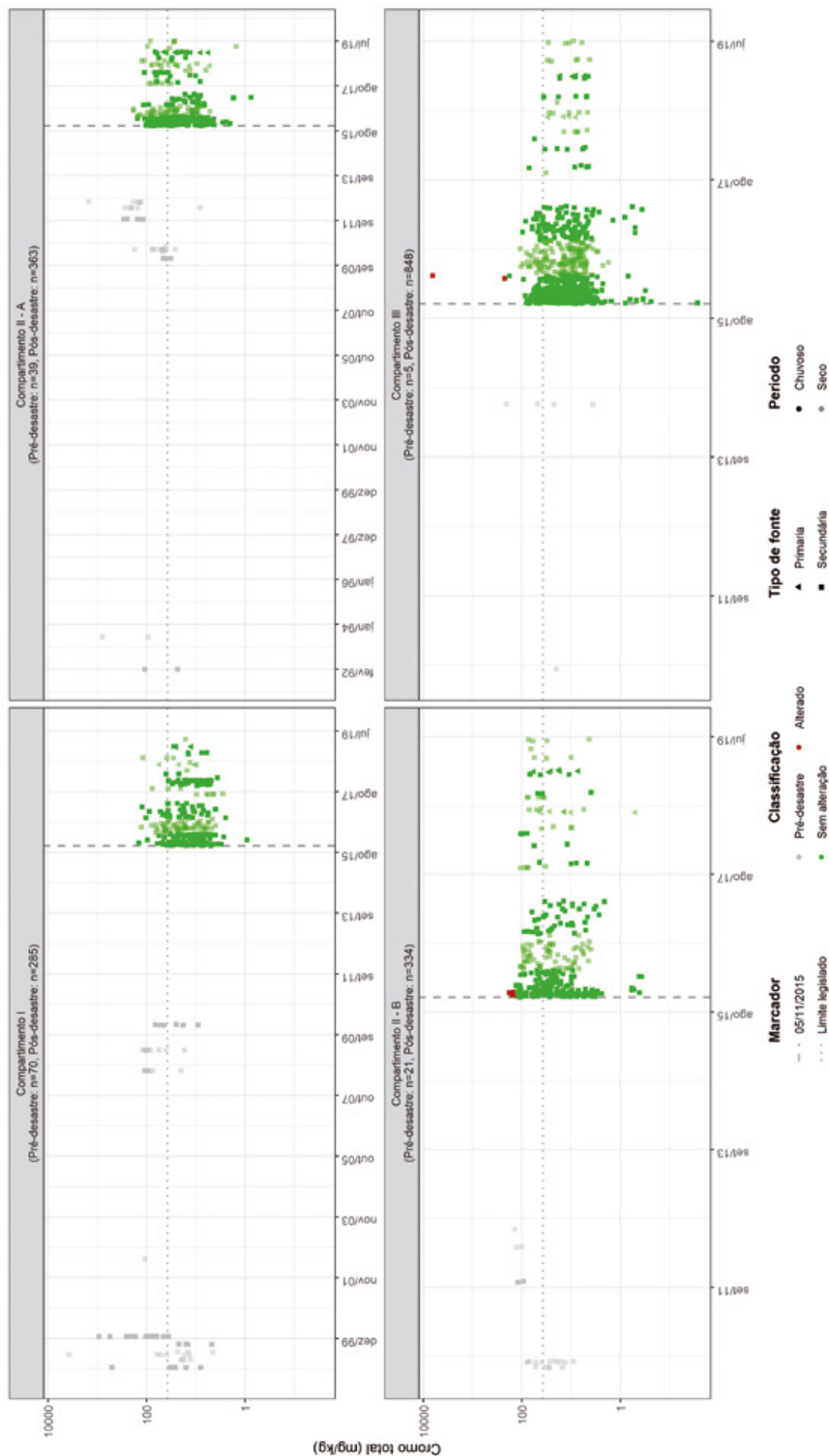
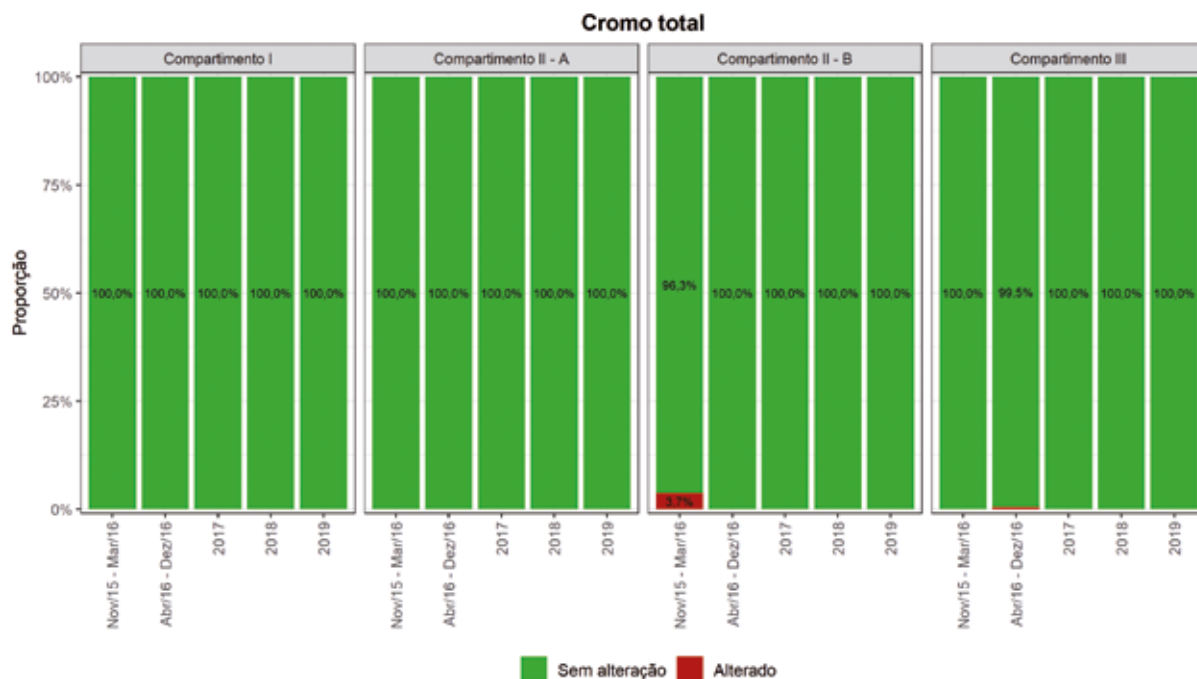


Figura 215 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento cromo em compartimentos e pelo tempo.



O cromo apresentou FCs moderados a consideráveis nos Compartimentos 1 e 2A e elevados no 2B e 3 (Figura 216). O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que nos compartimentos a contaminação era considerável (Figura 217), no Compartimento 2B, porém em comparação aos dados pós-desastre houve um aumento da contaminação nos Compartimentos 2B e 3 na comparação da linha-base com os dados posteriores ao desastre.

Figura 216 – Fatores de Contaminação para o cromo dos dados primários (pós-desastre).

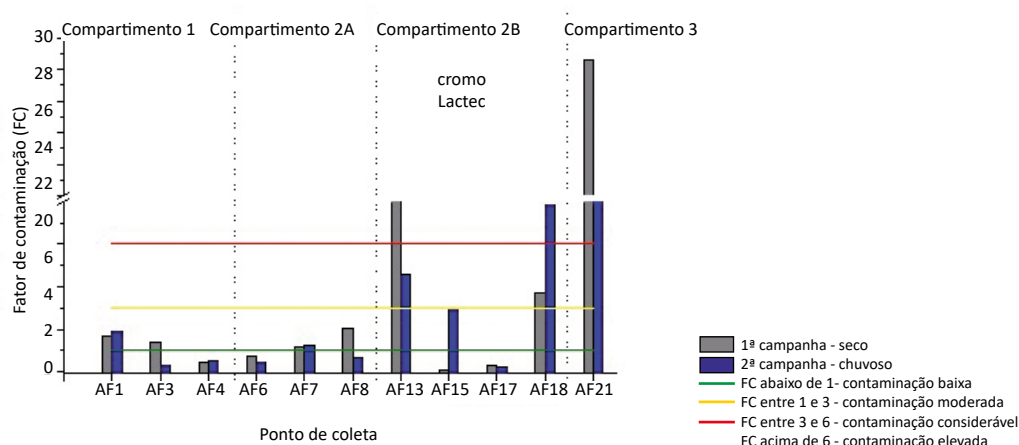
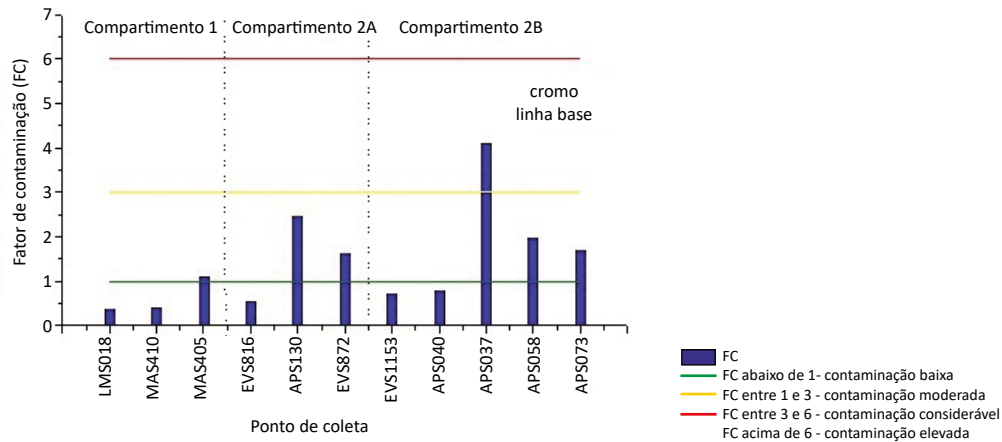


Figura 217 – Fatores de Contaminação para o cromo dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.9 Ferro

O elemento ferro um dos mais abundantes das formações ferríferas bandadas extraídas das minas do Complexo Alegria da SAMARCO apresenta altas concentrações nos sedimentos oriundos do Quadrilátero Ferrífero (QF) e também na caracterização do rejeito da barragem de Fundão. O mapa geoestatístico com os dados da CPRM (2010), apresentados no Apêndice N e na Figura 218, mostra que concentrações de até 20% (20.000 mg/kg) são comuns na região do QF, indicada pelas colorações vermelhas e alaranjadas no referido mapa. É comum as concentrações de ferro serem apresentadas em porcentagem, para simplificar o tamanho do numeral utilizado, uma vez que este elemento é bastante abundante na natureza.

Para o elemento ferro (Figura 219), são verificadas as maiores concentrações (aproximadamente 670.000 mg/kg), mapeado por Costa (2001), no Compartimento 1, apresentados pela colocação cinza. Nesse compartimento as concentrações medidas após o rompimento da barragem não foram superiores, sendo assim classificadas como não alteradas. Já no Compartimento 2A e 2B, as concentrações de ferro obtidas nos trabalhos de Santolin (2015) e CPRM (2010) apresentam concentrações menores do que o Compartimento 1 (entre 1.000 e 270.000 mg/kg) e as concentrações de ferro após o desastre foram superiores aos máximos históricos, sendo assim classificadas como alteradas. Os dados do Compartimento 3 estão apresentados, porém não foram considerados na classificação do dano. Cabe ressaltar que para o elemento ferro não há limite legislado pela Resolução CONAMA, porém há o limite da UET (BUCHMAN, 2008) que é de 4.000 mg/kg apresentado também na Figura 219.

O gráfico percentual das alterações apresentado na Figura 220, mostra que entre o desastre e 2018 no Compartimento 2A as alterações ficaram entre 8,6 e 5,6% e no Compartimento 2B entre 15,8 e 12,5%.

Figura 218 – Mapa geoestatístico com dados da CPRM (2010) e concentrações de ferro da campanha 2.

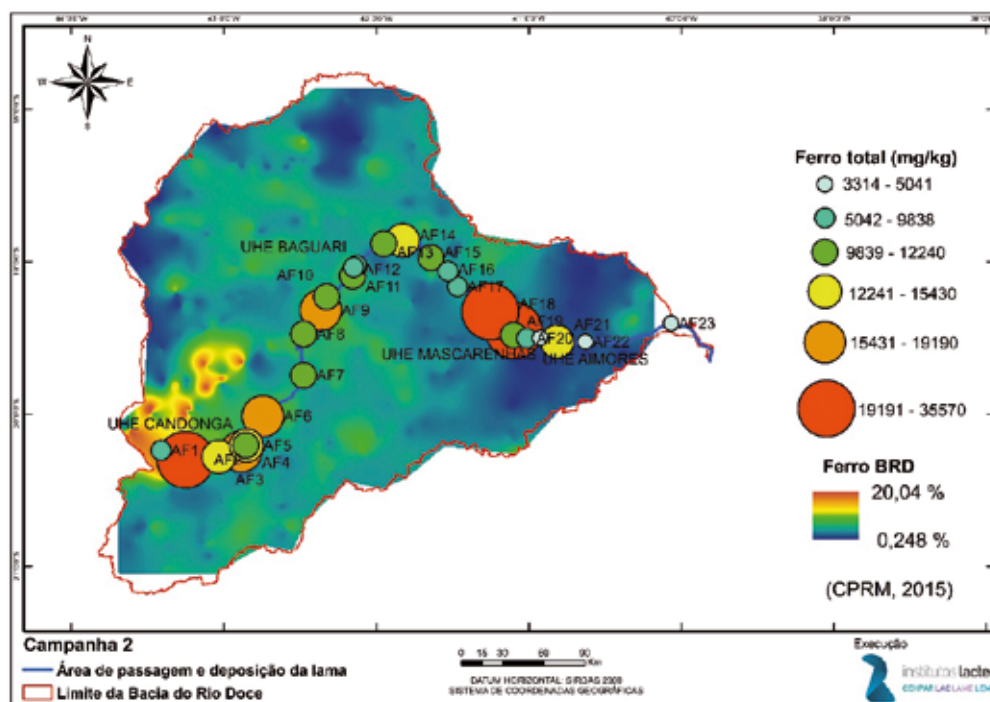


Figura 219 – Classificação dos danos em relação ao elemento ferro por compartimento.

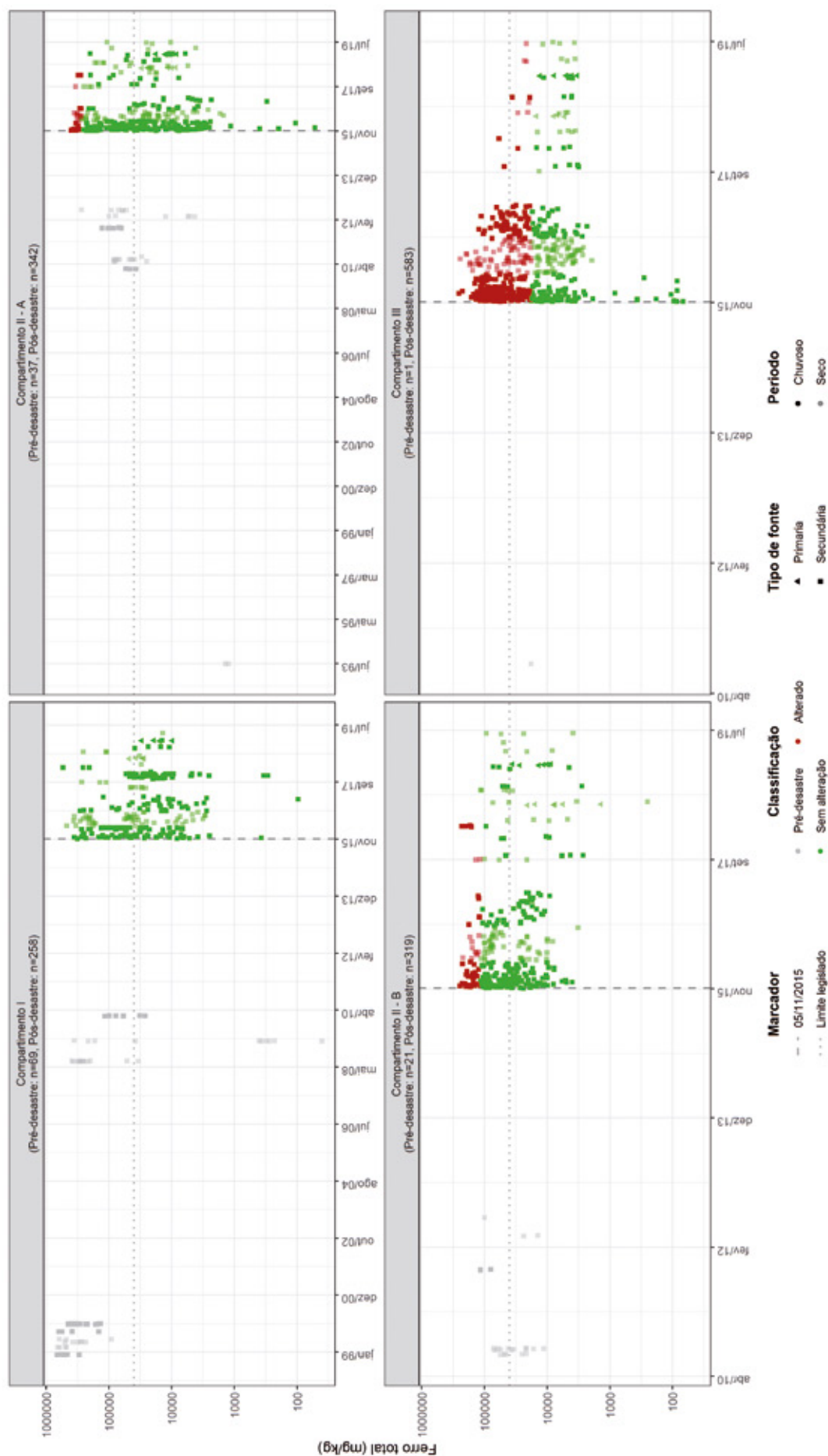
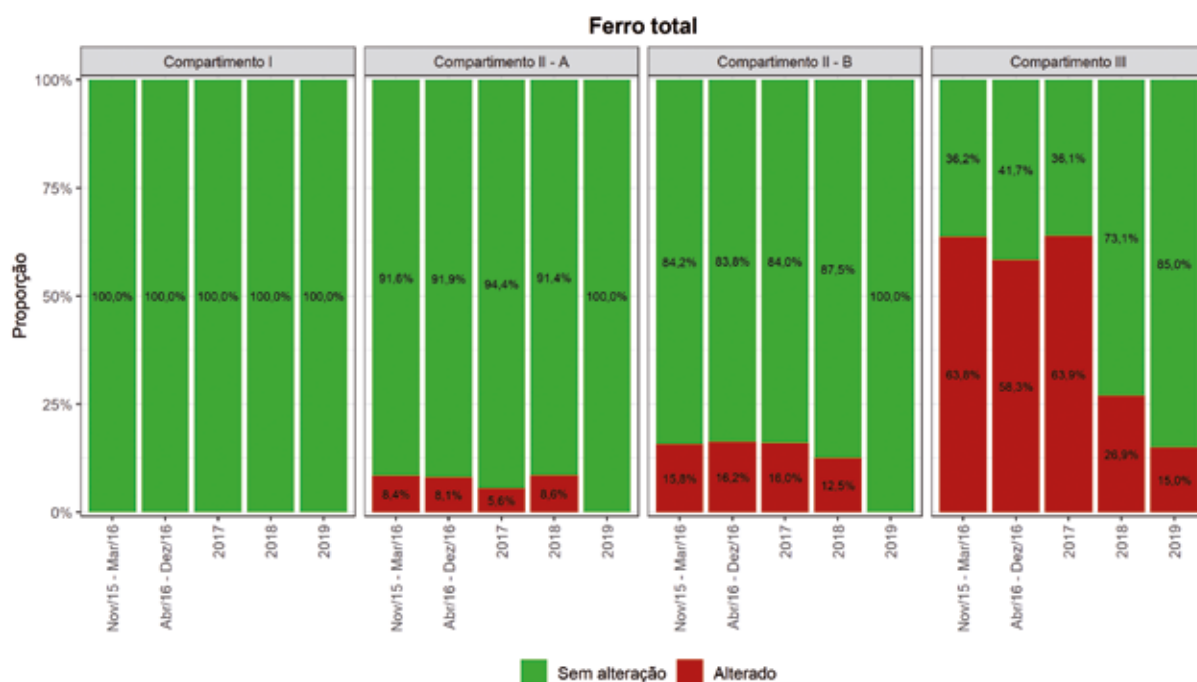


Figura 220 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento ferro em compartimentos e pelo tempo.



O ferro apresentou FCs moderados nos Compartimentos 1 e 2A e 2B e elevado no Compartimento 3 (Figura 221). O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que nos Compartimentos 1 e 2A e 2B a contaminação era moderada (Figura 222), porém no Compartimento 2A, foi classificada como elevada. Na comparação geral aos dados pós-desastre verificou-se que não houve alteração, exceto que na linha-base a contaminação elevada não foi identificada no pós-desastre e que no Compartimento 3 a contaminação elevada não foi identificada nos resultados da CPRM (2010).

Figura 221 – Fatores de Contaminação para o ferro dos dados primários (pós-desastre).

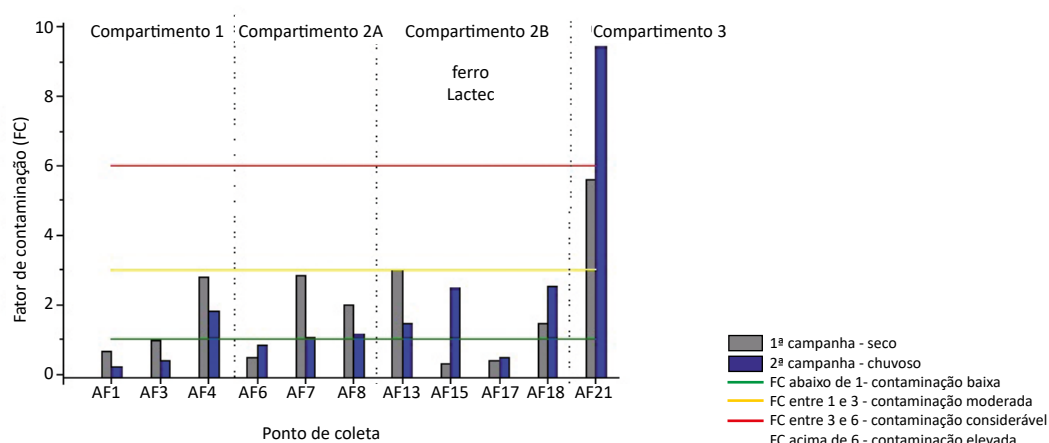
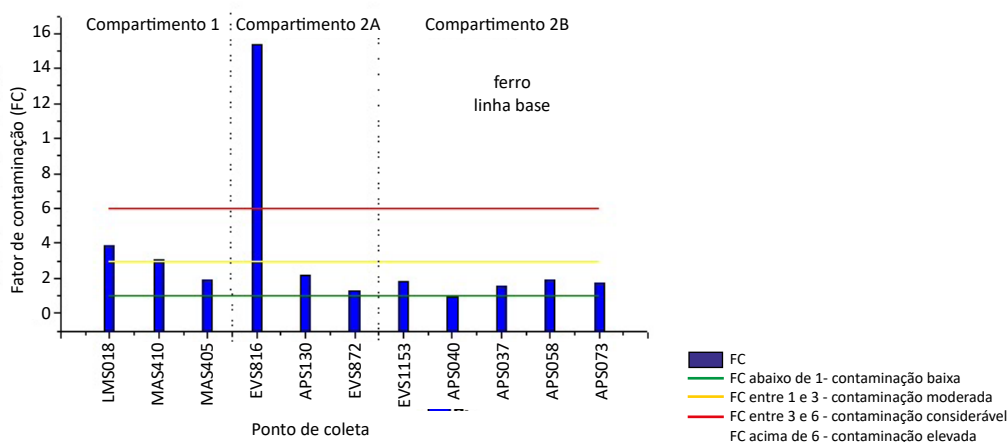


Figura 222 – Fatores de Contaminação para o ferro dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.10 Manganês

O elemento manganês abundante nas rochas do QF e também na caracterização do rejeito, é um elemento que geralmente está associado ao ferro. No Compartimento 1 ocorrem as maiores concentrações de manganês (máximo de 12.000 mg/kg) e os sedimentos analisados após o desastre não foram superiores a essas concentrações, sendo assim considerados não alterados. Cabe ressaltar que o manganês possui limite legislado pela UET em 1.100 mg/kg e, nesse compartimento, grande parte das concentrações foram superiores a esse limite, que está registrado nos gráficos da Figura 223.

No Compartimento 2A foram registradas concentrações acima do máximo histórico, sendo consideradas alteradas e estão também acima do limite da UET. Já o Compartimento 2B não houve alteração e o Compartimento 3, embora os dados estejam apresentados, não foram contabilizados no dano.

Os cálculos percentuais das alterações separadas pelos períodos analisados, apresentados no gráfico da Figura 224, mostram que no Compartimento 2A as alterações foram de até 4,9%.

Figura 223 – Classificação dos danos em relação ao elemento manganês por compartimento.

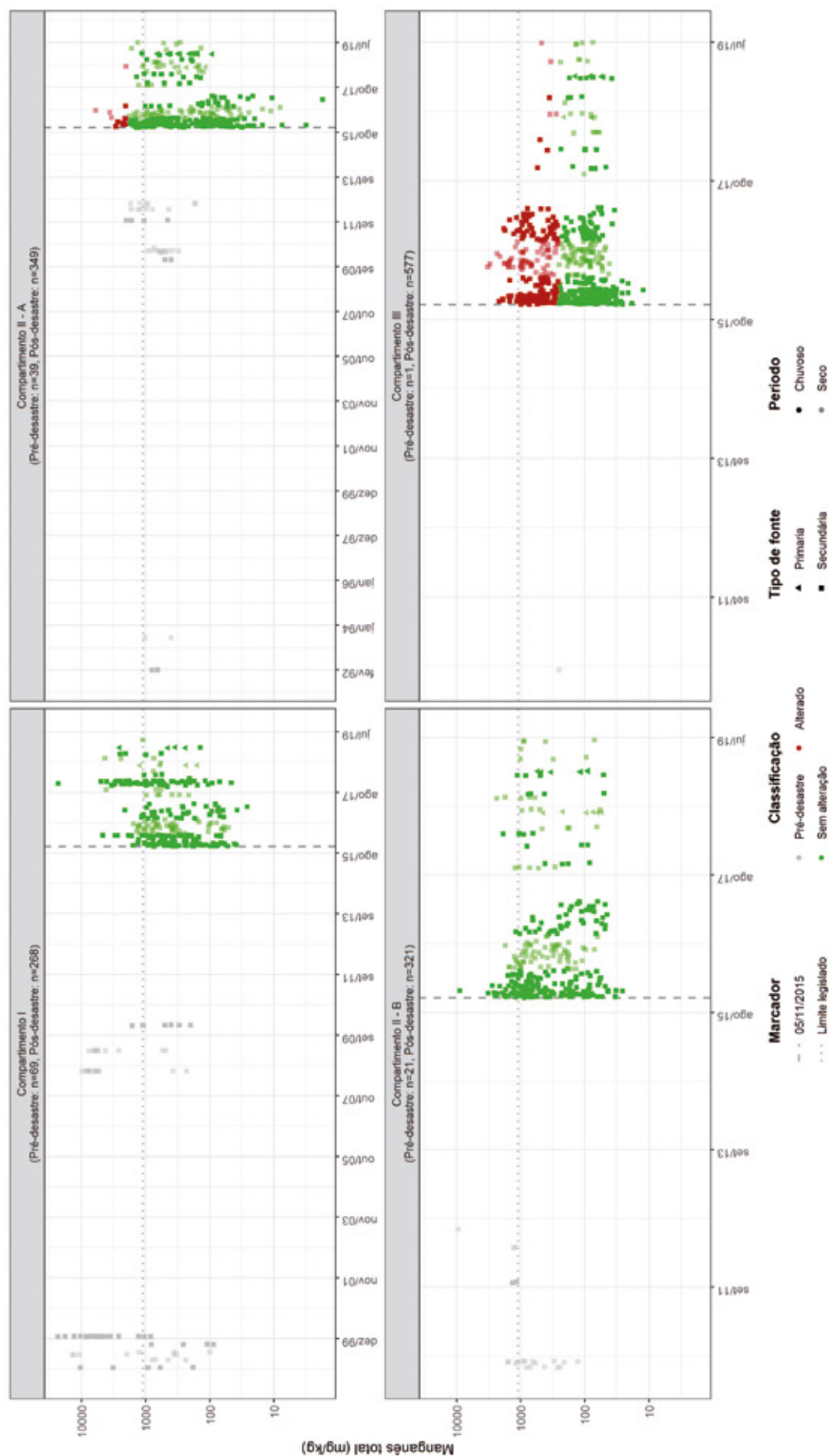
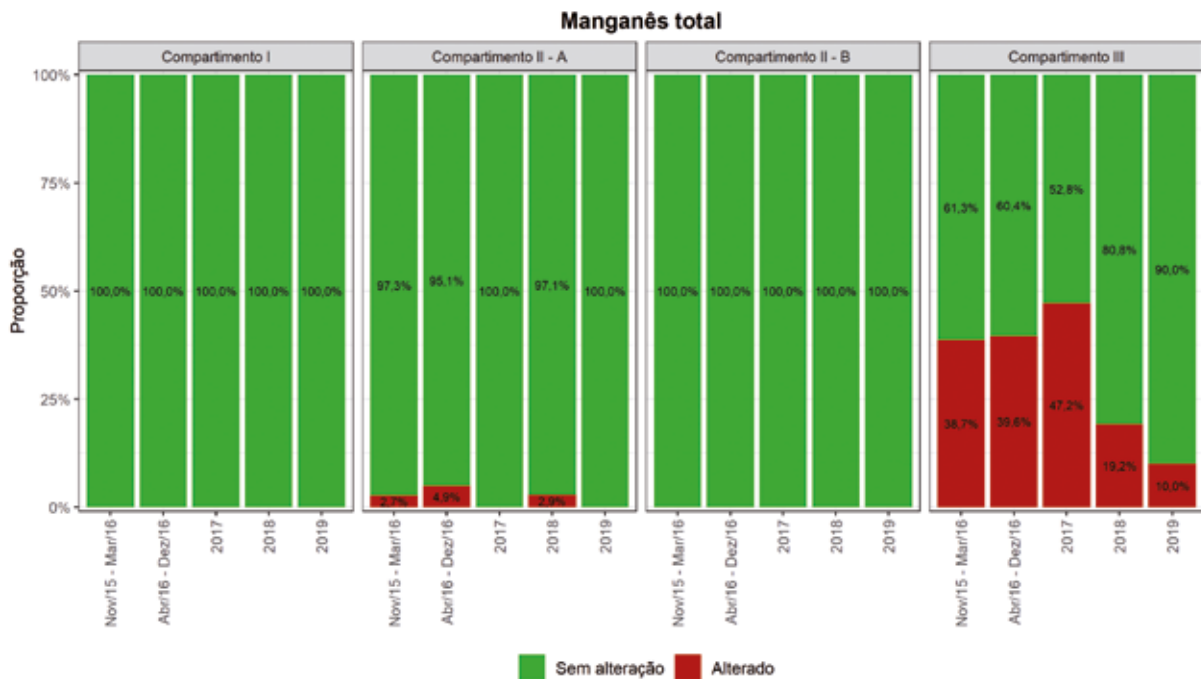


Figura 224 – Gráfico da distribuição percentual das alterações para o elemento manganês em compartimentos e pelo tempo.



O manganês apresentou FCs moderados em todos os compartimentos e considerável no Compartimento 2A e 2B (Figura 225). O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que nos compartimentos a contaminação era moderada (Figura 226) e na comparação geral aos dados pós-desastre verificou-se que houve um aumento do FC de moderado para considerável.

Figura 225 – Fatores de Contaminação para o manganês dos dados primários (pós-desastre).

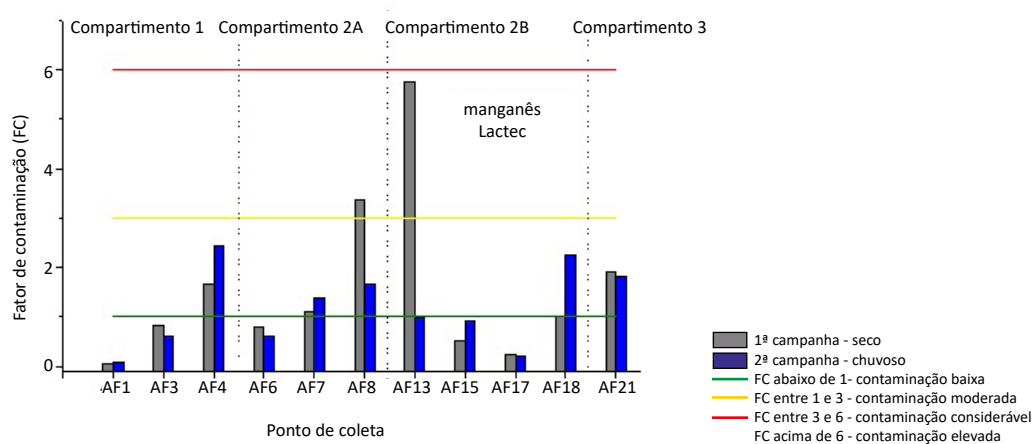
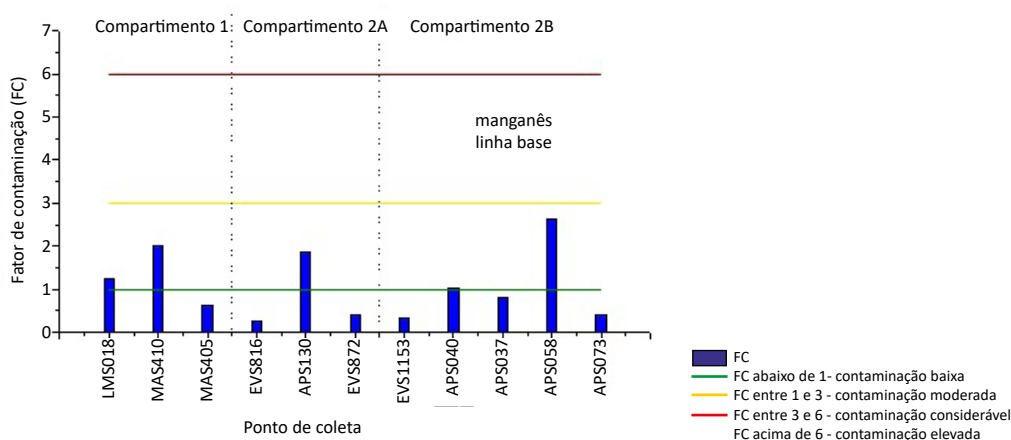


Figura 226 – Fatores de Contaminação para o manganês dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.11 Mercúrio

O elemento mercúrio é utilizado em garimpos ilegais e também foi amplamente utilizado em extrações históricas de minério de ouro. No Compartimento 1 foram identificadas as maiores concentrações históricas (0,34 mg/kg), porém registros de concentrações de mercúrio por Maia (2017), indicam concentrações de até 2,5 mg/kg além de outras medidas que foram superiores aos máximos históricos. Nos Compartimentos 2A e 2B os registros pós-desastre foram superiores aos máximos históricos e para esses compartimentos, além do 1, os dados foram classificados como alterados. Para o elemento mercúrio, no Compartimento 1 e 2A, foram identificadas concentrações acima do Nível 1 da Resolução do CONAMA, como mostra a Figura 227. O Compartimento 3, embora apresentado, não entrou na classificação do dano.

O gráfico com os percentuais do elemento mercúrio, apresentado na Figura 228, indica que 17,3% das amostras estão acima do máximo histórico no período entre abril e dezembro de 2016, no Compartimento 2A ficou em até 22,2% acima em 2017 e no Compartimento 2B, os dados classificados como alterados ficaram de 15,4% a 33,3% no período logo após o rompimento da barragem e 2017.

Figura 227 – Classificação dos danos em relação ao elemento mercúrio por compartimento.

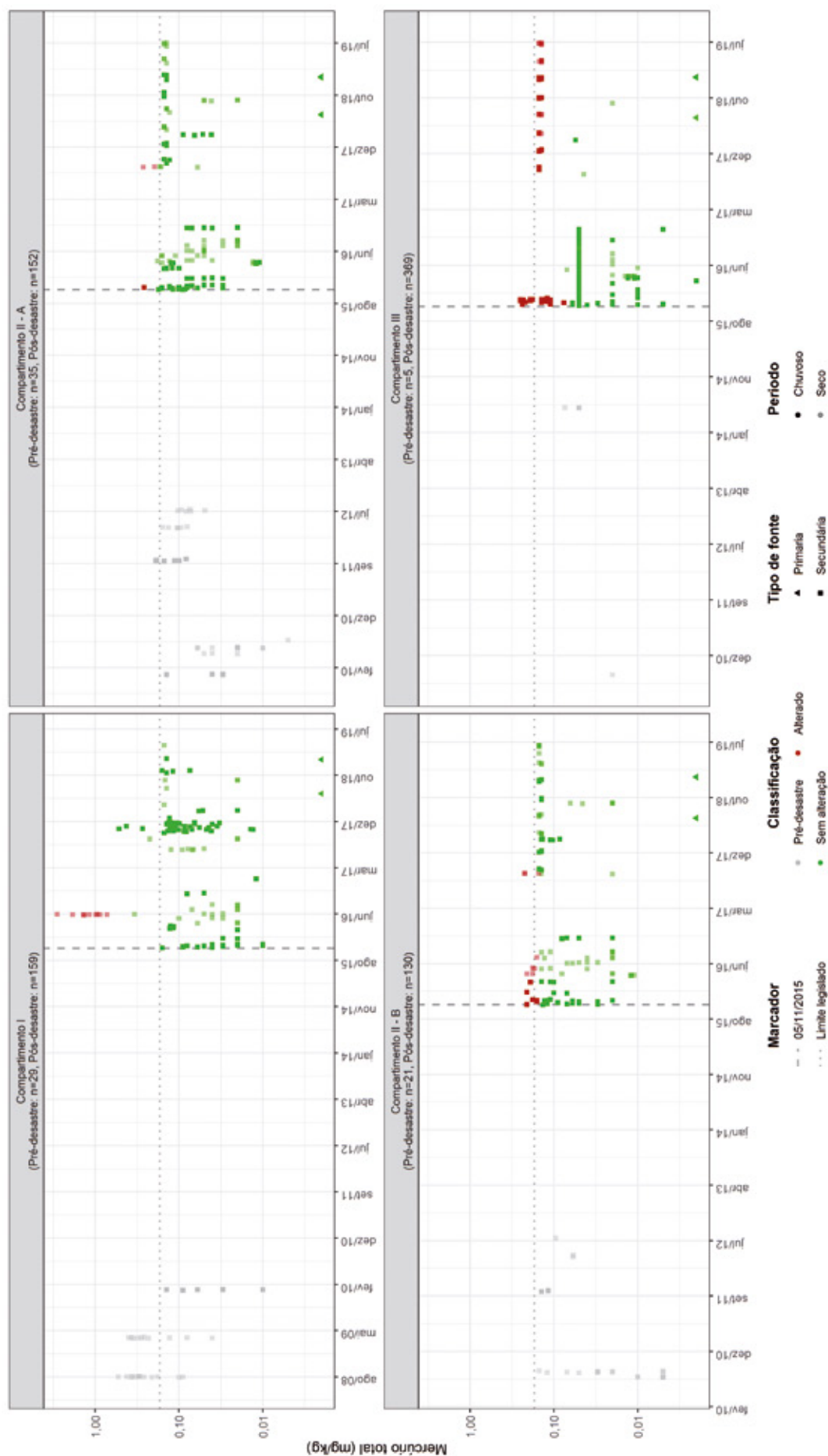
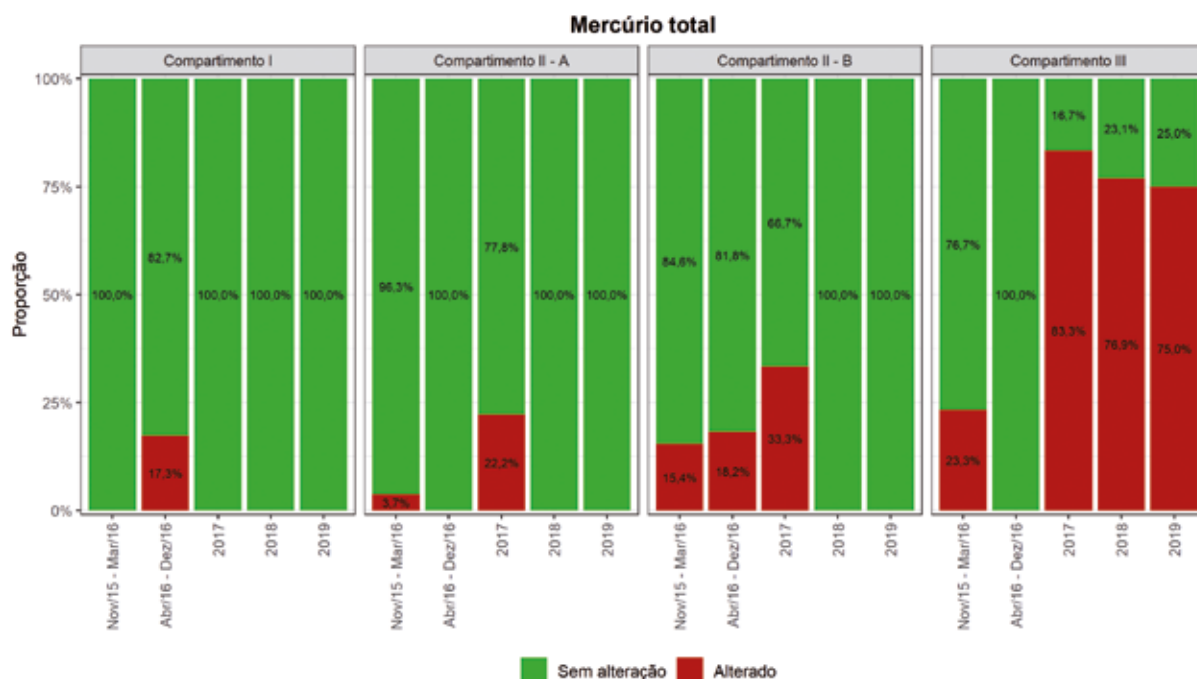


Figura 228 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento mercúrio.

Não foi realizado o fator de contaminação para o mercúrio, uma vez que os resultados das coletas realizadas pelo Lactec ficaram abaixo do limite de quantificação.

2.6.3.12 Níquel

O elemento níquel também apresentou as maiores concentrações históricas no Compartimento 1, como apresenta a Figura 229 (aproximadamente 80 mg/kg) e os dados pós-desastre, não apresentaram concentrações acima das registradas. É importante ressaltar que para esse elemento há limite legislado pelo CONAMA e o Nível 1 é de 18 mg/kg, apresentado como linha tracejada na Figura 229.

O Compartimento 2A, mesmo que algumas das concentrações medidas estejam acima do Nível 1, não ficaram acima do máximo histórico, sendo consideradas como não alteradas. Já para o Compartimento 2B foram medidas concentrações que ficaram acima das medidas no pré-desastre, sendo classificadas como alteradas. O Compartimento 3 não foi incluído na classificação do dano.

O gráfico percentual apresentado na Figura 230, mostra que no Compartimento 2B há alteração de 13,6% nos primeiros meses após o desastre, 6,9% entre abril e dezembro de 2016 e 10,5% em 2017.

Figura 229 – Classificação dos danos em relação ao elemento níquel por compartimento.

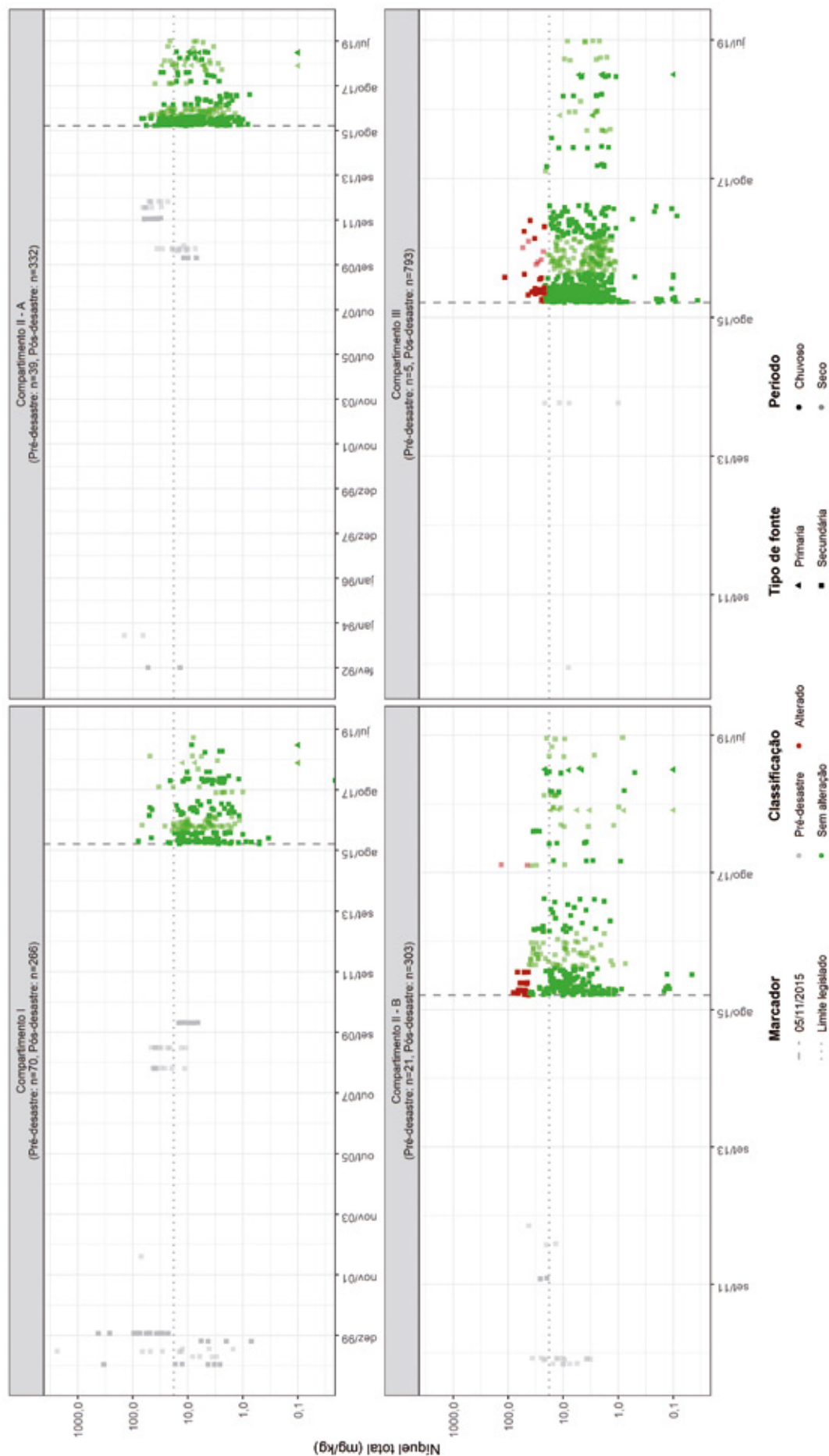
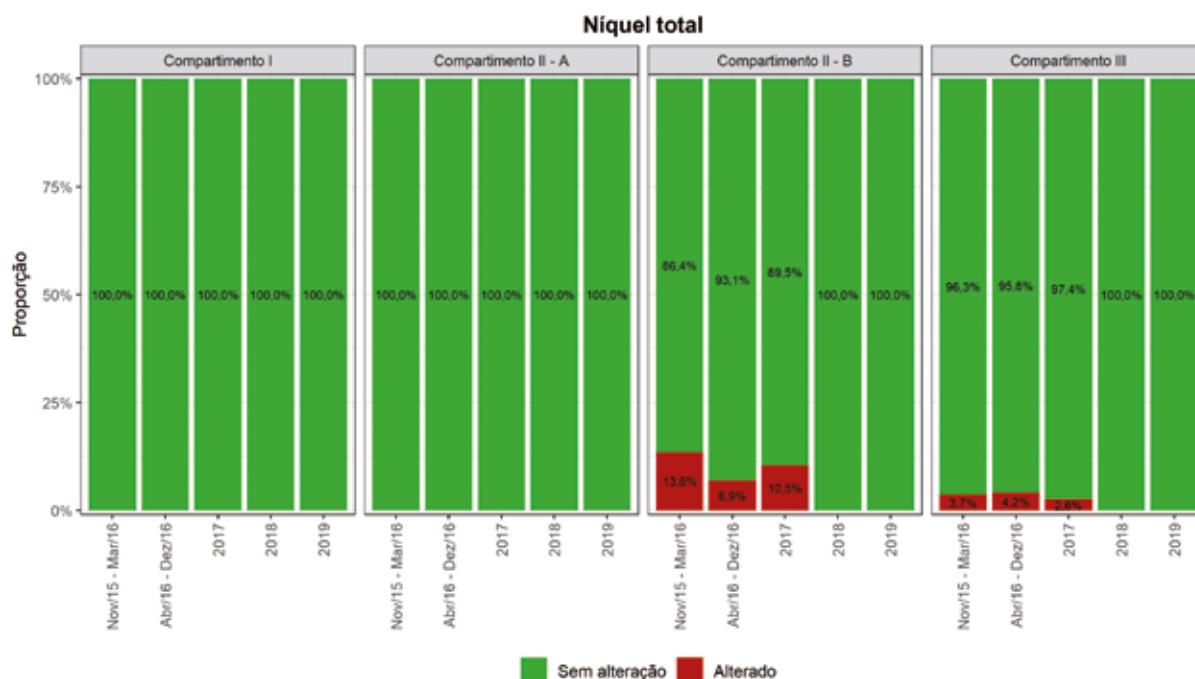


Figura 230 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento níquel.

O níquel apresentou FCs elevadas nos Compartimentos 2A, 2B e 3, sendo nesse último o FC=44,5, como ilustra a Figura 231. O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que nos compartimentos a contaminação era moderada (Figura 232) e na comparação geral aos dados pós-desastre verificou-se que houve um aumento do FC de moderado para elevada.

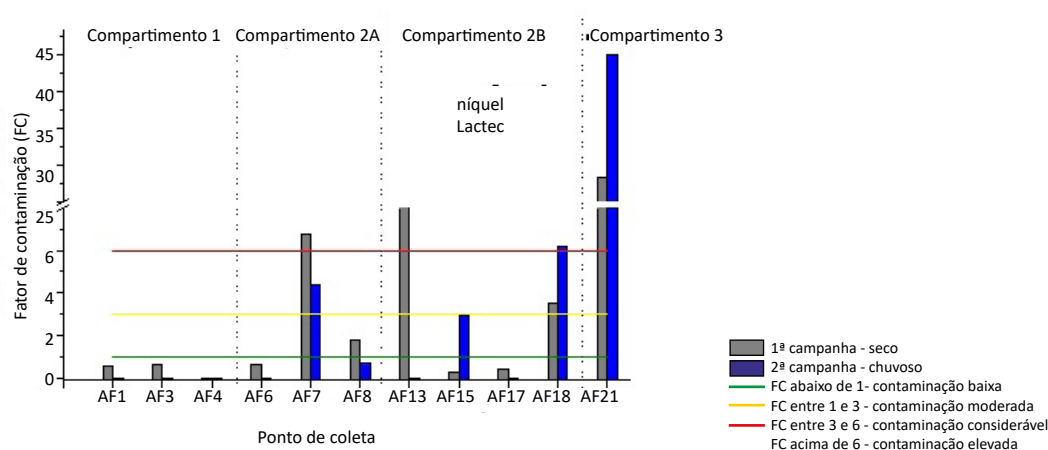
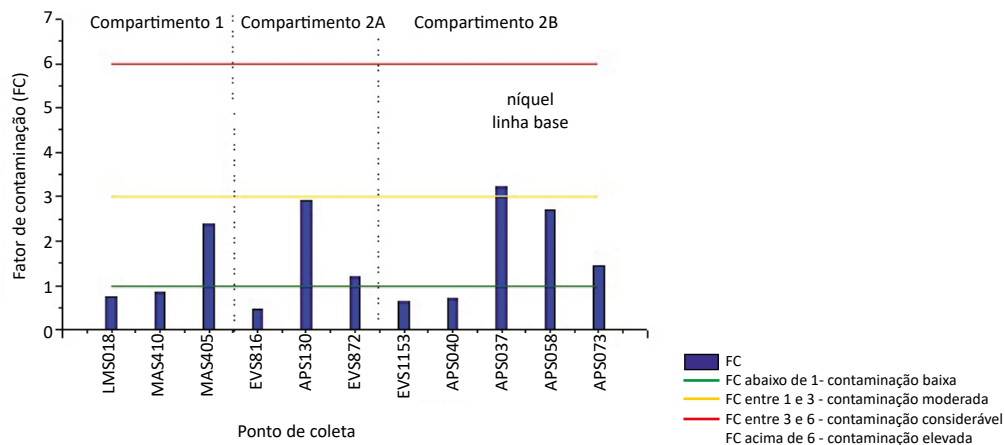
Figura 231 – Fatores de Contaminação para o níquel dos dados primários (pós-desastre).

Figura 232 – Fatores de Contaminação para o níquel dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.



2.6.3.13 Zinco

O elemento zinco foi classificado como não alterado nos Compartimentos 1 e 2A, uma vez que não suplantaram os valores máximos históricos, como mostra a Figura 233. Nesses gráficos observou-se também que as concentrações no pós-desastre não ficaram também acima do Nível 1 do CONAMA (18 mg/kg). Já para o Compartimento 2B houve alteração e o 3 não entrou na classificação do dano.

O gráfico de distribuição percentual do zinco da Figura 234, mostra que 3,8% dos dados foram classificados como alterados nos primeiros meses após o desastre.

Figura 233 – Classificação dos danos em relação ao elemento zinco por compartimento.

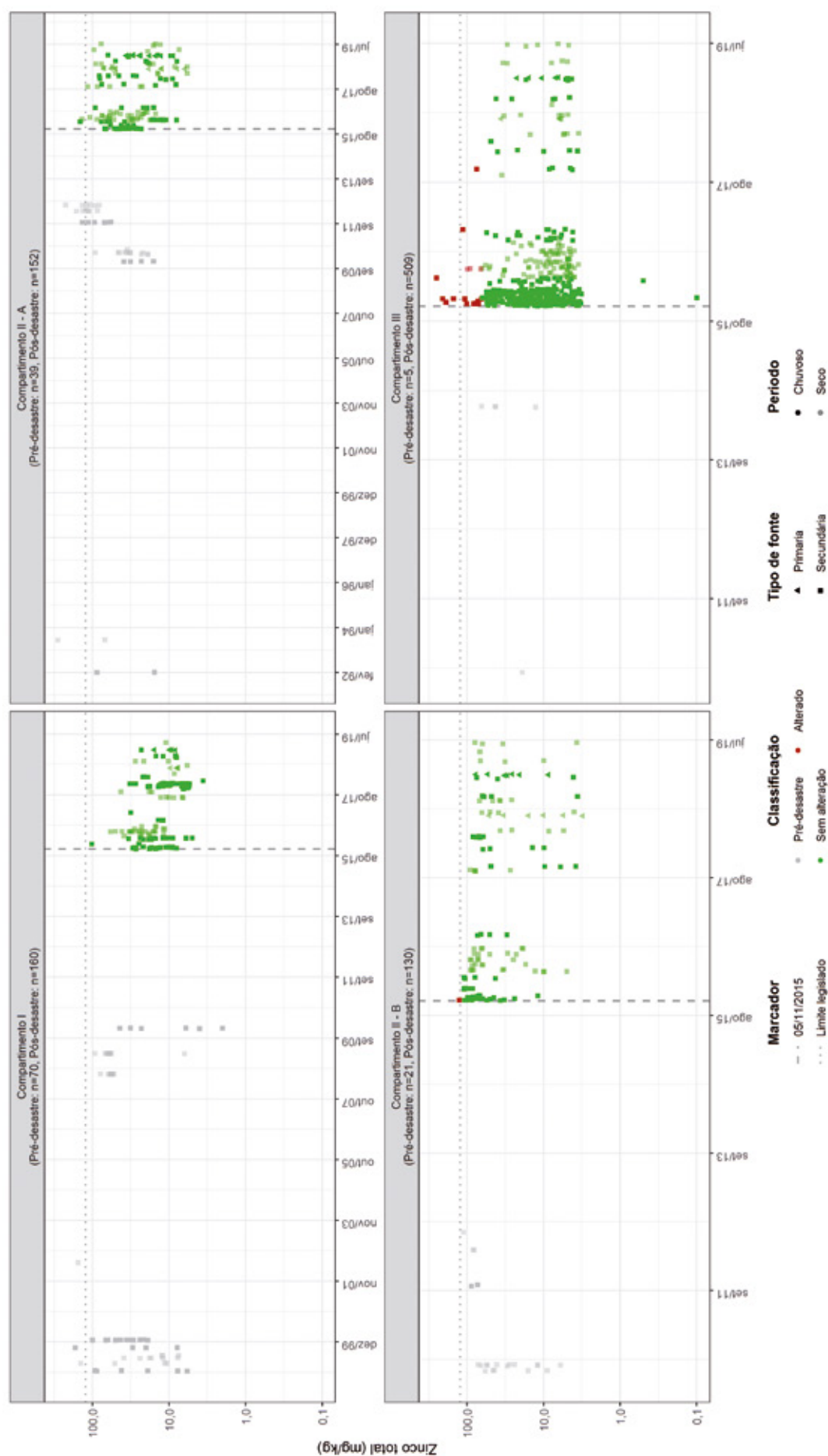
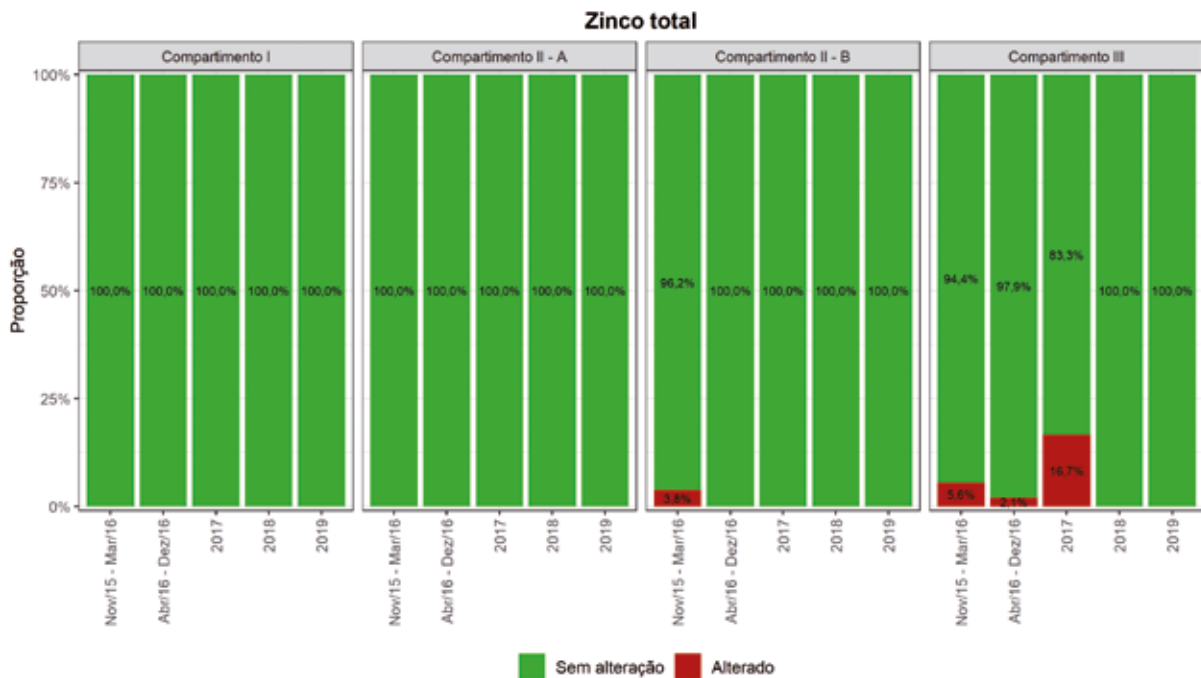


Figura 234 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento zinco.



O zinco apresentou FCs consideráveis nos Compartimentos 2B e 3, como ilustra a Figura 235. O fator de contaminação realizada com os dados da CPRM (2010), mostrou que no Compartimento 1 a contaminação era considerável, porém nos demais compartimentos foi classificada como moderada (Figura 236). Na comparação geral aos dados pós-desastre verificou-se que houve um aumento do FC de moderado para elevada.

Figura 235 – Fatores de Contaminação para o zinco dos dados primários (pós-desastre).

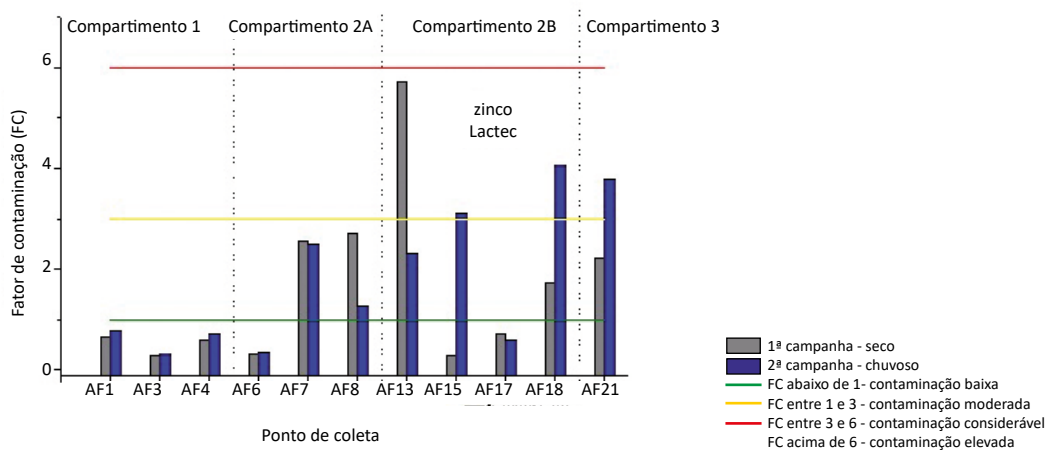
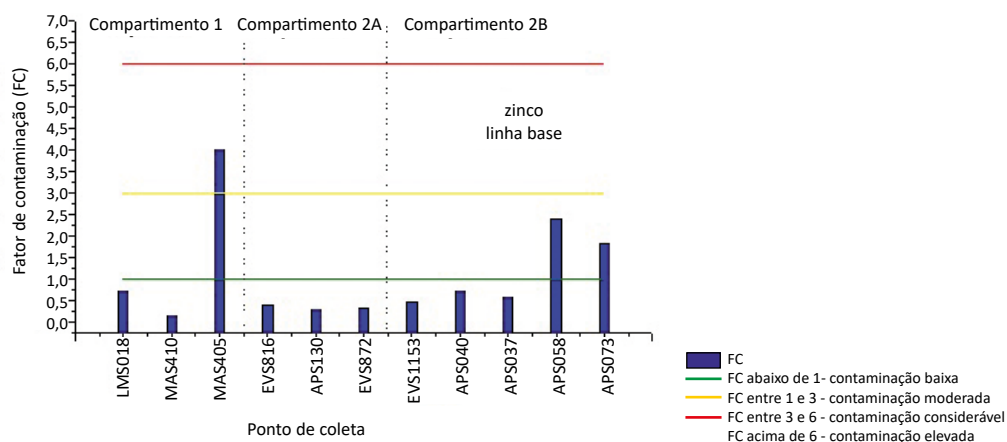


Figura 236 – Fatores de Contaminação para o zinco dos dados da CPRM (2010), período pré-desastre.

2.6.3.14 Síntese do dano “Alteração da concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos

A Tabela 90 resume as classificações das alterações para cada elemento analisado, subdividido em compartimentos. Com base nessa classificação das alterações dos EPTs, de acordo com a metodologia, o dano foi classificado como pouco grave para o C1, grave no C2A e gravíssimo no C2B. Para o C3, embora tenha sido realizada a métrica de comparação, em virtude da quantidade de estudos nessa região, número de dados inferior a 5, o dano não foi classificado nesse compartimento, conforme apresenta a síntese dos resultados na Tabela 91.

Tabela 90 – Classificações das alterações por elementos em cada compartimento respectivo.

	C1	C2A	C2B	C3
ALUMÍNIO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
ARSÊNIO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
BÁRIO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
CÁDMIO	Sem alteração	Alterado	Alterado	Alterado
CHUMBO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
COBALTO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
COBRE	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
CROMO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Sem alteração
FERRO	Sem alteração	Alterado	Alterado	Alterado
MANGANÊS	Sem alteração	Alterado	Sem alteração	Alterado
MECÚRIO	Alterado	Alterado	Alterado	Alterado
NÍQUEL	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado
ZINCO	Sem alteração	Sem alteração	Alterado	Alterado

Tabela 91 – Síntese do dano sobre a alteração da concentração de EPTs nos sedimentos.

Compartimento	Resultado da análise em % de elementos alterados (acima do máximo histórico)	Classificação do dano
C1	7,69	Pouco grave
C2A	30,76	Grave
C2B	76,92	Gravíssimo
C3	92,30	Sem classificação (n≤5)

2.6.4 ALTERAÇÃO NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Nas análises realizadas com os dados do monitoramento de macroinvertebrados bentônicos em ambiente fluvial, antes e após o desastre foi possível observar, de maneira geral, queda na riqueza de táxons, densidade/número total de indivíduos e diversidade nas campanhas realizadas após o rompimento da barragem de Fundão. Indicando que houve alteração na comunidade de macroinvertebrados presentes no sedimento em decorrência do desastre.

No monitoramento realizado no Compartimento 1 (pela UHE Risoleta Neves) a queda nos indicadores após o desastre foi observada nas estações de amostragem localizadas em ambiente fluvial no rio Doce (CAN-03, CAN-04, CAN-07), como pode ser observado na Figura 237. Essa redução foi mais acentuada entre dezembro de 2015 e dezembro de 2016, período onde foram observados os menores valores de riqueza, diversidade e número de organismos desde o início do monitoramento nas quatro estações de amostragem. Duas dessas estações passaram por períodos onde não foram encontrados organismos, indicando que o ambiente poderia estar azóico. Nessas estações, após o desastre se destaca a predominância dos grupos Diptera e Bivalvia, grupos considerados tolerantes a alterações ambientais (Figura 239).

Na maior parte das estações as comparações múltiplas (LSD de Fisher) apresentaram diferença não significativa para os indicadores entre os períodos antes do desastre, entre novembro de 2015 e dezembro de 2016 e entre janeiro de 2017 até a última coleta (Figura 238). Entretanto dentro dos períodos analisados foram observadas alterações na comunidade, sobretudo no aumento da frequência de valores mínimos (Tabela 91).

Figura 237 – Total de indivíduos (abundância), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 a 03/2018 no Compartimento 1. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).

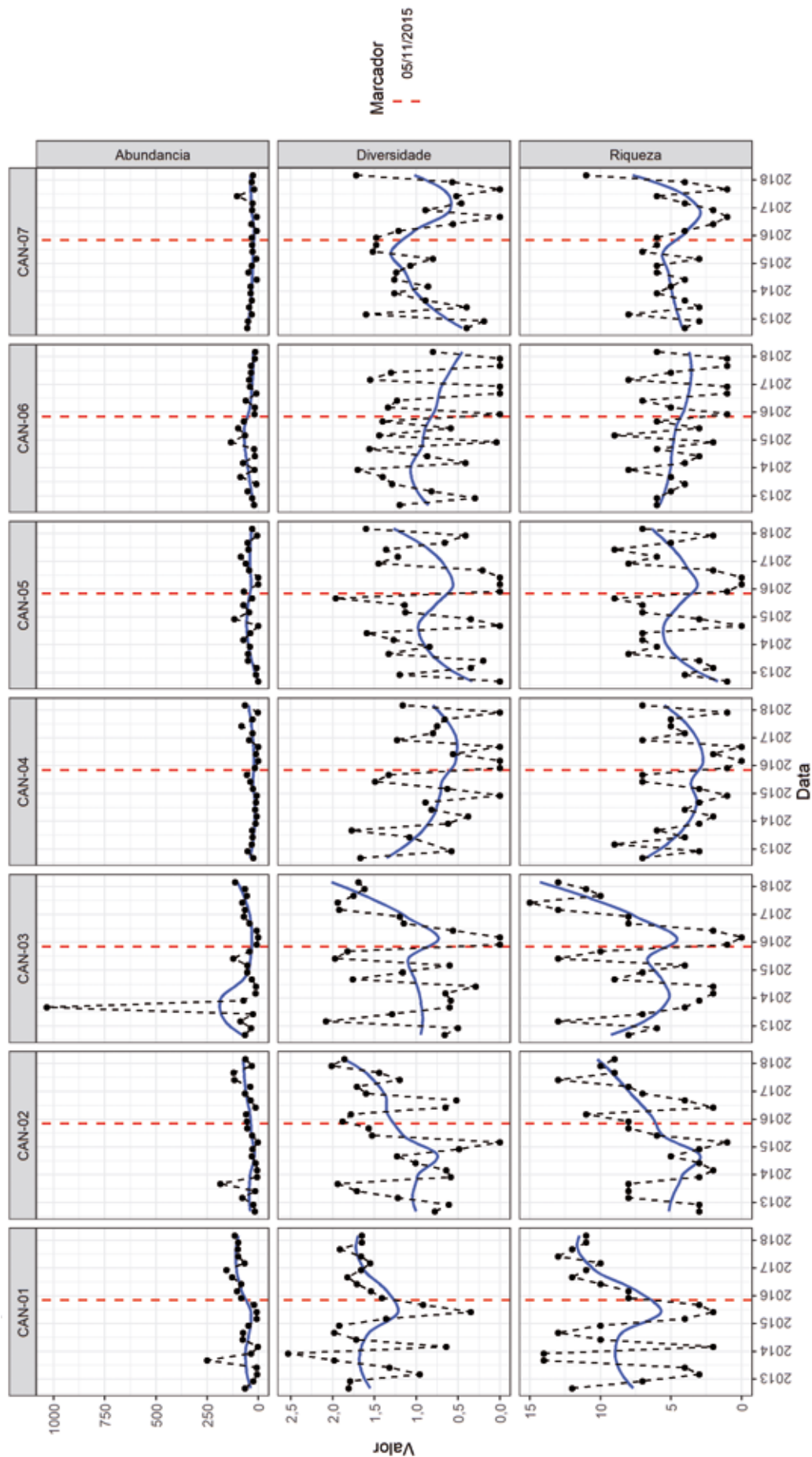


Figura 238 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos (abundância), diversidade (indivíduos/m²) e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 a 03/2018 no Compartimento 1.

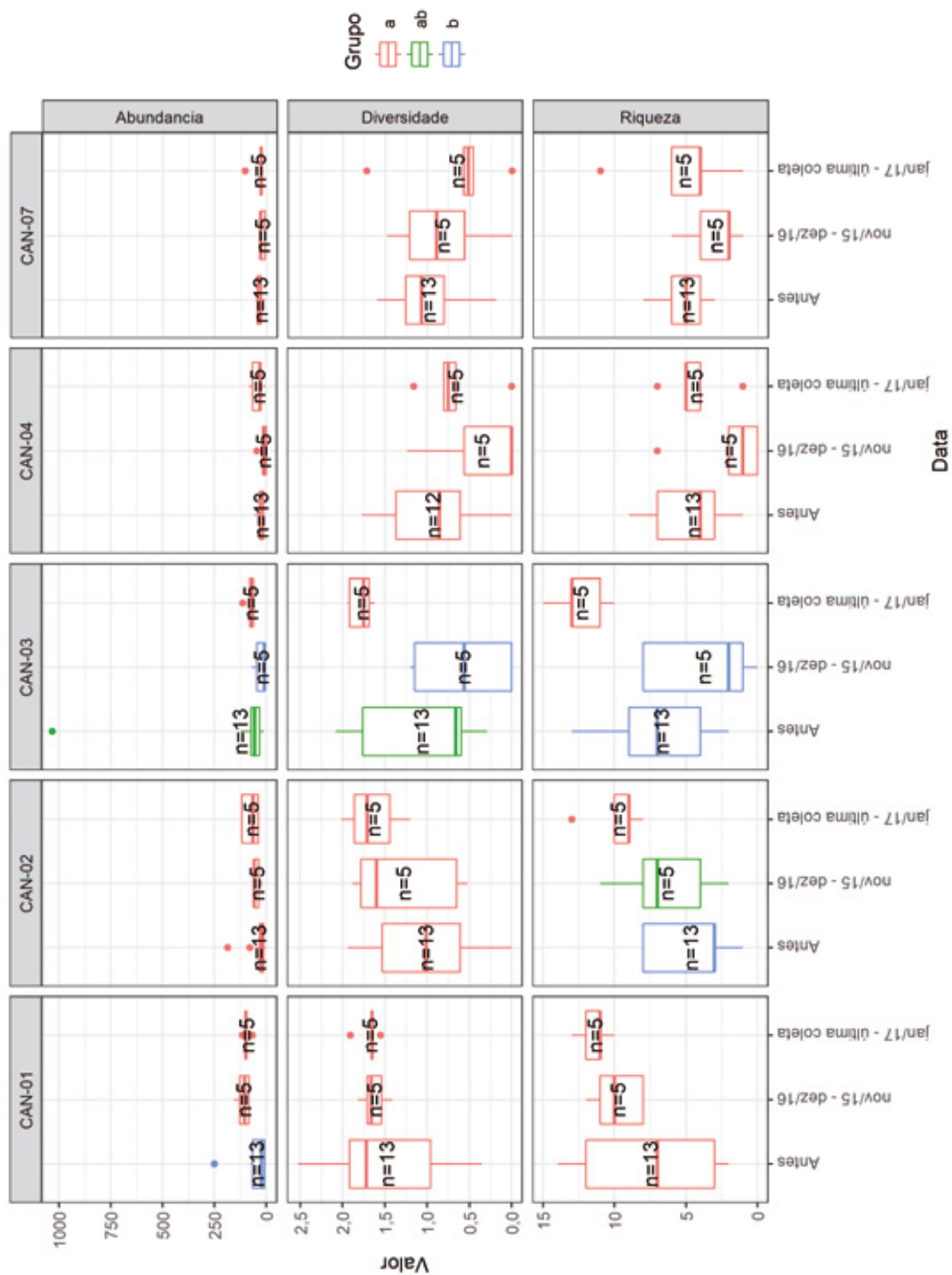
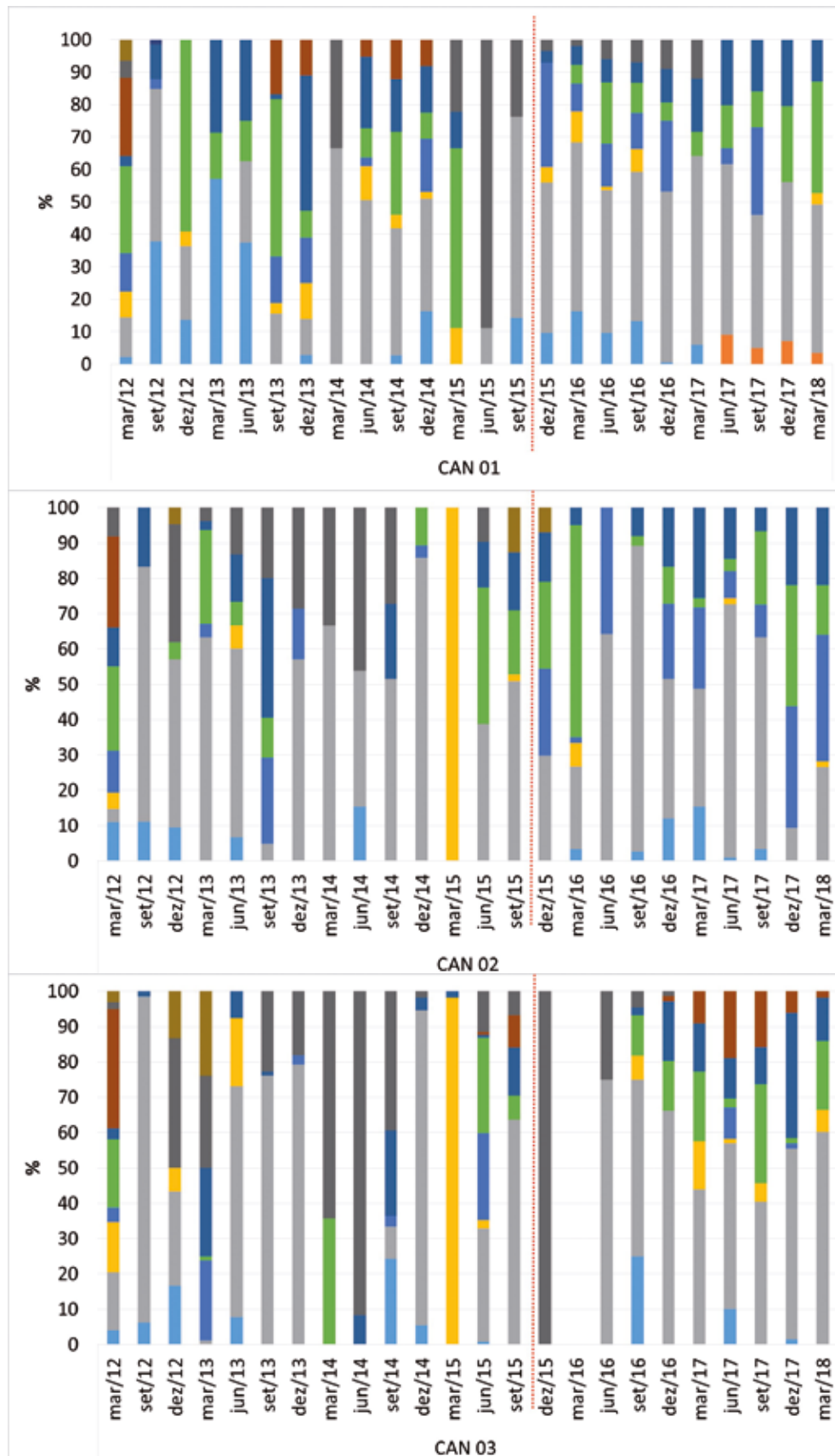
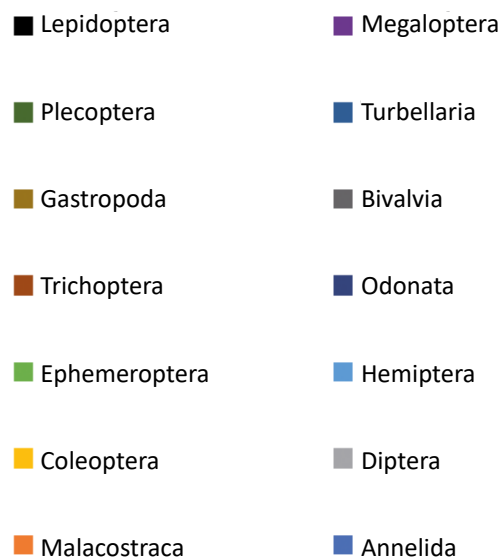
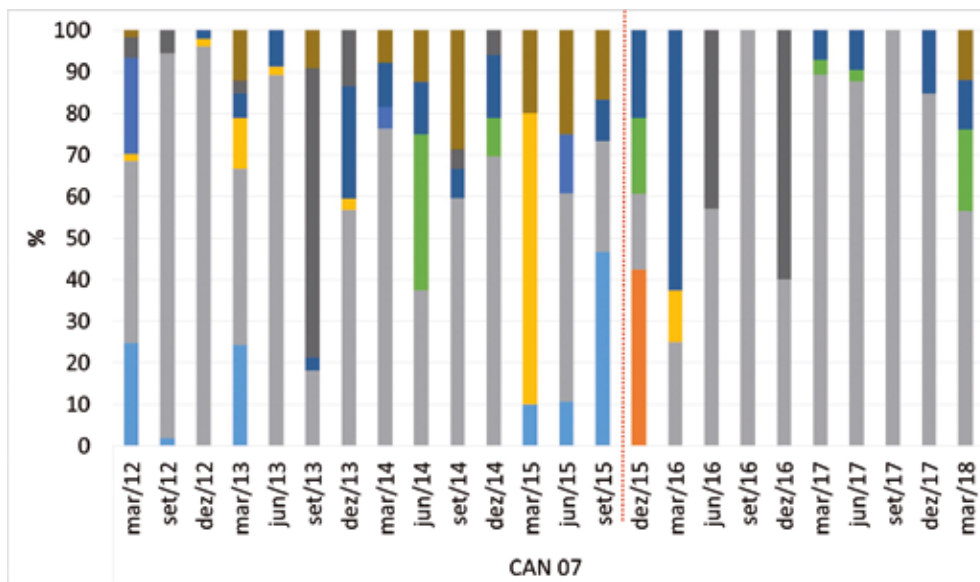
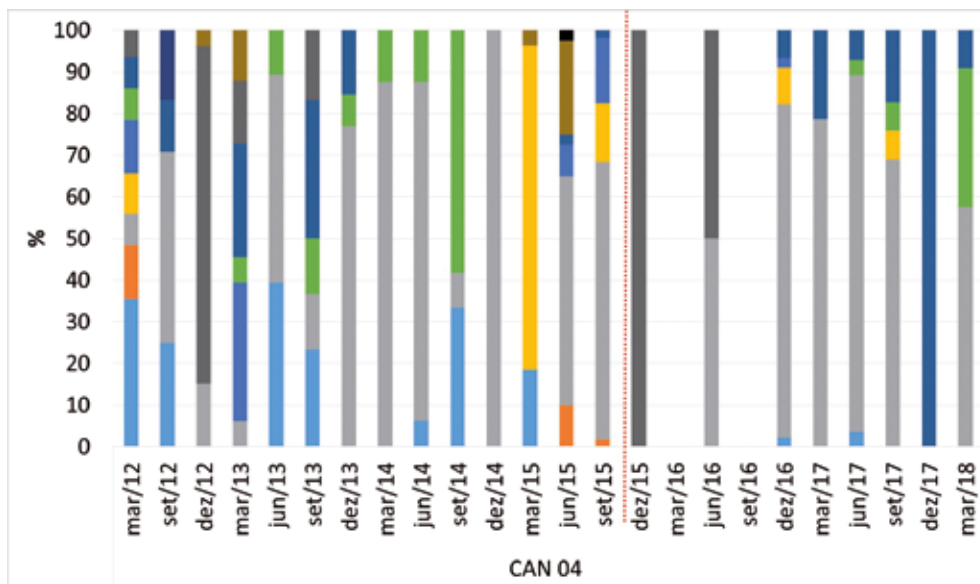


Figura 239 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 1 por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.





As três estações localizadas em ambiente fluvial no rio Doce (CAN-03, CAN-04, CAN-07) apresentaram períodos com riqueza de apenas um táxon após o desastre. Antes do desastre, a riqueza de táxons de macroinvertebrados foi igual ou menor que um em apenas 3% das estações de amostragem, considerando todas as campanhas. Após o desastre esse valor foi encontrado em 27% dos casos e no período de dezembro de 2015 a dezembro de 2016 em 40% dos casos (Tabela 92). Quanto ao número total de indivíduos, antes do desastre foi observado menos de 20 indivíduos em 23% dos pontos em todas as campanhas. Depois do desastre em 33% dos casos e entre dezembro de 2015 e dezembro de 2016 em 60% (Tabela 92). O índice de diversidade de Shannon refletiu o resultado da riqueza de táxons, apresentando expressiva redução principalmente nos primeiros meses após o desastre (Tabela 92).

Tabela 92 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 1.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre	De 12/15 a 12/16	Após 2016
Riqueza menor/igual a 1	3	27	40	13
Número de indivíduos menor que 20	23	33	60	7
Diversidade menor que 1	15	30	40	20

Após dezembro de 2016 a riqueza de táxons e diversidade de Shannon apresentaram resultados mais elevados, em alguns casos chegando a valores máximos encontrados antes do desastre, entretanto a frequência de registro de valores mínimos e próximos aos mínimos ainda foi maior do que no período antes do desastre para riqueza e diversidade. Riqueza maior ou igual a um foi observada em 13% das estações de amostragem no período de março de 2017 a março de 2018 (antes do desastre em apenas 3% dos casos eram observados esses valores). A proporção de estações de amostragem apresentando menos do que 20 indivíduos após dezembro de 2016 foi menor do que antes do desastre, entretendo em análise conjunta com os outros indicadores (que apresentam menor riqueza de táxons e menor diversidade no período quando comparada a antes do desastre) pode-se supor que foram observados maiores número de indivíduos de poucas espécies, podendo ser espécies tolerantes a alteração ambiental, que em alguns casos podem inclusive apresentar explosão de população relacionada a alguns tipos de poluição.

Nas estações no rio Piranga e rio do Carmo (CAN-01 e CAN-02), localizadas dentro da APDL, a riqueza de táxons, número de indivíduos amostrados e diversidade de Shannon não apresentaram redução muito expressiva após o desastre, especialmente no rio Piranga. O aporte de água, substrato e organismos de áreas a montante da região contaminada podem explicar os resultados do rio Piranga.

Os resultados da aplicação do índice BMWP corroboraram com os demais indicadores analisados no Compartimento 1. Foi observado piora na classificação da qualidade do ambiente após o desastre (Tabela 93), refletindo os demais indicadores analisados, com expressiva redução nos meses seguintes ao desastre. Após os primeiros meses do desastre a classificação do índice BMWP no monitoramento realizado no Compartimento 1 apresentou melhoras, chegando a níveis anteriores ao desastre. Em alguns casos foi observada aumento na frequência de resultados melhores quando comparados a antes

do desastre. O destaque, para esse caso, ocorre nas estações de amostragem localizadas no rio Piranga e no rio do Carmo (CAN-01 E CAN-02) (Tabela 93).

Tabela 93 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al. (2000) nas cinco estações de amostragem em ambiente fluvial no Compartimento 1.

	CAN-01	CAN-02	CAN-03	CAN-04	CAN-07
set/12	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
dez/12	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
mar/13	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
jun/13	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
set/13	Regular	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
dez/13	Regular	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
mar/14	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
jun/14	Regular	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
set/14	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
dez/14	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
mar/15	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
jun/15	Péssima	Péssima	Regular	Péssima	Péssima
set/15	Péssima	Ruim	Regular	Ruim	Péssima
dez/15	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
mar/16	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima
jun/16	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
set/16	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
dez/16	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Péssima
mar/17	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
jun/17	Ruim	Regular	Regular	Péssima	Péssima
set/17	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima
dez/17	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
mar/18	Ruim	Regular	Ruim	Péssima	Péssima

No Compartimento 1 o dano foi considerado grave e parcialmente reversível (Tabela 94), pois foi observada alteração nos indicadores analisados após o desastre, com aumento na proporção dos valores mínimos dos indicadores. O dano apresenta tendência a redução após os primeiros meses do desastre, entretanto é considerado parcialmente reversível pois mesmo a comunidade podendo voltar a desempenhar a mesma função ecológica de antes do desastre pode se estruturar de forma diferente e algumas espécies podem ser substituídas.

Tabela 94 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento” nos compartimentos analisados.

Classificação do dano	Compartimento 1	Compartimento 2A	Compartimento 2B
Categoria	Grave	Gravíssimo	Gravíssimo
Reversibilidade	Parcialmente reversível	Parcialmente reversível	Parcialmente reversível

No monitoramento realizado no Compartimento 2A (estação CAN-06 pela UHE Risoleta Neves e estações P04, P05 e P06 pela UHE Baguari) os maiores valores de riqueza e densidade em todas as estações de amostragem correram antes do desastre (Figura 240), as duas campanhas realizadas após o desastre se destacaram por apresentarem valores bastante reduzidos de riqueza e densidade, em vários casos com ausência organismos. Nas quatro estações o menor valor de riqueza e densidade de todo o histórico de dados foi observado após o desastre, sendo constatada pela primeira vez a ausência total de macroinvertebrados em três das estações (Figura 242).

No Compartimento 2A se destaca a presença de Ephemeroptera após o desastre (Figura 242), algumas espécies de Ephemeroptera são considerados tolerantes a alterações ambientais (BUSS e SALLES, 2007), apresentando tolerância inclusive a compostos metálicos (OHE e LIESS, 2004). Nos primeiros meses após o desastre foi observado apenas a família Baetidae, na maior parte dos pontos o gênero *Americabaetis*. A família Baetidae é classificada como um pouco sensível (BUSS e SALLES, 2007; ARMITAGE et al., 1983), entretanto apresenta uma grande diversidade de espécies com diferentes níveis de tolerância a alteração ambiental (BUSS e SALLES, 2007). O gênero *Americabaetis* apresenta espécies classificadas como tolerantes (BUSS e SALLES, 2007).

De maneira geral a análise de comparações multiplicadas (LSD de Fisher) apresentou diferença significativa entre antes e após o desastre (Figura 241) indicando que houve alteração na comunidade de acordo com os indicadores analisados. Em algumas estações a diferença foi significativa também entre os dois períodos após o desastre analisados, apresentando melhora nos valores dos indicadores. Fato que pode ser relacionado a uma recuperação inicial da comunidade.

Figura 240 – Densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 01/2018 no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).

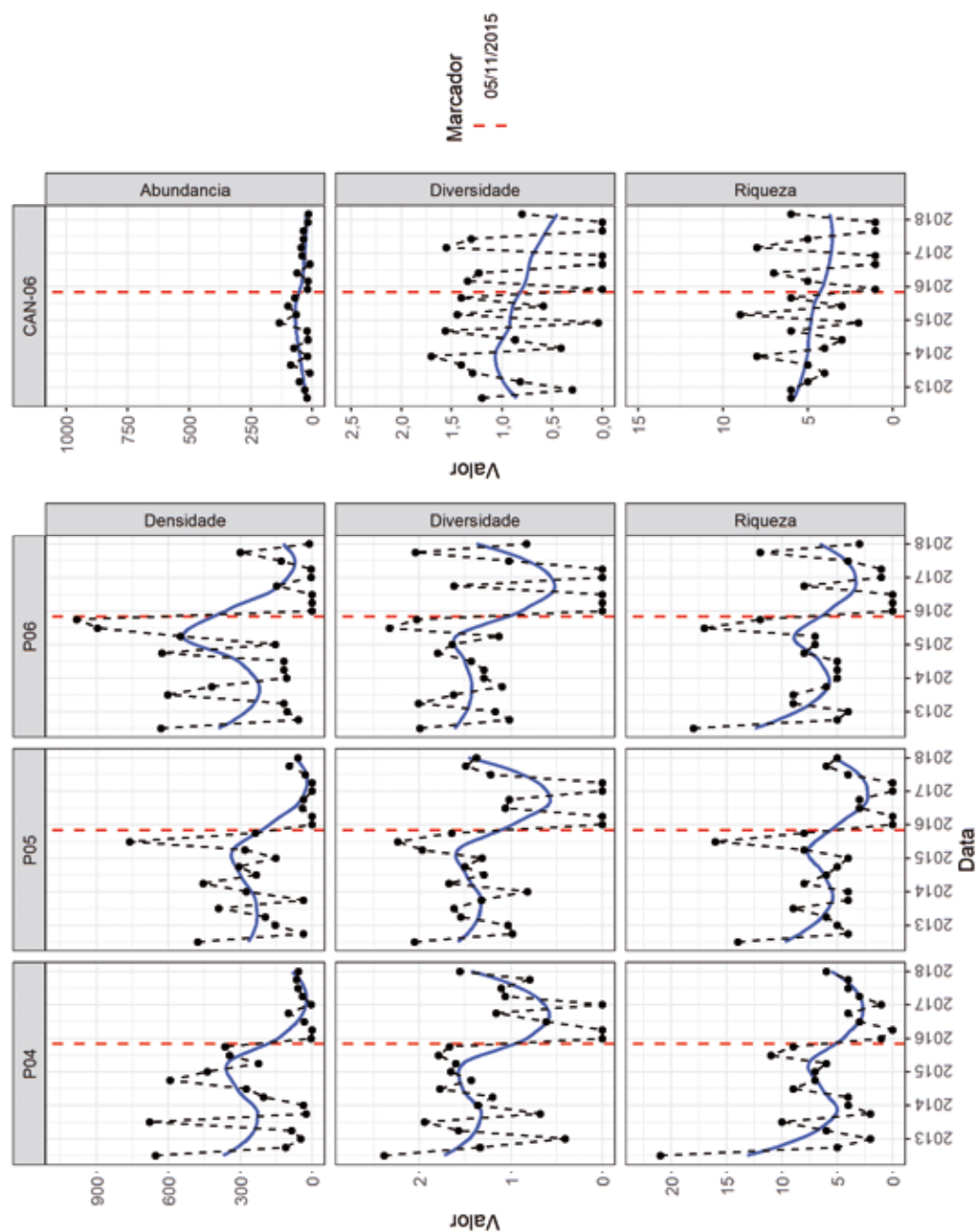


Figura 241 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 e 01/2018 no Compartimento 2A.

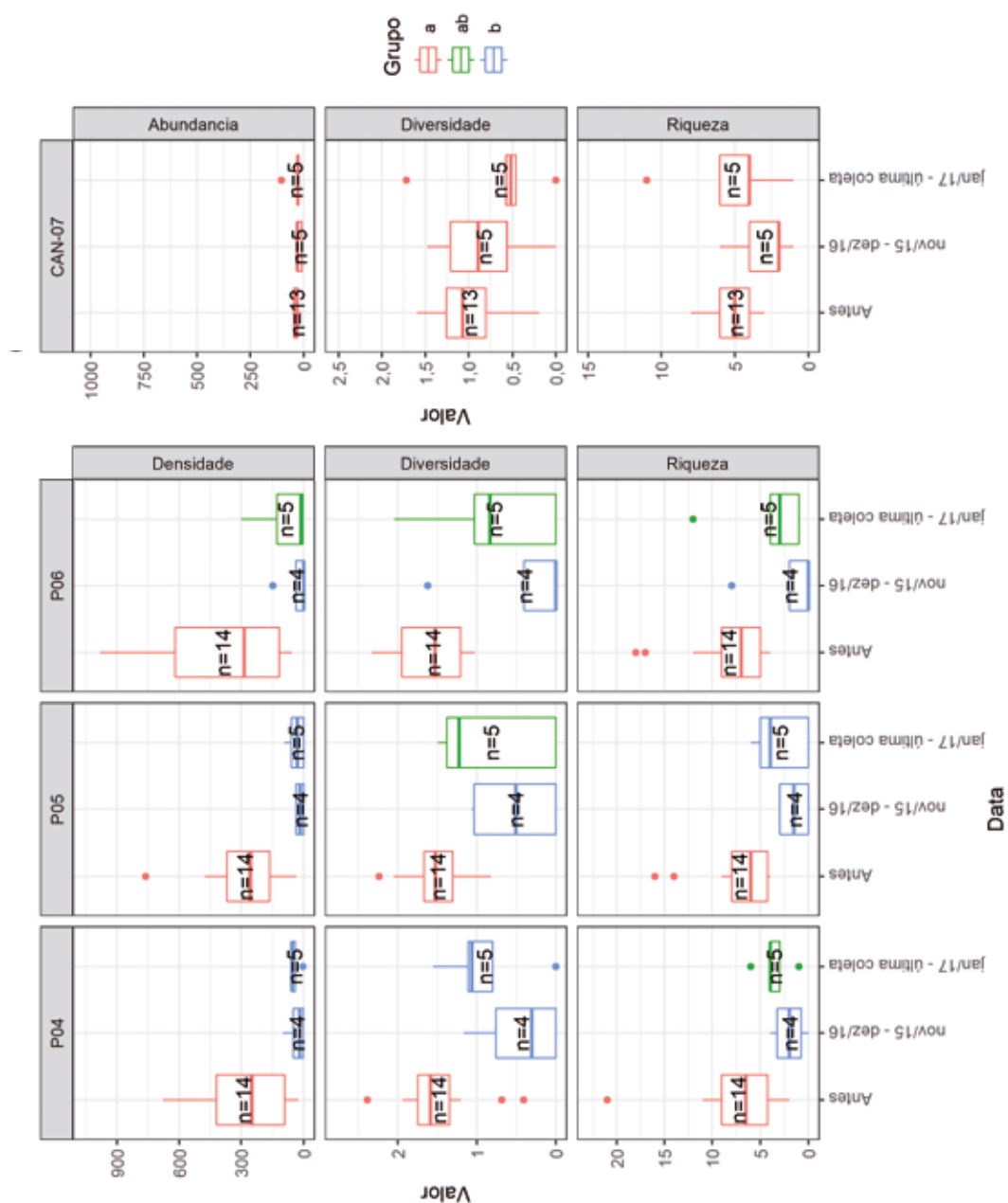
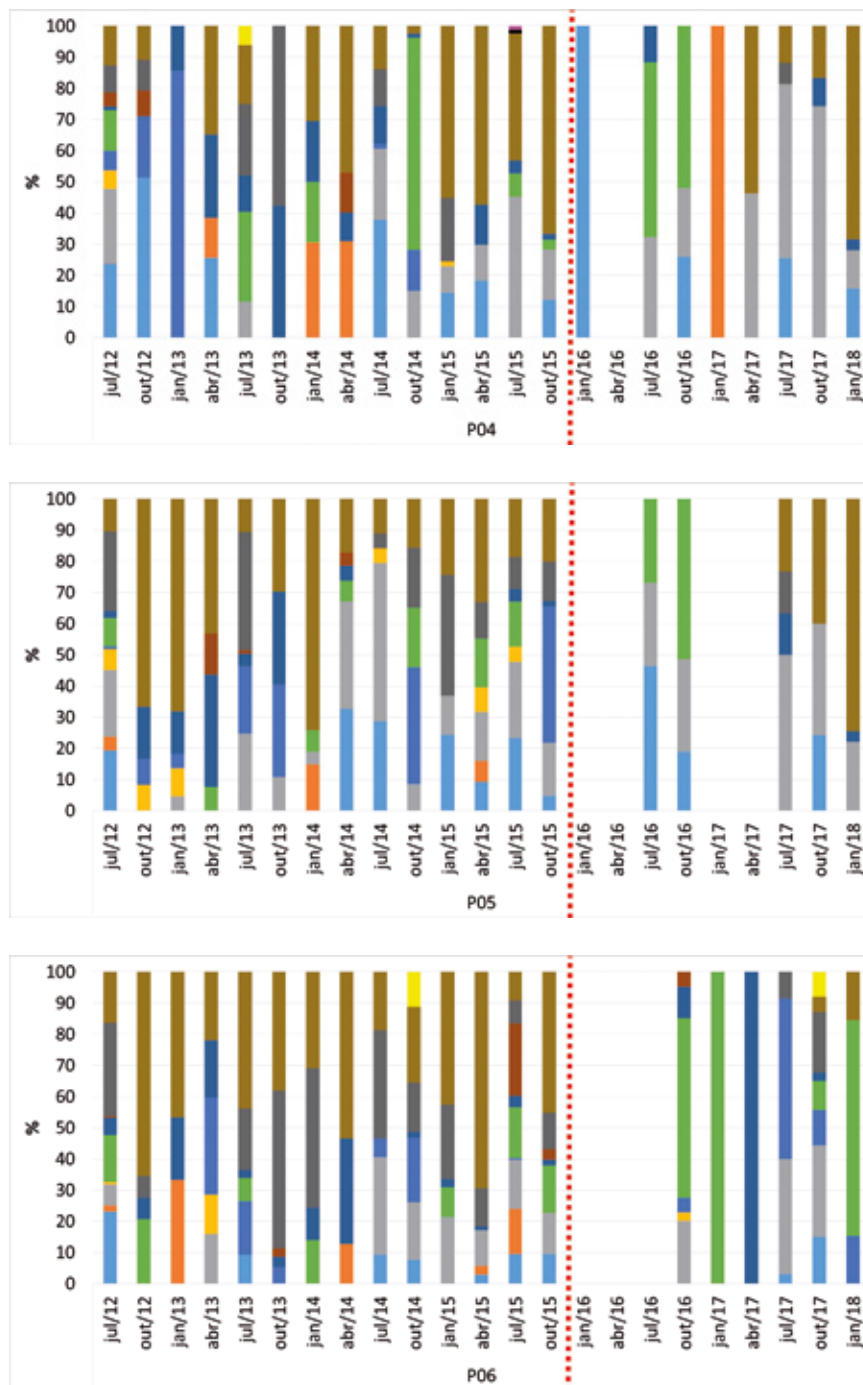
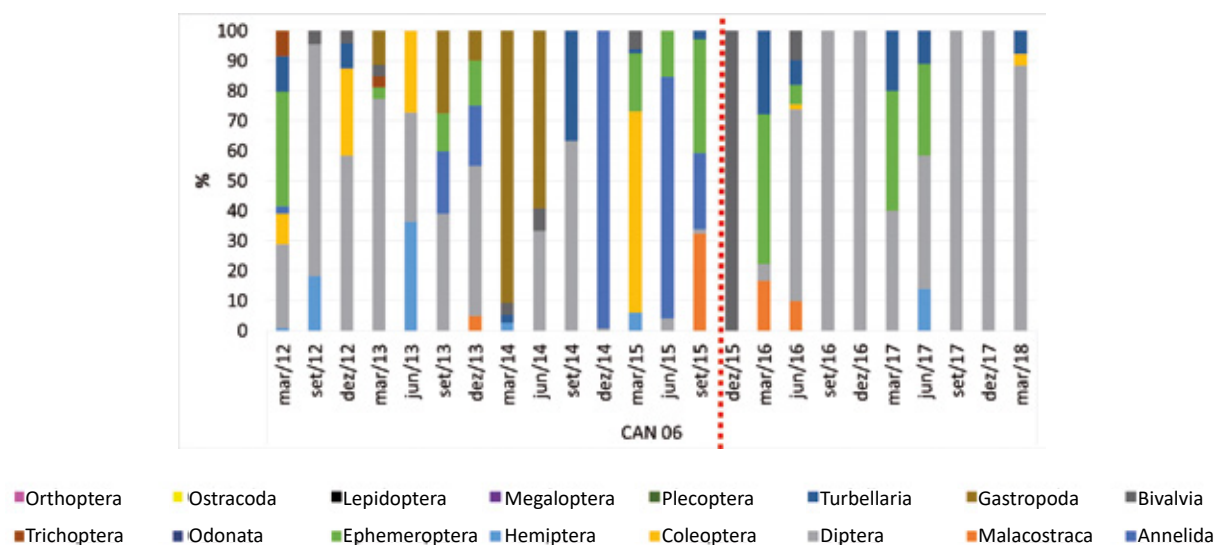


Figura 242 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2A, por campanha, para cada estação de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.





Nas estações localizadas no Compartimento 2A, assim como no Compartimento 1, foi possível observar aumento na frequência de valores mínimos dos indicadores após o desastre (Tabela 95). A riqueza de táxons foi menor ou igual a um em 46% das estações nos diferentes períodos amostrados após o desastre, nos primeiros meses após o desastre esse valor foi encontrado em 59% das estações. Antes do desastre nenhuma das estações nos diferentes períodos amostrados apresentaram riqueza de táxons menor ou igual a um (Tabela 95).

Quanto a densidade/número total de indivíduos 46% das estações apresentaram valores menores do que 20 indivíduos/m² ou menos de 20 indivíduos em todo o período amostrado após o desastre. Nas coletas realizadas nos primeiros meses após o desastre 53% das estações apresentaram densidade menores que 20 indivíduos/m² ou menos de 20 indivíduos. Apenas 2% das estações apresentaram valores menores que 20 indivíduos/m² ou menos de 20 indivíduos em amostragens no período anterior ao desastre.

O índice de diversidade de Shannon teve resultado menor que um em 43% das estações em todo o período amostrado após o desastre. Esse valor foi encontrado em 53% das estações nas amostragens realizadas nos primeiros meses após o desastre, antes do desastre apenas em 18% das estações nas diferentes campanhas apresentaram diversidade menor do que um (Tabela 95).

Mesmo após os primeiros meses do desastre os valores de riqueza, densidade e diversidade continuam abaixo do encontrado antes do desastre. A riqueza foi menor ou igual a um em 35% dos casos, a densidade menor que 20 indivíduos/m² ou menos de 20 indivíduos em 35% dos casos e diversidade menor que um em 40% dos casos. Indicando que, embora seja possível verificar sinais de recuperação, a comunidade de macroinvertebrados ainda não encontra composição similar à de antes do desastre.

Tabela 95 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2A.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre	De 12/15 a 12/16	Após 2016
Riqueza menor/igual a 1	0	46	59	35
Densidade/número de indivíduos menor que 20	2	43	53	35
Diversidade menor que 1	18	57	64	40

Os resultados da aplicação do índice BMWP corroboraram os demais indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2A. Foi observado piora na classificação da qualidade do ambiente após o desastre (Tabela 96), refletindo os demais indicadores analisados. Os meses seguintes ao desastre apresentaram expressiva redução na classificação do índice BMWP, após os primeiros meses do desastre foi observado certa melhora. Entretanto os resultados não chegaram aos mesmos níveis de antes do desastre (Tabela 96). A aplicação do índice BMWP na estação CAN-06 não apresentou alteração entre os períodos de antes e após o desastre, em todas as campanhas a classificação para essa estação foi péssima, entretanto ressalta-se que esse resultado pode estar relacionado a limitações de aplicação do índice.

Tabela 96 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000) nas quatro estações de amostragem em ambiente fluvial no Compartimento 2A.

	P04	P05	P06		CAN-06
jul/12	Boa	Regular	Boa	set/12	Péssima
out/12	Péssima	Péssima	Ruim	dez/12	Péssima
jan/13	Péssima	Péssima	Ruim	mar/13	Péssima
abr/13	Ruim	Regular	Regular	jun/13	Péssima
jul/13	Ruim	Regular	Ruim	set/13	Péssima
out/13	Péssima	Péssima	Ruim	dez/13	Péssima
jan/14	Péssima	Péssima	Péssima	mar/14	Péssima
abr/14	Ruim	Ruim	Ruim	jun/14	Péssima
jul/14	Ruim	Péssima	Péssima	set/14	Péssima
out/14	Ruim	Péssima	Ruim	dez/14	Péssima
jan/15	Péssima	Péssima	Ruim	mar/15	Péssima
abr/15	Péssima	Péssima	Ruim	jun/15	Péssima
jul/15	Regular	Regular	Boa	set/15	Péssima
out/15	Ruim	Péssima	Regular	dez/15	Péssima
jan/16	Péssima	Péssima	Péssima	mar/16	Péssima
abr/16	Péssima	Péssima	Péssima	jun/16	Péssima
jul/16	Péssima	Péssima	Péssima	set/16	Péssima
out/16	Péssima	Péssima	Regular	dez/16	Péssima
jan/17	Péssima	Péssima	Péssima	mar/17	Péssima
abr/17	Péssima	Péssima	Péssima	jun/17	Péssima
jul/17	Péssima	Péssima	Péssima	set/17	Péssima
out/17	Péssima	Péssima	Regular	dez/17	Péssima
jan/18	Péssima	Péssima	Péssima	mar/18	Péssima

No Compartimento 2A o dano foi considerado gravíssimo e parcialmente reversível (Tabela 94), pois foi observado alteração nos indicadores analisados após o desastre. Na maior parte das estações de amostragem ocorreu aumento na proporção dos valores mínimos dos indicadores e diferença significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher). O dano apresenta tendência a redução após os primeiros meses do desastre, entretanto é considerado parcialmente reversível, pois mesmo a comunidade podendo voltar a desempenhar a mesma função ecológica de antes do desastre pode se estruturar de forma diferente e algumas espécies podem ser substituídas.

No monitoramento de macroinvertebrados realizado no Compartimento 2B (pela UHE Baguari, estações P08 e P07 e pela UHE Aimorés estações AIM008, AIM020, AIM023, AIM035, AIM040 E AIM045) os valores de riqueza, densidade e diversidade apresentaram reduções expressivas após o desastre, assim como nos Compartimentos 1 e 2A. Sendo observado maior frequência de valores mínimos e valores máximos inferiores aos encontrados antes do desastre (Figura 243). As duas campanhas realizadas logo após o desastre se destacando por apresentarem os picos de reduções nos indicadores. De acordo com os dados disponibilizados (até junho de 2017 para as estações da UHE Amirorés e até janeiro de 2018 para as estações da UHE Baguari), entretanto, não é possível verificada expressiva melhora nos resultados após o primeiro ano do desastre. Indicando que a comunidade de macroinvertebrados ainda não encontra composição similar à de antes do desastre.

Após o desastre no Compartimento 2B, se destaca a presença de malacostraca (do gênero *Macrobrachium*) e gastropoda (Figura 245). Bivalvia, Hemiptera e Diptera também merecem destaque em algumas estações (Figura 245). Sendo gastropoda da espécie exótica invasora *Melanoides tuberculatus* e bivalve da espécie exótica invasora *Corbicula fluminea* na maior parte dos casos. Essas espécies são caracterizadas como tolerantes a extremos ambientais (MCMAHON, 2002), tendem a apresentar maior tolerância ambiental do que as espécies nativas (LEUVEN et al., 2009).

O gênero *Macrobrachium* é bastante diverso, com ampla distribuição geográfica, apresenta espécies com grande variação de tolerância a alteração ambiental (DE GRAVE; CAI; ANKER, 2008; PILEGGI; MANTELATTO, 2010). Embora a identificação para o grupo tenha ocorrido apenas a nível de gênero diante das características de qualidade ambiental pode-se supor que os indivíduos pertencentes ao gênero *Macrobrachium* encontrados apresentam maior tolerância a alteração ambiental.

Os indivíduos Hemiptera observados pertencem ao grupo Notonectidae (gênero *Martarega*) são considerados bentônicos-pelágicos e apresentando habito mergulhador, respiram ar atmosférico (SALLES; FERREIRA-JUNIOR, 2014) e podem se deslocar entre corpos de água voando.

No monitoramento realizado no Compartimento 2B a análise de comparações multiplicadas (LSD de Fisher) também apresentou diferença significativa entre os períodos de antes e após o desastre na maior parte das estações (Figura 244), demonstrando que houve alteração na comunidade de acordo com os indicadores analisados.

Figura 243 – Densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS)

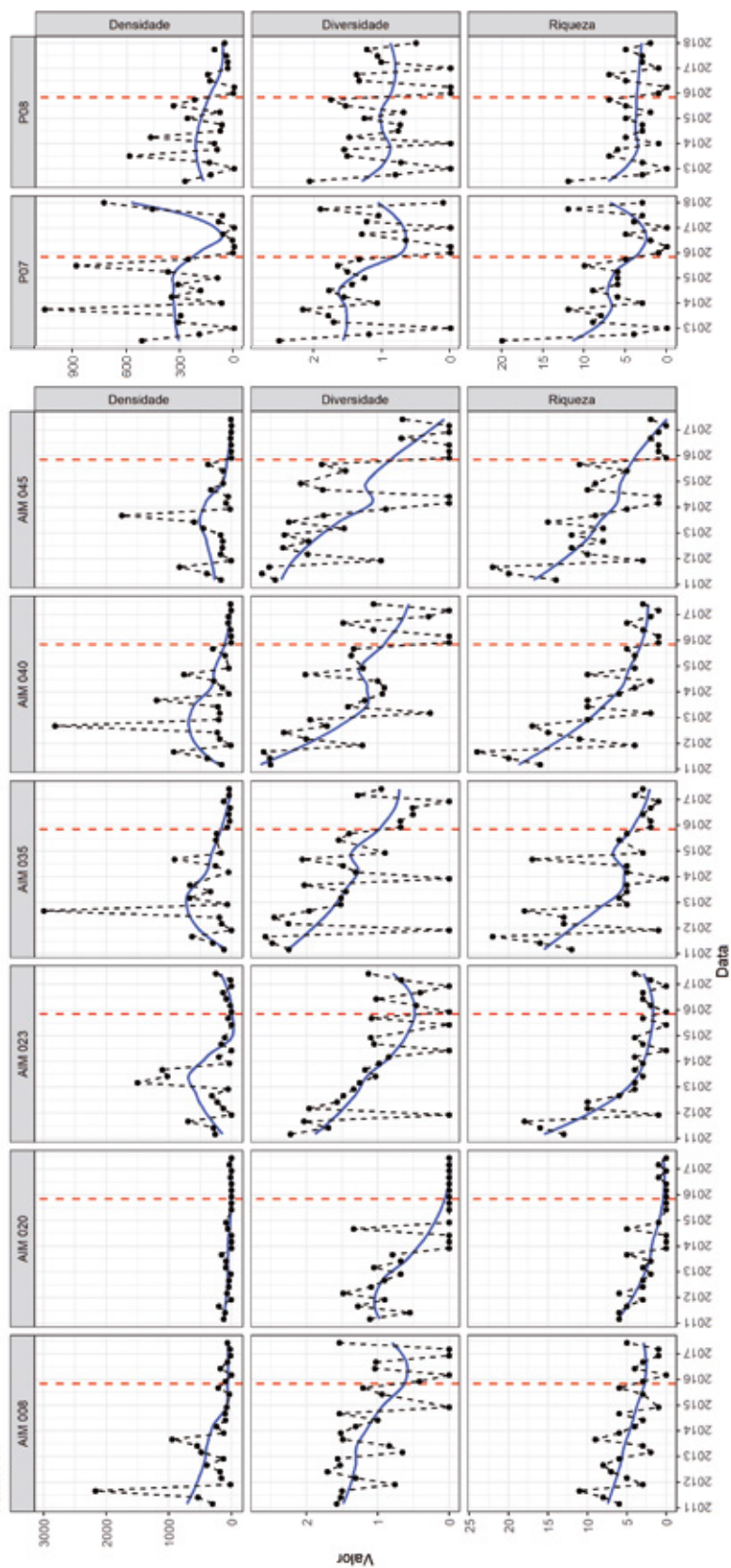


Figura 244 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (*indivíduos/m²*), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B.

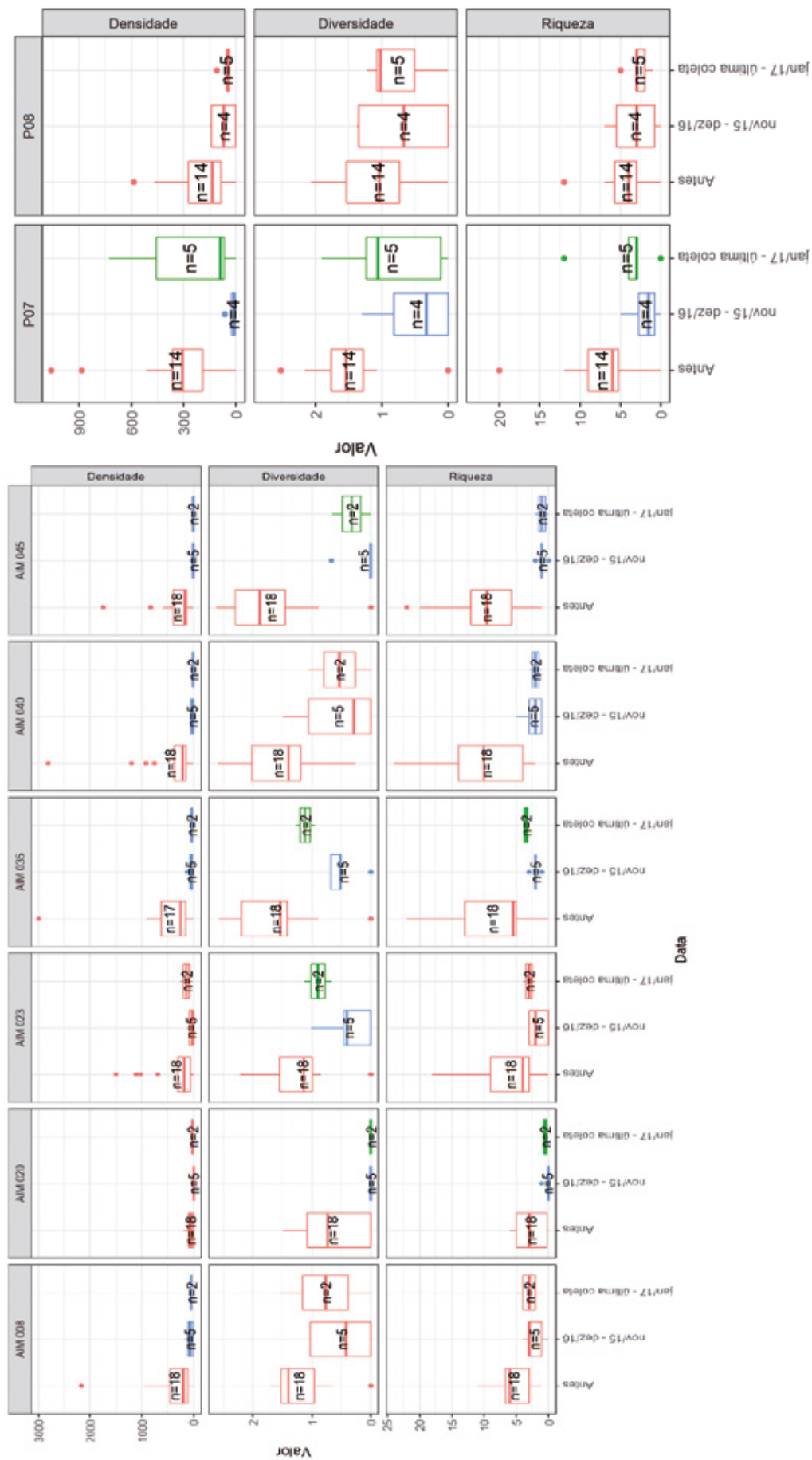
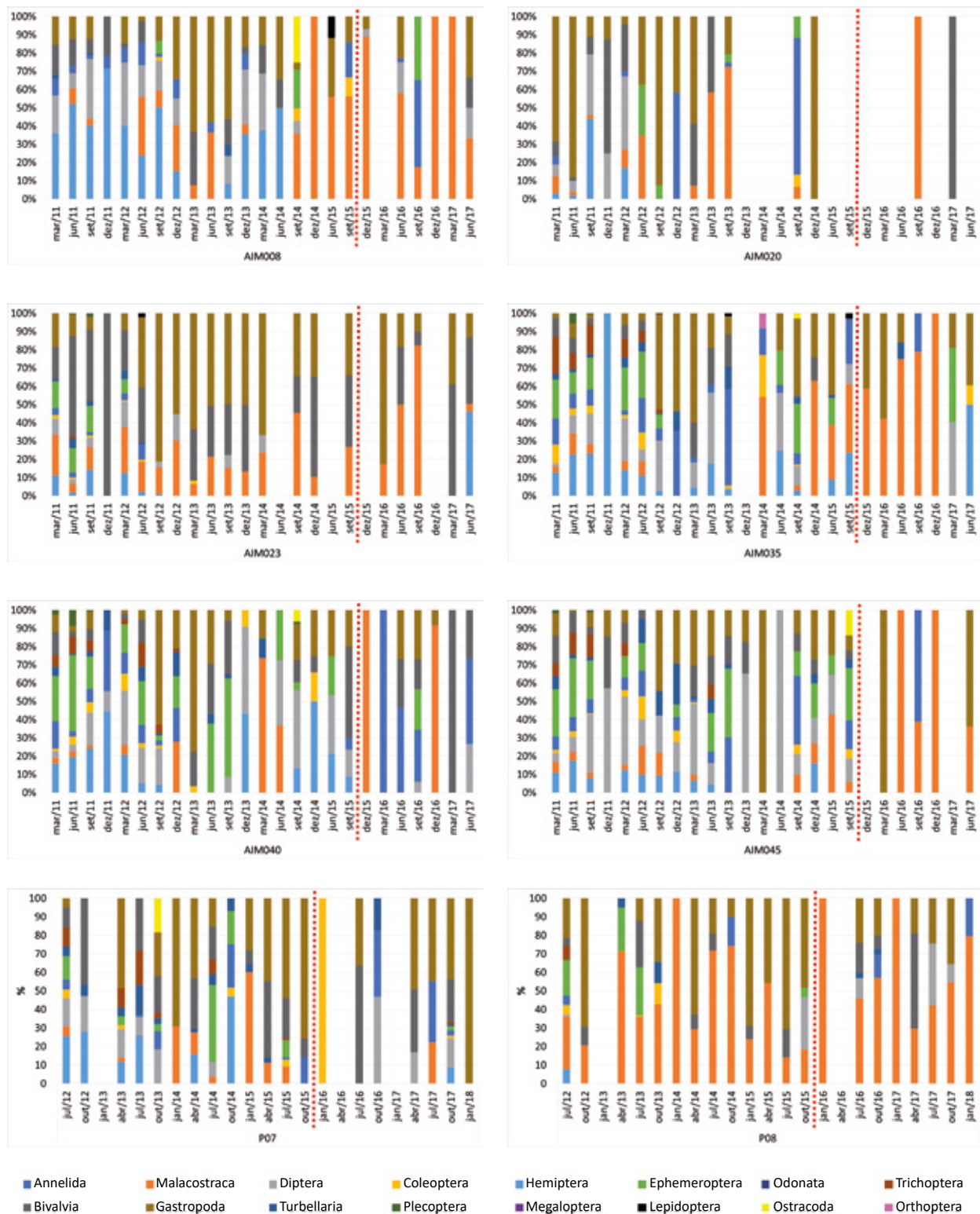


Figura 245 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B por campanhas, para cada estação de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.



Assim como nos demais compartimentos foi observado aumento expressivo de valores mínimos (Tabela 96). A riqueza de táxons foi menor ou igual a um em 52% das estações nas diferentes campanhas amostradas após o desastre, antes do desastre esse valor era observado em apenas 11% das estações. Quanto a densidade 35% das estações apresentaram valores menores do que 20 indivíduos/m² em todo o período amostrado após o desastre, apenas 9% das estações apresentaram valores menores que 20 indivíduos/m² em amostragens no período antes do desastre. O índice de diversidade de Shannon teve resultado menor que um em 55% das estações em todo o período amostrado após o desastre, antes do desastre apenas em 23% das estações nas diferentes campanhas apresentaram diversidade menor que um (Tabela 97).

Embora em alguns pontos seja possível observar diferença significativa entre os dois períodos analisados após o desastre (Figura 243), de maneira geral não foi evidenciado expressivamente indicadores de recuperação da comunidade após o desastre.

Tabela 97 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2B.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre	De 12/15 a 12/16	Após 2016
Riqueza menor/igual a 1	11	52	60	35
Densidade menor que 20	9	35	40	25
Diversidade menor que 1	23	55	63	40

Os resultados da aplicação do índice BMWP corroboraram com os demais indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2B. Foi observado piora na classificação da qualidade do ambiente após o desastre (Tabela 98), refletindo os demais indicadores analisados, com redução nos meses seguintes ao desastre não foi observada melhora expressiva mesmo após os primeiros meses do desastre (Tabela 98).

Tabela 98 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al. (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al. (2000) nas oito estações de amostragem em ambiente fluvial no Compartimento 2B, Vermelho – Péssima, Laranja – Ruim, Amarelo – Regular, Verde – Boa e Azul - Excelente

Data	AIM 008	AIM 020	AIM 023	AIM 035	AIM 040	AIM 045		P07	P08
mar/11							jul/12		
jun/11							out/12		
set/11							jan/13		
dez/11							abr/13		
mar/12							jul/13		
jun/12							out/13		
set/12							jan/14		
dez/12							abr/14		
mar/13							jul/14		
jun/13							out/14		
set/13							jan/15		
dez/13							abr/15		
mar/14							jul/15		
jun/14							out/15		
set/14							jan/16		
dez/14							abr/16		
mar/15							jul/16		
jun/15							out/16		
set/15							jan/17		
dez/15							abr/17		
mar/16							jul/17		
jun/16							out/17		
set/16							jan/18		
dez/16									
mar/17									
jun/17									

No Compartimento 2B o dano foi considerado gravíssimo e parcialmente reversível (Tabela 94), pois foi observada alteração nos indicadores analisados após o desastre, com aumento na proporção dos valores mínimos dos indicadores e diferença significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher). O dano é considerado parcialmente reversível pois mesmo a comunidade podendo voltar a desempenhar a mesma função ecológica de antes do desastre pode se estruturar de forma diferente e algumas espécies podem ser substituídas.

Embora não existam dados de linha base que proporcionem mensuração adequado do dano no Compartimento 3 é estimado que nesse compartimento o dano do desastre aos macroinvertebrados bentônicos siga o ocorrido nos outros compartimentos, com redução nos indicadores da comunidade especialmente nos meses seguintes ao desastre.

2.6.5 CONCLUSÕES

Com o advento do desastre do rompimento da barragem de Fundão, além da remobilização dos sedimentos já depositados ao longo da calha do rio, houve também o transporte e deposição das frações granulométricas e EPTs associados ao rejeito. A classificação do dano sobre a alteração da granulometria e das concentrações dos elementos, foi realizada com base na subdivisão entre o Compartimento 1 (C1), o Compartimento 2A e 2B (C2A e C2B) e o Compartimento 3 (C3).

Para a alteração da granulometria, no período pós-desastre houve o aumento da quantidade da fração argila e diminuição da fração silte e areia no C1. No C2A, C2B e C3 a fração argila e silte diminuíram e houve um aumento da fração areia.

Com base nesses quantitativos, para o C1 o dano foi considerado grave pois houve uma redução da granulometria e pouco grave nos demais compartimentos uma vez que houve alteração, porém com aumento na fração areia. O aporte de lama de rejeito no interior da calha dos rios afetados, promoveu um maior transporte das frações finas (argila e silte), resultando assim uma sedimentação da fração areia.

Para as alterações nas concentrações de EPTs, esse, conforme mencionado, foi definido a partir da comparação com os dados anteriores e posteriores ao desastre, agrupados por compartimento. Para cada amostra de sedimentos, foram analisados 53 parâmetros físicos e químicos, dos quais, optou-se em apresentar apenas aqueles que tiveram alterações relevantes em relação à caracterização de rejeito. Desta forma, identificou-se que 13 elementos apresentaram alterações químicas, descritos na metodologia.

Para o **alumínio**, foram identificadas alterações no Compartimento 2B e 3. O FC indicou contaminação considerável a elevada no C1 e C2A e moderada no C2B. Para o **arsênio**, foram identificadas alterações no C2A e C3, porém o FC mostrou contaminação elevada para os 3 compartimentos, sendo ligeiramente mais acentuada no C1 (FC=180). O elemento **bário** apresentou alteração apenas no C3 e o FC foi classificado como moderado para o C2B e C3. Para o **cádmio** a alteração ficou no C2A, C2B e C3 e o FC indicou contaminação elevada no C2A e C2B. O **chumbo**, elemento com mobilidade relativamente alta quando exposto ao meio, os valores do pós-desastre ficaram acima do máximo histórico no C2B e C3 e o FC indicou contaminação elevada para o Compartimento 3 e moderada para o C2A e C2B. Para o **cobalto** as alterações das concentrações e o FC elevado foram identificados apenas no C3. O **cobre** foi classificado como alterado no C2B e C3 e dados referentes ao FC indicam contaminação elevada também nesses compartimentos. Já para o **cromo**, esse elemento apresentou alteração apenas no C2B, porém o FC indicou contaminação considerável no C2B e C3. O **ferro**, um dos elementos mais abundantes no rejeito, foi classificado como alterado no C2A, C2B e C3 e o FC indicou contaminação elevada no C3. O **manganês** apresenta-se associado aos depósitos de ferro e suas concentrações também são elevadas no rejeito. Foi verificada alterações no C2A e C3 e o FC indicou contaminação moderada no C2A. Para o **mercúrio** foram identificadas alterações em todos os compartimentos e o FC não foi realizado em virtude dos resultados estarem abaixo do LQ para as amostras analisadas. Por fim o **níquel** e o **zinco** tiveram as alterações no C2B e C3 e o FC indicou contaminação elevada no C2A, C2B e C3 e contaminação considerável para o Compartimento 2B e C3, respectivamente.

Com base nessa classificação das alterações dos EPTs, de acordo com a metodologia, o dano foi classificado como pouco grave para o C1, grave no C2A e gravíssimo no C2B. Para o C3, embora tenha sido realizada a métrica de comparação, em virtude da quantidade de estudos nessa região, número de dados inferior a 5, o dano não foi classificado nesse compartimento.

Quanto aos macroinvertebrados bentônicos foi evidenciado, após o desastre, alterações na comunidade em decorrência do rompimento da barragem de Fundão, sendo observado redução nos valores dos indicadores analisados. Esse fato indica redução e simplificação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes no rio Doce. O número de espécies, diversidade e biomassa sofreram reduções bruscas, especialmente nos meses seguintes ao desastre. Essa redução está relacionada a piora na qualidade ambiental, com consequentes efeitos no papel ecológico e serviços ecossistêmicos desenvolvidos pelo grupo.

Esses resultados foram comuns a todos os compartimentos em que foi possível quantificar dano (compartimentos que apresentavam dados de linha-base), portanto, estima-se que ao longo de todo o rio Doce o comportamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi similar. Mesmo no Compartimento 3 onde não foi possível quantificar dano a comunidade por falta de linha-base.

Nos meses seguintes ao desastre de maneira geral foi observado picos de queda nos indicadores, evidenciando maior gravidade do dano durante e logo após o desastre. Após os primeiros meses do desastre de maneira geral foi observado melhora nos indicadores analisados, entretanto na maioria dos casos os indicadores não atingiram a qualidade similar ao período anterior ao desastre.

Embora mesmo antes do desastre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pudesse ser relacionada a ambientes alterados, depois do desastre, especialmente nos primeiros meses, foi observada ausência total de organismos em várias estações de amostragem. O que indica grau de alteração ambiental extremo, apresentando ambiente inadequado para a presença inclusive dos organismos que toleram maiores níveis de alterações. Quando observados organismos a predominância (em vários casos exclusividade) era de grupos considerados tolerantes a alterações ambientais.

A ausência total de organismos logo após a passagem da lama pode ser atribuída ao efeito agudo do desastre, com a força mecânica da lama removendo e soterrando os organismos combinada a alterações físicas e químicas na qualidade da água e sedimento. Após esse período foi observado colonização do ambiente. Alterações na qualidade da água e na qualidade do sedimento após o desastre podem restringir a colonização dos organismos menos tolerantes. A recolonização depende também da qualidade de tributários e outros corpos de água próximos ao rio Doce, que auxiliam com aporte de organismos.

Como elo intermediário da cadeia alimentar os macroinvertebrados bentônicos são fonte de alimento para peixes, aves, mamíferos e outros macroinvertebrados (SILVEIRA, 2004). A redução e simplificação da comunidade pode apresentar, portanto, efeito direto nos seus consumidores e consequentemente nos demais níveis da cadeia trófica (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Espécies de peixes e outros animais que se alimentam dos macroinvertebrados podem sofrer consequente redução local. Em casos de contaminação por EPTs mesmo com a normalização dos valores dos indicadores estudados os EPTs podem bioacumular nos organismos e bioamplificar ao longo da cadeia trófica, causando consequentes danos inclusive para o homem, como consumidor final.

Da mesma forma os serviços ecossistêmicos prestados pelos macroinvertebrados bentônicos tendem a ser impactados. O grupo desempenha importante papel na dinâmica de nutrientes e fluxo de energia em ecossistema aquático (SILVEIRA, 2004; CALLISTO e ESTEVES apud MARQUES et al., 1999). A alteração da comunidade em decorrência do desastre, portanto, afeta também os serviços de ciclagem de nutriente e matéria orgânica. O processo de decomposição, a redução de matéria orgânica e transformação em energia, a liberação de nutrientes para a coluna d'água e o transporte de matéria orgânica a jusante, processos desempenhados pelos macroinvertebrados bentônicos.

No Compartimento 1 as análises de sedimento indicam altas concentrações históricas de EPTs, mesmo no período anterior ao desastre. A alteração da concentração de EPTs nos sedimentos foi considerada um dano pouco grave nesse compartimento, pois embora tenha ocorrido alterações com a entrada da lama, o incremento de EPTs observados após o desastre ficou mais próximo aos valores anteriores ao desastre, por esses já serem elevados anteriormente. Corroborando com os resultados de EPTs no sedimento, a alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento foi classificada como um dano grave no Compartimento 1. Essa foi a melhor classificação observado em todos os compartimentos analisados. Nesse compartimento a comunidade apresentou mais expressiva recuperação após os primeiros meses do desastre, com alguns indicadores chegando a níveis anteriores ao desastre. Permitindo supor que a comunidade presente antes do desastre estava relacionada a ambientes mais impactados, quando comparado aos outros compartimentos, portanto o reestabelecimento de grupos presentes antes do desastre, que já apresentavam maior tolerância ocorreu mais facilmente, possibilitando a melhora nos valores dos indicadores.

No Compartimento 2A as análises de sedimento indicaram um dano grave e os dados históricos pré-desastre mostraram altas concentrações dos elementos analisados, porém inferiores aos do Compartimento 1. Nesse compartimento a alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento foi classificada como um dano gravíssimo. Após os primeiros meses do desastre foi observada melhora nos indicadores analisados, entretanto não chegando em valores próximos aos anteriores ao desastre. Corroborando com os resultados de EPTs presentes no sedimento, no Compartimento 2A o dano decorrente do desastre na comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi considerado mais grave quando comparada ao Compartimento 1.

No Compartimento 2B as análises de sedimento indicaram um dano gravíssimo, uma vez que 76,92% dos elementos analisado tiveram suas concentrações alteradas, ou seja, superiores aos máximos históricos. No Compartimento 2B a alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento foi classificada como um dano gravíssimo. Após os primeiros meses do desastre não foram observadas melhoras expressivas nos indicadores analisados. Corroborando com os resultados de EPTs presentes no sedimento, no Compartimento 2B os danos decorrentes do desastre para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresentaram a maior gravidade entre todos os compartimentos analisados. Embora o Compartimento 2A já tenha atingido a escala máxima de gravidade adotada para os danos (gravíssimo), no Compartimento 2B o dano se intensifica dentro dessa classificação, uma vez que a comunidade não apresentou sinais claros de recuperação.

2.7 DANOS À ICTIOFAUNA

De acordo com o delineamento das ecorregiões aquáticas brasileiras do Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), o rio Doce está incluído na unidade biogeográfica da Mata Atlântica, sendo considerada uma área prioritária para conservação (DRUMMOND et al., 2005; ABELL et al., 2008; VIEIRA, 2010; NOGUEIRA et al., 2010). A distribuição longitudinal da ictiofauna ao longo do curso do rio Doce não é uniforme, sendo que algumas espécies são encontradas apenas em regiões de maior altitude, enquanto outras são exclusivas das regiões do curso médio e baixo. A substituição de espécies e a variação no grau de dominância entre elas podem ser notadas ao longo da bacia, sendo os trechos inferiores influenciados pela região marinha adjacente. Essa variação pode ser consequência de processos estocásticos de distribuição dos organismos (HUBBELL, 2001) ou pode ser resultado de variações ambientais que determinam a composição local devido à necessidade de cada espécie (HARRISON et al., 1992).

Com relação à ictiofauna, o monitoramento dos padrões biológicos e ecológicos das espécies de peixes é uma importante ferramenta para a identificação de problemas (danos) e estabelecimento de medidas corretivas (PARMAR et al., 2016). Estas comunidades podem funcionar como indicadores biológicos (SEDEÑO-DÍAZ e LÓPEZ-LÓPEZ, 2012; LÓPEZ-LÓPEZ e SEDEÑO-DÍAZ, 2015), pois suas funções biológicas se correlacionam com determinados tipos de pressões naturais e antrópicas, que provocam alterações nos padrões estruturais e processos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais (PHILLIPS et al., 1977; ADAMS et al., 1989), principalmente no que se refere à riqueza, densidade e estrutura da comunidade (ADAMS et al., 1992; MEADOR et al., 2008; TERESA e CASATTI, 2017).

Nos ambientes aquáticos continentais, os efeitos advindos do desastre como a deposição de sedimentos, o assoreamento e o aumento da turbidez sobre as comunidades de peixes e suas características estruturais (indicadores ecológicos) indicam usualmente um profundo impacto negativo na riqueza e composição das assembleias de peixes (BERKMAN e RABENI, 1987; RABENI e SMALE, 1995; CASATTI, 2004; GOCH, 2007), em função dos danos mecânicos nas brânquias (MARSHALL e ELLIOT, 1998), do aumento da taxa de mortalidade de ovos e larvas (GRIFFIN et al., 2009; LOWE et al., 2015), da destruturação dos habitats (O'NEILL e IVANOVIC, 2016) e da morte (O'CONNOR et al., 1976) ou afugentamento de espécies bentônicas, que são aquelas que dependem diretamente do substrato para a alimentação e a reprodução (RABENI e SMALE, 1995; BERKMAN e RABENI, 1987).

A degradação do habitat, além de modificar as estruturas das comunidades e as funções vitais e ecológicas das espécies, também pode alterar as interações tróficas (BASCOMPTE et al., 2005; NAVIA et al., 2012; LOTZE e MILEWSKI, 2004), cujas consequências dependem da complexidade do ecossistema impactado (DUNNE et al., 2002). A perda de uma espécie-chave pode conduzir a destruturação das interações, ocasionando alterações na abundância, biomassa e produtividade de uma comunidade (PACE et al., 1999), com efeitos nas relações dos níveis superiores para os inferiores (*top-down*), dos inferiores aos superiores (*bottom-up*), ou até mesmo dos níveis intermediários (*wasp-waist*) (HUNT e MCKINNELL, 2006).

Com base nos efeitos citados, avaliou-se os danos das alterações ambientais oriundas do desastre sobre a composição e estrutura das comunidades de peixes do rio Doce, por meio de alterações na riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β) das comunidades.

Além destas alterações na composição e estrutura das comunidades, danos sobre a diversidade genética e a dinâmica populacional também foram avaliados. As alterações na diversidade genética refletem usualmente eventos históricos de uma população (e.g. PIL et al., 2018), mas também podem revelar alterações ambientais recentes, como aquelas de origem antrópica (e.g. BANHOS et al., 2016, BAILLIE et al., 2016). Uma vez que estudos pretéritos com as populações de peixes da bacia do rio Doce que permitissem a definição do cenário pré-desastre são escassos, populações capturadas em trechos do rio Doce fora da APDL foram consideradas como controle, refletindo o estágio pré-desastre de diversidade genética das populações da APDL. O impacto de alterações ambientais sobre a dinâmica populacional das espécies foi avaliado por meio de modelos matemáticos populacionais (e.g. JAGER, 2001, BAGGIO et al., 2017, BRITO et al., 2017), com o objetivo de estimar a dinâmica populacional esperada ao longo do tempo para populações de peixes da APDL da bacia do rio Doce, considerando: (a) as condições específicas encontradas nos trechos avaliados; e (b) cenários alternativos. Os modelos matemáticos consistem em expressões matemáticas ou regras de comportamento que podem ser usadas para descrever ou prever processos ecológicos (PASTOROK et al., 2002).

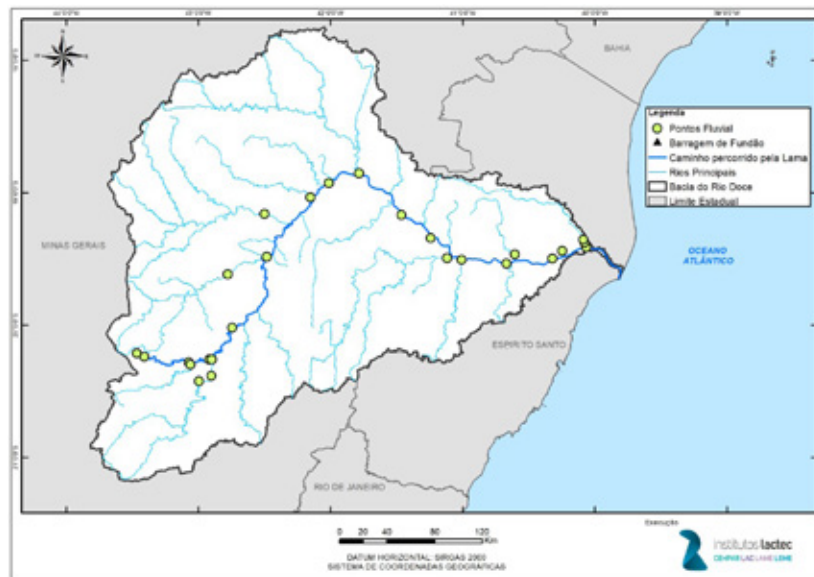
2.7.1 METODOLOGIA

2.7.1.1 Metodologia para coleta de dados primários

A coleta dos dados para a avaliação dos danos foi realizada seguindo os princípios do método BACI (*Before-After/Control-Impact*) (GREEN, 1979). Este procedimento compara a magnitude das alterações na composição e estrutura da biota em um local impactado com mudanças temporais e espaciais nas comunidades de ambientes não impactados, com dados obtidos antes e depois da perturbação em análise. A maior dificuldade deste modelo de análise está relacionada com o fato de existir apenas um local afetado (comparação assimétrica), sem possibilidade de replicação e verificações evidências que apoiam ou não a hipótese formulada. Por este motivo, o método BACI sofreu diferentes modificações em sua proposta original, buscando atender preocupações relacionadas com o desenho experimental, tais como pseudo-replicação (HURLBERT 1984) e efeitos da variabilidade espacial e temporal (STEWART-OATEN et al., 1986; UNDERWOOD, 1992; 1994; STEWART-OATEN e BENCE, 2001).

Considerando os diferentes ambientes aquáticos atingidos pelo rejeito de mineração, além das características da diferentes ictiocenoses e da amplitude da área de extensão do estudo, foram selecionados 25 pontos de amostragem para o estudo da ictiofauna, estrategicamente distribuídos ao longo da bacia do rio Doce (Figura 246 e Tabela 98), sendo sete no Compartimento 3 (Figura 247), excluindo o ambiente estuarino, oito no compartimento 2 (Figura 248) e oito no Compartimento 1 (Figura 249), os quais foram amostrados em julho, setembro e novembro de 2018 e fevereiro de 2019. Os pontos amostrais foram posicionados no leito principal do rio, em lagoas, em reservatórios e nos principais tributários (próximos da foz com o rio Doce).

Figura 246 – Localização dos pontos de amostragem da ictiofauna.



As coletas da ictiofauna tiveram seu esforço de pesca sistematizado e padronizado através da Captura por Unidade de Esforço (CPUE em número de indivíduos e em peso). As coletas foram realizadas por diferentes tipos de equipamentos passivos e ativos, em função dos diferentes ambientes:

- Baterias de redes de emalhe de espera simples com malhas variando desde 1,5 a 16 cm de entre nós não adjacentes, permanecendo ativa por todo o período de amostragem em cada local/ponto amostral. As redes (seis) foram colocadas na margem em direção ao centro dos cursos d'água, armadas à tarde e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas por aproximadamente 16 horas em cada ponto amostral.
- Arremessos de tarrafa: foram realizados dez arremessos em cada ponto amostral (malhas 1,5 e 2,5 cm - 10 m de circunferência).
- Redes de arrasto manual: redes com 10 metros de comprimento, 2 metros de altura e malha de 0,5 mm. Foram realizados dois arrastos em cada ponto amostral.
- Puçás, utilizados durante 10 min ao longo de um trecho de 30 metros em cada ponto amostral.

Tabela 99 – Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna na bacia do rio Doce.

COMPARTIMENTO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
3	Lagoa	24K	373991	7852047	Ponto localizado na lagoa marginal ao rio Doce, ES.
3	RD05	24K	388042	78533422	Ponto localizado no rio Doce, em Linhares ES. Próximo ao ponto amostral ICMBio20 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
3	RD06	24K	386709	7857377	Ponto localizado no rio Pequeno, afluente do rio Doce, em Linhares ES.
3	RD07	24K	385919	7859773	Ponto localizado na Barragem do rio Pequeno, afluente do rio Doce, em Linhares ES. Próximo ao ponto amostral ICMBio19 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
3	RD08	24K	366603	7844651	Ponto localizado no rio Doce, entre Linhares e Colatina ES.
3	RD09	24K	330638	7845880	Ponto localizado no rio Pancas, afluente do rio Doce, em Colatina ES. Próximo ao ponto amostral ICMBio20 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
3	RD10	24K	3248802	7839056	Ponto localizado no rio Doce, em Colatina ES, próximo da área de captação de água da Frisa Frigorífico.
2	RD11	24K	288921	7841822	Ponto localizado no rio Doce, em Aimorés MG.
2	RD12	24K	277501	7843098	Ponto localizado no rio Manhuaçu, afluente do rio Doce, em Aimorés MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio16 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
2	RD13	24K	264260	7859668	Ponto localizado no rio Doce, em Resplendor MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio15 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
2	RD14	24K	240877	7878980	Ponto localizado no rio Doce, em Conselheiro Pena MG.
2	RD15	24K	206481	7913410	Ponto localizado no rio Suaçui, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio13 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
2	RD16	23K	814608	7904703	Ponto localizado no rio Doce, em Governador Valadares MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio12 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.

COMPARTIMENTO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
2	RD17	23K	799721	7892899	Ponto localizado no rio Corrente, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG. UHE Baguari Próximo ao ponto amostral ICMBio11 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
2	S_A	23K	746120	7884322	Ponto localizado no rio Santo Antônio, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG.
1	RD18	23K	764099	7843635	Ponto localizado no rio Doce, em Ipatinga MG.
1	RD19	23K	754834	7840882	Ponto localizado no rio Piracicaba, afluente do rio Doce, em Ipatinga. Próximo ao ponto amostral ICMBio09 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
1	RD20	23K	735958	7784813	Ponto localizado no rio Doce, BR262, em Linhares. Próximo ao ponto amostral ICMBio20 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
1	RD21	23K	718991	7744716	Ponto localizado no rio Doce, em Ponte Nova MG.
1	RD22	23K	717341	7758499	Ponto localizado no rio Doce, em Rio Doce MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio05 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
1	RD25	23K	701026	7756257	Ponto localizado no rio Gualaxo, afluente do rio Doce, em Barra Longa MG.
1	RD26	23K	702243	7744581	Ponto localizado no rio do Carmo, afluente do rio Gualaxo, afluente do rio Doce, em Barra Longa MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio03 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
1	S4	23K	665938	7761244	Ponto localizado no Dique S4, rio Santarém, jusante da barragem de Fundão (Samarco). Próximo ao ponto amostral ICMBio01 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.

Figura 247 – Localização dos pontos amostrais no Compartimento 3 da bacia do rio Doce, ambiente de água doce.



RD05



RD06



RD07



RD08



RD09



RD10



Lagoa



Lagoa

Figura 248 – Localização dos pontos de amostragem no Compartimento 2 da bacia do rio Doce.



RD11



RD12



RD13



RD14



RD15



RD16



S_A



RD17

Figura 249 – Localização dos pontos de amostragem no Compartimento 1 da bacia do rio Doce.



RD18



RD19



RD20



RD21



RD22



RD25



RD26



S4

Figura 250 – Métodos de coleta utilizados para a captura dos peixes.



Rede de espera



Rede de arrasto



Tarrafa



Puçá

Depois de coletados, quando necessário os exemplares foram anestesiados conforme procedimentos indicados na Resolução nº 301/2012 do Conselho Federal de Biologia (CFBio), que dispõe sobre a captura, contenção, marcação, soltura e coleta de vertebrados. Os peixes capturados foram posteriormente fixados em formol 10% e armazenados em recipientes plásticos etiquetados com as informações da coleta e armazenados em tambores de plástico. Os peixes maiores que 30 cm de comprimento total receberam injeção de formol 10% na cavidade abdominal.

Para a identificação dos exemplares, dados merísticos e morfométricos de Characiformes foram obtidos segundo FINK e WEITZMAN (1974), MENEZES e WEITZMAN (1990), VARI (1992), BUCKUP (1993), BERTACO e MALABARBA (2001), BRITSKI et al. (2012), BIFI (2013), LUCENA e SOARES (2016), RAMIREZ et al. (2017); de Siluriformes segundo TCHERNAVIN (1944), BOESEMANN (1968), BRITSKI e GARAVELLO (1984), LUNDBERG et al. (1991), DE PINNA (1992), SCHAEFER (1997), MALABARBA e MAHLER (1998), REIS e CARDOSO (2001), LUNDBERG e PARISI (2002), SARMENTO-SOARES e BUCKUP (2005), BERTACO e CARDOSO (2005), SOUZA (2017); de “Perciformes” segundo RICAN e KULLANDER (2003) e de Cyprinodontiformes segundo LUCINDA (2005). A classificação das ordens, clados e grupos de “Perciformes” segue BETANCUR-RODRIGUEZ et al. (2017).

2.7.1.2 Metodologia para seleção e avaliação dos dados secundários utilizados

Os dados secundários para a caracterização da ictiofauna da região para compor a linha base e realizar comparações com os dados primários coletados pela equipe do Lactec foram compilados por meio de informações disponíveis em bancos de dados, bibliografias, entidades ambientais públicas e privadas. As seguintes bases de dados foram utilizadas para o levantamento da ictiofauna da região:

- Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (bdtd.ibict.br)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFES (www.biblioteca.udes.br).
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFV (www.bbt.ufv.br).
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFMG (www.bu.ufmg.br).
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UNIFAL (www.unifal-mg.edu.br/bibliotecas/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFVJM (www.ufvjm.edu.br/biblioteca/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFSJ (www.dibib.ufsj.edu.br/site/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFLA (www.biblioteca.ufla.br/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UNIFEI (site2016.unifei.edu.br/ensino/bibliotecas/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UFOP (www.sisbin.ufop.br/novoportal/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da PUCMINAS (www.pucminas.br/AdministracaoSuperior/Paginas/Biblioteca.aspx)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da UVV (www.uvv.br/servicos/biblioteca/)
- Base de dados do Sistema de Bibliotecas da EMESCAM (www.emescam.br/paginas/conteudo/servico-biblioteca/biblioteca-emescam/biblioteca/base-de-dados)
- Base de dados do Sistema Integrado de Bibliotecas da USP (www.usp.br/sibi).
- Base de dados do Portal de Serviços e Conteúdo Digital da CRUESP-Unibibliweb - USP, UNESP e UNICAMP.
- Base de dados Scielo (www.scielo.org).
- Sistema de Informação do Programa Biota – Fapesp (www.biota.org.br).
- Sistema de Informação do Projeto Taxonline (www.taxonline.ufpr.br).
- Fishbase (www.fishbase.org).
- Neodat (www.neodat.org).

Além destas informações, coleções científicas de três instituições que apresentam material coligido na região em estudo também foram consultadas:

- Rio de Janeiro: **MNRJ** - Museu Nacional do Rio de Janeiro (Universidade Federal do Rio de Janeiro) (via on-line NEODAT).
- São Paulo: **MZUSP** - Museu de Zoologia (Universidade de São Paulo) (via on-line NEODAT).
- Espírito Santo: Universidade Federal do Espírito Santo: CIUFES species Link network (<http://splink.cria.org.br>)
- Rio Grande do Sul: **MCP** – Museu de Ciências e Tecnologia (Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul) (via on-line NEODAT).

A nomenclatura científica utilizada segue os catálogos e referências tradicionais dos grupos aquáticos (MENEZES et al., 2003).

A classificação das ordens, clados e grupos de “Perciformes” segue BETANCUR-RODRIGUEZ et al. (2017).

2.7.1.3 Avaliação de danos

2.7.1.3.1 Análises ecológicas

Para a avaliação dos danos foram usados dados dos índices ecológicos obtidos na linha base (dados secundários) como referência. Além dos dados de Linha de Base atualizados foram considerados também como valor de referência os resultados obtidos nas amostragens realizadas em 2017 pela Fundação Renova na bacia do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão, que apresentaram a mesma abrangência espacial e os mesmos amostradores das coletas realizadas pelo Lactec em 2018/2019. Esses dados foram comparados com os indicadores (riqueza taxonômica e funcional, abundância, biomassa e similaridade) obtidos na coleta primária de dados nas amostragens realizadas em 2018/2019 pelo LACTEC após o rompimento da barragem de Fundão.

A riqueza de espécies (S) foi calculada como o número de táxons registrados em determinado local e período (PEET, 1974), sendo esta a forma mais direta e comum de se medir diversidade. Nesse indicador ecológico, as espécies raras têm mesmo peso que espécies abundantes.

Em função do esforço amostral empregado nas coletas de 2018 e 2019, algoritmos não-paramétricos foram utilizados para estimar a riqueza de espécies que seria alcançada com um esforço amostral maior, possibilitando a comparação com os valores de referência. A riqueza estimada representa a quantidade de espécies que provavelmente ocorrem na área avaliada. Esta análise foi realizada com auxílio do programa *EstimateS 7.5* (COLWELL, 2016), empregando o estimador *Bootstrap* 500 casualizações (COLWELL e CODDINGTON, 1994), que utiliza dados de todas as espécies amostradas para estimar a riqueza total, não se restringindo às espécies raras (SMITH e VAN BELLE, 1984). O modelo de regressão não-linear de *Michaelis-Menten* foi utilizado para avaliar a relação entre a quantidade acumulada de espécies e o esforço amostral. Este modelo é facilmente ajustável a diferentes conjuntos de dados e indicado para prever o esforço necessário para obter novas espécies em um inventário (RAAIJMAKERS, 1987). A escolha do modelo foi realizada por meio do *Akaike Information Criterion* (AIC) (MOTULSKY e CHRISTOPOULOS, 2003).

Análises multivariadas foram utilizadas para análise dos padrões de distribuição das espécies em relação aos fatores espaciais. Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e de quebra de porcentagem da similaridade (SIMPER). As análises foram realizadas utilizando o pacote PERMANOVA + no software Primer (versão 6.0) (CLARKE e GORLEY, 2006). Foram consideradas significativas as diferenças encontradas cujos testes comparativos indicaram um nível de significância de até 5%. As matrizes de similaridade foram construídas com as amostras (composição de espécies) por meio do coeficiente de *Sørensen*.

A ordenação por Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS) foi efetuada com o intuito de detectar diferenças no padrão de composição (diversidade β) da assembleia de peixes entre as diferentes amostras consideradas. O escalonamento multidimensional é uma técnica para a análise de dados de similaridade (ou dissimilaridade) entre um conjunto de dados, ou seja, o objetivo da análise é rearranjar a distribuição das variáveis em estudo de modo a detectar as menores dimensões significativas para explicar as similaridades (distâncias) entre elas.

Diferenças na estrutura taxonômica entre as amostragens realizadas nos anos de 2018 e 2019 e dados secundários (CTA/SAMARCO, 2017) foram comparadas por meio dos índices de Distinção Taxonômica média (AvTD ou $\Delta+$) e de variação da Distinção Taxonômica (VarTD ou $\Lambda+$).

$$\text{AvTD ou } \Delta+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{S(S-1)/2}$$

$$\text{VarTD ou } \Lambda+ = \frac{\sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta+)^2}{S(S-1)/2}$$

Onde: AvTD ou $\Delta+$ = distinção taxonômica média, VarTD ou $\Lambda+$ = variação na distinção taxonômica, S = riqueza de espécies, ω_{ij} = peso dado à distância da espécie *i* à espécie *j* na classificação taxonômica hierárquica.

Os índices de Distinção Taxonômica são úteis por permitirem comparar dados com esforços amostrais distintos, sendo calculados com base na presença e ausência de espécies e o respectivo grau de relacionamento taxonômico (CLARKE e WARWICK, 2001). A distinção taxonômica de determinada espécie em uma comunidade é inversamente proporcional ao número de nós ou ligações que ela apresenta em uma árvore filogenética (VANE-WRIGHT et al., 1991).

Os índices são usualmente utilizados para identificar respostas (diminuição) da variabilidade taxonômica das comunidades biológicas em função de distúrbios e gradientes ecológicos (e.g. HALL e GREENSTREET, 1998; EULER e SVENSSON, 2001; LEONARD et al., 2006; VILLÉGER et al., 2010; BARJAU-GONZÁLEZ et al., 2019), pois avaliam o grau de relação entre táxons (distância topológica), incorporando informações da identidade e dos diversos níveis da classificação e da relação taxonômica (WARWICK e CLARKE 1995, MAGURRAN, 2004).

Os valores obtidos com base em matrizes de presença e ausência e de distância taxonômica entre espécies foram plotados com os intervalos de confiança calculados em 999 simulações (CLARKE e WARWICK, 2001). A análise foi efetuada no software Primer (versão 6.0) (CLARKE e GORLEY, 2006).

Para avaliar as possíveis alterações na estrutura das assembleias registradas nas capturas realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC no rio Doce, também foi utilizado o método baseado em curvas de k-dominância (curvas ABC), utilizando os valores de abundância e biomassa cumulativos de cada espécie para cada amostra. A estatística W obtida informa a relação de dominância em peso quando é positiva e a dominância em número de indivíduos quando é negativa (CLARKE e WARWICK, 2001). Valores positivos de W indicam uma assembleia não perturbada, valores negativos sugerem uma assembleia perturbada e valores próximo a 0 implicam em distúrbios moderados. A informação visual das curvas ABC foi comparada entre cada compartimento e entre locais amostrados que foram atingidos pelos rejeitos com aqueles que não foram afetados pelo desastre (controle).

A estrutura e organização trófica das comunidades biológicas também foram utilizadas na identificação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades. O conhecimento dos hábitos alimentares e da posição trófica das espécies fornecem informações importantes sobre seus papéis ecológicos (PAULY et al., 1998), além do grau de compartilhamento dos recursos, fornecendo medidas descritivas sobre a organização das assembleias de peixes (CORRÊA et al., 2011).

Os itens alimentares foram analisados de acordo com a Frequência de Ocorrência (%FO), que corresponde ao percentual de estômagos em que um determinado item ocorreu em relação a todos os estômagos analisados; com o Método Gravimétrico, em que cada item alimentar registrado nos conteúdos foi pesado e expresso como a porcentagem do peso total de todos os itens encontrados; com o Método de Número de Pontos, através do qual a contribuição de cada item é determinada pela proporção de quadrículas ocupadas pelo item em uma superfície plana quadriculada em relação ao número total de quadrículas ocupadas pelo conteúdo (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980). Para análise da importância efetiva de cada item na alimentação da espécie foi utilizado o Índice Alimentar (IA_i) modificado, proposto por KAWAKAMI e VAZZOLER (1980), empregando-se a equação:

$$IA_i = \frac{(F_i \times V_i)}{\sum_{j=1}^n (F_i \times V_i)}$$

Onde: IA_i = índice alimentar; i = 1, 2,... n = item alimentar; F_i = frequência de ocorrência (%) do item i; V_i = peso/pontos (%) do item i.

Os resultados das análises alimentares foram utilizados para a determinação das categorias tróficas (guildas tróficas) das espécies. O cruzamento dos dados das guildas tróficas com os dados de captura (riqueza, abundância e biomassa) foi realizado para gerar uma análise espaço-temporal da dinâmica trófica das comunidades. A utilização de grupos funcionais (conjunto de espécies que exploram, de forma similar, a mesma classe de recursos ambientais) auxilia em um melhor entendimento de quais características das espécies estão mais associadas a uma maior sensibilidade em relação às alterações nos habitats (SIMBERLOFF, 1991).

As categorias tróficas (grupos funcionais) consideradas para o agrupamento das espécies de peixes estuarinos seguem o proposto em VAZZOLER et al., (1997) e ELLIOT et al., (2007): (i) herbívoros, que são peixes que se alimentam de vegetais superiores como folhas, sementes e frutos de plantas aquáticas e terrestres; (ii) detritívoros, que são peixes que ingerem sedimento juntamente com restos de invertebrados; (iii) invertívoros bentônicos, que são peixes que se alimentam preferencialmente de invertebrados bentônicos de água doce (e.g. estágios imaturos aquáticos de insetos, insetos aquáticos, crustáceos, moluscos); (iv) ictiófagos, também denominados de piscívoros, que são peixes que se alimentam de outros peixes, (v) onívoros, que são peixes que consomem indistintamente itens (níveis tróficos) de origem animal e vegetal, (vi) zoobentívoros, que são peixes que se alimentam de invertebrados marinhos bentônicos, (vii) zooplactívoros, que são peixes que se alimentam de plâncton.

2.7.1.3.2 Diversidade genética

As espécies de peixes escolhidas para a avaliação do dano sobre a diversidade genética de populações de peixes da APDL na bacia do rio Doce foram o Mandi-Amarelo, *Pimelodus maculatus*, e o Lambari-do-Rabo-Amarelo, *Astyanax bimaculatus*. O mandi (Figura 251) é um bagre de médio porte da família Pimelodidae, que se distribui naturalmente pelas bacias do rio Paraná, rio São Francisco e rio Doce. São animais bento-pelágicos e onívoros (FROESE e PAULY, 2019), e podem realizar migração de grandes distâncias (CAROLSFELD et al., 2003). Essa espécie é um importante recurso pesqueiro em diferentes bacias hidrográficas brasileiras. O lambari (Figura 252), é uma espécie amplamente distribuída ao longo do rio Doce, e ocorre em diferentes ambientes (e.g. reservatórios, rios, riachos, açudes

e lagoas) (VIEIRA et al., 2015). Esta espécie realiza migrações de pequenas distâncias, com atividade reprodutiva mais intensa durante a época chuvosa (CAROLSFELD et al., 2003). Essas espécies foram escolhidas para as análises genéticas por apresentarem características morfológicas, ecológicas e comportamentais distintas, além apresentarem as maiores abundâncias ao longo das estações amostradas.

Como os estudos pretéritos com populações de peixes da bacia do rio Doce que permitissem a definição do cenário pré-desastre são escassos, populações de trechos do rio Doce fora da APDL foram consideradas como controle, ou seja, são populações que refletem o estágio pré-desastre de diversidade genética. O marcador genético escolhido foi o gene mitocondrial Citocromo Oxidase subunidade B (CytB). O DNA mitocondrial apresenta maiores taxas de evolução quando comparado ao DNA nuclear, sendo frequentemente utilizado para estudos de diversidade e estrutura genética de espécies de peixes (SONG et al., 1998). Especificamente, por conter tanto regiões conservadas e variáveis, o gene mitocondrial CytB tem sido utilizado para análises de diversidade em diferentes níveis de divergência (FARIAS et al., 2001), incluindo em estudos populacionais em peixes (e.g. HARDMAN e LUNDBERG, 2006, WILLIS et al., 2007, TSCHÁ et al., 2017).

Figura 251 – Espécime de *Pimelodus maculatus* coletado na bacia do rio Doce.



Figura 252 – Espécime de *Astyanax bimaculatus* coletado na bacia do rio Doce.



Amostras de tecidos de 50 indivíduos de *P. maculatus* coletados nos pontos amostrais RD08, RD09 e RD10 do Compartimento 3, e pontos RD16 e RD17 do Compartimento 2 da bacia do rio Doce, e de 60 indivíduos de *A. bimaculatus* amostrados nos pontos RD16, RD17 e RD19 do Compartimento 2, e RD24, RD27 e dique S4 do Compartimento 1 da bacia do rio Doce, tiveram seu DNA extraído pelo método Fenol/Clorofórmio/Álcool Isoamílico (SAMBROOK e RUSSEL, 2001). Foram considerados dentro da APDL os pontos RD08, RD10, RD16, RD27 e dique S4; e controle os pontos RD09, RD17 e RD24 (Figura 23).

Um fragmento de aproximadamente 1200 pares de bases do gene mitocondrial Citocromo Oxidase subunidade B foi amplificado pela técnica de Reação de Cadeia de Polimerase (PCR) com os primers iniciadores primers GLUDG.L (senso) – 5' TGACCTGAARAACCAAYCGTTG e H16460 (anti-senso) – 5' CGAYCTTCGGATTACAAGACCG 3' (PALUMBI, 1996). Cada reação com volume de 25 µl conteve 2 µM de cada primer iniciador, 7,5 mM de cada dNTP, 0,6 mM de MgCl₂, 5 U de Taq polimerase, tampão 1x e aproximadamente 2 ng/µl de DNA. As reações da PCR compuseram um ciclo inicial de 94°C por 4 minutos, seguidos por 35 ciclos a 94°C por 45 segundos para desnaturação, 58°C para *P. maculatus* e 52°C para *A. bimaculatus* por 45 segundos para anelamento do iniciador e 72°C por 60 segundos para extensão. Por fim, um ciclo de extensão final a 72°C por 10 minutos completou a PCR. A visualização do produto da PCR foi realizada através de eletroforese em gel de agarose 1,5%, corado com GelRed (Biotium) e visualizado em luz ultra-violeta (no equipamento VilberLourmat). As amostras que foram visivelmente amplificadas através do aparecimento de bandas nos géis de agarose tiveram seu restante do produto da PCR purificados com Polietileno Glicol (PEG) 8000. As reações de sequenciamento foram realizadas com o kit Big Dye v3.1 (AppliedBiosystems®), segundo protocolo do fabricante e utilizando os mesmos iniciadores da PCR, e purificadas com Sephadex™ G-50 medium (GE Healthcare). Os purificados da reação de sequenciamento foram sequenciados em um sequenciador ABI 3130 (Applied Biosystems). As sequências foram editadas e alinhadas no software Geneious Prime 2019.2.1 através do algoritmo MUSCLE (EDGAR, 2004). Erros de sequenciamento foram avaliados através da sua transcrição no ExPASy portal (ARTIMIO et al., 2012).

As sequências de *P. maculatus* tiveram sua identificação confirmadas através da ferramenta BLAST (*Basic Local Alignment Search Tool*, ALTSCHUL et al., 1990). Aquelas identificadas como outras espécies de peixes que não *P. maculatus* foram removidas das análises.

Uma vez que *A. bimaculatus* pode representar um complexo de espécies (VIEIRA et al., 2015, ROSSINI et al., 2016), inicialmente a identificação dos espécimes foi realizada em nível de gênero no BLAST, sendo descartadas aquelas sequências não identificadas como pertencentes a espécies de *Astyanax*. Após isso, uma árvore foi construída para determinação dos indivíduos que efetivamente representem um agrupamento geneticamente distinto de potenciais espécies crípticas dentro de *A. bimaculatus*. Sequências que não foram alocadas dentro desse agrupamento foram removidas das análises posteriores. Considerando uma abordagem conservadora, essa estratégia evita que as análises de populações sejam enviesadas pela presença de indivíduos de outras espécies por erros de identificação ou devido a presença de espécies crípticas. A árvore foi construída através do algoritmo Neighbor-Joining (NJ), com modelo de evolução molecular HKY (HASEGAWA et al., 1985) e 10 mil bootstraps no programa Geneious. A árvore foi enraizada com sequências de *A. fasciatus* (número de acesso do GenBank AY639045, AY639084, AY639092 e HQ263230).

As diversidades nucleotídica (probabilidade de que dois nucleotídeos homólogos escolhidos ao acaso sejam diferentes entre si, TAJIMA, 1983; NEI, 1987), número de sítios polimórficos, Análise de Variância Molecular (AMOVA) e estatística F foram calculados no software Arlequin 3.5.2.2. (EXCOFIER e LISCHER, 2010). O valor crítico de *p* foi corrigido pelo método B-Y (NARUM, 2006) sempre que comparações múltiplas foram realizadas. A significância da diferença entre as diversidades nucleotídicas entre as populações foi avaliada através de testes *t* no programa MedCalc 19.0.5. O número de haplótipos foi

estimado por contagem direta. Uma rede de haplótipos foi construída através do programa Network 5.0.0.0 (obtido em <http://www.fluxus-engineering.com/sharenet.htm>) e do algoritmo median-joining (BENDEL et al., 1998) para facilitar a visualização do relacionamento entre os haplótipos, assim como do modo pelo qual esses estão distribuídos nas diferentes populações.

2.7.1.3.3 Dinâmica populacional

Foi usado um modelo matemático para a avaliação dos danos sobre a dinâmica populacional das espécies. Os modelos matemáticos consistem em expressões matemáticas ou regras de comportamento que podem ser usadas para descrever ou prever processos ecológicos (PASTOROK et al., 2002). Diversos modelos populacionais têm sido utilizados para estimar o impacto de alterações ambientais sobre a dinâmica populacional de espécies de peixes (e.g. JAGER, 2001, BAGGIO et al., 2017, BRITO et al., 2017), mas que em sua maioria têm sido descritos para espécies e condições específicas. Dessa forma, foi desenvolvido um modelo matemático baseado em indivíduo (do inglês Individual Based Model - IBM) com o objetivo de estimar a dinâmica populacional esperada ao longo do tempo para populações de peixes da APDL da bacia do rio Doce, considerando: (a) as condições específicas encontradas nos trechos avaliados; e (b) cenários alternativos que simulam a recuperação ambiental da APDL, pressão de pesca e realização de peixamento. O modelo matemático para a previsão da dinâmica populacional foi desenvolvido e implementado para as espécies *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* considerando os efeitos da lama de rejeitos do desastre. Para isso, o modelo desenvolvido por Brito et al., (2017) foi adaptado para as condições ambientais da bacia do rio Doce, bem como para os dados disponíveis.

O Cascudo, *H. affinis* (Figura 253) é uma espécie de médio porte da família Loricariidae, presente nas bacias dos rios Doce e Paraíba do Sul (FROESE e PAULY, 2019). Apresenta hábitos bentopelágicos e habita diferentes ambientes, desde riachos até reservatórios com fundos rochosos, arenosos ou lamosos (VIEIRA et al., 2015), com hábito alimentar detritívoro. Seus ovos, grandes e pouco numerosos (DUARTE e ARAÚJO, 2002), e larvas são geralmente encontrados próximos à vegetação ripária (FROESE e PAULY, 2019). Essa foi uma das espécies com maior representatividade nas carcaças identificadas após a mortandade decorrente da passagem da lama de rejeitos (RT DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016).

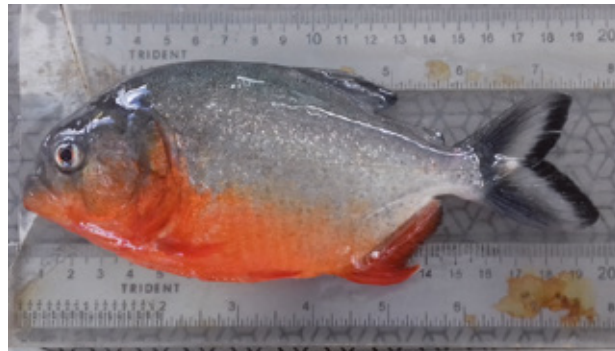
Figura 253 – Espécimes de *Hypostomus affinis* coletados na bacia do rio Doce.



A Piranha-Vermelha, *P. nattereri* (Figura 254), é uma espécie pelágica da família Serrasalminidae, com ocorrência em diferentes bacias Sul-Americanas, incluindo bacia do rio Amazonas (onde é provavelmente nativa), bacia do rio Paraná-Paraguai e bacias costeiras (onde foi introduzida por atividades

de peixamento). Seu hábito alimentar é carnívoro predador. Sua reprodução ocorre ao longo de todo o ano, com picos nas estações chuvosas (VIEIRA et al., 2015). Seus numerosos ovos são postos em ninhos na vegetação ripária. Sua estratégia reprodutiva pode ser ajustada de acordo com aspectos ambientais, como disponibilidade de nutrientes (DUPONCHELLE et al., 2007), frequentemente apresentando territorialismo e cuidado parental (FROESE e PAULY, 2019).

Figura 254 – Espécime de *Pygocentrus nattereri* coletado na bacia do rio Doce.



O modelo implementado é uma Modelagem Baseada em Indivíduo. As populações de cada área foram constituídas por conjuntos de entidades discretas (indivíduos), cujos comportamentos seguem regras individuais e apresentam probabilidades de sobrevivência e taxas de recrutamento. Tais fatores determinaram a dinâmica populacional ao longo dos anos simulados. Os resultados do desastre sobre as populações simuladas foram estimados pela diferença de densidade populacional do cenário pré-desastre e pós-desastre. Os tempos de extinção e de recuperação das populações da APDL no pós-desastre foram estimados quando suas simulações alcançavam 5% ou 95% da densidade populacional do cenário pré-desastre, respectivamente.

As taxas de recrutamento e sobrevivência foram calculadas a partir dos dados das populações de peixes capturadas na bacia do rio Doce (*i.e.* número de indivíduos por classe de tamanho, fase de desenvolvimento, tamanho de corpo) entre junho de 2018 e março de 2019. Devido à ausência de estimativas dos valores desses parâmetros antes do desastre (pré-desastre), os valores estimados para as populações fora da APDL (controle) foram considerados aqueles esperados para o cenário pré-desastre.

Para as estimativas dos parâmetros reprodutivos e de mortalidade, os dados de todos os pontos amostrais controle (RD06/07, RD09, RD12, RD15, RD17, RD19, RD21, RD26 e SA) foram agrupados entre si, assim como para os pontos da APDL (RD05, RD08, RD10, RD11, RD13, RD14, RD16, RD18, RD20, RD22, RD25 e Dique S4), independente do compartimento. Tal abordagem é importante uma vez que aumenta o número de indivíduos amostrados, aumentando a confiabilidade das estimativas, e diminui a influência de fatores ambientais específicos de determinadas estações, o que poderia enviesar os valores dos parâmetros estimados.

O cenário pós-desastre foi simulado de acordo com os valores desses parâmetros estimados para as populações na APDL. O pós-desastre considerou apenas os danos duradouros do desastre, danos esses que puderam ser avaliados nesse projeto. A passagem da lama de rejeitos causou grandes alterações ambientais, resultando em mortandades por causas imediatas (*e.g.* por soterramento ou

asfixia dos indivíduos), e duradouras sobre a ictiofauna, nesse caso por alterações ambientais que causaram reduções nas capacidades reprodutivas e nas taxas de sobrevivência dos organismos ao longo dos anos (e.g. presença de contaminantes na água, alterações de turbidez, perda de áreas de alimentação, reprodução e desenvolvimento) (RT DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016, FERNANDES *et al.*, 2016). Devido à ausência de dados sobre a redução dos tamanhos populacionais como resultado imediato da passagem da lama de rejeitos na APDL, foi simulado um cenário pós-desastre conservador que não inclui os efeitos imediatos da passagem da lama sobre as populações modeladas.

Uma vez que não existe estimativa sobre dispersão entre as populações da APDL e fora da APDL, o modelo não considerou tal dispersão para os anos que seguem. Portanto as previsões aqui feitas devem ser interpretadas como o dano nas populações de peixe exclusivamente devido ao desastre.

Adicionalmente, diferentes cenários pós-desastres foram simulados considerando melhorias na qualidade ambiental por recuperação natural da bacia, projetos de manejo das espécies de peixes através de peixamento, e aumento da mortalidade das populações em decorrência da liberação da pesca.

Por simplicidade, o modelo utilizado divide a vida dos animais estudados em apenas duas fases: imatura (indivíduos jovens, sexualmente imaturos) e madura (indivíduos adultos, sexualmente maduros e, portanto, capazes de gerar novos indivíduos). Para as duas espécies estudadas a fase madura se inicia no terceiro ano de vida.

Cada passo de tempo (n) do modelo representou um ano. A cada iteração/tempo (n), todos os indivíduos juvenis de primeiro ano ficam um ano mais velhos, os juvenis de segundo ano são submetidos a taxa de sobrevivência e os sobreviventes se tornam adultos. Ainda a cada iteração, todos os indivíduos adultos (com mais de dois anos completos) são submetidos a uma probabilidade de sobrevivência. Cada sobrevivente tem a idade atualizada e contribui com o aumento da população juvenil a uma certa intensidade correspondente a taxa de recrutamento. Indivíduos que atingirem idade superior a idade máxima para a espécie (idade em que 95% do comprimento assintótico é atingido, GOMIERO *et al.*, 2007) são excluídos da população. Este procedimento é então repetido por várias gerações. As simulações iniciam com os parâmetros associados às condições pré-desastre/linha base e, após algumas gerações, os parâmetros são alterados para as condições pós-desastre.

A probabilidade de cada indivíduo juvenil sobreviver, S_j , é proporcional à densidade de indivíduos juvenis no tempo n , limitada pela capacidade de suporte (GLEDHILL e VAN KIRK, 2011):

$$S_j = b / (1 + a_j) ,$$

sendo,

$$a = b / K,$$

b a taxa de sobrevivência máxima na ausência de competição intraespecífica, K a capacidade de suporte de indivíduos na primeira idade adulta e j é o número de indivíduos juvenis da coorte de cada tempo n . Como não se conhece o real valor de b , adota-se uma posição conservadora de máxima sobrevivência, $b = 1$. Da mesma forma, o valor da capacidade de suporte, K , não pôde ser estimado. Portanto, para eliminar a dependência de K , foi baseado no trabalho de BRITO *et al.*, (2017) e apresentou-se os

resultados em termo da densidade relativa (procedimento detalhado a seguir). Para avaliar os resultados desse procedimento, considerou-se quatro valores de K (1000, 10000, 100000 e 500000 indivíduos). Ainda, na ausência de estimativas de valores reais de capacidade de suporte e considerando cenários conservadores, os valores modelados de capacidade de suporte do ambiente nos cenários pré e pós-desastre são os mesmos, mesmo havendo grandes alterações ambientais decorrentes do desastre que podem ter reduzido a capacidade de suporte dessas populações no cenário pós-desastre.

A probabilidade de sobrevivência dos adultos (S_a), a taxa de taxa de recrutamento (B) e a idade máxima para a espécie, foram calculadas a partir dos dados de coleta de campo. Devido à baixa quantidade (*H. affinis*) ou ausência (*P. nattereri*) de juvenis nessa área, não foi possível calcular a taxa de recrutamento na APDL. Portanto, o único parâmetro alterado entre os cenários pré e pós-desastre foi a taxa de mortalidade, que pôde ser calculada tanto para as populações controle (S_{a_0}) quanto para as populações da APDL (S_a'). Assim, assumindo uma hipótese conservadora, o modelo considera que as alterações ambientais decorrentes do Desastre da Samarco não alteraram a taxa de recrutamento e de sobrevivência dos juvenis.

As simulações iniciaram com os parâmetros associados ao controle (condição pré-desastre/linha base) e após n_t gerações, os parâmetros são alterados para as condições pós-desastre. O modelo exige um valor da população no início da simulação, entretanto este valor se torna irrelevante se considerarmos n_t grande suficiente, quando a dinâmica populacional atinge flutuações estáveis após um longo tempo. Assim, as simulações se iniciaram com uma população composta por K juvenis e, durante um tempo de $n_t = 200$ anos, os parâmetros são ajustados àqueles estimados para a condição pré-desastre. Então, o impacto do desastre é modelado apenas alterando as taxas de sobrevivência dos adultos para aquelas estimadas nas populações da APDL (S_a'), a partir do ano $n = 201$ até o ano $n = 400$ (cenário pós-desastre). Para cada conjunto de parâmetros, 100 réplicas foram simuladas. A iteração 201 foi normalizada para o ano 2015, ano de ocorrência do Desastre da Samarco.

Ao longo do tempo foi registrado a densidade populacional relativa como proposto por Brito et al., (2017). Este procedimento foi feito para eliminar a dependência do parâmetro K (capacidade suporte). Para tanto, primeiro realizou-se simulações de 400 anos em que durante todo o tempo os parâmetros foram mantidos constantes em valores pré-desastre. A média do tamanho populacional (medida que depende de K) foi então calculada para os últimos 200 anos. Por fim, realizou-se as simulações para o cenário pós-desastre em que no tempo 201 o valor de S_a passa de S_{a_0} para S_a' , e calculou-se para cada passo de tempo a razão do tamanho populacional pela média do tamanho populacional - densidade populacional relativa. Como consequência, este valor oscila em torno de 1 para $n \leq 201$ anos e decai à medida que a sobrevivência dos adultos é reduzida no cenário pós-desastre.

A fim de identificar a influência dos parâmetros de recrutamento (B) e sobrevivência (S_a) sobre a densidade populacional, foram feitas simulações da dinâmica populacional com combinações dos parâmetros ($0 \leq S_a \leq 0,8$ e $0 \leq B \leq 5,0$; variando a cada 0,01 e 0,05, respectivamente). As primeiras 200 iterações de cada simulação foram feitas com os parâmetros calculados a partir das estações controle e, na sequência, o conjunto de parâmetros a ser testado substituiu os valores iniciais. Foram realizadas 50 repetições para cada conjunto de parâmetros e os resultados amostrados para 10 e 30 anos após o desastre da Samarco.

Adicionalmente foram criados cenários nos quais a qualidade ambiental da APDL se recupera gradativamente, além da inclusão de atividades de peixamento e pesca na APDL. Em todos os casos a dinâmica populacional pós-desastre ocorre conforme descrito acima, mas com diminuição das taxas de mortalidade, incremento no tamanho populacional resultado de peixamentos e aumento de mortalidade como resultado da pesca após o momento do desastre, respectivamente.

Para o cenário de recuperação natural da bacia, um cenário de melhoria na qualidade ambiental foi estimado considerando a total remoção da lama de rejeitos em 165 anos (tempo estimado a partir de dados de transporte de sedimentos na bacia) após o desastre. Para isso, as taxas de mortalidade estimadas pelos dados empíricos foram consideradas para as populações da APDL em 2016, com redução linear no seu valor até 2180, quando alcança a taxa de mortalidade estimada na condição pré-desastre.

Para o cenário de liberação da pesca, foi simulado o cenário de recuperação natural para as populações afetadas com retirada anual de 10% e 20% da densidade populacional da APDL naquele momento, a partir de 2020. Para o cenário com peixamento, foi simulado o cenário de recuperação natural das populações da APDL com incremento de 10% do total de indivíduos estimados para o cenário pré-desastre. Nessas simulações, os peixamentos foram mantidos ao longo 50 anos, 100 anos e por tempo indefinido, com início em 2020.

Para o cálculo da taxa de recrutamento per capita, os indivíduos amostrados foram separados por classes de tamanho, sendo o limite superior de cada classe definido pelo máximo comprimento atingido ao fim de cada ano. A relação entre o tamanho e a idade de cada espécie foi estimada através da equação de crescimento de Von Bertalanffy, (1938):

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

na qual L_t é o comprimento total em centímetros na idade t (em anos), L_{∞} é o comprimento assintótico (máximo comprimento possível, em centímetros), k é o coeficiente de crescimento (ano^{-1}) e t_0 é a idade teórica (em anos) em que o comprimento do indivíduo é zero. Os valores de L_{∞} e k foram calculados no programa FISAT II Versão 1.2.2 (GAYANILO et al., 2005) com auxílio do pacote ELEFAN I (PAULY e DAVID, 1981). Para tal, as classes de tamanho foram reduzidas a intervalos de um centímetro e separados por fase de campo, utilizando a data do primeiro dia de cada uma das quatro fases de campo como referência temporal entre as coletas (20/06/2018, 07/09/2018, 24/10/2018 e 18/02/2019).

A taxa de recrutamento foi calculada pela divisão entre o número de adultos da primeira classe em que ao menos 50% de indivíduos da classe estão sexualmente maduros e o número de adultos presentes nas classes que a formaram.

A sobrevivência (Sa) foi calculada a partir da mortalidade natural Pauly, (1980) (d); $Sa = 1 - d$. A mortalidade natural instantânea, que considera todas as causas de mortalidade de uma população, exceto a pesca, foi calculada no FISAT II Versão 1.2.2, a partir dos valores de L_{∞} , k e temperatura média da água (Tabela 100). Essa taxa deriva do modelo de decrescimento populacional exponencial:

$$dN/dt = -d'N, \quad (1)$$

no qual d' é a taxa de decrescimento populacional instantânea, N é o tamanho da população e dN/dt variação instantânea do tamanho populacional. Como o modelo criado possui atualizações em

tempo discreto, a taxa de mortalidade para tempo discreto foi estimada para um intervalo de tempo igual a um ano (a menor unidade de tempo utilizada na modelagem). A Eq. (1) reescrita para tempo discreto é:

$$N_{n+1} = N_n - dN_n, \quad (2)$$

sendo N_n e N_{n+1} o tamanho populacional no tempo n e no tempo seguinte, $n + 1$ (após um ano), respectivamente. Assim, o parâmetro d representa a taxa de mortalidade de tempo discreto (ao invés de instantânea), ou seja, a porcentagem de indivíduos mortos no intervalo de um ano.

Integrando a Eq. (1), obtém-se uma função para o tamanho populacional a qualquer tempo t :

$$N(t) = N_0 e^{-d't}, \quad (3)$$

sendo N_0 o tamanho inicial da população. Em um tempo futuro, $t + \Delta t$, tem-se:

$$N(t + \Delta t) = N_0 e^{-d'(t + \Delta t)},$$

$$N(t + \Delta t) = N_0 e^{-d't} e^{-d'\Delta t}, \quad (4)$$

Substituindo a Eq. (3) na Eq. (4), chega a:

$$N(t + \Delta t) = N(t) e^{-d'\Delta t}. \quad (5)$$

A Eq. (2) é equivalente à Eq. (5): ambas informam o tamanho da população no futuro em função da população no presente. Assumindo $\Delta t = 1$ (um ano) e utilizando a mesma notação da Eq. (2), a Eq. (5) pode ser reescrita como:

$$N_{n+1} = N_n e^{-d'}. \quad (6)$$

Igualando a Eq. (2) à Eq. (6), tem-se:

$$N_n - dN_n = N_n e^{-d'}, \quad (7)$$

o que leva a seguinte relação:

$$d = 1 - e^{-d'}. \quad (8)$$

Tabela 100 - Temperaturas médias da água nas estações controle e APDL com ocorrência das espécies *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri*.

Espécie	Controle	APDL
<i>Hypostomus affinis</i>	25,83º C	27,09º C
<i>Pygocentrus nattereri</i>	26,64º C	27,26º C

2.7.1.3.4 Análises ecotoxicológicas

Para a avaliação ecotoxicológica da ictiofauna de água doce foram definidos pontos distribuídos ao longo dos três compartimentos. Em cada um dos compartimentos foram estabelecidos três pontos, os quais foram escolhidos de modo a contemplar um local por onde houve a passagem ou deposição da onda de lama (DA), um ponto controle negativo (CN, livre de possíveis interferentes antrópicos diretos) e um controle positivo (CP). Foram considerados como controle positivo ambientes que além de degradados por fontes de contaminação antrópica (humana) apresentavam problemas de deterioração ou alteração das condições ambientais, aproximando-se das características locais previamente descritas para a região (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017 a, b). No Compartimento 1, além dos três pontos citados, foram amostrados os peixes no Dique S4. Foram amostrados, sempre que possível, 10 indivíduos de três espécies pertencentes a três diferentes hábitos alimentares (n total = 30 por ponto). As amostragens dos peixes foram realizadas através de metodologias de captura consagradas na área de ictiologia, respeitando os protocolos e petrechos adequados aos ambientes e tamanho dos indivíduos. Esforço adicional de captura, através de pesca com vara, foi empregado para complementação do número amostral e/ou para obtenção de espécies com hábito alimentar específico. Após captura os peixes foram anestesiados (total ausência de reações e estímulos de toque), medidos (comprimento total), pesados (peso total) e tiveram sangue retirado. Em seguida, tiveram tecidos retirados (brânquias, rim, fígado, músculo, cérebro, gônadas) para serem utilizados nas análises dos diferentes biomarcadores (genotoxicidade/mutagenicidade, metabólicos, fisiológicos, bioquímicos, moleculares, estruturais e para avaliação da concentração de EPTs).

Os resultados obtidos foram avaliados estatisticamente para o conjunto dos peixes capturados em cada um dos pontos e, também, para os peixes agrupados por ordem e por hábito alimentar. A definição do dano se deu através da comparação entre os resultados encontrados para os peixes capturados nos pontos afetados pela passagem da onda de lama (DA) em relação aos peixes capturados nos pontos controle positivo (condição de linha-base de cada um dos compartimentos) e controle negativo (livre da passagem da onda de lama). Além disso, foram comparados a estudos realizados previamente nos pontos de coleta (linha-base; quando existente) e também com dados disponíveis na literatura que avaliaram os mesmos biomarcadores em peixes expostos a contaminação por EPTs.

Os resultados ecotoxicológicos aqui apresentados correspondem àqueles obtidos em duas fases de campo realizadas nas estações seca (junho/julho) e chuvosa (outubro/novembro) de 2018. Portanto, os danos não serão classificados nesse momento, uma vez que para uma melhor conclusão é necessária a obtenção dos resultados de um ciclo sazonal completo, ou seja, um ano (= quatro campanhas).

Neste documento são apresentados apenas os principais resultados, abrangendo uma análise única sobre os ambientes de água doce. Todo o detalhamento metodológico, assim como todos os resultados obtidos são apresentados no Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização.

2.7.1.3.5 Classificação dos danos

Os danos foram classificados como “grave” quando os indicadores ecológicos revelaram uma diminuição em relação aos dados de linha de base ou uma indicação de estresse ambiental, porém com tendência de redução e sinais de retorno às condições anteriores ao desastre. Já a classificação “gravíssimo” se deu quando os indicadores, além de revelarem a existência de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, também não apresentaram sinais evidentes de redução. Os danos foram considerados como “pouco grave” quando os indicadores ecológicos não apresentaram diminuição significativa em relação aos dados de linha de base.

2.7.2 MORTANDADE DE PEIXES NOS CORPOS D'ÁGUA AFETADOS

As buscas por peixes mortos foram conduzidas pela Brandt Meio Ambiente, empresa contratada pela Samarco Mineração S.A. em atendimento à notificação do IBAMA nº 681.472 de 02/12/2015. A busca pelas carcaças foi realizada entre 20/11/2015 e 20/12/2015, em 19 trechos do rio Doce localizados entre os municípios de Barra Longa (MG) e Itapina (ES).

De acordo com o relatório técnico produzido, denominado de “Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015 (DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016), foram resgatadas 21.616 carcaças, totalizando 10.898,88 kg de peixes, pertencentes a 26 grupos taxonômicos, sendo que apenas 41% das carcaças foram identificadas em nível específico (16 espécies). As espécies mais registradas foram o cascudo-viola (*Loricariichthys castaneus*), o tucunaré (*Cichla* spp.), a tilápia (*Oreochromis niloticus*), o cascudo (*Hypostomus affinis*) e o curimba (*Prochilodus* spp.).

Destas 16 espécies, 12 são consideradas ameaçadas de extinção (Tabela 101), segundo a Portaria do Meio Ambiente nº 445/14, a Deliberação Normativa do COPAM nº 147/2010 (para Minas Gerais) e o Decreto Nº 1.499-R/2005 (para o Espírito Santo), e onze são consideradas endêmicas da bacia do rio Doce (VIEIRA, 2010).

Tabela 101 – Lista de espécies ameaçadas e endêmicas registradas presentes no relatório “Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015 (DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016).

Espécie	Nome popular	Ameaçada	Endêmica
<i>Australoheros ipatinguensis</i>	Acará		x
<i>Awaous tajasica</i>	Amboré	x	
<i>Brycon devillei</i>	Piabanha	x	x
<i>Brycon opalinus</i>	Pirapitinga	x	
<i>Centropomus</i> spp.	Robalo	x	
<i>Delturus carinotus</i>	Cascudo-lage		x
<i>Deuterodon pedri</i>	Lambari		x

Espécie	Nome popular	Ameaçada	Endêmica
<i>Genidens genidens</i>	Caçari	x	
<i>Henochilus wheatlandii</i>	Andirá	x	x
<i>Leporinus thayeri</i>	Piau	x	
<i>Lophiosilurus alexandri</i> *	Pacamã	x	
<i>Oligosarcus solitarius</i>	Lambari-bocarra	x	x
<i>Pareiorhaphis nasuta</i>	Cascudo	x	x
<i>Parotocinclus doceanus</i>	Cascudo		x
<i>Parotocinclus planicauda</i>	Cascudo		x
<i>Phalloceros elachistos</i>	Barrigudinho		x
<i>Prochilodus vimboides</i>	Curimba	x	
<i>Steindachneridion doceanum</i>	Surubim	x	x

* O pacamã é considerado ameaçado apenas na bacia do rio São Francisco, onde sua distribuição é natural. A espécie foi introduzida na bacia do rio Doce (exótica).

A mortalidade dos peixes de diferentes espécies nos mais diversos estágios de vida prejudicou toda a estrutura populacional causando danos à manutenção das comunidades e suas interações ecológicas.

Na área de abrangência do diagnóstico, a mortalidade de peixes foi considerada como um dano gravíssimo, sem sinais evidentes de retorno a valores observados na linha de base, embora seja considerado parcialmente reversível.

2.7.3 ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEIXES

O número e a diversidade de espécies e de grupos funcionais de peixes registrados para os ambientes amostrados na bacia do rio Doce apresentaram alterações significativas de valores, considerando como linha de base levantamentos realizados com a mesma abrangência espacial.

As informações levantadas para os Compartimentos 1, 2 e 3 da bacia do rio Doce por meio de dados primários e secundários (linha-base) indicam a ocorrência de pelo menos 137 espécies de peixes, distribuídas em 14 ordens e 33 famílias, sendo as ordens Characiformes (43,1%; 59 espécies), Siluriformes (31,4%; 43 espécies) e Cichliformes (8,8%; 12 espécies) as mais representativas. Considerando as famílias, as maiores riquezas são observadas para Characidae (19,7%; 19 espécies), Loricariidae (12,4%; 17 espécies), Cichlidae (8,8%; 12 espécies), Anostomidae (6,6%; 9 espécies) e Serrasalminidae (5,8%; 8 espécies).

O número de espécies estimado pelo método de *Bootstrap* (**75,6 espécies**) e pelo modelo de regressão não-linear de *Michaelis-Menten* (**69,7 espécies**) com base nas riquezas registradas nas coletas realizadas em 2018 e 2019 pelo Lactec representa cerca de 50% dos valores registrados na Linha de Base (137 espécies). O número de espécies obtido nas coletas de 2018 e 2019 pelo Lactec foi igual a riqueza registrada pela Fundação Renova em 2017 (Figura 255). Embora a comparação da riqueza seja dependente do protocolo amostral (WILLOT, 2001), os menores valores de riqueza registrados entre

2017 e 2018/2019 parecem indicar que a degradação do ambiente aquático promoveu o estabelecimento de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, típica de ambientes impactados (NORKKO et al., 2002; HYLAND et al., 2005).

A análise de ordenamento (diversidade β) por meio do espaço multivariado do escalonamento multidimensional não-paramétrico também revelou grande similaridade na composição específica para as amostras obtidas nos anos de 2017 (Fundação Renova) e 2018/2019 (Lactec), sem a formação de agrupamentos, os quais poderiam indicar alguma dissimilaridade amostral (Figura 256). O lambari *Astyanax bimaculatus* (14,9%), a pequirá *Knodus moenkhausii* (9,6%), o Camboja *Hoplosternum littorale* (8,4%), o acará *Geophagus aff. brasiliensis* (5,8%), o cascudo *Loricariichthys castaneus* (4,7%), o guaru *Phalloceros* sp. (4,4%), a saicanga *Oligosarcus argenteus* (3,6%), o cascudo *Hypostomus affinis* (3,1%), a pescada *Pachyurus adspersus* (2,8%), a saicanga *Oligosarcus acutirostris* (2,4%), o guaru *Poecilia vivipara* (2,4%), o cangati *Trachelyopterus striatulus* (2,3%), o mandi *Pimelodus maculatus* (1,9%) e a traíra *Hoplias brasiliensis* (1,8%); assim como a tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus* (5,6%), a tilápia *Coptodon rendalli* (2,9%) e a piranha *Pygocentrus nattereri* (2,9%) foram frequentes nas amostragens e representaram 79,4% dos peixes amostrados entre 2018/2019, e mais de 60% das capturas realizadas pela Fundação Renova em 2017.

Figura 255 – Riqueza da ictiofauna registrada no ambiente aquático continental considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – Fases 1, 2, 3 e 4) e secundários. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.

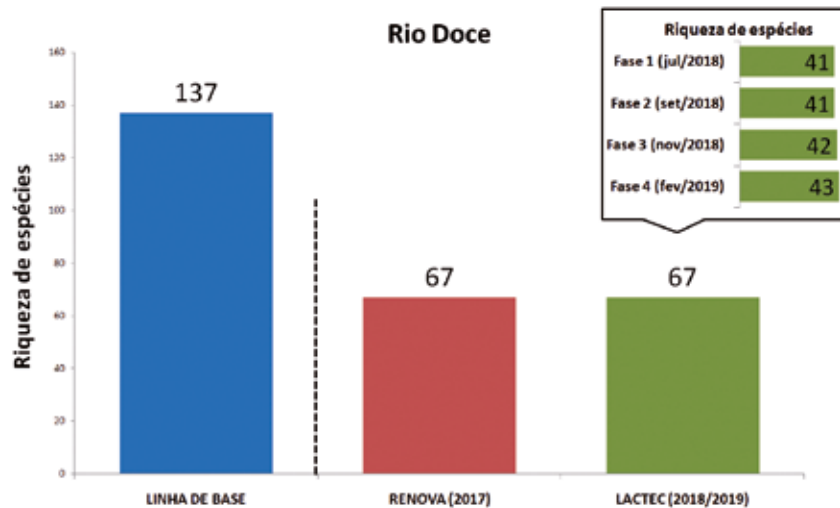
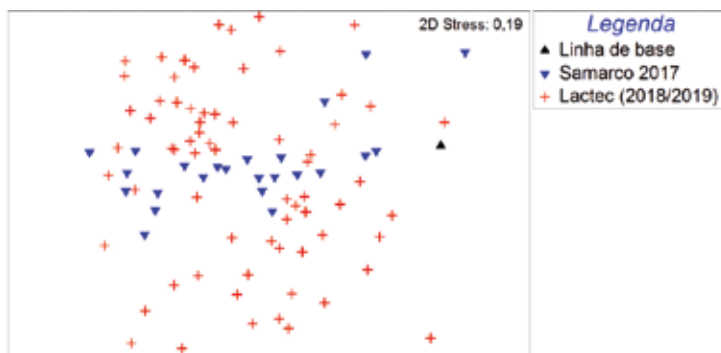


Figura 256 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo Lactec, nas amostragens realizadas pela Fundação Renova em 2017 e na Linha de Base. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.



Embora haja grande sobreposição das amostras obtidas em 2017 e 2018/2019, a análise de ordenamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição específica (diversidade β) considerando cada compartimento (Compartimento 1, Compartimento 2 e Compartimento 3) está associada ao gradiente longitudinal do rio (Figura 257), e esse padrão de agrupamento foi confirmado pela análise de PERMANOVA, ou seja, as diferenças observadas na distribuição das amostras ao longo da bacia foram significativas (Tabela 102), considerando todas as comparações (Tabela 103). Esta variação observada foi causada pela alternância na dominância de espécies água doce e costeiras/estuarinas nas amostragens (Tabela 104). As espécies que mais contribuíram para as similaridades observadas entre os compartimentos na análise de SIMPER foram *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus* aff. *brasiliensis*, *Loricariichthys castaneus*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus*.

Tabela 102 – PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna registrada nos diferentes compartimentos da bacia do rio Doce. Itens em negrito representam diferenças significativas. GL – Graus de liberdade, SQ – Soma dos quadrados, QM – Quadrados médios.

	GL	SQ	QM	Pseudo-F	P	PU
Áreas de amostragem	2	143488	21744	7,8874	0,001	998
Resíduo	98	270170	2756,8			
Total	100	313650				

Tabela 103 – PERMANOVA calculada a partir de comparações em pares entre os trechos amostrados da bacia do rio Doce. Itens em negrito representam diferenças significativas. PU – Permutações únicas.

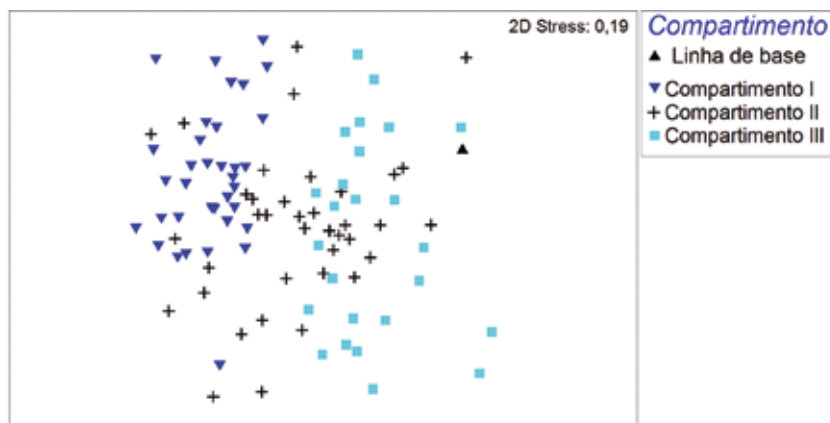
	T	P	PU
Compartimento 1, Compartimento 3	3,5484	0,001	999
Compartimento 1, Compartimento 2	2,8415	0,001	999
Compartimento 2, Compartimento 3	1,8602	0,001	997

Tabela 104 – Resultados da análise de SIMPER para as espécies com maior contribuição percentual nas similaridades registradas nos pontos amostrais dos trechos de amostragem no rio Doce. SM – Similaridade média.

Táxons	Compartimento 1 (SM = 17,06%)	Compartimento 2 (SM = 16,04%)	Compartimento 3 (SM = 11,04%)
<i>Anchoa parva</i> *			0,26
<i>Astyanax bimaculatus</i>	25,25	14,08	5,37
<i>Awaous tajasica</i> *			0,08
<i>Centropomus parallelus</i> *			0,1
<i>Centropomus pectinatus</i> *			0,57
<i>Coptodon rendalli</i>	0,8	0,27	3,22
<i>Crenicichla lacustris</i>		1,05	2,52
<i>Eleotris pisonis</i> *			0,12
<i>Genidens genidens</i> *			0,38
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	28,3	8,23	2,42
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	0,51	2,46	7,77
<i>Hoplias brasiliensis</i>	8,72	1,9	0,21
<i>Hoplias intermedius</i>	2,23	1,41	2,35
<i>Hoplosternum littorale</i>		1,28	28,9
<i>Hypostomus affinis</i>	5,31	4,48	1,59
<i>Loricariichthys castaneus</i>	8,89	24,37	5,85
<i>Megaleporinus conirostris</i>	3,63	1,97	0,1
<i>Mugi liza</i> *			0,1
<i>Oligosarcus acutirostris</i>	4,97	3,65	
<i>Oligosarcus argenteus</i>	2,29	3,19	
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,01	8,83	6,01
<i>Pimelodus maculatus</i>		10,39	11,93
<i>Pygocentrus nattereri</i>		3,23	5,79
<i>Pygocentrus piraya</i>		1,38	3,68
<i>Rhamdia quelen</i>	1,82		
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	0,05	3,43	4,52

* espécies costeiras/estuarinas registradas no ambiente fluvial.

Figura 257 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrico (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC e na Linha de Base, de acordo com os compartimentos da bacia do rio Doce. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.



Os resultados da Média da Distinção Taxonômica (AvTD) (Figura 258) e da Variação da Distinção Taxonômica (VarTD) (Figura 259) mostraram que as estruturas e relações taxonômicas das comunidades de peixes amostradas em 2017 (FUNDAÇÃO RENOVA) e 2018/2019 (LACTEC) ficaram dentro do intervalo de confiança, entretanto algumas amostragens se afastaram significativamente da média calculada para a lista geral de espécies, considerando quatro categorias na estrutura taxonômica (Ordem, Família, Gênero e Espécie). Grande parte das amostragens realizadas no trecho superior da bacia apresentou uma menor distinção taxonômica média, ou seja, uma menor biodiversidade em termos de estrutura taxonômica. Quando a distância topológica (taxonômica e filogenética) entre espécies é pequena, a maioria dos organismos pertence a poucos táxons, com predomínio de poucas famílias e espécies congêneras (homogeneidade funcional), observações típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental (TILMAN, 1996; HALL e GREENSTREET, 1998; WARWICK e CLARKE, 1998; CLARKE e WARWICK, 2001; WARWICK e LIGHT, 2002; LEONARD et al., 2006; HEINO et al., 2007).

Figura 258 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, nas amostragens realizadas pela Fundação Fundação Renova em 2017 e na Linha de Base. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.

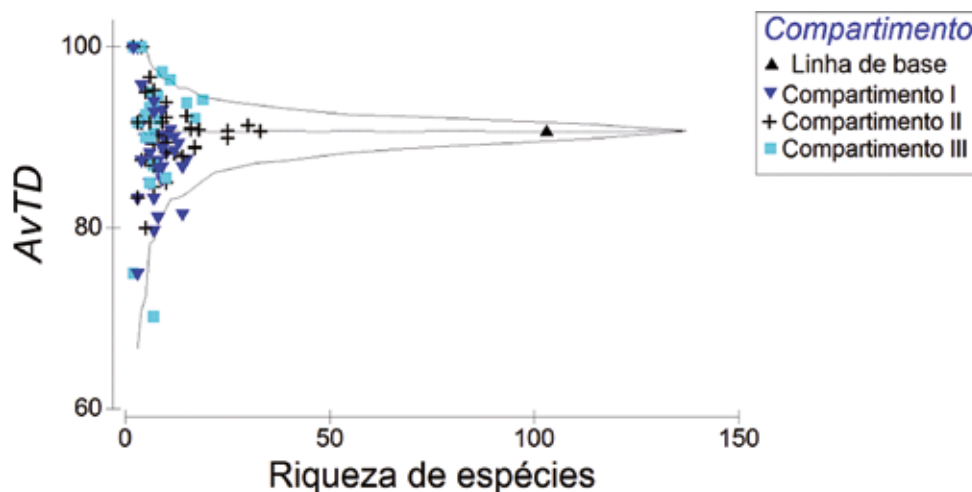
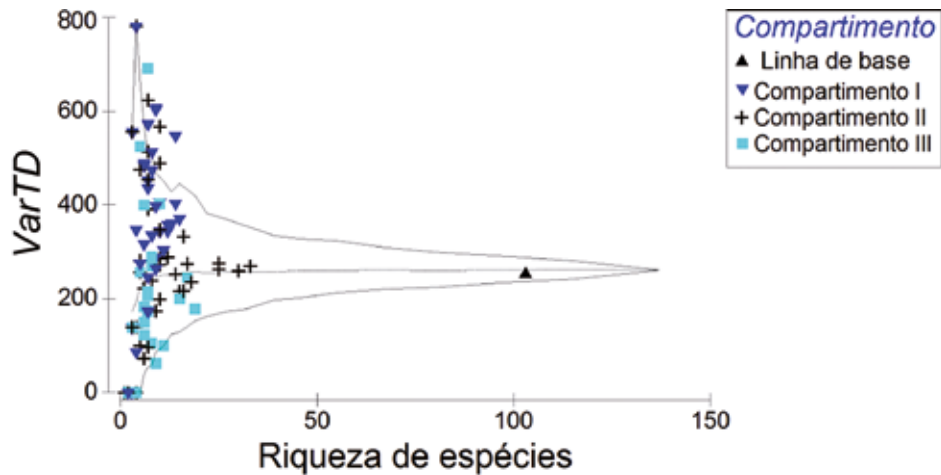


Figura 259 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, nas amostragens realizadas pela Fundação Fundação Renova em 2017 e na Linha de Base. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.



Concomitante à diminuição da riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies, também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, o que é geralmente considerado como indicativo de estresse ambiental (PIANKA, 1970). Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH et al., 1990; SCHIEMER et al., 2000; ARAÚJO et al., 2003), pois as espécies oportunistas (*r*-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos habitats em comparação com as especialistas, em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE e WARWICK, 2001).

Em ambientes preservados e/ou com boa qualidade ambiental a curva de biomassa se sobrepõe a curva de abundância, esse fato se dá pela comunidade ser composta por espécies *k*-estrategistas (espécies de crescimento lento, maior biomassa, maturidade tardia). Quando há a inversão, ou seja, a curva de abundância se sobrepõe a curva de biomassa ou se encontram o ambiente tem prevalência de espécies *r*-estrategistas (rápido desenvolvimento, altas taxas de fecundidade, hábito generalista) indica que o ambiente está sofrendo algum tipo de dano ambiental.

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) estimadas para as amostragens realizadas pelo LACTEC em 2018/2019 apresentaram uma configuração de ambientes perturbados em todos os compartimentos (considerando todas as fases realizadas), com valor positivo ($W=0,113$), embora pequeno, apenas para as amostragens realizadas no trecho superior da bacia (Figura 260). A informação visual das curvas ABC em cada compartimento, comparando locais amostrados que foram afetados pelos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão em 5 de novembro de 2015 com ambientes aquáticos que não foram afetados pelo desastre (CONTROLE), indicam condições de área degradada nos locais atingidos pelo rejeito, assim como para os ambientes denominados de CONTROLE no Compartimento 3 da bacia do rio Doce (Figura 261).

Figura 260 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018/2019 (LACTEC) nos três compartimentos da bacia do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE e WARWICK, 2001).

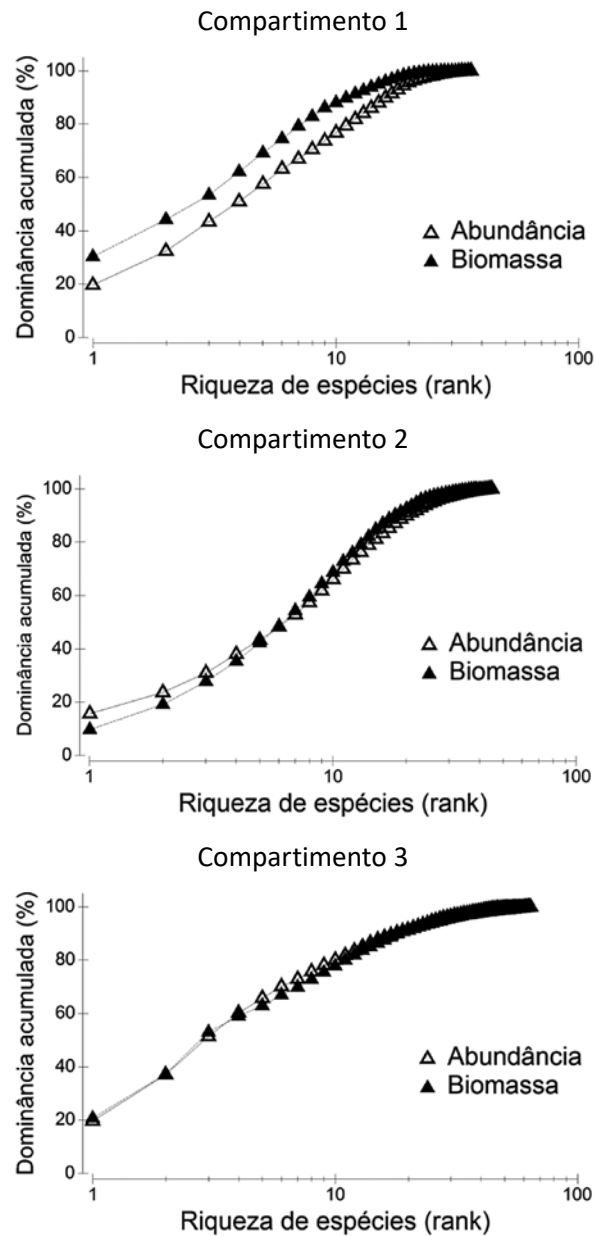
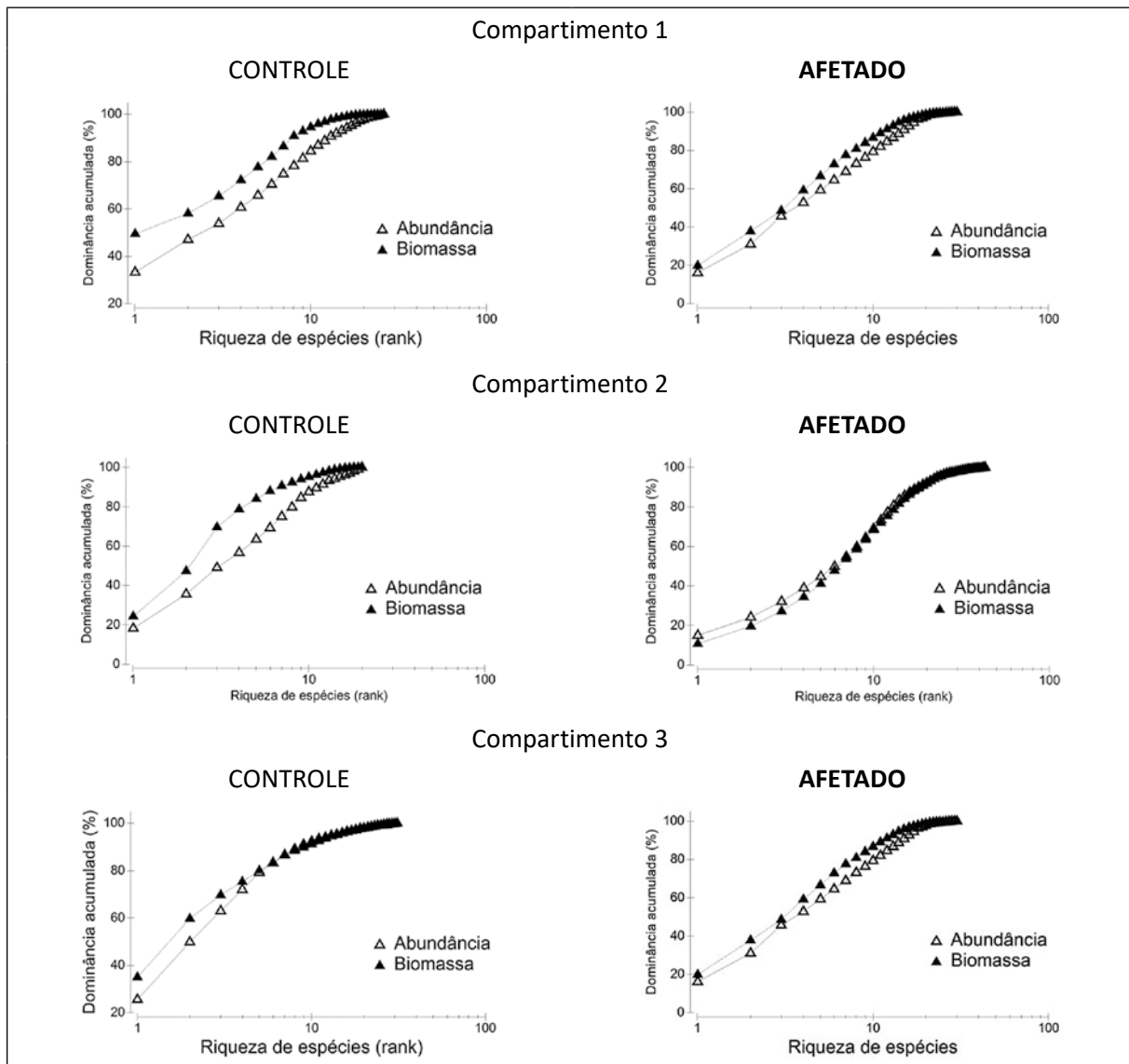


Figura 261 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018/2019 (LACTEC) nos ambientes denominados de controle e afetado nos três compartimentos da bacia do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa) implica em distúrbios moderados (CLARKE e WARWICK, 2001).



A redução nos índices de riqueza e de diversidade juntamente com o aumento de espécies oportunistas revelado pelas análises NMDS, PERMANOVA e pelas curvas ABC de dominância foi considerado um dano gravíssimo para a ictiofauna em todos os compartimentos da bacia do rio Doce, sem sinais evidentes de retorno aos valores e a composição de espécies observados na linha-base. Embora exista a possibilidade de reversibilidade dos índices às condições iniciais, a composição de espécies possivelmente será diferente daquela registrada na linha base.

2.7.4 SIMPLIFICAÇÃO DA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA

Considerando os hábitos alimentares levantados, foram registradas espécies detritívoras, herbívoras, invertívoras bentônicas, onívoras, zoobentívoras, zooplancófagas e ictiófagas na bacia do rio Doce. As espécies invertívoras bentônicas, onívoras e ictiófagas dominaram as amostragens em termos de riqueza e abundância, enquanto que os ictiófagos, no Compartimento 1 e 2, e os detritívoros e onívoros, no Compartimento 3, dominaram em biomassa.

De acordo com as análises de guildas tróficas foi observada uma diminuição na riqueza de espécies invertívoras bentônicas, zoobentívoras e zooplancívoras nas amostragens realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC (Figura 262), tendo como base os dados levantados pela Linha de Base. A simplificação da estrutura trófica da ictiofauna foi causada pela redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento (item 2.6), com efeitos negativos sobre a diversidade de organismos bentônicos (presas). Como a composição, a textura e o grau de compactação (ou a quantidade de espaço intersticial) do substrato são fatores importantes na regulação da diversidade da comunidade aquática de ambientes lóticos (AADLAND, 1993; PETTS e CALOW, 1996), as perturbações ambientais causadas pelo desastre e a consequente perda na riqueza de invertebrados aquáticos registrada no item 2.6, causaram alterações na dieta da ictiofauna, com destaque para os peixes invertívoros bentônicos (Figura 263). Na bacia do rio Doce, ambientes aquáticos mais preservados apresentam maior riqueza e abundância de comunidades zoobentônicas, confirmando a influência das condições do habitat na distribuição dos organismos (MARQUES et al., 1999; BARBOSA et al., 2001; MORETTI e CALLISTO, 2005; SANTOS, 2014).

As mudanças nas disponibilidades das presas provocaram alterações nas interações tróficas e efeitos *bottom-up* (influência na cadeia trófica baseada na disponibilidade de recursos) na estrutura trófica da região afetada, reduzindo o número de espécies invertívoras bentônicas e zoobentívoras. No caso do controle *bottom-up*, a disponibilidade de nutrientes aos produtores é fator modulador importante na distribuição da biomassa nos níveis tróficos (LYNAM et al., 2017). Os padrões de diversidade das comunidades, assim como as dinâmicas populacionais, estão relacionados com as interações tróficas, determinando o fluxo de nutrientes nos ecossistemas (OTTO et al., 2007).

A simplificação da estrutura trófica foi considerada como um dano grave, com tendência de redução e parcialmente reversível, com ocorrência nos compartimentos continentais amostrados.

Figura 262 – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce e na Linha de Base. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.

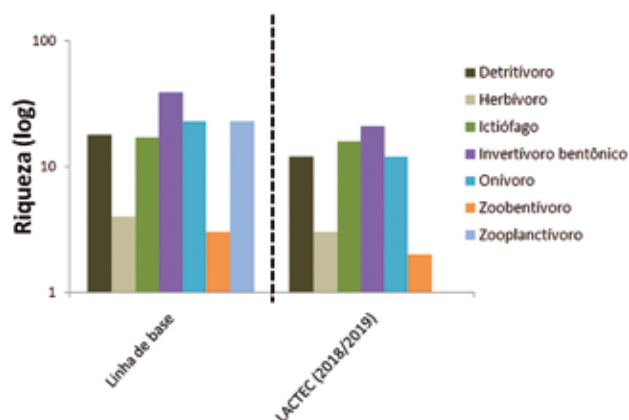
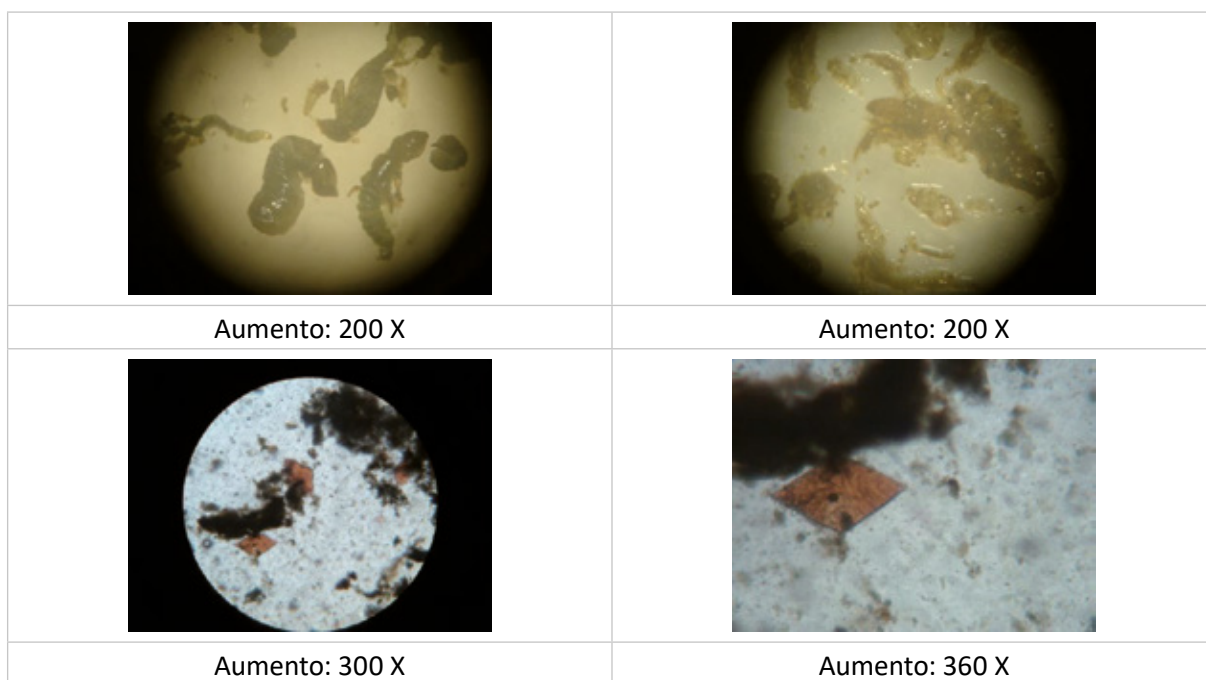


Figura 263 – Componentes (presas) da dieta de invertívoros bentônicos, com detalhe de partículas mineiras associadas ao sedimento com rejeito de mineração encontrados nos tratos digestórios em 2018/2019 na bacia do rio Doce.



2.7.5 AUMENTO DA RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE PEIXES INTRODUZIDOS (EXÓTICOS)

Apesar das confusões conceituais na utilização dos termos, as denominações “espécie exótica”, “espécie introduzida”, “espécie alienígena”, “espécie não-nativa” e “espécie não-indígena” devem ser consideradas sinônimas. De forma geral e simplificada, estes termos correspondem a “toda e qualquer espécie transportada e solta pelo homem, ou seja, introduzida, fora de sua área de distribuição natural, intencional ou acidentalmente” (BARTLEY, 2006). Uma definição mais precisa é dada pela The World Conservation Union (IUCN, 2000): “espécie, subespécie ou o menor nível taxonômico identificável, encontrado fora de sua área de distribuição natural (atual ou precedente) e potencial dispersão (i.e. fora da área que ocupa naturalmente ou que poderia ocupar sem auxílio direto ou indireto do ser humano) incluindo qualquer parte, gameta ou propágulo da espécie que possa sobreviver e posteriormente reproduzir”.

O aparecimento ou aumento de populações de espécies “exóticas” pode causar a redução ou extinção de populações nativas locais, devido à competição por alimentação, abrigo e a disseminação de parasitos (TAYLOR et al., 1984). A extinção das espécies ou a alteração da sua composição nos ecossistemas pode causar perdas irreversíveis aos recursos naturais (VITULE, 2009; CUCHEROUSSET e OLDEN, 2011). Os resultados da redução da biodiversidade são a redução dos recursos genéticos, a perda do potencial de fontes de alimentação e controle de doenças, e a redução da estabilidade dos ecossistemas (KNAPP e MATTHEWS, 2000).

Foram registradas 19 espécies de peixes “introduzidas” (não-nativas) nas amostragens realizadas em 2018/2019 no rio Doce, com destaque para aquelas que tem origem em outras bacias hidrográficas neotropicais (84,2%) (Tabela 105, Figura 264). A ocorrência dessas espécies nos ambientes aquáticos está relacionada com a introdução acidental (escape de aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas e lagos).

O número de espécies “exóticas” de peixes registrados nas amostragens realizadas entre 2018 e 2019 é **90%** superior aos valores obtidos em programas de monitoramento contínuos e abrangentes realizados nas UHEs Aimorés e Baguari (HOLOS ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 2007; SILVA et al., 2012; BIOS CONSULTORIA E SERVIÇOS AMBIENTAIS, 2013) antes do rompimento da barragem de Fundão em 2015. A riqueza registrada em 2018/2019 é **35,7%** maior que os valores registrados pela FUNDAÇÃO RENOVA em 2017, cujas amostragens apresentaram a mesma abrangência espacial empregada pelo LACTEC (Figura 265).

Embora muitas espécies introduzidas sejam consideradas como recurso alternativo para a pesca artesanal na bacia (CTA, 2017), os danos a médio e longo prazo podem incluir a inviabilidade econômica pesqueira (AGOSTINHO e JULIO JÚNIOR, 1996), extinções locais de espécies nativas devido a predação (PETRERE JÚNIOR, 1989; AGOSTINHO e JULIO JÚNIOR, 1996) e mudanças nas cadeias tróficas com consequente alterações funcionais nos ecossistemas (ZARET e PAINE, 1973; ROCHA et al., 2005). No trecho médio da bacia do rio Doce, a invasão de peixes exóticos no sistema lacustre vem causando impactos e redução da riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (LATINI e PETRERE 2004; LATINI et al., 2004; SANTOS, 2008).

Figura 264 – Espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados com maior frequência e biomassa nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce.

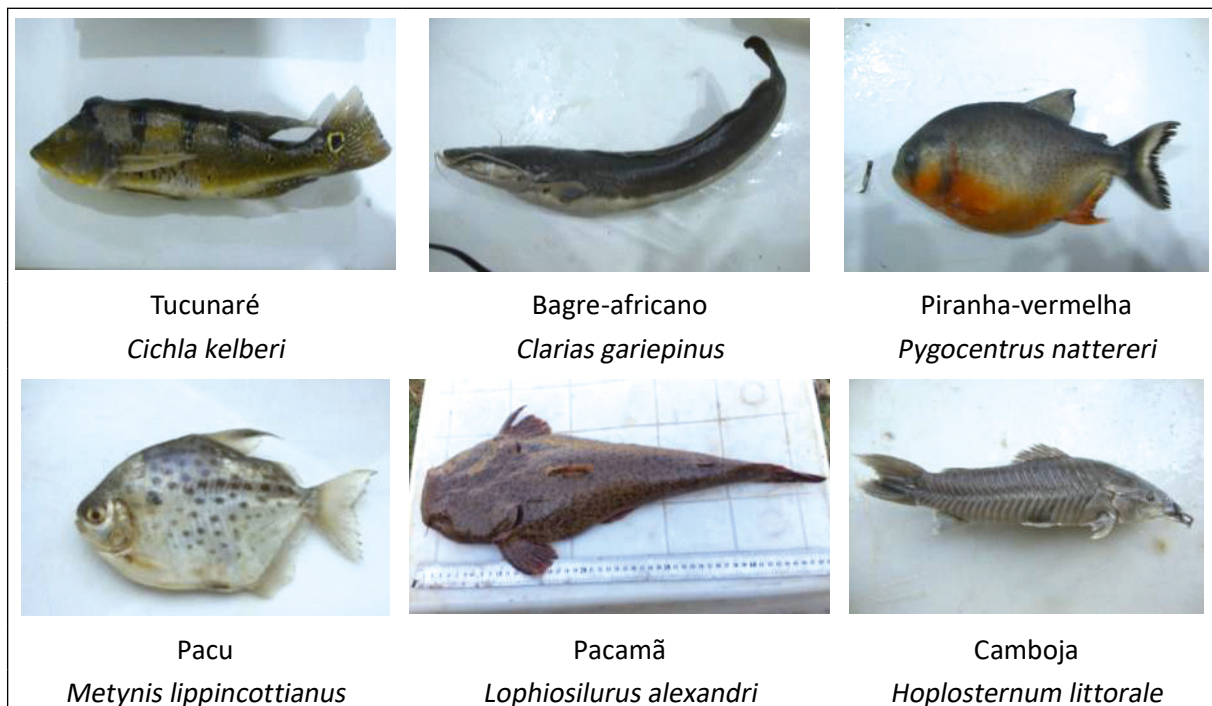


Figura 265 – Proporção entre as categorias de espécies de peixes endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce, Linha de Base e programas de monitoramento das UHE Baguari e Aimorés.

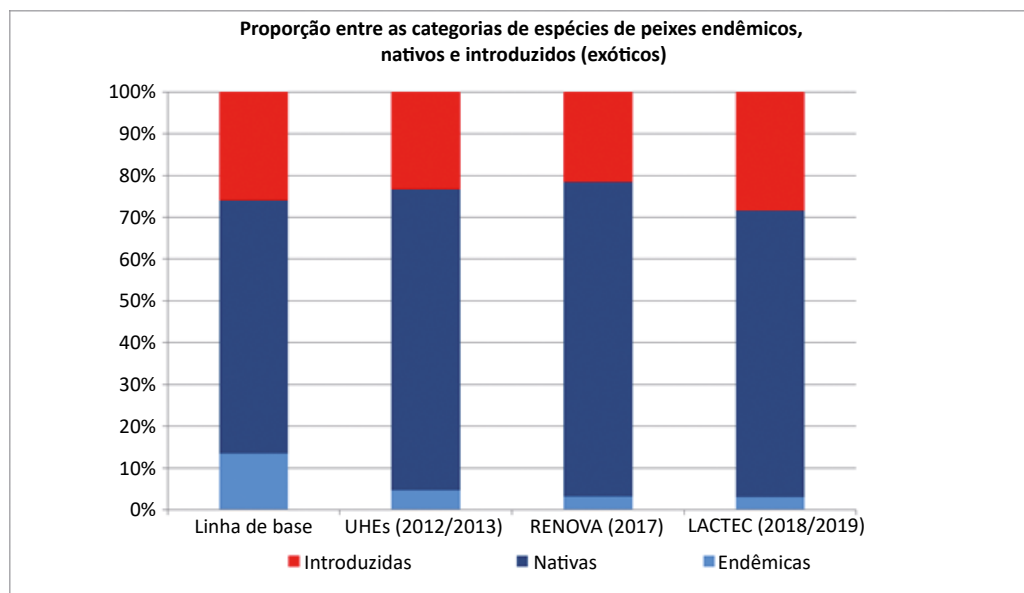


Tabela 105 – Lista das espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados na bacia hidrográfica do rio Doce em 2018/2019 (LACTEC).

Distribuição original: outros países e continentes					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano	(Burchell, 1822)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia-do-Nilo	(Linnaeus, 1758)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia	(Boulenger, 1897)
Distribuição original: outras bacias hidrográficas brasileiras					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	Corimba	(Valenciennes, 1837)
Água doce	Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>	Mato-grosso	(Steindachner, 1882)
Água doce	Characiformes	Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	(Cuvier, 1816)
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu	(Holmberg, 1887)
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha	Kner, 1858
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha-preta	(Cuvier, 1819)
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Pygocentrus</i> sp.	Piranha-branca	
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Serrasalmus marginatus</i>	Pirambeba	Valenciennes, 1847
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu-prata	(Cope, 1870)
Água doce	Characiformes	Serrasalimidae	<i>Metynnis</i> cf. <i>maculatus</i>	Pacu-prata	(Kner, 1858)
Água doce	Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Cascudinho	(Hancock, 1828)
Água doce	Siluriformes	Loricariidae	<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Cascudo	(Steindachner, 1867)
Água doce	Siluriformes	Loricariidae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)
Água doce	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Pacamã	Steindachner, 1876
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Oscar	(Agassiz, 1831)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunará	Kullandere Ferreira, 2006

O aumento na riqueza e abundância de peixes exóticos foi considerado como um dano grave, com tendência de redução e parcialmente reversível, com ocorrência nos compartimentos continentais amostrados.

2.7.6 REDUÇÃO DA DIVERSIDADE GENÉTICA DA ICTIOFAUNA

Pimelodus maculatus

Os 50 indivíduos de *Pimelodus maculatus* que tiveram o gene Citocromo Oxidase B sequenciados (totalizando 898 pares de bases por indivíduo após retirada das extremidades com baixa confiabilidade) são provenientes de 3 pontos amostrais do Compartimento 3 (RD08, RD09, RD10) e 2 do Compartimento 2 da bacia do rio Doce (RD16, RD17) (Tabela 106). No total, 2 haplótipos foram encontrados em todas as populações (Figura 266), exceto na população 08, em que apenas 1 haplótipo foi identificado, possivelmente em decorrência da baixa quantidade de indivíduos amostrados (Figura 267). As diversidades nucleotídicas variaram entre 0,000 (estação RD08) e 0,001 (estações RD09, RD10, RD11, RD12), não apresentando diferenças estatisticamente significativas entre as amostras dentro APDL e controle dentro de cada compartimento (i.e. RD09 x RD10, RD16 x RD17, $p > 0,05$, Figura 268). Análises estatísticas entre as estações RD08 (dentro da APDL) e RD10 (controle) não foram realizadas devido às baixas variabilidades genéticas e número amostral na estação RD08. As populações não apresentaram diferenças genéticas entre elas, sendo que 100% da diversidade genética foi encontrada dentro das populações e 0% entre as populações ($F_{ST} = -0,03$, $p = 0,58$, Tabela 107).

Tabela 106 – Número de indivíduos sequenciados de populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD 17) e III (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B, seus números de haplótipos e de sítios polimórficos diversidade nucleotídica. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle.

População	Ponto Amostral	Número de indivíduos sequenciados	Número de Haplótipos	Número de Sítios Polimórficos	Diversidade Nucleotídica
Dentro da APDL	RD08	4	1	0	0,0000 ± 0,0000
Controle	RD09	6	2	2	0,0011 ± 0,0010
Dentro da APDL	RD10	12	2	2	0,0010 ± 0,0008
Dentro da APDL	RD16	8	2	2	0,0012 ± 0,0010
Controle	RD17	20	2	2	0,0011 ± 0,0009
Total		50	2	2	0,0010 ± 0,0009

Figura 266 – Haplótipos encontrados para *Pimelodus maculatus* da bacia do rio Doce, com destaque aos sítios polimórficos. Cada letra representa um nucleotídeo.

1. 09-Pma-05 CCTACGCCATCCTTACGCTCCATCCCAACAACTAGCGGGGTTCTGGCACTACTATTCTCAATCTTAGTACTAATACTTGACCCCTGCTACAACCTCCAAACAACAGGACTAATTTCGGACC
2. 09-Pma-06 CCTACGCCATCCTTACGCTCCATCCCAACAACTAGCGGGGTTCTGGCACTACTATTCTCAATCTTAGTACTAATACTTGACCCCTGCTACAACCTCCAAACAACAGGACTAATTTCGGACC

Figura 267 – Rede de haplótipos do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD 17) e 3 (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce. O tamanho dos círculos é proporcional à frequência dos haplótipos. Círculos em branco representam haplótipos não amostrados. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle.

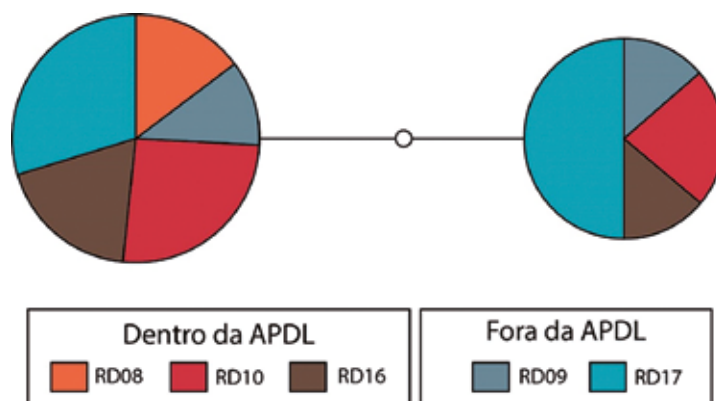


Figura 268 – Diversidade nucleotídica e desvio padrão do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B de populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD17) e 3 (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle.

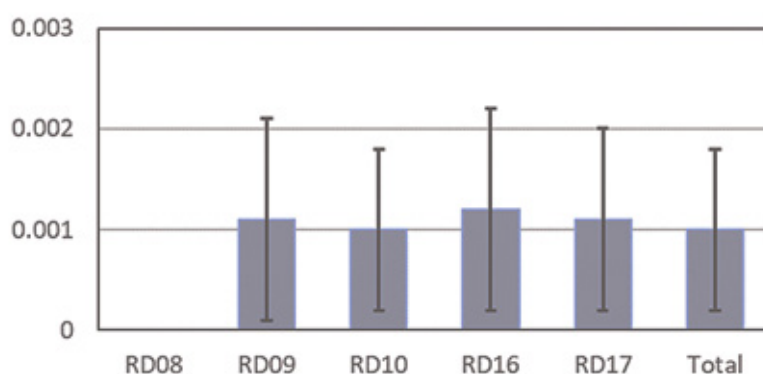


Tabela 107 – Valores de diferenciação genética (i.e. F_{ST} , sob a diagonal), e seus respectivos p (sobre a diagonal), entre as populações de *Pimelodus maculatus* dos Compartimentos 2 (RD16 e RD 17) e 3 (RD08, RD09 e RD10) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B. Valores de p abaixo de 0,017 são considerados significativos após a correção B-Y. RD08, RD10 e RD16 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD09 e RD17 compreendem estações controle.

	RD08	RD09	RD10	RD16	RD17
RD08		0,234	0,099	0,378	0,189
RD09	0,314		0,991	0,991	0,991
RD10	0,294	-0,143		0,865	0,820
RD16	0,158	-0,157	-0,103		0,991
RD17	0,178	-0,117	-0,068	-0,094	

Dessa forma, considerando o desenho amostral definido, a ausência de diferenças genéticas entre as populações analisadas e de redução da diversidade genética das estações dentro da APDL quando comparado às estações controle suporta que não há evidência de diminuição da diversidade genética do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B para populações de *Pimelodus maculatus* dentro da APDL, na bacia do rio Doce. Isso sugere que essas populações não sofreram redução da diversidade genética decorrente do desastre ou sofreram recuperação de sua diversidade genética pela recolonização e/ou fluxo genético de outras populações da bacia após o desastre.

Astyanax bimaculatus

Um total de 60 amostras de *Astyanax* foi sequenciado com sucesso para o gene mitocondrial Citocromo Oxidase B, totalizando 898 pares de bases em cada sequência após a retirada das extremidades com baixa confiabilidade. Através da árvore de NJ (Figura 269), foram definidos 49 indivíduos pertencentes ao grupo aqui nomeado Grupo A, com diversidade genética intragrupo de 1,2%, e desse para o grupo mais próximo de 15,5%, resultando em uma relação diversidade intragrupo/intergrupo de 8%. Uma segunda análise mais conservadora foi realizada, considerando apenas os indivíduos identificados como Grupo A1 (diversidade genética intragrupo de 9%, intergrupo de 27%, e razão intra/inter de 33%) como indivíduos focais.

Os espécimes que compõe o grupo A são provenientes dos pontos amostrais RD16, RD17, RD19, RD24, RD27 e dique S4 (Tabela 108). As diversidades nucleotídicas desse grupo variaram entre 0,000 (estações RD24 e RD27) e 0,021 (estação RD19), com diferenças significativas entre RD16 e RD19 ($p = 0,00$) e RD17 e RD19 ($p = 0,00$) no Compartimento 2 da bacia do rio Doce (Figura 270). Comparações com os pontos RD24 e RD27 não foram realizadas devido à baixa diversidade e ao baixo número amostral de cada estação, respectivamente. A rede de haplótipos construída mostra que a diferença entre RD16 e RD19 se deve especialmente a diferenças nas frequências dos haplótipos, sendo que os haplótipos mais frequentes no ponto RD16 estão também presentes no RD19 (Figura 269). Já as populações amostradas no Compartimento 1 (RD24, RD27 e S4) da bacia do rio Doce apresentaram haplótipos diferentes entre si.

As populações apresentaram diferenças genética significativa entre elas (nessa análise, a estação RD27 foi removido devido ao baixo número amostral), sendo que 60% da diversidade genética é encontrada entre as populações e 40% dentro das populações ($F_{ST} = 0,60$, $p = 0,00$). As comparações par-a-par suportam que as populações RD16 e RD19, e RD17 e RD19 dentro do Compartimento 2 da bacia do rio Doce são diferentes entre si, assim como as populações das estações RD24 (controle) e dique S4 (dentro da APDL) no Compartimento 1 da bacia do rio Doce (Tabela 109).

Figura 269 – Árvore para identificação genética de *Astyanax bimaculatus* coletados nos Compartimentos 1 e 2 da bacia do rio Doce. O tamanho dos ramos é proporcional ao número de substituições por sítio. São apresentados os valores de suporte de bootstrap maiores do que 70%. Dicotomias com suporte de bootstrap menores do que 50% são apresentadas em politomias.

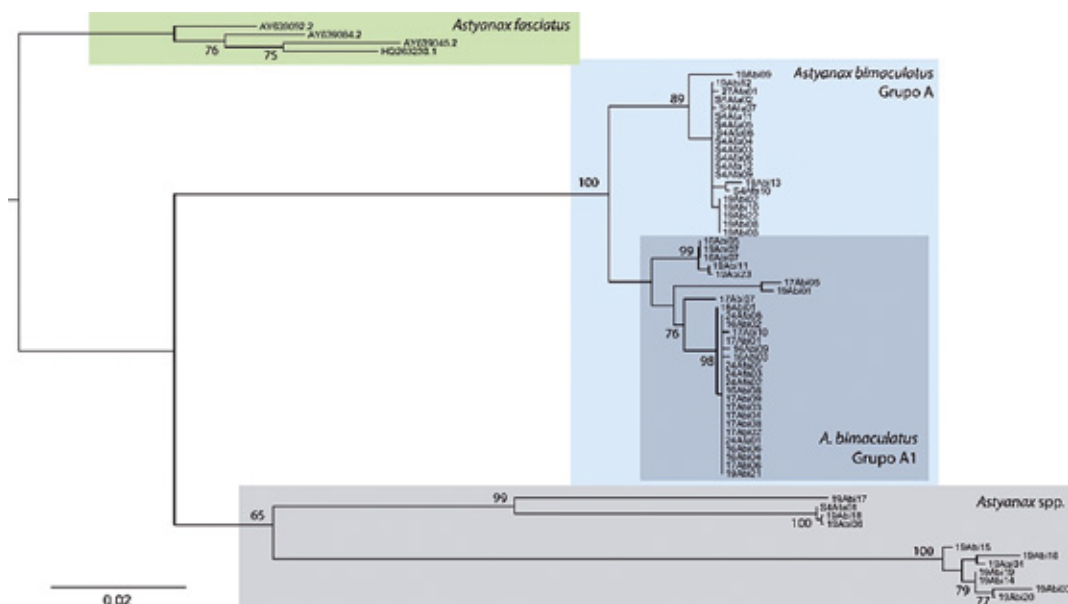


Tabela 108 – Número de indivíduos sequenciados de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B, seus números de haplótipos, sítios polimórficos e diversidade nucleotídica. RD16, RD27 e S4 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle.

APDL	Ponto Amostral	Número de indivíduos sequenciados	Número de Haplótipos	Número de Sítios Polimórficos	Diversidade Nucleotídica
Dentro	RD16	9	4	15	0,0068 ± 0,0041
Fora	RD17	10	4	25	0,0069 ± 0,0041
Fora	RD19	13	7	29	0,0210 ± 0,0116
Fora	RD24	5	1	0	0,0000 ± 0,0000
Dentro	RD27	1	1	0	0,0000 ± 0,0000
Dentro	S4	11	4	4	0,0014 ± 0,0013
	Total	49	18	46	0,0167 ± 0,0085

Figura 270 – Diversidade nucleotídica e desvio padrão do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. RD16, RD27 e S4 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle.

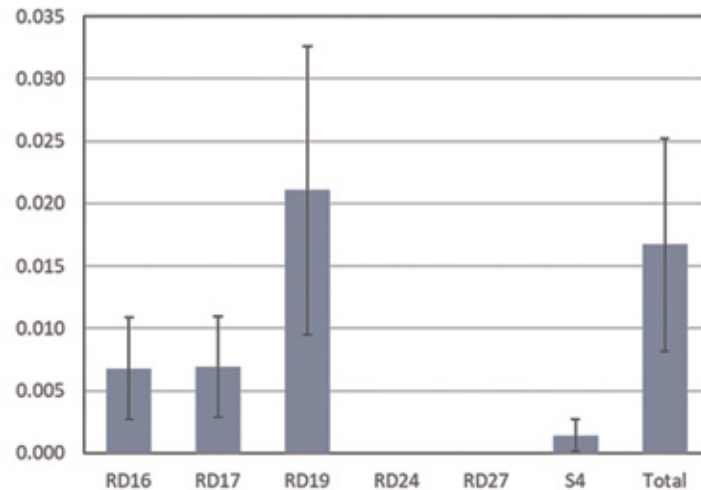


Tabela 109 – Valores de diferenciação genética (i.e. F_{ST} , sob a diagonal), e seus respectivos p (sobre a diagonal), entre as populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B. Em negrito, valores significativos ($p < 0,017$ após a correção B-Y). RD16, RD27 e S4 compreendem estações dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle.

	RD16	RD17	RD19	RD24	S4
RD16		0,423	0,000	0,532	0,000
RD17	-0,001		0,000	0,892	0,000
RD19	0,426	0,455		0,000	0,009
RD24	0,028	-0,049	0,474		0,000
S4	0,885	0,874	0,237	0,974	

Os haplótipos de *A. bimaculatus* Grupo A1 são provenientes de indivíduos das estações RD16, RD17, RD19 e RD24 (Tabela 110). As diversidades nucleotídica variaram de 0,000 (estação RD24) a 0,015 (estação RD19). As populações RD16 (dentro da APDL) e RD17 (controle) não apresentaram diferenças nas diversidades nucleotídicas, enquanto ambas apresentaram diferenças significativas para a população controle RD19 ($p = 0,04$) (Figura 271).

Figura 271 – Rede de haplótipos do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Astyanax bimaculatus* dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. O tamanho dos círculos é proporcional à frequência dos haplótipos. Cada linha representa uma mutação, agrupada em números quando o número de mutações são valores altos. Círculos em branco representam haplótipos não amostrados.

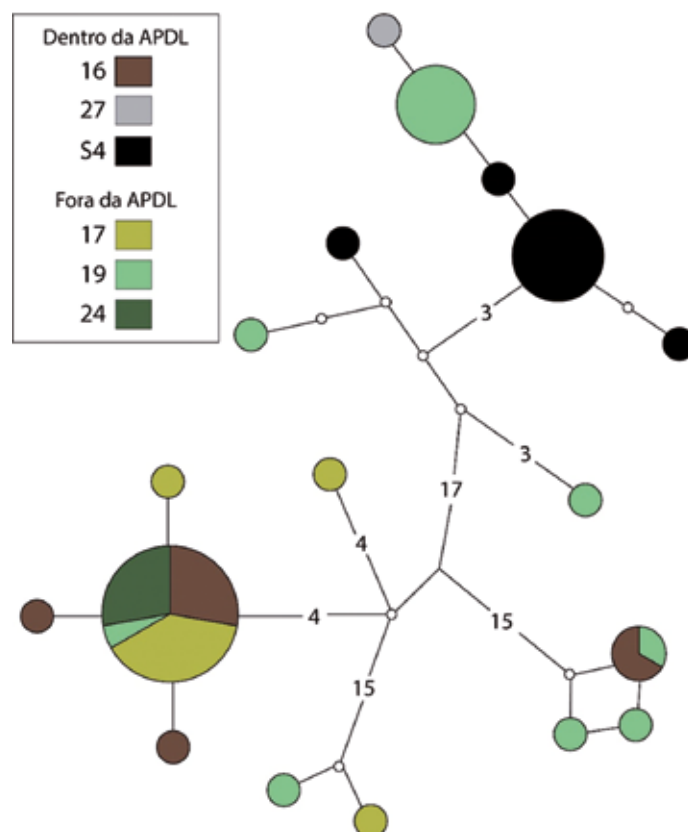
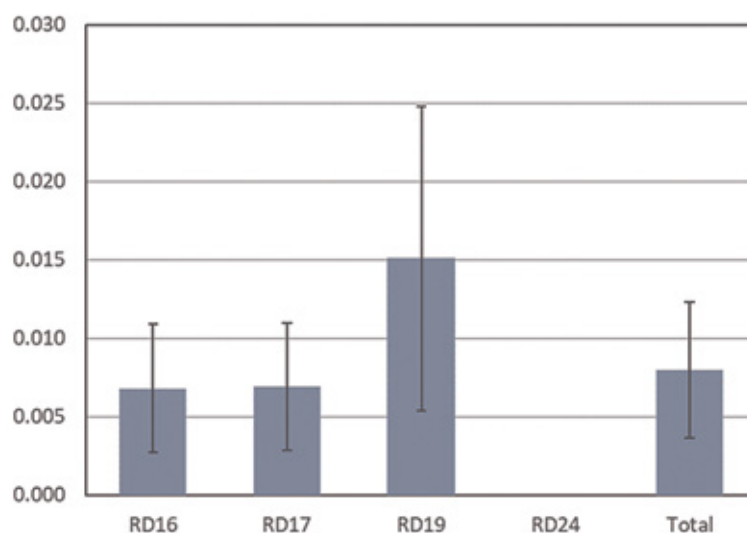


Tabela 110 – Número de indivíduos sequenciados de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A1, Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B, seus números de haplótipos, sítios polimórficos e diversidade nucleotídica. RD16 compreende uma estação dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle.

População	Ponto Amostral	Número de indivíduos sequenciados	Número de Haplótipos	Número de Sítios Polimórficos	Diversidade Nucleotídica
Dentro da APDL	RD16	9	4	15	0,0068 ± 0,0041
Controle	RD17	10	4	25	0,0069 ± 0,0041
Controle	RD19	5	5	23	0,0151 ± 0,0097
Controle	RD24	5	1	0	0,0000 ± 0,0000
	Total	29	10	33	0,0080 ± 0,0043

Figura 272 – Diversidade nucleotídica e desvio padrão do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B das populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A1, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. RD16 compreende uma estação dentro da APDL, enquanto RD17, RD19 e RD24 compreendem estações controle.



Da diversidade genética encontrada para *A. bimaculatus* Grupo A1, 20% ocorre entre populações e 80% dentro das populações ($F_{ST} = 0,20$, $p = 0,01$). As análises pareadas suportam que as populações controlem RD17 e RD19, e RD19 e RD24 são diferentes geneticamente entre si.

Tabela 111 – Valores de diferenciação genética (i.e. F_{ST} , sob a diagonal), e seus respectivos p (sobre a diagonal), entre as populações de *Astyanax bimaculatus*, Grupo A, dos Compartimentos 1 (RD24, RD27 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o gene Citocromo Oxidase B.

	RD16	RD17	RD19	RD24
RD16		0,405	0,099	0,423
RD17	0,016		0,000	0,829
RD19	0,219	0,362		0,027
RD24	0,026	-0,051	0,477	

Considerando o desenho amostral, a maior diversidade genética encontrada na população dentro da APDL dique S4 em comparação à população controle RD24 não suporta a redução da diversidade genética do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, do Compartimento 1 da bacia do rio Doce nas estações dentro da APDL. A menor diversidade genética da população da estação controle RD24 em relação à afetada dique S4 pode ser resultado de danos crônicos que as populações podem estar sofrendo em decorrência da degradação do ambiente (ver Goulart, 2008; Silva et al., 2018; e resultados dos estudos de Ecotoxicologia para detalhes), com consequente redução de sua diversidade genética. Análises com *A. bimaculatus* grupo A1 não puderam ser realizadas para esse compartimento devido a esse grupo ter sido encontrado apenas na população controle RD24.

Com relação ao Compartimento 2 da bacia do rio Doce, as estações RD16 e RD17 não apresentaram diferenciação genética entre si tanto para as análises utilizando indivíduos do grupo A quando para o grupo A1 de *A. bimaculatus*, sugerindo que os indivíduos amostrados nessas estações não compreendem populações distintas. Tais populações apresentaram significativamente menores diversidades nucleotídicas do que a estação controle RD19, o que sugere a ocorrência de um evento de redução de suas diversidades genéticas. Além disso, a população RD16 apresentou uma subamostragem dos haplótipos encontrados na estação RD19 com perda de alelos raros, como esperado no caso de uma redução de diversidade genética por gargalo populacional (ver Freeland et al., 2011 para detalhes). Portanto, essa redução da diversidade genética é compatível com aquela esperada com o dano da passagem da lama de rejeitos. Contudo, a esse resultado deve ser considerado com cautela em decorrência dos problemas taxonômicos do complexo *A. bimaculatus*.

Considerando o desenho amostral definido, as análises de *Astyanax bimaculatus* apresentados nesse relatório indicam que as populações dessa espécie presentes na APDL do Compartimento 2 apresentam redução na diversidade genética do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B em comparação com aquelas controle, condizente com o dano esperado para essas populações em decorrência da lama de rejeitos do Desastre da Samarco (Tabela 112).

Para as populações de *A. bimaculatus* do Compartimento 1 e *P. maculatus* dos Compartimentos 2 e 3, não foram encontradas diferenças significativas da diversidade genética do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B entre as populações dentro da APDL e controle. Isso sugere que essas populações não sofreram extensiva redução da diversidade genética decorrente do desastre ou sofreram recuperação de sua diversidade genética pela recolonização e/ou fluxo genético de outras populações da bacia do rio Doce.

As diferenças encontradas em relação ao dano do rejeito de lama do Desastre da Samarco entre as espécies podem ser explicadas pelas diferenças ecológicas entre elas. Enquanto *A. bimaculatus* é uma espécie de pequeno porte com migração de pequenas distâncias (CAROLSFELD et al., 2003), *P. maculatus* representa uma espécie de médio porte com migração de longas distâncias (CAROLSFELD et al., 2003). Populações de espécies mais vageis tendem a ter maior fluxo genético entre suas populações quando comparadas àquelas menos vageis, como *A. bimaculatus* (WRIGHT, 1943). Portanto, o maior fluxo genético entre as populações de *P. maculatus* permite que a recuperação da diversidade genética de uma população impactada por alteração ambiental seja mais rápida em comparação àquelas espécies menos vageis. Consequentemente, a ausência de dano encontrado em *P. maculatus* das estações dentro da APDL RD08, RD10 e RD16 provavelmente se deve a recuperação da diversidade genética após o desastre.

Tabela 112 – Cenários de danos e recuperação das populações de peixes de *Astyanax bimaculatus* e *Pimelodus maculatus* dentro da APDL suportadas nesse estudo.

Espécie	Compartimento	Resultados	Cenário suportado
<i>Pimelodus maculatus</i>	2	Diversidade genética não significativamente menor na população dentro da APDL em comparação às controle	A diversidade genética da população dentro da APDL não sofreu extensiva redução, ou foi recuperada
	3	Diversidade genética não significativamente menor na população dentro da APDL em comparação às controle	A diversidade genética da população dentro da APDL não sofreu extensiva redução, ou foi recuperada
<i>Astyanax bimaculatus</i>	1	Diversidade genética não significativamente menor na população dentro da APDL em comparação às controle	A diversidade genética da população dentro da APDL não sofreu extensiva redução, ou foi recuperada
	2	Diversidade genética significativamente menor na população dentro da APDL em comparação às controle	A diversidade genética da população dentro da APDL sofreu extensiva redução e não foi recuperada

A redução da diversidade genética registrada para *A. bimaculatus* pode ser utilizada como modelo para outras espécies da bacia do rio Doce que apresentam os mesmos padrões ecológicos. Desta forma, este dano foi classificado como grave, parcialmente reversível, com tendência de diminuição.

2.7.7 ALTERAÇÃO DA DINÂMICA POPULACIONAL DA ICTIOFAUNA

2.7.7.1 Estimativa da taxa de recrutamento e da taxa de sobrevivência

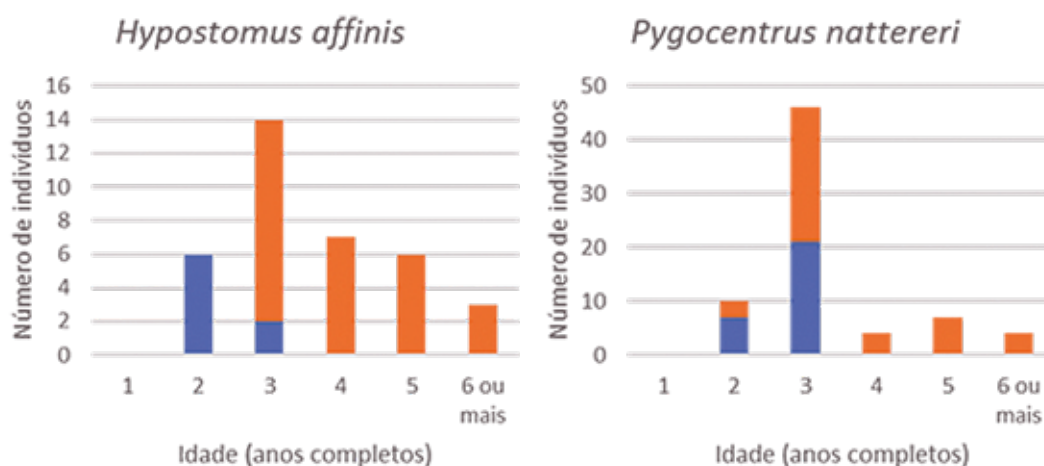
As populações de *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* da APDL do desastre apresentaram maiores taxas de mortalidade e de crescimento corpóreo quando comparadas às populações controle (Tabela 113).

Tabela 113 – Tamanho máximo corporal teórico (L_{∞}), taxa de crescimento corpóreo (k) e taxa de mortalidade, sobrevivência, idade máxima e recrutamento estimados para *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* de populações de fora (controle) e dentro da APDL desastre da Samarco. * $S_a=1-d$.

Espécie	Variável	Controle	APDL
<i>Hypostomus affinis</i>	L_{∞} (cm)	43,05	39,9
	k (ano ⁻¹)	0,33	0,93
	d' : Mortalidade (contínuo)	0,752	1,566
	d : Mortalidade (discreto)	0,53	0,79
	S_a : Sobrevivência* (discreto)	0,47	0,21
	Idade máxima (anos)	9	3,25
	B : Recrutamento	1,33	-
<i>Pygocentrus nattereri</i>	L_{∞} (cm)	25,73	25,73
	k (ano ⁻¹)	0,43	0,68
	d' : Mortalidade (contínuo)	1,05	1,43
	d : Mortalidade (discreto)	0,65	0,76
	S_a : Sobrevivência* (discreto)	0,35	0,24
	Idade máxima (anos)	7	4,3
	B : Recrutamento	2,27	-

Uma vez que, de acordo com as nossas estimativas, as espécies *H.affinis* e *P.nattereri* iniciam suas atividades reprodutivas após 2 anos de vida completos (Figura 273, terceira classe de idade), os indivíduos responsáveis pela formação da primeira classe reprodutiva são os presentes na população a partir da quinta classe de idade (entre 4 e 5 anos completos). Sendo assim as taxas de recrutamento para *H.affinis* e *P.nattereri* foram estimados em 1,33 e 2,27; respectivamente.

Figura 273 – Número de indivíduos por classe de idade (anos) das espécies *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* amostrados nas estações controle. Em azul, juvenis, e em laranja, adultos.



2.7.7.2 Modelo de dinâmica populacional

Nas simulações realizadas sem recuperação natural, houve extinção das populações de *H. affinis* e *P. nattereri* da APDL nos anos de 2023 e 2038, respectivamente (Tabela 114, Figura 274 e Figura 275). Esses valores não foram sensíveis aos valores de *K* (1000, 10000, 100000 e 500000). Nos modelos apresentados, a linha vertical contínua corresponde ao momento do Desastre da Samarco (2015), e a tracejada ao momento em que as populações na APDL atingem 5% da densidade populacional do cenário pré-desastre (2023), em ambos os cenários (com e sem recuperação natural).

Tabela 114 – Ano em que a densidade populacional relativa das populações simuladas de *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* na APDL atingem 5% da densidade populacional pré-desastre, média e desvio padrão da densidade populacional nesse ano para cada valor de *K* (capacidade de suporte de indivíduos na primeira idade adulta), considerando um cenário sem recuperação.

Espécie	<i>K</i>	Ano	Densidade populacional relativa
<i>Hypostomus affinis</i>	1000	2023	0,05 ± 0,03
	10000	2023	0,05 ± 0,01
	100000	2023	0,05 ± 0,00
	500000	2023	0,05 ± 0,00
<i>Pygocentrus nattereri</i>	1000	2038	0,05 ± 0,04
	10000	2038	0,05 ± 0,01
	100000	2038	0,05 ± 0,00
	500000	2038	0,05 ± 0,00

Figura 274 – Dinâmica populacional simulada de *Hypostomus affinis* para as condições pré (azul) e pós-desastre, sem recuperação (linhas vermelhas) e com recuperação natural (linhas rosas, sobrepostas às linhas vermelhas), sob capacidade de suporte na primeira idade adulta $K = 10000$. As linhas claras representam o intervalo de confiança de 90%, enquanto as linhas escuras representam as médias.

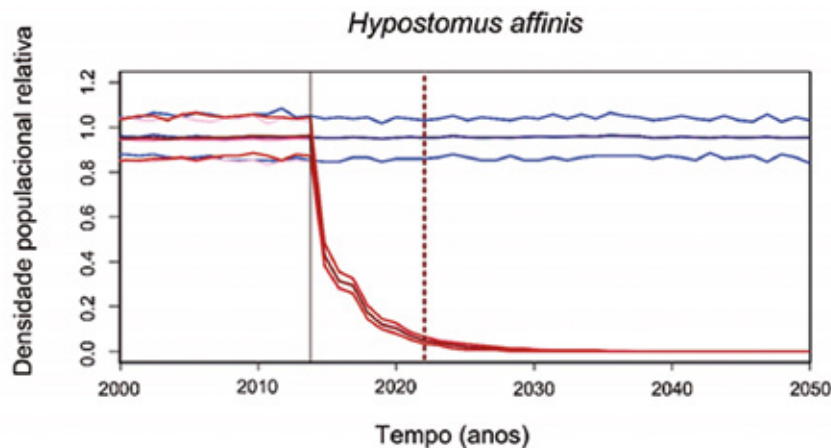
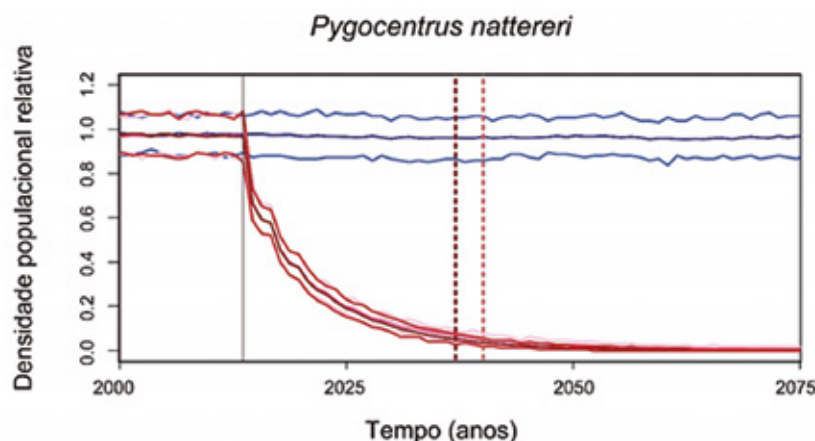


Figura 275 – Dinâmica populacional simulada de *Pygocentrus nattereri* para as condições pré (azul) e pós-desastre, sem recuperação (linhas vermelhas) e com recuperação (linhas rosas, sobrepostas às linhas vermelhas), sob capacidade de suporte na primeira idade adulta $K = 10000$. As linhas claras representam o intervalo de confiança de 90%, enquanto as linhas escuras representam as médias.



As simulações realizadas para identificar a influência dos parâmetros recrutamento e sobrevivência suportam maior efeito do último sobre a densidade populacional das espécies. Em ambos os intervalos de tempo (2025 e 2045), as simulações sem recuperação natural indicam extinção de *H. affinis* segundo os valores de mortalidade e recrutamento estimados para a espécie na APDL pós-desastre.

Para *P. nattereri*, as simulações sem recuperação natural suportam que a densidade populacional relativa é aproximadamente 25% da encontrada nos cenários pré-desastre em 2025, com extinção das populações da APDL em longo prazo (2045). As previsões em longo prazo se mantêm as mesmas (extinção) para uma grande variação dos parâmetros realçando a robustez dos resultados (observe grande área vermelha em torno do ponto preto nas Figura 276 e Figura 277).

As simulações dos cenários com recuperação natural da qualidade ambiental 165 anos após o desastre mantiveram a tendência de extinção das populações da APDL para ambas as espécies. Nessas simulações, as populações de *Hypostomus affinis* da APDL se extinguíram em 2023 (Figura 278,

Tabela 115), mesmo ano do cenário sem recuperação, e *P. nattereri* se extinguiu em 2041, 3 anos mais tarde do que as simulações sem recuperação (Figura 279, Tabela 115).

As simulações dos cenários de pesca suportam que o aumento da mortalidade das populações da APDL, tanto de 10% quanto de 20%, não altera o ano de extinção das populações simuladas de *H. affinis* quando comparada ao cenário com recuperação e sem pesca, estimado para 2023 (Figura 274). Alternativamente, as populações simuladas de *P. nattereri* se extinguíram em 2032 (20% de pesca) e 2036 (10% de pesca), em menos tempo do que o cenário com recuperação e sem pesca (2041) (Figura 275).

Figura 276 – Densidade populacional relativa de *Hypostomus affinis* para diferentes taxas de recrutamento e sobrevivência em dois tempos distintos: 10 e 30 anos após o desastre. A escala de cores varia da extinção (vermelho) a densidade populacional igual ou superior a situação controle (azul escuro). Os pontos branco e preto sinalizam o conjunto de parâmetros calculados no cenário pré e pós-desastre sem recuperação.

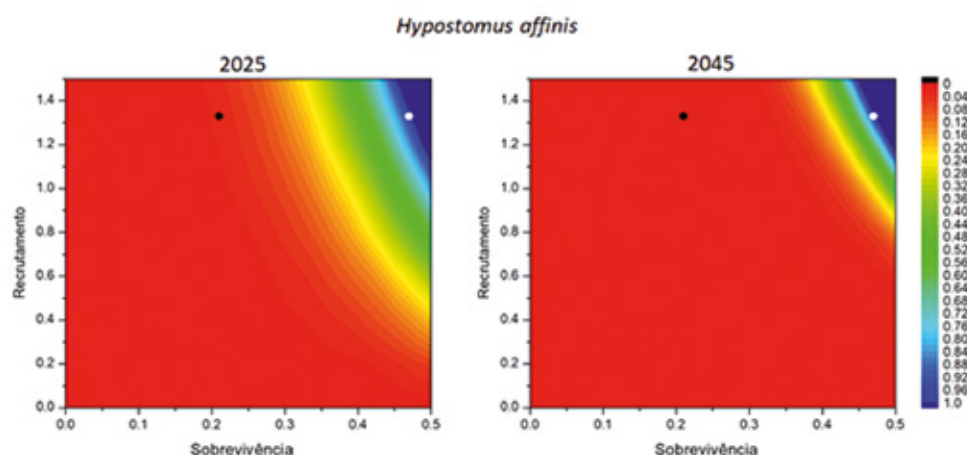


Figura 277 – Densidade populacional relativa de *Pygocentrus nattereri* para diferentes taxas de recrutamento e sobrevivência em dois tempos distintos: 10 e 30 anos após o desastre. A escala de cores varia da extinção (vermelho) a densidade populacional igual ou superior a situação controle (azul escuro). Os pontos branco e preto sinalizam o conjunto de parâmetros calculados no cenário pré e pós-desastre sem recuperação.

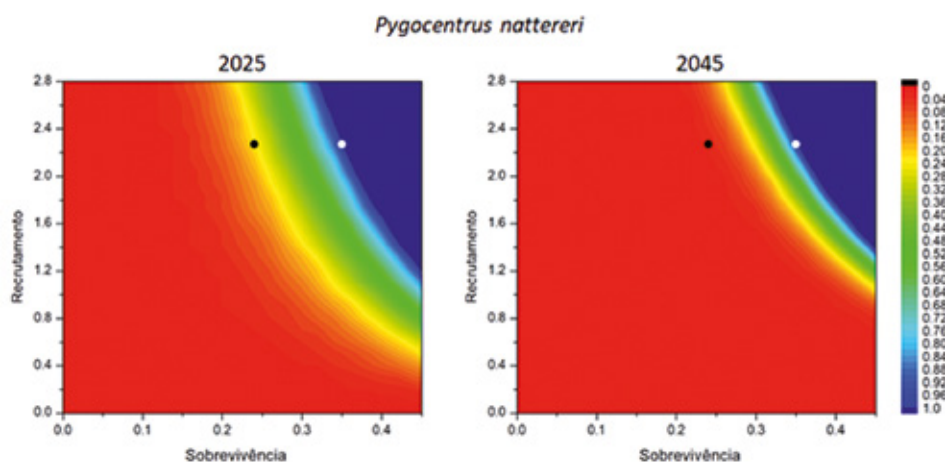


Tabela 115 – Ano em que a densidade populacional relativa das populações simuladas de *Hypostomus affinis* e *Pygocentrus nattereri* na APDL atingem 5% (extinção) ou 95% (recuperação) da densidade populacional pré-desastre em diferentes cenários de recuperação.

Cenário	<i>Hypostomus affinis</i>		<i>Pygocentrus nattereri</i>	
	Ano	Densidade populacional relativa (Média ± DP)	Ano	Densidade populacional relativa (Média ± DP)
Sem recuperação natural	2023	0,05 ± 0,01	2038	0,05 ± 0,01
Recuperação natural	2023	0,05 ± 0,01	2041	0,05 ± 0,01
Peixamento por 50 anos	2077	0,05 ± 0,01	2267	0,95 ± 0,07
Peixamento por 100 anos	2340	0,95 ± 0,05	2231	0,95 ± 0,06
Peixamento constante	2179	0,96 ± 0,05	2156	0,95 ± 0,05
Pesca (10%)	2023	0,05 ± 0,01	2036	0,05 ± 0,01
Pesca (20%)	2023	0,04 ± 0,01	2032	0,05 ± 0,01

Figura 278 – Dinâmica populacional em cenários de recuperação da APDL (linhas vermelhas) e na presença 10% (acima) e 20% (abaixo) de pressão de pesca (linhas laranjas). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% da densidade populacional do cenário pré-desastre. As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.

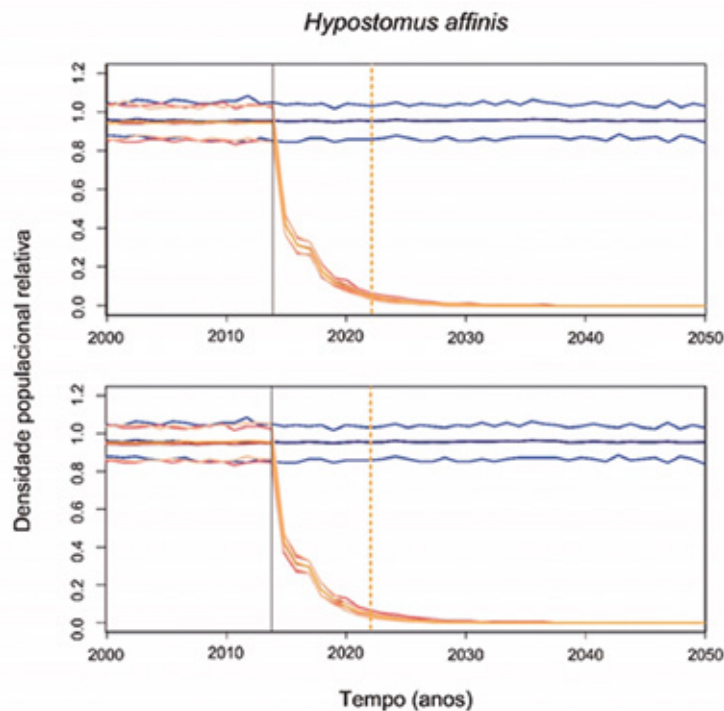
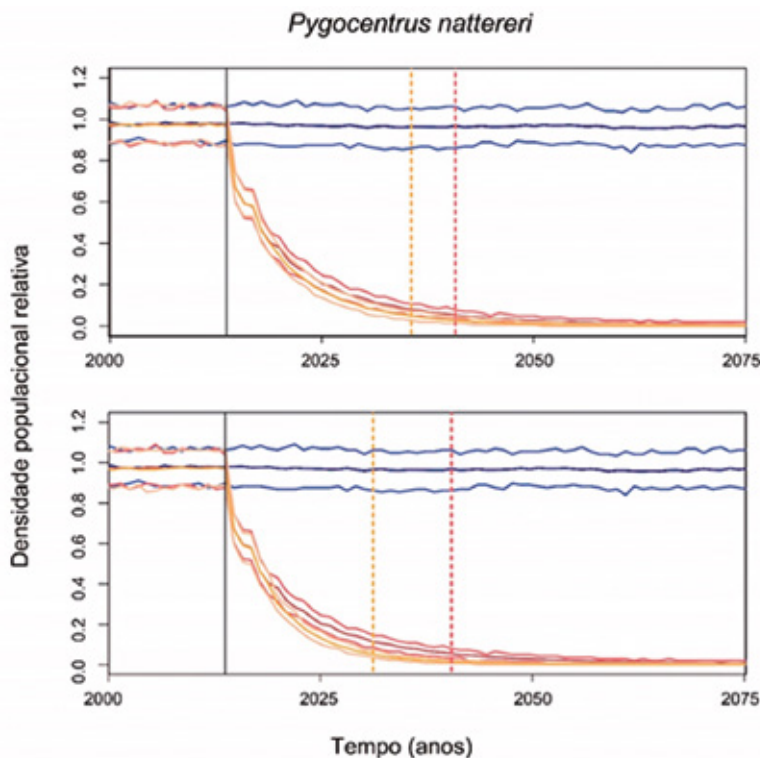


Figura 279 – Dinâmica populacional em cenários de recuperação da APDL (linhas vermelhas) e na presença 10% (acima) e 20% (abaixo) de pressão de pesca (linhas laranjas). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% da densidade populacional do cenário pré-desastre. As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.



Os cenários simulados com recuperação natural da qualidade ambiental associada a atividades de peixamento (*i.e.* com incremento de 10% da densidade populacional da condição pré-desastre) apresentaram a possibilidade de recuperação das populações das espécies analisadas. As populações simuladas de *H. affinis* se extinguíram em 2077 para o cenário de 50 anos (2020 até 2069) de peixamento, enquanto os cenários com 100 anos de peixamento (2020 até 2119) e peixamento por tempo indefinido (iniciando em 2020) permitiram a recuperação da densidade populacional à condição pré-desastre em 2340 e 2179, respectivamente (Figura 280, Tabela 115). Todas as populações simuladas de *P. nattereri* nos cenários de recuperação natural associada a peixamentos recuperaram a densidade populacional em 2267 e em 2231 para os cenários de 50 e 100 anos de peixamento, respectivamente, e em 2156 quando o peixamento se manteve por tempo indefinido (Figura 281).

Figura 280 – Dinâmica populacional simulada em cenários de recuperação da APDL e com peixamento (linha verde). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% (cenário com recuperação e sem peixamento, em vermelho) ou 95% (cenário com recuperação e peixamento, em verde) da densidade populacional do cenário pré-desastre (em azul). As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.

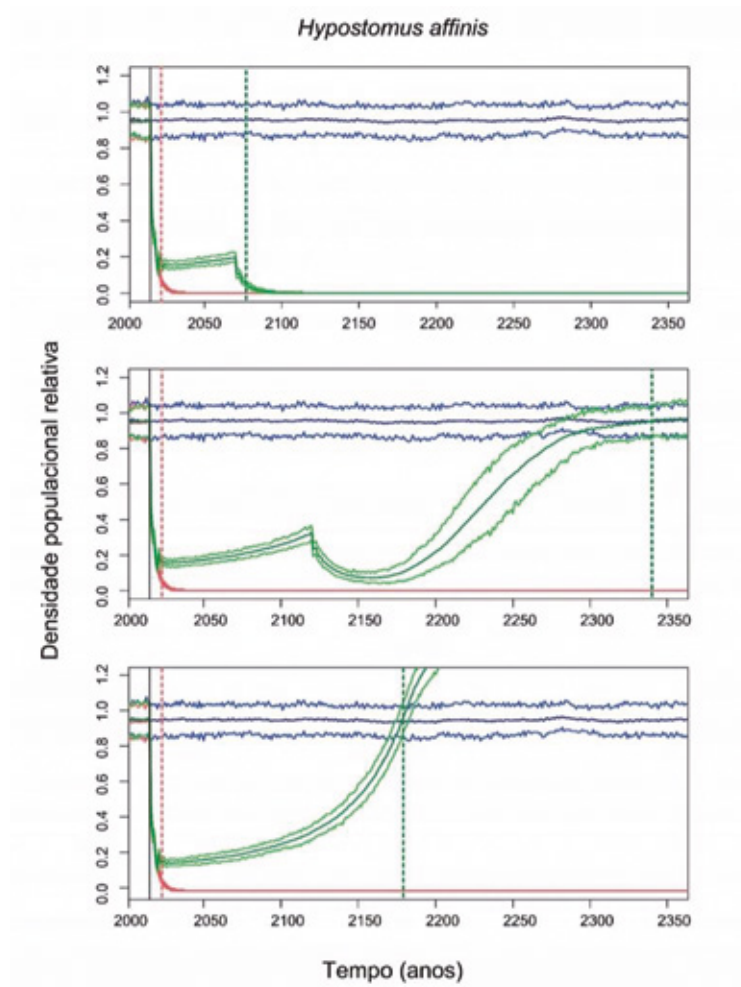
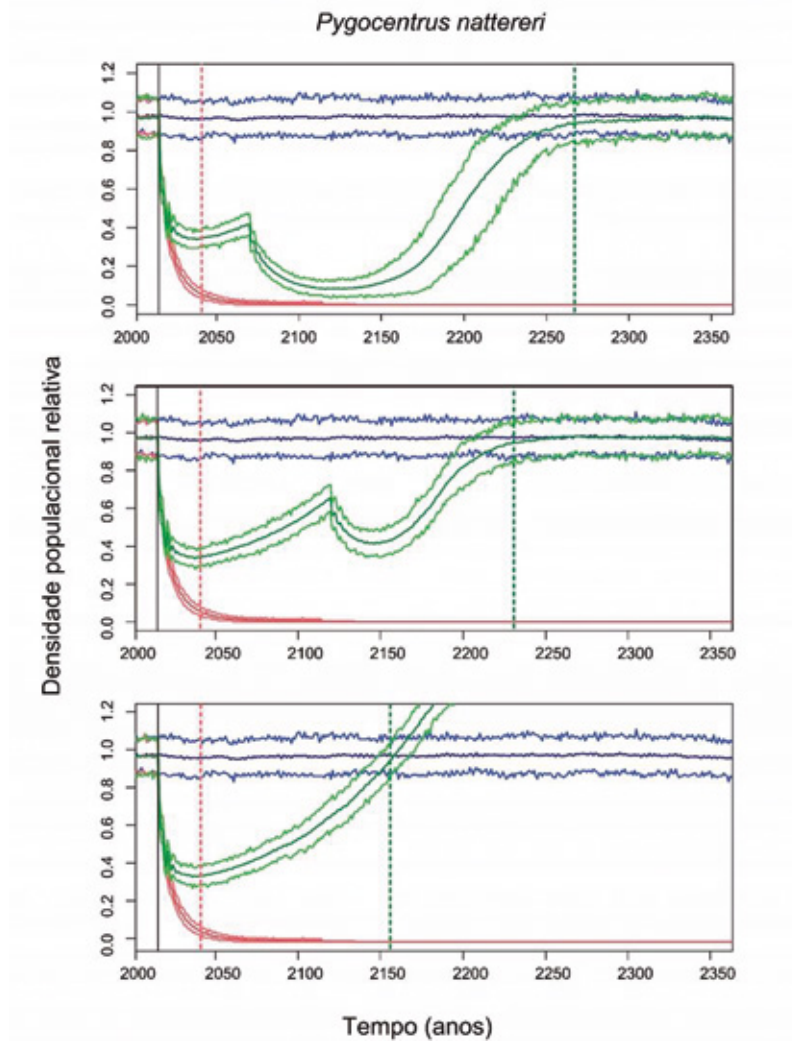


Figura 281 – Dinâmica populacional simulada em cenários de recuperação da APDL e com peixamento (linha verde). A linha vertical contínua corresponde ao momento do desastre (2015) e as linhas tracejadas aos momentos em que as populações da APDL atingem 5% (cenário com recuperação e sem peixamento, em vermelho) ou 95% (cenário com recuperação e peixamento, em verde) da densidade populacional do cenário pré-desastre (em azul). As linhas escuras representam a média e as claras o intervalo de confiança de 90%.



Os resultados da dinâmica populacional adaptada para as condições da bacia do rio Doce suportam a extinção local na APDL a médio e longo prazo, nos anos 2023 e 2038, respectivamente, das populações simuladas de *H. affinis* e *P. nattereris* em recuperação natural das condições ambientais do rio Doce, e em 2023 e 2041 nos cenários com recuperação natural, respectivamente. As predições dessas extinções decorrem unicamente do aumento da taxa de mortalidade natural encontrada nas populações da APDL em comparação àquelas calculadas para as áreas controle (cenário pré-desastre).

Como as espécies utilizadas apresentam características demográficas e ecológicas distintas, a redução do tamanho populacional pode ser utilizada como modelo para outras espécies da bacia do rio Doce que apresentam os mesmos padrões ecológicos. Desta forma, este dano foi classificado como gravíssimo para a ictiofauna em todos os compartimentos da bacia do rio Doce, sem sinais de retorno para as condições pré-desastre. Os resultados são ainda mais preocupantes considerando o cenário de pesca na região, pois o aumento da mortalidade das populações em decorrência da pesca pode aumentar a pressão sobre essas populações, conforme as simulações indicaram.

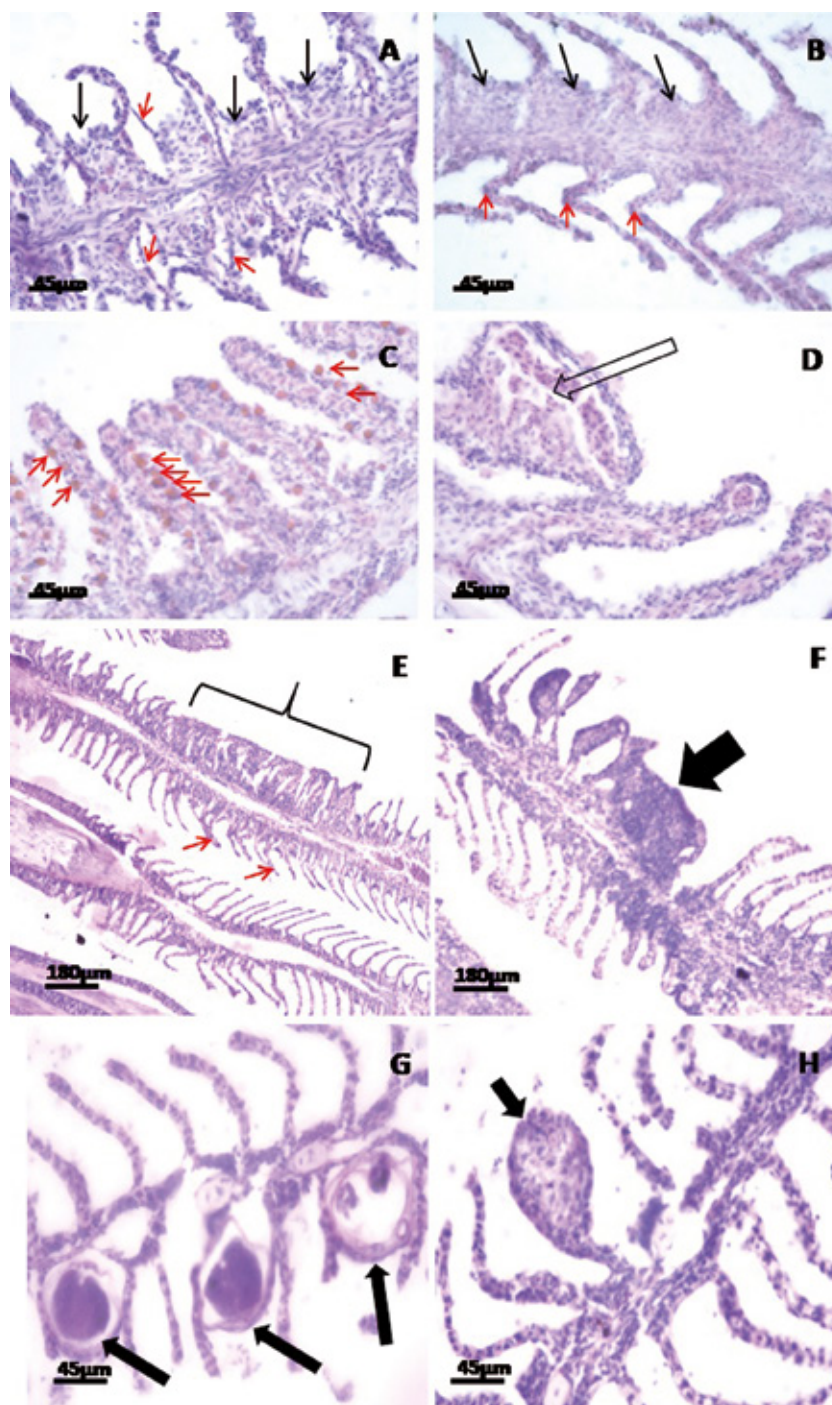
2.7.8 AUMENTO DO ESTRESSE E ALTERAÇÕES NAS CONDIÇÕES CORPORAIS E/OU DE SAÚDE NA ICTIOFAUNA

As alterações nas condições corporais e/ou na saúde da ictiofauna foram avaliadas segundo oito indicadores principais: estruturas e função das brânquias, funções fisiológicas (osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base), metabolismo, estrutura e funções reprodutivas, sistema antioxidante e de biotransformação, sistemas não enzimáticos, genotoxicidade e mutagenicidade, e neurotoxicidade. Cada indicador possui biomarcadores específicos que são apresentados a seguir.

2.7.8.1 Prejuízos às estruturas e função das brânquias (biomarcador: histopatologia de brânquias)

Todas as espécies de peixes capturadas nos diferentes pontos do ambiente fluvial apresentaram alterações na estrutura das brânquias, sendo a maioria das alterações observadas em ambas as estações do ano (hiperplasia, hipertrofia, fusão e desarranjo lamelar e aneurisma; Figura 282). Foi possível identificar que os peixes bentônicos pertencentes à ordem Siluriformes, como bagres e cascudos, que geralmente apresentam o hábito alimentar omnívoro (generalista)/detritívoro e vivem associados ao sedimento, apresentaram maior variedade e quantidade de alterações na estrutura das brânquias.

Figura 282 – Imagens representativas de cortes histológicos de brânquia de diferentes espécies de peixes que apresentaram alterações na estrutura das brânquias. A: Brânquia de *Geophagus brasiliensis* (acarará) com descolamento do epitélio lamelar (seta vermelha) e hiperplasia (seta preta); B: Brânquia de *G. brasiliensis* com indicação de alteração morfológica na disposição das lamelas (seta vermelha) e hiperplasia (seta preta); C: Brânquia de *Hoplosternum littorale* (tamoatá) com adesão de material (seta vermelha); D: Brânquia de *H. littorale* com aneurisma (seta = aneurisma); E: Brânquia de *Hoplias intermedius* (traíra) com indicação de região de hiperplasia lamelar e edema (chave) e de fusão lamelar (seta vermelha); F: Brânquia de *Hypostomus affinis* (cascudo areia) com indicação de hiperplasia e fusão lamelar (seta preta); G: Brânquia de *H. affinis* com encapsulamento de parasitas (seta preta); H: Brânquia de *H. affinis* com indicação de aneurisma (seta preta).



Fonte: Institutos Lactec.

2.7.8.2 Prejuízos às funções fisiológicas de osmorregulação, respiração, excreção e equilíbrio ácido-base

Foram identificadas alterações nas funções fisiológicas essenciais à manutenção do equilíbrio funcional (homeostasia) nas duas estações do ano avaliadas (seca e chuvosa), nos peixes capturados na porção continental (água doce). Os danos mais significativos foram identificados nos processos de osmorregulação (regulação na concentração de íons e na quantidade de água das células) e equilíbrio ácido-base (manutenção do pH do organismo), especialmente nos peixes capturados nos pontos DA. De modo geral, os peixes agrupados em todas as ordens e hábitos alimentares foram afetados, porém, no Compartimento 1, essa alteração foi mais evidente nos peixes da ordem Perciformes.

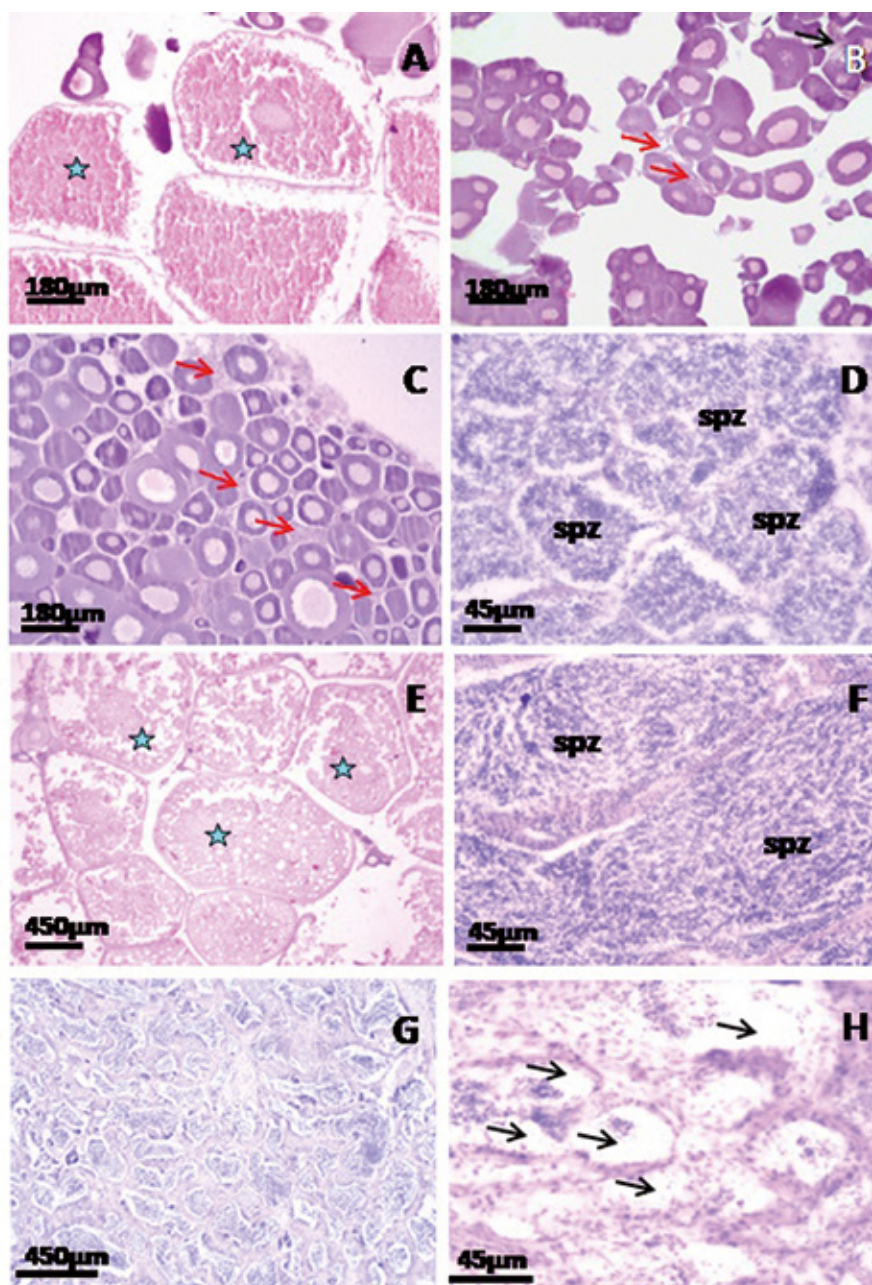
2.7.8.3 Prejuízos ao metabolismo (biomarcadores: glicose, glicogênio e lactato)

Foram identificados prejuízos ao metabolismo dos peixes de água doce. No Compartimento 1 esses prejuízos foram maiores para as concentrações de lactato e glicogênio dos peixes capturados na estação chuvosa e, de forma mais marcante em Perciformes. Nos Compartimentos 2 e 3 os prejuízos ocorreram em todos os biomarcadores avaliados, especialmente nos peixes das ordens Characiformes e Siluriformes e em ambas as estações.

2.7.8.4 Prejuízos às estruturas e função reprodutiva (biomarcador: histopatologia de gônadas)

Nenhuma das espécies de peixes capturadas no ambiente continental apresentou alterações nas estruturas reprodutivas femininas e masculinas, tampouco no desenvolvimento de gametas (óvulos e espermatozoides) de fêmeas e machos, respectivamente. Há a possibilidade de que essa ausência de alterações em estruturas reprodutivas seja uma estratégia reprodutiva que objetiva a manutenção da espécie no ambiente. No entanto, apenas com a continuidade no monitoramento é que será possível concluir se ocorrerão danos às estruturas reprodutivas dos peixes ao longo de toda a extensão continental acometida pelo desastre (Figura 283).

Figura 283 – Imagens representativas de cortes histológicos de estruturas reprodutivas (gônadas) saudáveis, de diferentes espécies de peixes. A: Ovários maduros de *Astyanax fasciatus* com a presença de folículos maduros (estrela azul); B e C: Ovários desovados de *Astyanax bimaculatus* e *Hoplosternum littorale* com indicação de folículos pós-ovulatórios (seta vermelha); D Testículos maduros de *Geophagus brasiliensis* com a presença de grande quantidade de espermatozoides (spz); E: Ovários maduros de *G. brasiliensis* com a presença de folículos maduros (estrela azul); F: Testículos maduros de *Pimelodus maculatus* com a presença de grande quantidade de espermatozoides (spz); G: Testículo maduro de *P. nattereri*; H: Testículo esvaziado de *P. maculatus* com indicação de espaços que foram deixados pelos espermatozoides eliminados (setas pretas).



Fonte: Institutos Lactec.

2.7.8.5 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação (biomarcadores: CAT, SOD, GPx e GST)

De maneira geral todos os biomarcadores dos sistemas antioxidante e de biotransformação (sistemas de defesa do organismo) sofreram influência sazonal em todos os Compartimentos (1, 2 e 3) e tecidos (brânquia e fígado) avaliados, especialmente nos grupos DA e Dique S4 (DQ). No Compartimento 1 o sistema mais afetado foi o antioxidante, com aumento de atividade enzimática no tecido branquial e redução no tecido hepático, respectivamente nas estações seca e chuvosa, principalmente quando avaliado o agrupamento por ordens. No Compartimento 2, ambos os sistemas (antioxidante e biotransformação) foram afetados, tanto pela sazonalidade, quanto pela diferença existente entre os pontos e agrupamentos avaliados. Por fim, no Compartimento 3 as respostas dos sistemas antioxidante e de biotransformação foram reduzidas, em ambos os tecidos, e especialmente nos animais capturados nos pontos DA na estação seca.

2.7.8.6 Alterações em sistemas não enzimáticos¹ (biomarcadores: GSH, MET, LPO)

Todos os biomarcadores não enzimáticos apresentaram diferenças nos pontos DA e/ou DQ em relação aos pontos controle (CN e/ou CP) em todos os Compartimentos (1, 2 e 3) avaliados. Houve expressiva influência sazonal sobre o padrão de resposta dos biomarcadores de ambos os tecidos (brânquia e fígado) avaliados. As alterações mais expressivas foram observadas na estação chuvosa, exceto no Compartimento 2 onde algumas alterações foram identificadas também para a estação seca. Especificamente para a GSH foi possível identificar uma inversão de padrão entre as respostas em cada tecido, por exemplo, houve aumento na atividade na brânquia na estação chuvosa acompanhado da redução na atividade hepática. Em relação às concentrações de MET e LPO, tanto nas brânquias quanto no fígado, de maneira geral, a MET esteve aumentada na estação seca, enquanto a LPO esteve aumentada na estação chuvosa, indicando forte correlação entre estas duas respostas. Todos os agrupamentos avaliados sofreram prejuízos, ao menos em um dos compartimentos avaliados, no entanto, destacam-se, no Compartimento 1, os omnívoros e perciformes, no Compartimento 2, os carnívoros, os characiformes e os siluriformes e no Compartimento 3, os omnívoros e os siluriformes, os quais apresentaram mais alterações.

2.7.8.7 Genotoxicidade e mutagenicidade (biomarcadores: ensaio cometa, MN e ANEs)

De maneira geral, nos três compartimentos foram observados prejuízos nos marcadores de genotoxicidade e mutagenicidade, com proeminente aumento na estação chuvosa. Nos Compartimentos 1 e 2 as maiores alterações foram observadas nos peixes da ordem characiformes, enquanto no Compartimento 3 quase todos os agrupamentos avaliados (omnívoros, carnívoros, characiformes e siluriformes) apresentaram alterações.

2.7.8.8 Neurotoxicidade (biomarcadores: AChE)

A neurotoxicidade foi observada nos indivíduos capturados nos pontos DA e/ou DQ em ambos os compartimentos da região aquática continental. Em especial destaque, a maior frequência de alterações foi observada na atividade da AChE cerebral, embora a AChE muscular também tenha sido

¹ Biomarcadores não enzimáticos são proteínas ou alterações em estruturas celulares

afetada em alguns agrupamentos. Poucas diferenças foram observadas entre as estações, no entanto na estação chuvosa a neurotoxicidade foi mais evidente e de maneira geral os omnívoros foram os indivíduos que menos sofreram alterações nestes biomarcadores.

Todos os prejuízos e alterações observadas nos biomarcadores, portanto nos indicadores utilizados na avaliação da condição de saúde dos organismos da ictiofauna, indicaram que as alterações ambientais estão promovendo danos a estes indivíduos. Ainda assim, apesar da severidade destes prejuízos, ainda não foi possível determinar a gravidade, a tendência de evolução e a reversibilidade dos mesmos, sendo necessária a manutenção do monitoramento destes parâmetros.

2.7.9 AUMENTO NA BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO

A bioacumulação é o aumento na concentração de elementos potencialmente tóxicos nos organismos. Os seguintes elementos foram analisados, considerando a caracterização química do rejeito que saiu de Fundação: Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Zn.

Esses 17 EPTs foram avaliados em tecido muscular de peixes de diferentes espécies capturadas ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre. Os resultados indicaram a presença de todos os elementos avaliados no tecido muscular dos peixes capturados nos diferentes compartimentos e pontos do ambiente continental, porém, obviamente, em concentrações variáveis entre os pontos controle negativo (CN), controle positivo (CP) e dentro da APDL (DA). No entanto, as maiores concentrações dos diferentes elementos estão presentes nos pontos acometidos pela passagem da lama de rejeitos (DA). Os elementos encontrados em maiores concentrações no tecido muscular de peixes capturados no Compartimento 1 foram: Al, As, Ba, Cu, Fe, Hg, Mn e Zn; no Compartimento 2 foram: Al, Ag, Ba, Cu, Fe, Hg, Mn, Se e Zn e, no Compartimento 3 foram: Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Se e Zn. A comparação entre os resultados obtidos pelos Institutos Lactec e o único estudo de linha-base encontrado para o rio Doce (ANDRADE, 2003) demonstra que houve aumento nas concentrações em até 2 vezes para Cr, 38 vezes para Cu, 25 vezes para Fe e de 10 vezes para Mn e Zn em relação aos valores previamente descritos. No entanto, destaca-se a ausência de linha-base para os elementos Ag, Al, As, Ba, Co, Hg, Sb, Se e Sn no rio Doce, os quais, como já mencionado, apresentaram elevadas concentrações. Apesar disso, quando a concentração média desses EPTs obtidas para os peixes capturados nos pontos controle negativo de cada um dos compartimentos são comparadas às concentrações médias obtidas para os peixes capturados nos pontos diretamente afetados confirma-se que esses peixes possuem maiores concentrações de EPTs que os peixes capturados nos pontos controle.

A presença de EPTs no tecido muscular dos peixes avaliados pode indicar risco de exposição humana a estes contaminantes por meio do consumo destes indivíduos. No entanto, para os peixes, sabe-se que vários dos EPTs avaliados apesar de se acumularem no tecido muscular possuem outros órgãos como alvo de efeito tóxico e de deposição, sendo assim, a presença destes elementos no músculo dos indivíduos indica que estes outros órgãos, em especial as brânquias, o fígado e os rins, possivelmente apresentem concentrações ainda mais elevadas destes EPTs, o que corrobora com as alterações observadas nos biomarcadores avaliados em alguns destes tecidos.

2.7.10 CONCLUSÕES

As alterações observadas na riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β) das comunidades de peixes do ambiente fluvial foram causadas pela destruição e desestruturação dos habitats, pelo aumento da taxa de mortalidade dos organismos e pelo afugentamento (redução) de espécies de peixes bentônicos, que são aqueles que dependem diretamente do substrato para alimentação e reprodução. Dentre os danos identificados e quantificados, destaque deve ser dado para a diminuição na riqueza e simplificação da composição de espécies (perda de diversidade), para a perda de espécies com hábitos especializados (e.g. diminuição de espécies com hábitos alimentares zoobentívoros e invertívoros bentônicos) e para o consequente aumento na riqueza e abundância de organismos tolerantes às novas condições e oportunidades que foram oferecidas pelo ambiente degradado, incluindo o aumento das espécies introduzidas (exóticas). Estas alterações são usualmente documentadas como efeitos diretos de distúrbios físicos associados à remoção e deposição de sedimentos causados pela ação mecânica de dragagens (e.g. MORGAN et al., 1983; BERKMAN e RABENI, 1987; RABENI e SMALE, 1995; WANTZEN, 2006; BELLOTTO et al., 2009; FREEDMAN et al., 2013) e de mineração (e.g. MOL e OUBOTER, 2004; BROSSE et al., 2011). De acordo com KENNISH (1992) e KJELLAND et al. (2015), a dragagem pode causar danos ambientais com efeitos diretos sobre os organismos e habitats, assim como efeitos indiretos associados com a degradação da qualidade da água.

Além da mortalidade de 21.616 indivíduos de 26 grupos taxonômicos de peixes (apenas 41% das carcaças foram identificadas em nível específico) em função de ferimentos, soterramento e asfixia (RT DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016), os menores valores de riqueza registrados pelo LACTEC indicaram que a degradação do ambiente aquático promoveu o estabelecimento de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista (como *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *Loricariichthys castaneus*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus*), observações típicas de ambientes impactados (e.g. TEIXEIRA et al., 2004; TEJERINA-GARRO et al., 2005; SILVEIRA, 2006; CASATTI et al., 2012; TERESA et al., 2015). O número de espécies estimado (75,6 espécies) com base nas coletas realizadas em 2018/2019 pelo LACTEC foi igual a riqueza registrada pela FUNDAÇÃO RENOVA em 2017, e estes valores representam metade (55,2%) da riqueza levantada para a bacia do rio Doce pela Linha Base (137 espécies).

A diminuição da riqueza também apresentou evidentes padrões de reestruturação (simplificação) taxonômica e funcional nos diferentes compartimentos avaliados do rio Doce, onde foi possível observar uma menor distinção taxonômica média para amostragens realizadas no trecho superior da bacia. A queda na distinção taxonômica média indica uma menor biodiversidade em termos de estrutura taxonômica, ou seja, uma menor distância topológica (taxonômica e filogenética) entre espécies, indicando que a maioria dos organismos pertence a poucos táxons, com predomínio de poucas famílias e espécies congêneras, observações típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental (e.g. TILMAN, 1996; HALL e GREENSTREET, 1998; WARWICK e CLARKE, 1998; CLARKE e WARWICK, 2001; WARWICK e LIGHT, 2002; LEONARD et al., 2006; HEINO et al., 2007).

As curvas de comparação de dominância entre abundância e biomassa (ABC) também indicaram distúrbios provocados pelo desastre nas comunidades de peixes nos compartimentos amostrados.

Nos locais impactados, onde a curva de abundância foi superior à curva de biomassa, a abundância de espécies oportunistas de pequeno porte foi favorecida, enquanto que as espécies k-estrategistas (com longo tempo de desenvolvimento, maturação tardia e grande porte) foram representadas por poucos indivíduos. Dentre as espécies dominantes e tipicamente generalistas, destaque pode ser dado para o lambari *Astyanax bimaculatus*, o camboja *Hoplosternum littorale*, o acará *Geophagus aff. brasiliensis*, o cascudo *Loricariichthys castaneus*, o cascudo *Hypostomus affinis*, a pescada *Pachyurus adspersus*, o cangati *Trachelyopterus striatulus*, o mandi *Pimelodus maculatus* e a traíra *Hoplias brasiliensis*; assim como a tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus*, a tilápia *Coptodon rendalli* e a piranha *Pygocentrus nattereri*. Estas espécies representaram mais de 70% dos peixes amostrados entre 2018/2019. Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (e.g. FAUSCH *et al.*, 1990; SCHIEMER *et al.*, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2003), pois as espécies oportunistas (r-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos habitats em comparação com as especialistas, em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE e WARWICK, 2001).

A diminuição na riqueza de espécies invertívoras bentônicas, zoobentívoras e zooplantívoras constatada pelas amostragens realizadas em 2018/2019 pelo LACTEC, indica também que esta perda de biodiversidade esteve associada à simplificação da estrutura trófica da ictiofauna, ou seja, a diminuição de grupos de espécies que compartilham características biológicas e que apresentam papéis ecológicos semelhantes (SIMBERLOFF e DAYAN, 1991). As alterações nas interações tróficas observadas nas comunidades de peixes foram resultado da redução na diversidade de invertebrados bentônicos (presas dos peixes), fato este causado pela diminuição da complexidade estrutural do substrato aquático e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento. A utilização de guildas (tipo de dieta) e a avaliação de mudanças na estrutura de grupos funcionais permitem perspectivas sobre a resiliência das comunidades (WINEMILLER *et al.*, 2008), além do entendimento de quais características apresentam maior sensibilidade para a descrição dos processos ecológicos envolvidos nessas mudanças (WELCOMME *et al.*, 2006).

As alterações observadas na composição e estrutura das comunidades de peixes também foram acompanhadas do aparecimento ou aumento de populações de espécies de peixes “exóticas”. O número de espécies “exóticas” de peixes registrados nas amostragens realizadas entre 2018 e 2019 foi 90% superior aos valores registrados antes do rompimento da barragem de Fundão em 2015 e 35,7% maior que os valores registrados em 2017 pela FUNDAÇÃO RENOVA. Embora muitas espécies introduzidas sejam consideradas como recursos pesqueiros na bacia, principalmente nas áreas de influência dos reservatórios, os efeitos dessas introduções e aumentos populacionais podem incluir diminuições (ou extinções) locais de espécies nativas, já afetadas pelo desastre, provocando a inviabilidade econômica desta atividade. A extinção das espécies ou a alteração da sua composição nos ecossistemas pode causar perdas irreversíveis aos recursos naturais da região. Os resultados da redução da biodiversidade são a redução dos recursos genéticos, a perda do potencial de fontes de alimentação e do controle de doenças, e a redução da estabilidade dos ecossistemas (WELCOMME, 1988).

Outro resultado importante relacionado com a perda de biodiversidade foi a estimativa da modelagem da dinâmica populacional que indicou a extinção local na APDL, a médio e longo prazo, para as populações utilizadas como modelo: o cascudo de hábitos bentônicos da espécie *Hypostomus affinis*

e a piranha (carnívoro não nativo) *Pygocentrus nattereri*. Estas predições decorrem unicamente do aumento da taxa de mortalidade natural encontrada nas populações da APDL em comparação com aquelas calculadas para os trechos do rio Doce fora da APDL que refletem um cenário pré-desastre (áreas controle). Os resultados indicam um cenário preocupante para a ictiofauna da APDL, uma vez que espécies de características biológicas e ecológicas distintas apresentaram previsões similares, ou seja, condições reprodutivas e demográficas compatíveis com extinção local em médio e longo prazos. Estes resultados são ainda mais preocupantes considerando o cenário de pesca na região, pois o aumento da mortalidade das populações em decorrência da pesca pode agravar a pressão sobre essas populações, conforme as simulações indicaram.

Com relação aos estudos de variabilidade genética, não foram observadas evidências de diminuição da diversidade genética do gene mitocondrial Citocromo Oxidase B para populações de *Pimelodus maculatus* dentro da APDL. Isso sugere que essas populações não sofreram redução da diversidade genética decorrente do desastre ou sofreram recuperação de sua diversidade genética pela recolonização e/ou fluxo genético de outras populações da bacia após o desastre. Por outro lado, as análises realizadas com *Astyanax bimaculatus* indicam que as populações dessa espécie registradas na APDL, no Compartimento 2, apresentam redução na diversidade genética em comparação com aquelas das áreas controle.

Todos os prejuízos e alterações observadas nos biomarcadores, portanto nos indicadores utilizados na avaliação da condição de saúde dos organismos da ictiofauna, indicaram que as alterações ambientais promoveram danos aos indivíduos. Além disso, os resultados de bioacumulação indicaram a presença de todos os elementos avaliados no tecido muscular dos peixes capturados nos diferentes compartimentos, com maiores concentrações nos pontos acometidos pela passagem da lama de rejeitos. A incorporação de contaminantes (incluindo metais) pela biota aquática pode causar sérios danos a outros níveis tróficos do ecossistema.

No ambiente fluvial, os efeitos provenientes do desastre como os distúrbios físicos provocados pela aceleração dos processos de erosão e deposição de sedimentos, pelo assoreamento e aumento da turbidez, assim como pela alteração e deterioração da qualidade da água, provocaram danos sobre a ictiofauna considerando diferentes níveis hierárquicos de organização biológica, como unidades funcionais e estruturais dos indivíduos (e.g. tecidos), populações, comunidades e ecossistemas aquáticos. De forma geral, além das alterações observadas nos indicadores das condições de saúde dos peixes e dos efeitos deletérios dos EPTs nos tecidos (bioacumulação), a consequência principal foi a simplificação da biodiversidade aquática e a perda de serviços ecossistêmicos de provisão (alimentação fornecida pelo pescado), de suporte (manutenção de ambientes para a reprodução dos peixes) e culturais (lazer e recreação da pesca, valor científico e educacional da biodiversidade aquática).

3 RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS

A construção de usinas hidrelétricas é marcada por eventos significativos, dentre eles destaca-se a formação do reservatório, com o barramento do rio. Neste contexto, o rio que contribui para a formação do reservatório tem sua hidrodinâmica alterada e velocidade de corrente reduzida nesse trecho.

Segundo Mees (2019), os reservatórios são considerados como uma transição entre rios e lagos, pois apresentam características hidráulicas de ambos ambientes. Nas proximidades do barramento, tornam-se mais parecidos com os lagos e sujeitos à mesma ação dos ventos, correntes de densidade e estratificação e sua circulação geral é causada pelas entradas e saídas de água advindas dos cursos d'água afluentes, eventuais ligações entre canais e o vento. Quando a profundidade é pequena a circulação é predominantemente horizontal. Diferentemente dos lagos, os reservatórios são também influenciados pelo regime de operação das barragens, principalmente no que se refere à abertura de comportas de fundo.

Quanto às características existem dois tipos de reservatórios hidrelétricos: de acumulação e que operam a fio d'água (MEES, 2019). Reservatórios de acumulação geralmente estão localizados na cabeceira dos rios, em locais de altas quedas d'água, e, dado o seu grande porte permitem o acúmulo de grande quantidade de água, funcionando como estoques a serem utilizados em períodos de estiagem. Por outro lado, reservatórios que operam a fio d'água geram energia com o fluxo de água do rio, ou seja, pela vazão natural realizando o mínimo ou nenhum armazenamento de água. Na área de estudo, o tipo predominante dos reservatórios presentes na calha do rio Doce são os que operam a fio d'água.

No rio Doce, estão instaladas quatro usinas hidrelétricas, de montante para jusante, a saber: UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas (Figura 284).

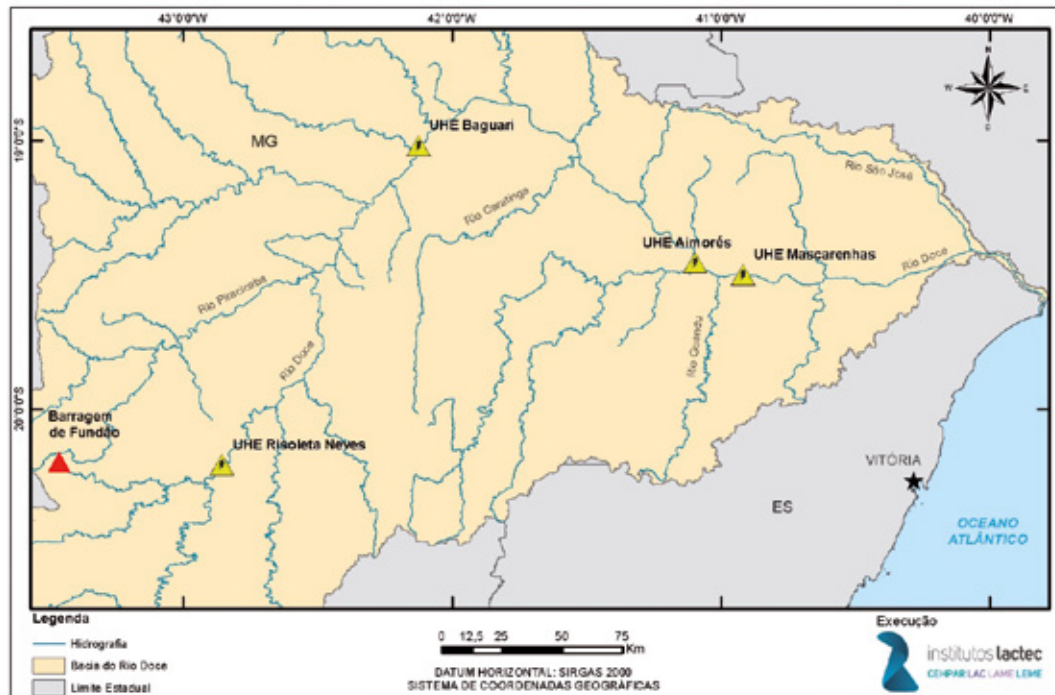
A Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (UHE Risoleta Neves), ou Candonga, está situada no trecho alto da bacia do rio Doce. O empreendimento fica localizado entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, na Zona da Mata de Minas Gerais.

A Usina Hidrelétrica de Baguari (UHE Baguari) está localizada no curso médio do rio Doce e o reservatório abrange os municípios de Governador Valadares, Periquito, Fernandes Tourinho, Alpercata, Sobrália e Iapu.

A Usina Hidrelétrica de Aimorés (UHE Aimorés) está localizada no município de Aimorés, em Minas Gerais, na divisa com o Espírito Santo. Seu reservatório principal tem 30,8 km² e o reservatório auxiliar tem 5,8 km², ambos abrangendo os municípios de Aimorés, Itueta e Resplendor, todos no estado de Minas Gerais.

A Usina Hidrelétrica de Mascarenhas (UHE Mascarenhas) está situada no baixo curso do rio Doce, no município de Baixo Guandu, Espírito Santo.

Figura 284 – Localização das usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce.



As características morfométricas, a vazão e o tempo de residência são apresentados na Tabela 116. As características foram calculadas por meio de informações fornecidas nos *sites* das empresas. Nota-se que apesar de dimensões variadas, os reservatórios apresentam tempos de residência curtos e todos são inferiores a 5 dias. A Resolução CONAMA nº 357/2005 considera os ambientes com tempo de residência menores do que 2 dias como lóticos, maiores que 40 dias como lênticos, e entre estes como intermediários. Portanto, os reservatórios de Baguari e Mascarenhas são considerados ambientes lóticos e os reservatórios de Risoleta Neves e Aimorés são considerados ambientes intermediários.

Tabela 116 – Principais características morfométricas, de vazão e do tempo de residências dos reservatórios.

Nome	Volume (hm ³)	Área (km ²)	Profundidade Média (m)	Vazão Média (m ³ /s)	Tempo de Residência (dias)	(horas)
UHE Risoleta Neves	41.94	3.6	11.7	128	3.8	91
UHE Baguari	43.56	16	2.7	446	1.1	27
UHE Aimorés	185.11	36.6	5.1	524	4.1	98
UHE Mascarenhas	21.8	5.31	4.1	655	0.4	9

Para esse ambiente são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **qualidade das águas** e sobre as comunidades biológicas frequentemente utilizadas como bioindicadores: o fitoplâncton e o zooplâncton, aqui tratados como **comunidades planctônicas**. De forma semelhante à água foram elencados danos relativos ao **transporte e qualidade dos sedimentos** e na fauna associada, as **comunidades bentônicas**. Ao final são apresentados os danos sobre a **ictiofauna**.

Os dados relacionados à flora aquática, especificamente macrófitas, já foram apresentados integrados ao ambiente fluvial.

3.1 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

Os reservatórios de água são utilizados pela humanidade com diversas finalidades, entre elas: abastecimento, geração de energia elétrica e controle de enchentes.

De acordo com Nogueira et al. (2005), a resposta do reservatório às ações naturais e artificiais que o afetam depende da magnitude dos impactos e do volume e da área do reservatório em relação à bacia hidrográfica. A dinâmica funcional destes corpos d'água é, portanto, um conjunto de respostas complexas resultantes de diversos fatores, tais como: operação e funcionamento do reservatório, uso do solo da região afetada e capacidade de resiliência do corpo hídrico.

Os reservatórios hidrelétricos situados na calha do rio Doce também receberam o rejeito proveniente do rompimento da barragem de Fundão em 05 de novembro de 2015. O primeiro deles foi o reservatório da UHE Risoleta Neves, que foi responsável pela retenção de 9,9 hm³ do volume de rejeitos. Posteriormente, a lama de rejeitos seguiu sua trajetória atingindo os reservatórios das usinas hidrelétricas de Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

À luz dos danos observados para os ambientes fluviais: “aumento das concentrações de sólidos”, “redução das concentrações de oxigênio dissolvido” e “aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs)” na água, buscou-se avaliar as alterações ocorridas na qualidade da água dos reservatórios hidrelétricos instalados no rio Doce, uma vez que os referidos ambientes também fizeram parte do trajeto percorrido pela lama de rejeitos.

Diferentemente dos ambientes fluviais, que foram monitorados de modo mais intenso logo após o rompimento da barragem de Fundão, os reservatórios hidrelétricos usualmente são monitorados conforme acordado em seu licenciamento ambiental, o que ocorre normalmente em menor frequência. Deste modo, para os reservatórios, resultou um menor número de observações e com um intervalo maior entre elas. Assim, fez-se importante o atrelamento dos resultados obtidos para os reservatórios aqueles resultantes para os ambientes fluviais.

3.1.1 METODOLOGIA

Para avaliação das alterações na qualidade de água dos reservatórios hidrelétricos foram utilizados dados de monitoramento recebidos via *e-mail* das empresas responsáveis pela operação dos referidos reservatórios hidrelétricos. Na Tabela 117, estão apresentados os responsáveis pela operação dos reservatórios, as estações selecionadas para avaliação e suas coordenadas geográficas. Também constam na referida tabela o período de dados avaliados.

Tabela 117 – Dados dos reservatórios analisados.

Usina	Responsável	Estações avaliadas	Coordenadas		Período avaliado	
			Latitude	Longitude	Pré-desastre	Pós-desastre
Risoleta Neves	Aliança Energia	CAN 05	20°12'21.69"	42°51'30.74"	set/11 a set/15	dez/15 a set/18
Baguari	Consórcio UHE Baguari	P02	19° 1'52.94"	42° 7'57.73"	jul/10 a out/15	jan/16 a out/18
Aimorés	Aliança Energia	AIM 25	19°27'3.23"	41° 5'56.29"	set/14 a set/15	dez/15 a dez/18
Mascarenhas	Energest S.A.	P2	19°30'4.25"	40°55'22.10"	nov/10 a out/15	jan/16 a set/18

O monitoramento dos reservatórios ocorreu com frequência trimestral, exceto para o reservatório da UHE Mascarenhas, que não apresentou regularidade na frequência de monitoramento. Destaca-se que os reservatórios das UHEs Risoleta Neves e Aimorés foram monitorados no mês seguinte ao rompimento (dezembro/2015), enquanto os reservatórios das UHEs Baguari e Mascarenhas tiveram o primeiro monitoramento realizado apenas em janeiro/2016. O início mais tardio o início do monitoramento em relação à data do rompimento pode tornar mais complexa a avaliação dos danos, visto que a água é um ambiente dinâmico e está suscetível a outras influências, como por exemplo descargas de efluentes e eventos chuvosos.

Visto que o número de observações gerado no monitoramento dos reservatórios não se mostrou suficiente para as análises estatísticas, não foi possível aplicar a metodologia empregada para a mensuração dos danos no ambiente fluvial (item 2.2.1.1.3.3).

Desse modo, foi realizada uma análise descritiva sobre a classificação dos dados nas categorias A, B e C, apresentadas no item 2.2.1.1.3.2. Sendo que a qualidade da água varia no sentido de que dados pós-desastre classificados na “categoria A” indicam uma condição melhor da água, enquanto dados classificados na “categoria C” indicam uma condição pior (Tabela 11).

Para o reservatório da UHE Aimorés, ressalta-se que se teve acesso a dados de apenas 5 eventos de monitoramento no período anterior ao rompimento, o que pode ter comprometido as comparações pré e pós-desastre.

Para a avaliação das alterações decorrentes do desastre, foram selecionadas as estações mais próximas da barragem, por se esperar nestas regiões águas com menor velocidade, o que pode alterar o tempo de resposta do ambiente em relação ao impacto sofrido em relação às estações localizadas em ambientes fluviais (já discutidas no item de Qualidade de Água dos Ambientes Fluviais). De modo geral, foram avaliados dados da sub-superfície da água. No caso do reservatório da UHE Aimorés, as variáveis de interesse foram monitoradas no epilimnio, portanto, foram utilizados dados dessa camada d'água para avaliação. Contudo, essa camada também se refere à parte superior de um lago, segundo Odum (1988).

As variáveis de qualidade de água analisadas foram selecionadas de acordo com a disponibilidade de suas séries históricas (Tabela 118).

Tabela 118 – Variáveis avaliadas.

Variável	Limite legislado*	Risoleta Neves	Baguari	Aimorés	Mascarenhas
Oxigênio dissolvido (OD)	5 mg/L	x	x	x	x
Turbidez	100 UNT	x	x	x	x
Sólidos dissolvidos totais (SST)	500 mg/L	x	x	x	x
Sólidos suspensos totais (SDT)	100 mg/L	x	x	x	x
Cobre solúvel/dissolvido	0,009 mg/L		x	x	
Ferro solúvel/dissolvido	0,3 mg/L	x	x	x	
Manganês total	0,1 mg/L	x	x	x	
Zinco total	0,18 mg/L		x	x	

* Limites da classe 2 para ambientes de água doce da Resolução CONAMA nº 357/2005

Para a demonstração gráfica dos resultados, os valores inferiores ao limite de quantificação (LQ) das análises laboratoriais foram considerados como o próprio valor do limite quantificação, que constam na Tabela 119.

Tabela 119 – Limites de quantificação de acordo com o reservatório hidrelétrico.

Variável	Risoleta Neves	Baguari	Aimorés	Mascarenhas
Cobre Dissolvido (mg/L)		< 0,002 < 0,001 (abr/13)*	< 0,001	
Ferro Dissolvido (mg/L)	< 0,05	< 0,1	< 0,1	
Manganês Total (mg/L)	< 0,05	< 0,006	< 0,006 < 0,008 (set/18)*	
SDT (mg/L)	< 10			
SST (mg/L)	< 10 < 20 (jun/17)*			< 20
Zinco Total (mg/L)		< 0,02 < 0,001 (jan/14)* < 0,12 (abr/17)*	< 0,001 < 0,12 (mar/17)*	

* Data a partir da qual o limite de quantificação foi alterado.

Na análise dos dados de qualidade de água, de modo geral, considerou-se que a ocorrência de valores superando os máximos históricos (valores máximos registrados no período pré-rompimento) estiveram atrelados ao rompimento da barragem de Fundão, resultando em alterações à qualidade da água, principalmente em períodos próximos à data do rompimento. Ressalta-se que para o oxigênio dissolvido, considerou-se o mínimo histórico, visto que valores baixos é que indicam uma qualidade de água mais degradada.

Além disso, foi levado em conta o período chuvoso e seco, haja vista a influência sobre a qualidade da água, conforme já descrito no item 2.2.1.1.3.2 dos ambientes fluviais. Ou seja, se o dado pós-desastre ocorreu no período seco, o mesmo foi comparado com o máximo histórico do período seco e se o dado pós-desastre ocorreu no período chuvoso, este foi comparado com o máximo histórico do período chuvoso.

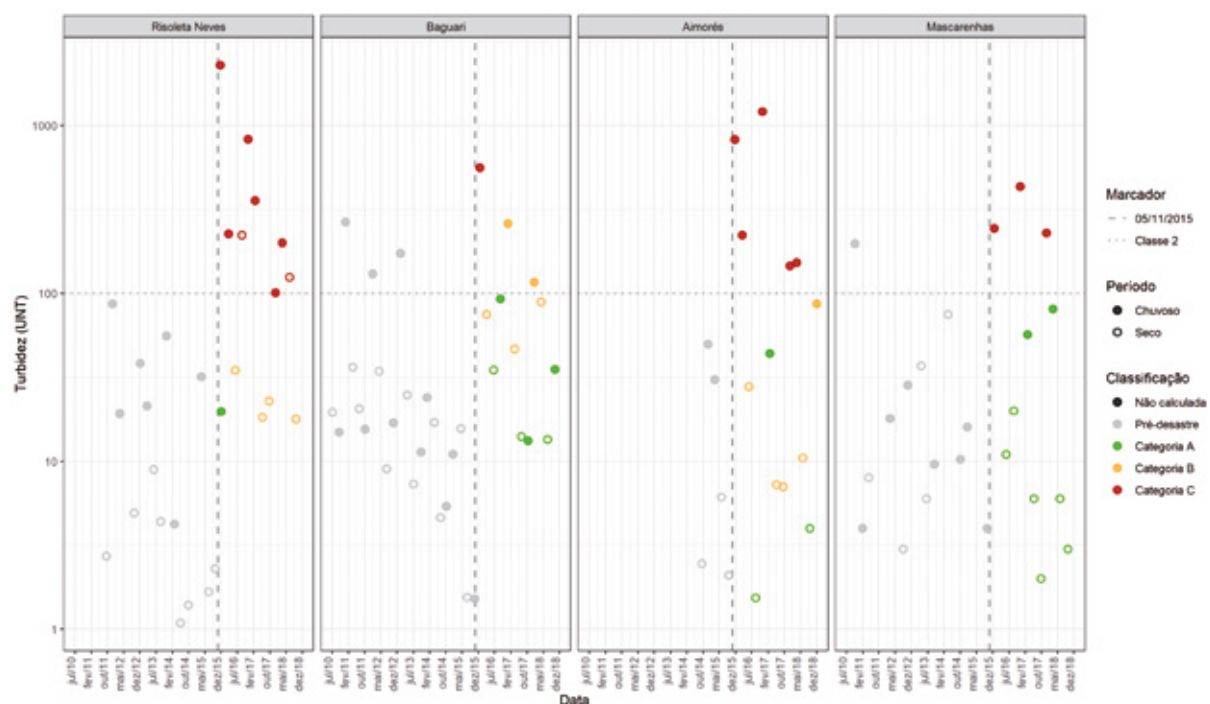
Também foram elaborados gráficos do tipo *box plot* dos conjuntos de dados para análise dos resultados. Neste tipo de gráfico, são apresentadas várias informações relativas à distribuição de uma determinada variável quantitativa, além de observações discrepantes.

3.1.2 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS NA ÁGUA

a) Turbidez

Na Figura 285, estão apresentados os valores de turbidez registrados para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C. O gráfico encontra-se em escala logarítmica.

Figura 285 – Valor de turbidez nos reservatórios hidrelétricos



No reservatório da UHE Risoleta Neves, a turbidez na primeira campanha realizada após o desastre (dezembro/2015) atingiu o valor de 2.290 UNT, superando o máximo histórico chuvoso em mais de 26 vezes e o limite legislado (100 UNT) em mais de 20 vezes, tendo sido o referido dado classificado na categoria C. Ao longo do tempo, a tendência foi de redução de valores em relação ao registrado na campanha de dezembro/2015. Contudo, tanto nos períodos chuvosos e secos pós-desastre os valores ainda se mantiveram acima dos máximos históricos, apesar de algumas observações estarem de acordo com o valor legislado (categoria B).

A análise dos dados do reservatório da UHE Baguari demonstrou que em janeiro/2016, na primeira campanha após o desastre, a turbidez foi de 561 UNT, superando o máximo histórico em 2 vezes e o limite legislado em mais de 5 vezes, tendo sido o dado classificado na categoria C. Com o tempo, os valores de turbidez decaíram em relação ao observado em janeiro/2016, tendo sido inclusive registrados dados de acordo com a variação histórica e com o limite legislado (categoria A) nas campanhas de monitoramento mais recentes. Em abril/2018, o valor de 89 UNT foi o último a ser registrado, dentro do período avaliado, superando o máximo histórico do período seco.

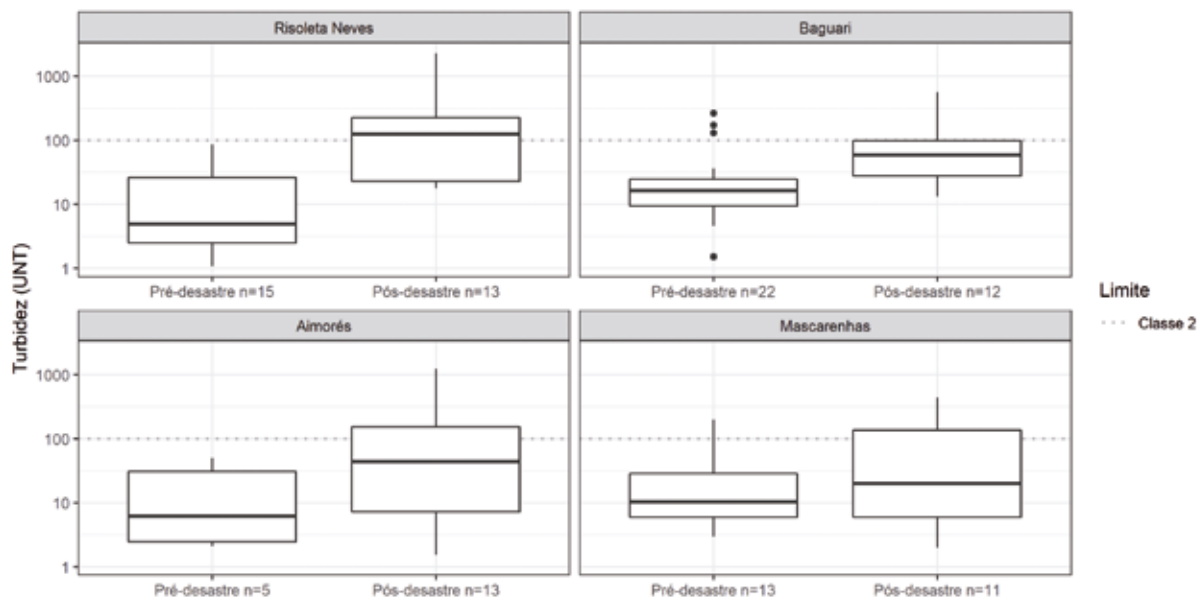
Na estação analisada no reservatório da UHE Aimorés, no mês de dezembro/2016, registrou-se valor de 1.216 UNT, o qual foi classificado na categoria C. Ao longo do tempo, os valores decaíram, mas ainda se constatarem dados de turbidez com valores superiores aos máximos históricos (categorias B e C). Todavia, conforme mencionado anteriormente, esta estação conta com um menor número de observações pré-desastre.

No reservatório da UHE Mascarenhas, o valor máximo encontrado foi de 433 UNT, também em dezembro/2016. Esse valor, assim como outros dois (224 UNT em janeiro/2016 e 229 UNT em dezembro/2017), superou o limite da legislação e o máximo histórico do período chuvoso (198 UNT), tendo sido os mesmos classificados na categoria C. Vale lembrar que, assim como para o reservatório da UHE Baguari, o monitoramento após o rompimento só foi retomado em janeiro/2016, de modo que possíveis alterações iniciais não foram registradas. Nos monitoramentos mais recentes, os dados foram classificados na categoria A, indicando melhores condições. De acordo com os dados disponíveis, no reservatório da UHE Mascarenhas, o último valor superior ao máximo histórico ocorreu em dezembro/2017. Entretanto foram avaliados dados até setembro/2018, sem abranger o período chuvoso do final de 2018. Portanto, a avaliação de novos eventos de monitoramento faz-se de interesse, devido à maior vulnerabilidade na qualidade da água durante o período chuvoso. Essa é uma questão que deve ser considerada para todos os ambientes.

Para o ambiente fluvial (1.1.3.1), tendo como indicador a turbidez, o dano foi classificado como gravíssimo em todos os compartimentos. Neste contexto, apesar de não se conseguir mensurar o dano para os reservatórios hidrelétricos, pode-se concluir que o dano também foi elevado para estes ambientes uma vez que as usinas fizeram parte do trajeto da lama.

A Figura 286, apresenta os gráficos do tipo *box plot* para os reservatórios hidrelétricos localizadas na calha principal do rio Doce. Neste gráfico, observa-se elevação da mediana pós-desastre em todos os reservatórios. Para a UHE Risoleta Neves, a mediana pré-desastre era de 4,93 UNT, enquanto após o evento passou a ser de 125 UNT, superior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. O deslocamento das medianas (linha horizontal dentro da caixa) para cima reforça a presença de alterações nestes ambientes. O gráfico encontra-se em escala logarítmica.

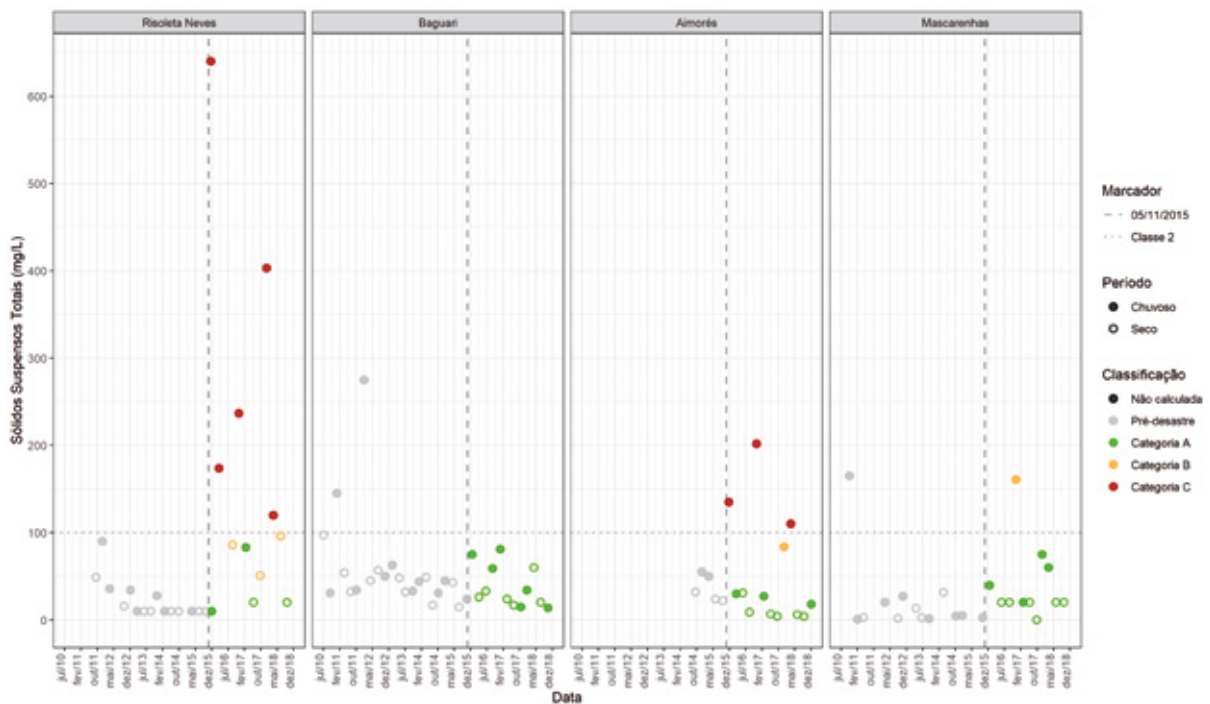
Figura 286 – Box plot com os dados de turbidez nos reservatórios hidrelétricos



b) Sólidos Suspensos Totais (SST)

Na Figura 287, estão apresentadas as concentrações de SST registradas para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C.

Figura 287 – Concentração de sólidos suspensos totais nos reservatórios hidrelétricos



Alterações em relação à condição pré-desastre foram registradas especialmente no reservatório da UHE Risoleta Neves (Figura 287) para os sólidos suspensos totais. O valor máximo foi de 640 mg/L, o qual foi registrado em dezembro/2016. O referido valor foi aproximadamente 7 vezes maior que o máximo histórico chuvoso (90 mg/L), ultrapassando também o limite legislado adotado de 100 mg/L, sendo portanto classificado na categoria C. Além desta, houve quatro situações em que o máximo histórico e o limite legislado foram superados, sendo todas elas no período chuvoso, a saber: 174 mg/L em março/2016, 237 mg/L em dezembro/2016, 403 mg/L em dezembro/2017 e 120 mg/L em março/2018. Adicionalmente, nas campanhas dos meses setembro/2016, setembro/2017 e junho/2018, ocorridas no período seco, as concentrações de sólidos suspensos totais superaram o máximo histórico do período seco (49 mg/L), mas estiveram de acordo com o limite legislado (categoria B).

No reservatório da UHE Baguari, de acordo com os dados disponíveis, não ocorreram desacordos com a legislação após o desastre nem superação dos máximos históricos, tendo sido os dados classificados na categoria A. Contudo, a primeira campanha após o evento do rompimento ocorreu somente em janeiro/2016. Desse modo, possíveis alterações ocorridas antes disso não foram registradas.

O valor máximo observado no reservatório da UHE Aimorés foi de 202 mg/L em dezembro/2016, quase 1 ano após o rompimento da barragem de Fundão. O primeiro valor registrado após o desastre, em dezembro/2015, foi de 135 mg/L. Em março/2018, também no período chuvoso, ocorreu uma concentração de 110 mg/L. Os valores supracitados superaram o máximo pré-desastre para o período chuvoso (55 mg/L) e o limite legislado, tendo sido classificados na categoria C.

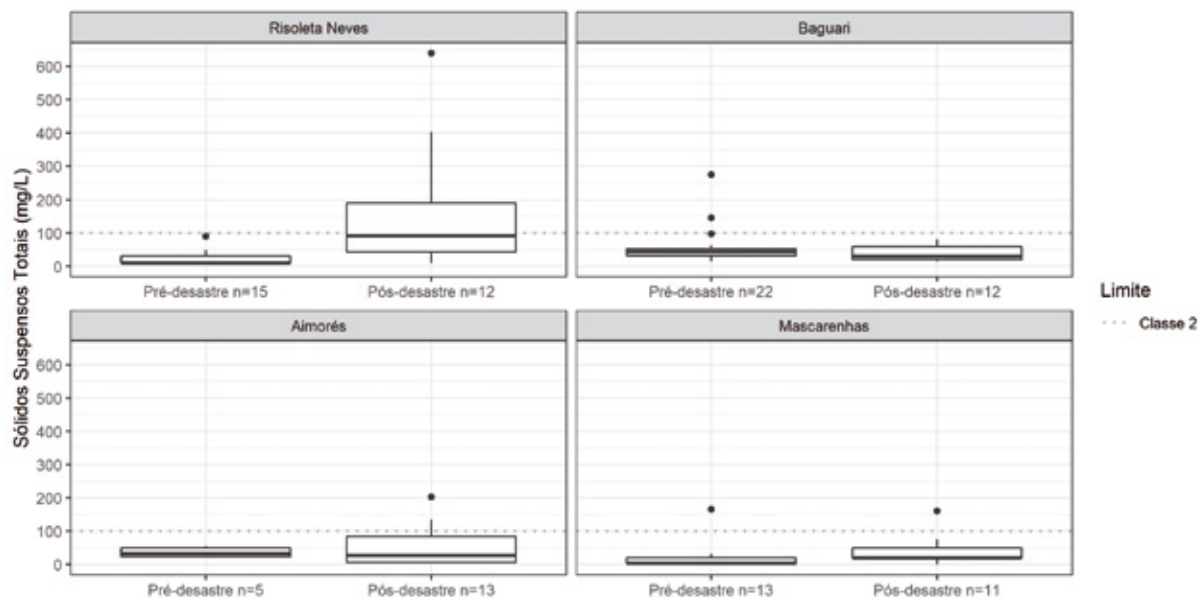
Para o reservatório da UHE Mascarenhas, o valor que se destacou foi de 161 mg/L em dezembro/2016, acima do limite legislado de 100 mg/L, mas inferior ao máximo histórico de 165 mg/L, tendo sido o dado classificado na categoria B.

Os reservatórios de Risoleta Neves e Aimorés apresentaram valores superiores ao máximo histórico do período correspondente em 2018, o que indica que alterações ainda ocorrem nestas regiões. Nos reservatórios da UHE Baguari e Mascarenhas os valores permaneceram de acordo com a variação histórica típica.

De modo geral, valores da ordem registrada nos primeiros meses após o rompimento não foram mais registrados ao longo do tempo, todavia, a continuidade do monitoramento e da avaliação dos próximos períodos chuvosos fazem-se necessárias. A ocorrência de chuvas propicia o aporte de material depositado nas margens para dentro dos corpos hídricos, bem como a ressuspensão de sedimentos para a coluna d'água.

A elevação da mediana do reservatório de Risoleta Neves é evidenciada na Figura 288. Enquanto antes do desastre a mediana era de 10 mg/L, no período pós-desastre passou a ser de 91 mg/L. Nos demais reservatórios, a alteração da mediana não foi tão evidente.

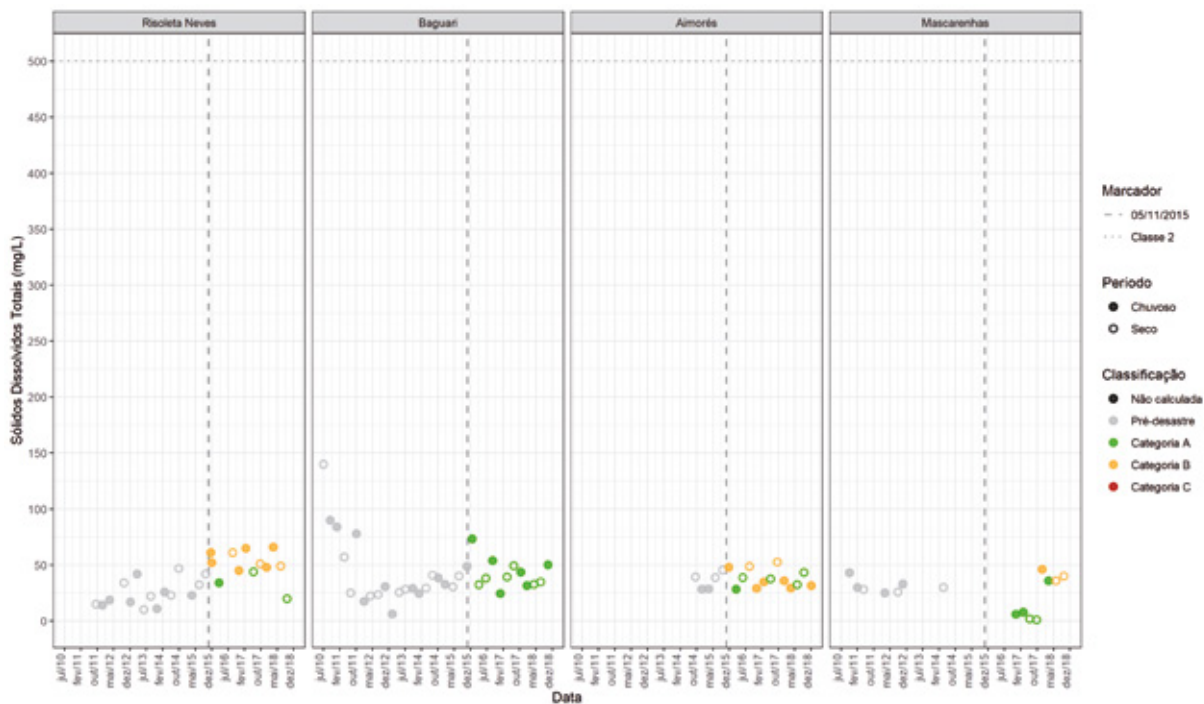
Figura 288 - Box plot com os dados de sólidos suspensos totais nos reservatórios hidrelétricos



c) *Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)*

Na Figura 289, estão apresentadas as concentrações de SDT registradas para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C.

Figura 289 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nos reservatórios hidrelétricos



Para a variável SDT, não foi observado desacordo com a legislação (500 mg/L) em momento algum do monitoramento (Figura 289). Entretanto, foram observados valores superiores ao máximo histórico do período correspondente nos reservatórios das usinas Risoleta Neves (9 eventos), Aimorés (8 eventos) e Mascarenhas (3 eventos), sendo possível observar esse fenômeno até mesmo em 2018. Esses dados foram classificados na categoria B.

Os valores máximos ocorridos nesses reservatórios foram, respectivamente, 66 mg/L (março/2018), 52,8 mg/L (setembro/2017) e 46 mg/L (dezembro/2017), enquanto os máximos históricos haviam sido de 47 mg/L (Risoleta Neves), 45,7 mg/L (Aimorés) e 43 mg/L (Mascarenhas).

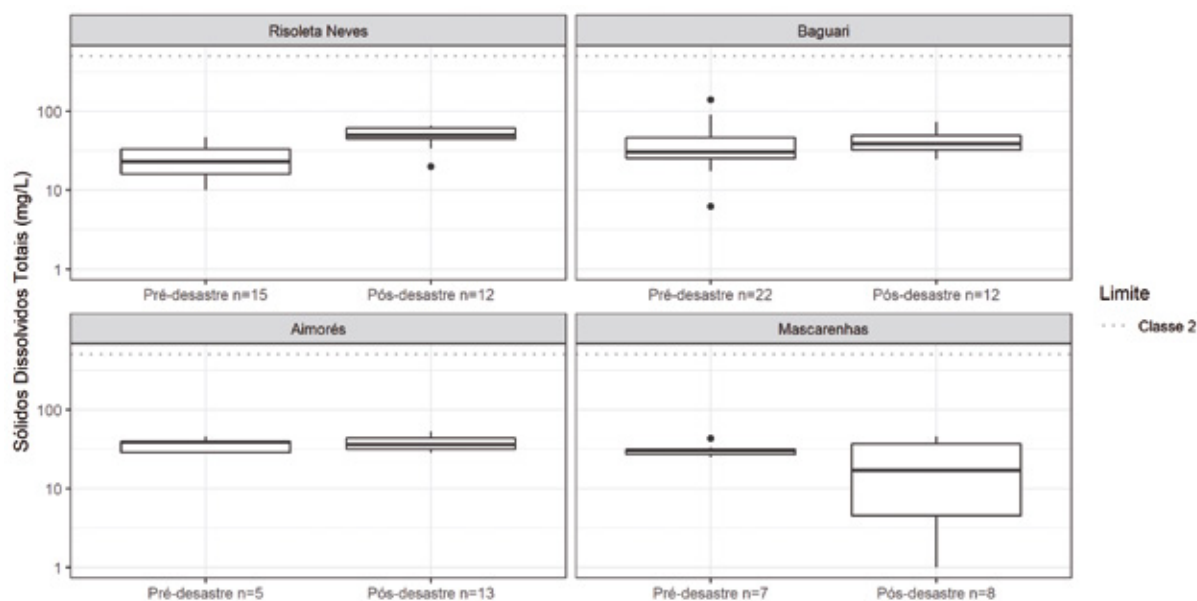
Ressalta-se, entretanto, que houve falha na série histórica dessa variável entre abril/2013 a setembro/2016 para o reservatório da UHE Mascarenhas. Portanto, concentrações de magnitude mais elevada que podem ter ocorrido imediatamente após o desastre não foram registradas.

No reservatório da UHE Baguari, que foi monitorado 2 meses após o rompimento, os resultados pós-desastre foram inferiores ao máximo histórico de 140 mg/L. Tais valores estão na mesma magnitude dos demais reservatórios.

Em relação aos reservatórios de Risoleta Neves, Aimorés e Mascarenhas, ainda em 2018 foram encontrados valores superiores aos máximos históricos, indicando que alterações ainda existem nestes locais.

Na Figura 290, que se encontra em escala logarítmica, observa-se elevação das medianas pós-desastre principalmente no reservatório de Risoleta Neves, onde a mediana pré-desastre era de 23 mg/L e passou a ser de 50 mg/L após o desastre. Para os reservatórios de Baguari e Mascarenhas, o deslocamento da mediana também ocorreu, mas de modo mais discreto. No reservatório da UHE Mascarenhas, por conta da falta de dados nos primeiros 10 meses após o desastre, a mediana não pôde subsidiar a análise do dano.

Figura 290 - Box plot com os dados de sólidos dissolvidos totais nos reservatórios hidrelétricos

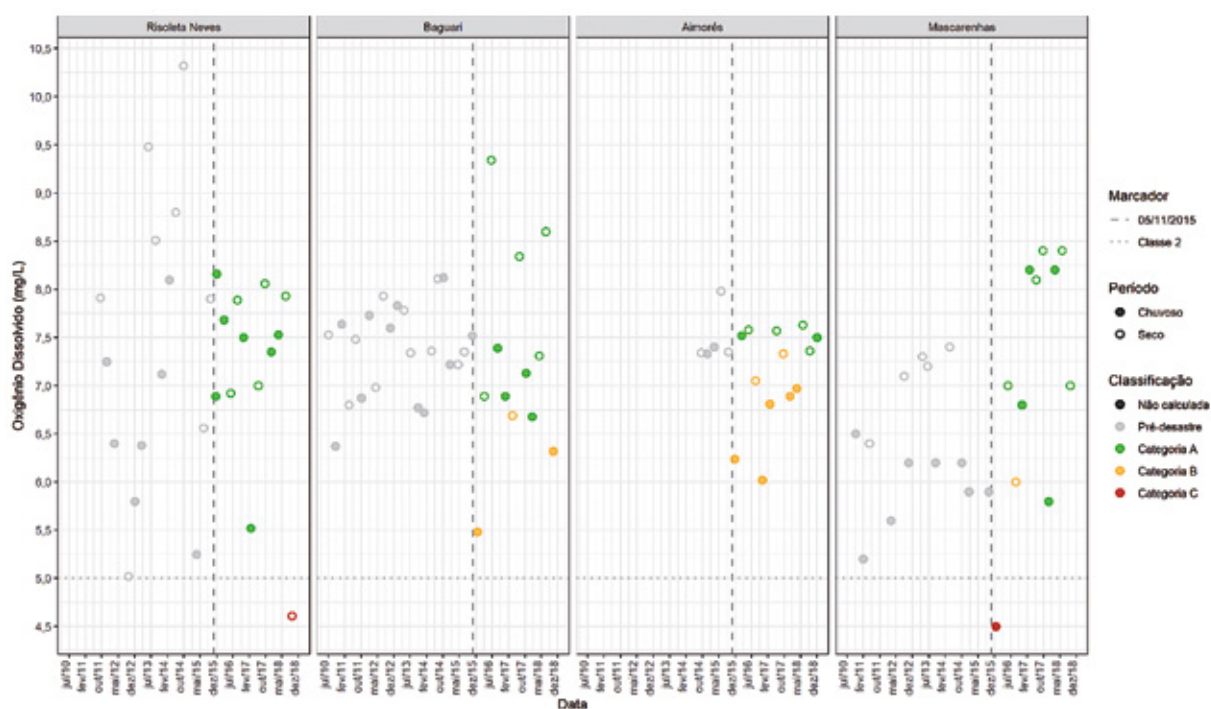


3.1.3 REDUÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA

Na Figura 291, estão apresentados os valores de oxigênio dissolvido registrados para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C.

No primeiro evento de monitoramento pós-desastre, foi possível observar concentrações de OD abaixo dos mínimos históricos nos reservatórios das UHEs Baguari (5,48 mg/L em janeiro/2016), Aimorés (6,24 mg/L em dezembro/2015) e Mascarenhas (4,5 mg/L em janeiro/2016), sendo que nesse último o valor esteve abaixo inclusive do limite legislado (5,0 mg/L) (Figura 291), tendo sido classificado na categoria C, enquanto os anteriores foram classificados na categoria B.

Figura 291 – Concentração de oxigênio dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.



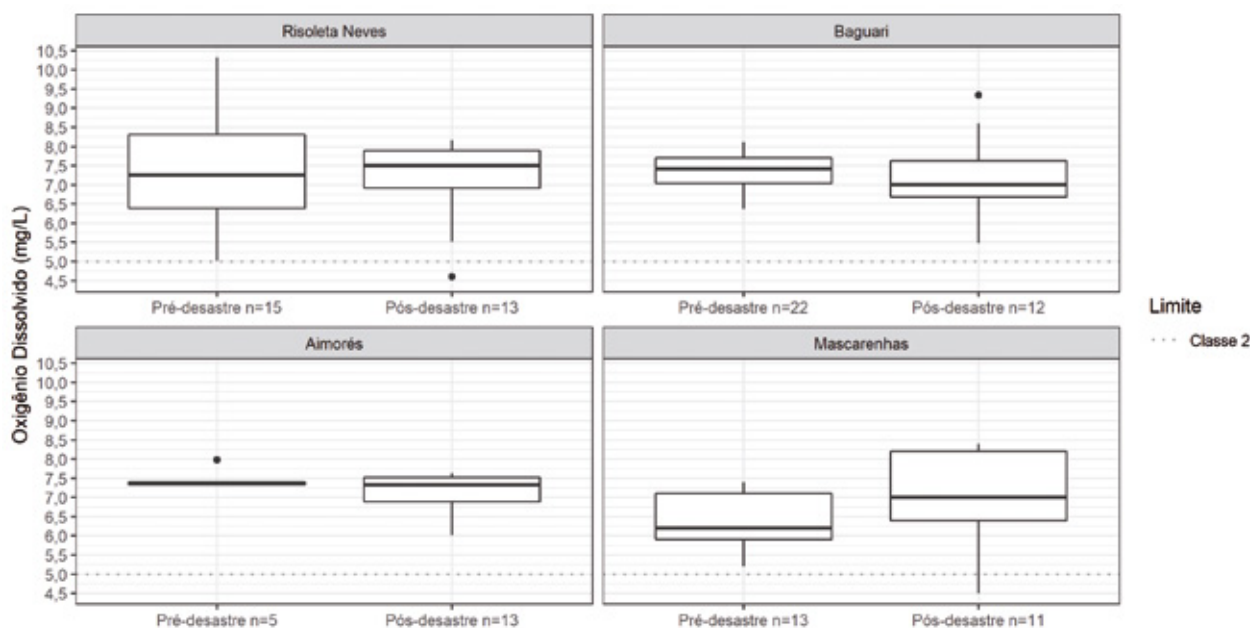
A título de comparação, a estação RD083 do IGAM (na região do reservatório da UHE Baguari), que foi monitorada diariamente desde 8 de novembro/2015, apresentou concentrações abaixo de 1,0 mg/L e demonstrou maior demora para a normalização dos níveis de oxigênio dissolvido em relação às demais estações no rio Doce. Estes resultados estão apresentados no item 2.2.3 dos ambientes fluviais. Isso possivelmente ocorreu em virtude de a estação RD083, por estar próxima à região do barramento da UHE Baguari, estar situada em um local com águas de velocidade mais reduzida e menos turbulência em relação às demais estações avaliadas no rio Doce. Assim, acredita-se que para as estações localizadas nos reservatórios das usinas hidrelétricas, situação semelhante à registrada na estação RD083 tenha ocorrido. Entretanto, há de se levar em consideração também que os danos relacionados ao oxigênio dissolvido chegaram de modo mais amortecido a jusante.

No reservatório UHE Risoleta Neves, não foi observada concentração baixa de oxigênio dissolvido no primeiro evento de monitoramento pós-desastre, o que pode estar relacionado ao local em que a medição foi realizada. De acordo com a equipe de campo que realizou a referida amostragem, dada a quantidade da lama no reservatório da UHE Risoleta Neves e por questões de segurança, a coleta foi realizada na margem do rio e não na região central do reservatório.

Em outros eventos de monitoramento, valores abaixo dos mínimos históricos foram registrados nos reservatórios (Risoleta Neves: 4,61 mg/L em setembro/2018, tendo sido classificado na categoria C; Baguari: 6,32 mg/L em outubro/2018, tendo sido classificado na categoria B). No reservatório da UHE Aimorés foi observado um maior número de observações com resultados inferiores aos mínimos históricos, contudo, a linha-base conta com apenas cinco eventos de monitoramento. Em virtude de essas observações terem ocorrido mais de um ano após o desastre, é difícil estabelecer sua relação com o rompimento, visto que no ambiente fluvial o dano já havia cessado nesse período. Nos reservatórios, em virtude de seus barramentos, todavia, o tempo de resposta pode ter sido diferenciado.

Na Figura 292, estão apresentados os gráficos de *box plot* elaborados para a variável oxigênio dissolvido nos reservatórios hidrelétricos avaliados. Não foi possível verificar grandes alterações para a referida variável.

Figura 292 – *Box plot* com os dados de oxigênio dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.



Conforme comentado para os ambientes fluviais, esse dano teve menor duração em relação a outros, possivelmente em virtude das próprias características do rio Doce que promoveram maior turbulência e reaeração da água (entrada de oxigênio). Contudo, nos reservatórios o esperado é que esses ambientes apresentassem maior dificuldade para se recuperar do referido dano, dada as menores velocidades de corrente e, portanto, menor turbulência.

Rios com corredeiras apresentam excelentes condições para uma eficiente turbulência, que auxilia a reaeração atmosférica, que é frequentemente o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido (VON SPERLING, 2005). Segundo Baird (2002), a água que é aerada através da movimentação dos cursos d'água e rios é continuamente reabastecida de oxigênio. Porém, a água estagnada não é favorecida por mecanismos que possibilitem a reposição do oxigênio com rapidez, visto que a difusão molecular (tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível) é um processo lento (BAIRD, 2002; VON SPERLING, 2005).

O início do monitoramento tardio nos reservatórios em relação aos ambientes fluviais e a menor frequência amostral são fatores que não permitiram uma análise mais assertiva sobre as consequências do rompimento na barragem no que concerne às concentrações de oxigênio dissolvido na água.

3.1.4 DISPONIBILIZAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA ÁGUA

Conforme apresentado na Tabela 118, foram avaliadas as variáveis que tiveram o dano identificado no ambiente fluvial e que possuíam dados passíveis de análise no reservatório: cobre dissolvido, ferro dissolvido, manganês total e zinco total. Vale reforçar que para o reservatório de Mascarenhas não há dados de EPTs.

a) *Cobre Dissolvido*

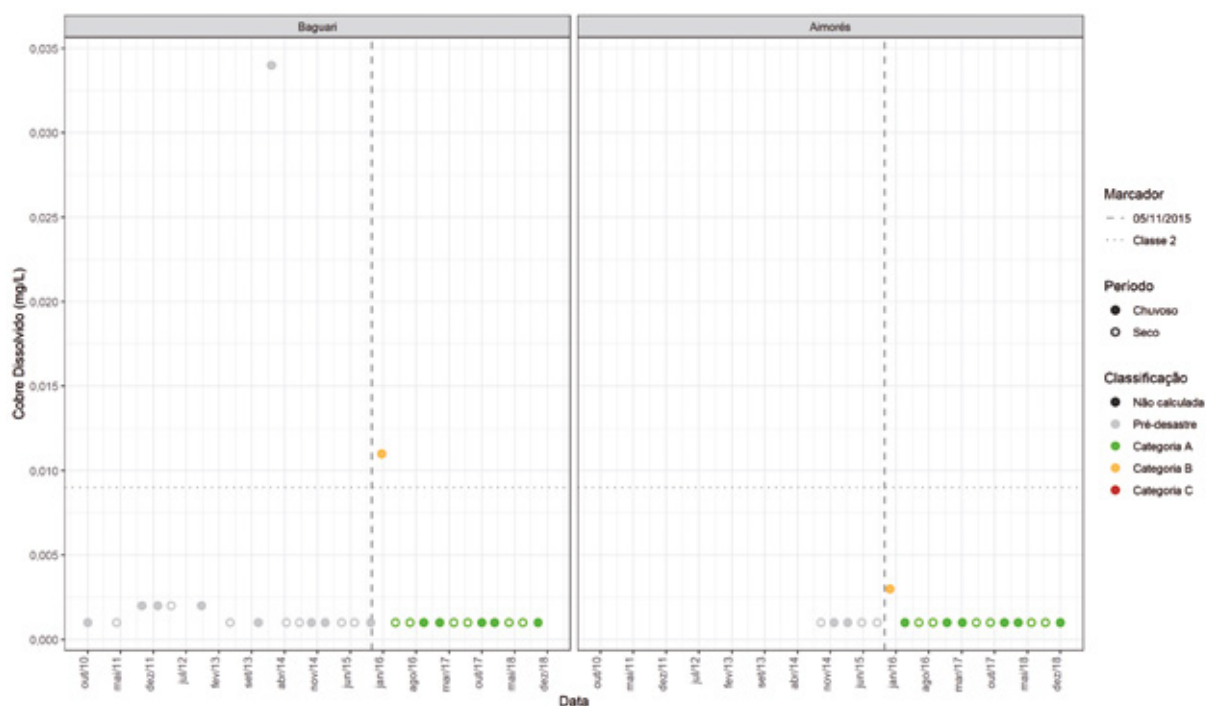
Dados históricos da variável cobre dissolvido encontraram-se disponíveis somente para os reservatórios das UHEs Baguari e Aimorés (Figura 293).

Os primeiros valores registrados após o rompimento foram de 0,0105 mg/L em Baguari (janeiro/2016) e de 0,003 mg/L em Aimorés (dezembro/2015).

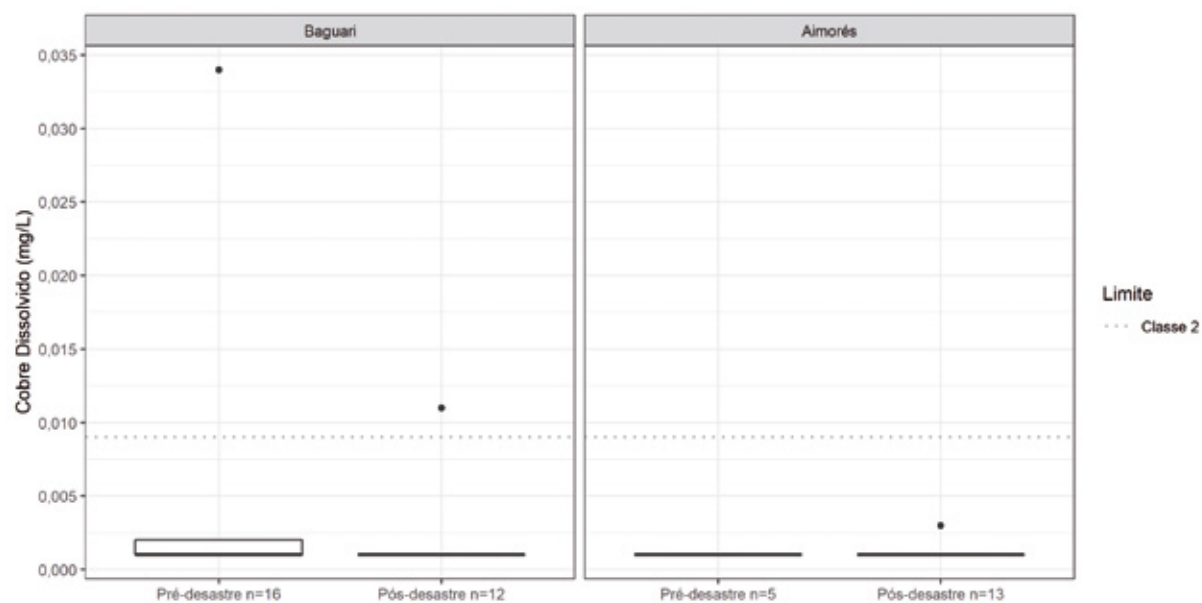
Em relação ao dado do reservatório da UHE Baguari, o mesmo não ultrapassou o máximo histórico de 0,034 mg/L, mas superou o limite legislado (0,009 mg/L), tendo sido classificado na categoria B. O máximo histórico, contudo, pode ser considerado um valor anômalo da série de dados anterior ao rompimento, conforme pode ser observado na Figura 293. Dessa forma, considerou-se que houve elevação nas concentrações de cobre dissolvido após o rompimento.

No reservatório da UHE Aimorés, o valor obtido em dezembro/2015 superou o máximo histórico, mas esteve de acordo com o limite legislado e também foi classificado na categoria B. De qualquer modo, os dados indicam que o ambiente sofreu alguma alteração, o que pode ter influenciado a biota aquática.

A partir de então, os demais dados resultaram inferiores aos limites de quantificação de 0,001 mg/L e 0,002 mg/L, tendo sido classificados na categoria A.

Figura 293 – Concentração de cobre dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.

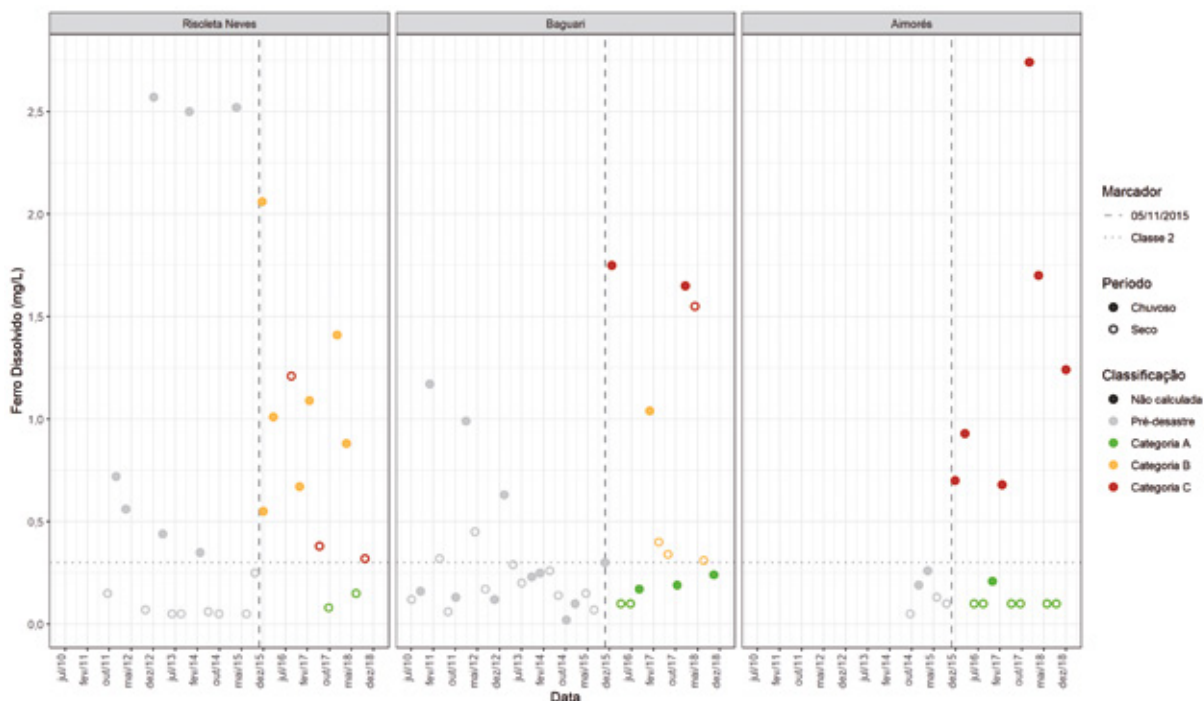
Na Figura 294, estão apresentados os gráficos de *box plot* para as concentrações de cobre dissolvido nos reservatórios de Baguari e Aimorés. De modo geral, com a grande maioria dos dados tendendo ao limite de quantificação, não foi possível observar alterações na mediana. Desse modo, as alterações mais relevantes quanto ao cobre dissolvido possivelmente ocorreram logo após o rompimento da barragem de Fundão.

Figura 294 – *Box plot* com os dados de cobre dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.

b) Ferro Dissolvido

De acordo com os dados disponíveis, a concentração registrada no reservatório da UHE Risoleta Neves na campanha de dezembro/15 (2,06 mg/L) foi inferior ao máximo histórico do período chuvoso (2,57 mg/L), mas superior ao limite legislado, tendo o referido dado sido classificado na categoria B (Figura 295). Além disso, o valor de 2,06 mg/L foi superior a 80% dos dados da linha-base para essa estação. Desse modo, pode-se afirmar que, com a passagem da lama, ocorreram alterações quanto ao aumento das concentrações de ferro dissolvido na água. A ausência de dados de monitoramento no mês de novembro/2015 comprometeu a análise do período inicial do desastre, onde geralmente foram registradas as alterações mais significativas de acordo com os resultados apresentados para os ambientes fluviais.

Figura 295 – Concentrações de ferro dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.



Quanto ao período seco, em três situações após o rompimento o máximo histórico (0,25 mg/L) e o limite legislado foram ultrapassados, tendo sido esses dados classificados na categoria C.

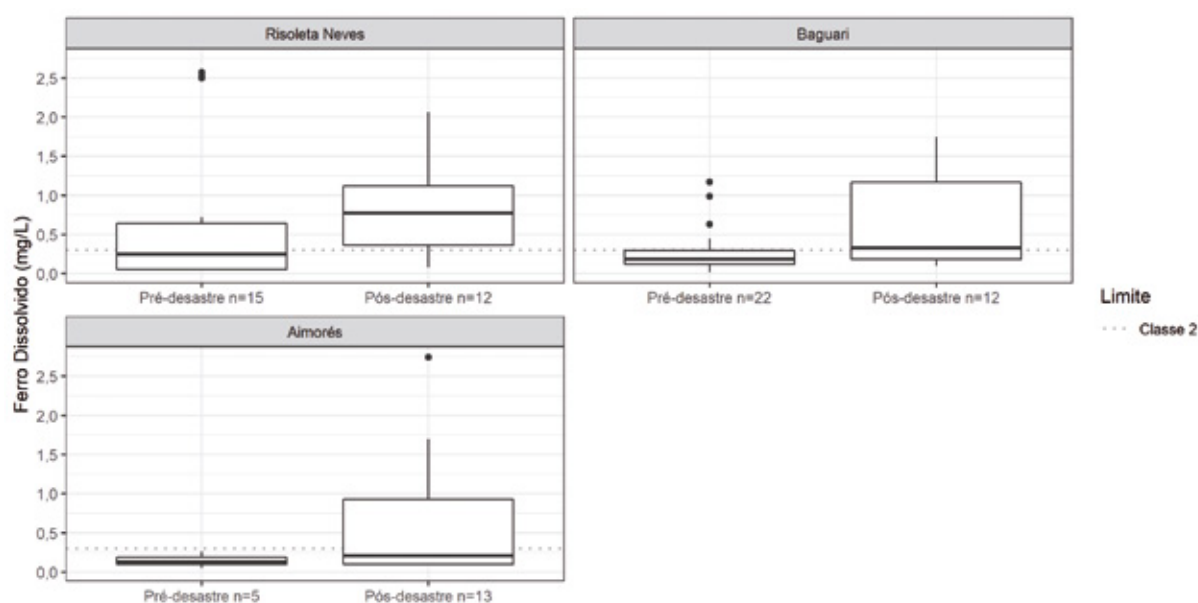
No reservatório da UHE Baguari, o primeiro valor detectado após o desastre foi de 1,75 mg/L (janeiro/2016). Além desse, outros dois dados (1,65 mg/L em janeiro/2018 e 1,55 mg/L em abril/2018) superaram o máximo histórico do período correspondente e o limite da legislação. Esses três dados foram classificados na categoria C.

O primeiro valor pós-desastre registrado no reservatório da UHE Aimorés foi de 0,70 mg/L (dezembro/2015), superando o máximo histórico chuvoso (0,26 mg/L) e o limite legislado de 0,3 mg/L, sendo o dado classificado na categoria C. Outros valores superiores ao máximo histórico e ao limite legislado persistiram em todos os períodos chuvosos, chegando ao máximo de 2,74 mg/L em dezembro/2017.

De modo geral, pode-se dizer que ainda são registradas condições anômalas à linha-base, indicando que as alterações ainda permanecem. Em 2018, por exemplo, foram registrados valores acima dos máximos históricos do período correspondente nos três reservatórios analisados. Não houve monitoramento dessa variável no reservatório da UHE Mascarenhas. É necessário continuar a avaliação dos dados monitorados, visto que ainda não há uma tendência clara para todos os reservatórios analisados que os valores de ferro dissolvido estão diminuindo. Deve-se considerar ainda a ocorrência de novos períodos chuvosos que propiciam a ressuspensão de sedimentos para a coluna d'água e aporte de material das margens para dentro do corpo hídrico.

Na Figura 296, o deslocamento da mediana para valores mais altos demonstrou a influência do desastre na concentração de ferro dissolvido. Na UHE Risoleta Neves, por exemplo, a mediana que era de 0,250 mg/L, passou a ser de 0,775 mg/L.

Figura 296 – Box plot com os dados de ferro dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.

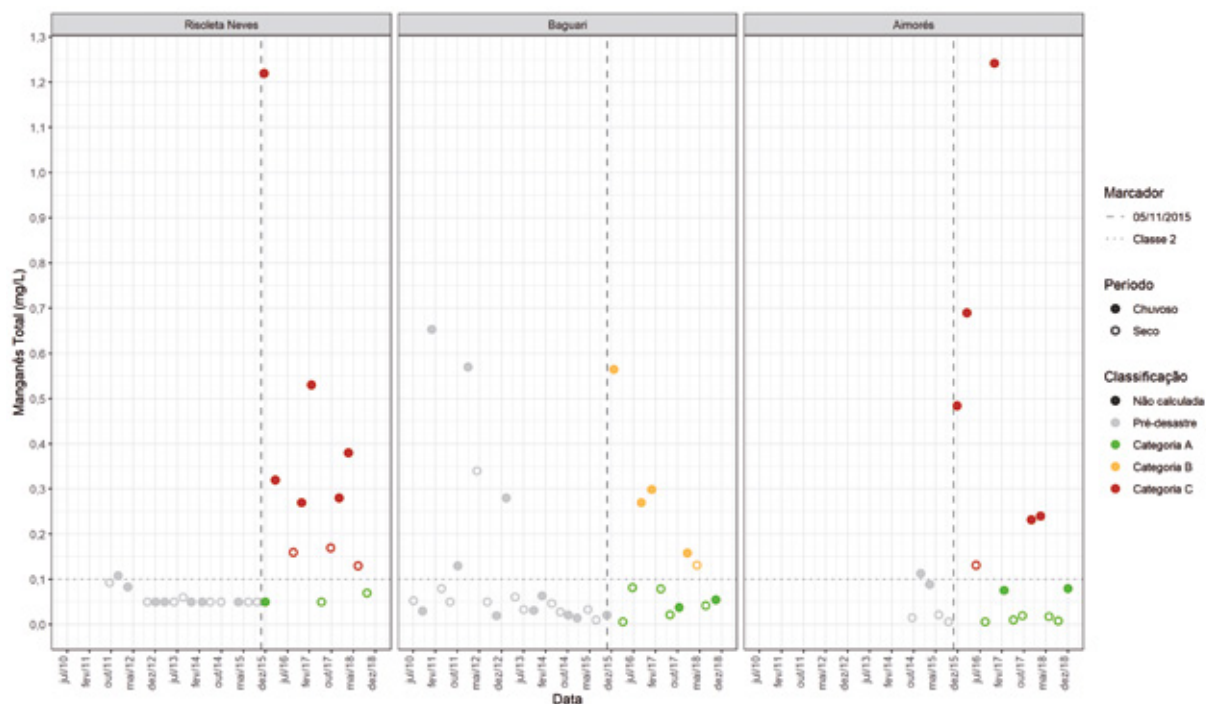


c) Manganês Total

Na Figura 297, estão apresentadas as concentrações de manganês total registradas para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C.

No reservatório da UHE Risoleta Neves, ocorreram nove situações nas quais o resultado foi superior ao limite legislado de 0,1 mg/L e ao máximo histórico do período correspondente, tendo sido esses dados classificados na categoria C. Notou-se também que nos períodos chuvosos as concentrações apresentaram-se mais elevadas (atingindo valor máximo de 1,22 mg/L, em dezembro/2015), enquanto nos períodos secos os valores tenderam a ser mais baixos (abaixo de 0,17 mg/L). Em 2018, ainda foram observados, em março e junho, os valores de 0,38 mg/L e 0,13 mg/L, superiores ao limite legislado e aos máximos históricos de 0,093 mg/L (seco) e 0,108 mg/L (chuvoso), respectivamente.

Figura 297 – Concentração de manganês total nos reservatórios hidrelétricos.



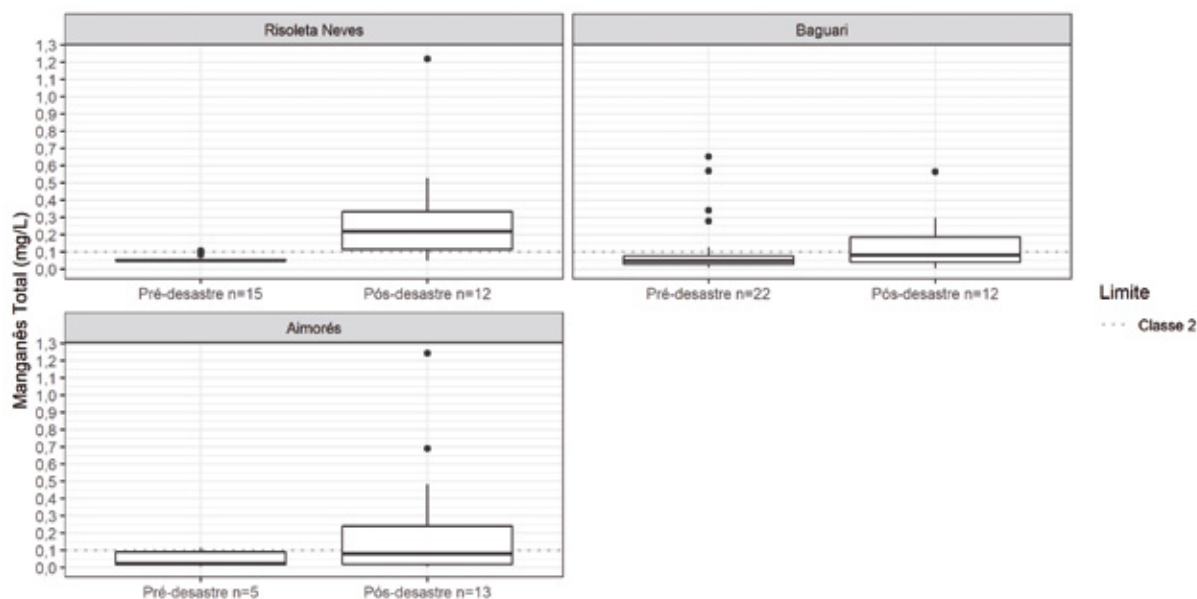
No reservatório da UHE Baguari, o primeiro valor registrado após o desastre foi de 0,565 mg/L, em janeiro/2016. Além desse, outros quatro valores superaram o limite legislado. Entretanto, os valores estiveram dentro da variação histórica, tendo sido então classificados na categoria B. Comparativamente aos reservatórios da UHE Risoleta Neves e da UHE Aimorés, o de Baguari é o que já apresentava concentrações mais elevadas antes mesmo do rompimento de Fundão. A análise dos dados demonstrou redução dos valores ao longo do tempo.

No reservatório de UHE Aimorés foi encontrado o valor máximo de 1,242 mg/L ocorrido em dezembro/2016. Em outras cinco situações, predominantemente no período chuvoso, os dados foram superiores ao máximo histórico do período correspondente e ao limite para a classe 2, tendo sido classificados na categoria C. Observou-se tendência de redução de valores ao longo do tempo em relação ao registrado em dezembro/2016, todavia, em março/2018 ainda foi registrado o valor de 0,240 mg/L, superior ao máximo histórico do período chuvoso de 0,113 mg/L e ao limite legislado.

Em 2018, foram identificados valores superiores aos máximos históricos nos reservatórios de Risoleta Neves e Aimorés. Com base nisto e nos resultados obtidos para o ambiente fluvial (2.2.4.9), pode-se indicar que as alterações ainda persistem, mas não da ordem observada logo após o rompimento.

Na Figura 298, é possível verificar o deslocamento da mediana para cima nos três reservatórios avaliados em relação ao período anterior ao desastre. Na UHE Risoleta Neves, ocorreu o maior deslocamento, no qual a mediana passou de 0,05 mg/L para 0,22 mg/L.

Figura 298 – Box plot com os dados de manganês total nos reservatórios hidrelétricos.



d) Zinco total

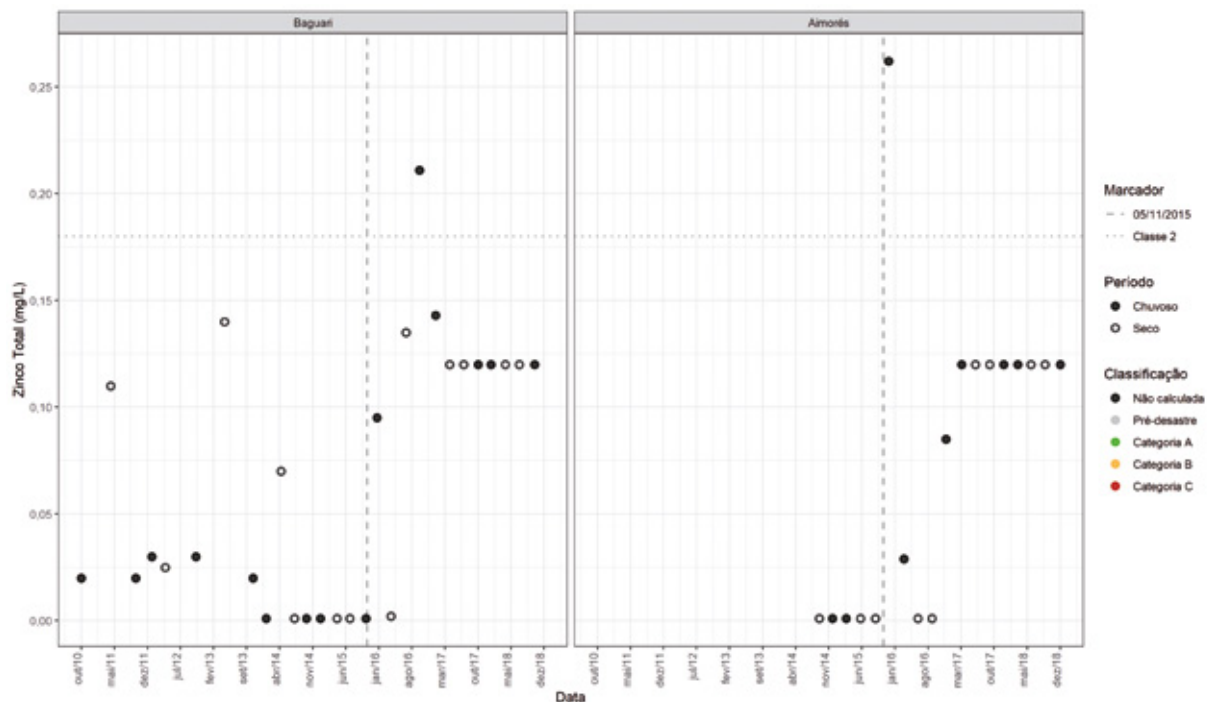
A variável zinco total foi monitorada apenas nos reservatórios das UHEs Baguari e Aimorés, conforme Figura 299. É importante mencionar que em virtude de alterações nos limites de quantificação do método laboratorial, não foi possível classificar os dados nas categorias A, B e C, visto que esta poderia fornecer resultados equivocados. Ao longo do período avaliado, os LQs, nas duas usinas, variaram entre $< 0,001$ mg/L, $< 0,02$ mg/L e $< 0,12$ mg/L, conforme apresentado na metodologia.

No reservatório da UHE Baguari, a concentração mais elevada após o rompimento da barragem de Fundão foi registrada em outubro/2016 (de 0,211 mg/L), tendo superado o máximo histórico e o limite legislado de 0,18 mg/L. Visto que o monitoramento foi iniciado dois meses após o rompimento da barragem de Fundão, em janeiro/2016, não foi possível avaliar se ocorreram concentrações ainda mais elevadas no período imediato pós-rompimento. O valor registrado em outubro/2016 pode estar relacionado a eventos chuvosos, que propiciam o carreamento de material das margens para dentro do corpo hídrico, além de favorecer a ressuspensão de material sedimentado.

No reservatório da UHE Aimorés, em dezembro/2015, registrou-se o valor de 0,262 mg/L. De acordo com a limitada série histórica, para o referido reservatório, concentrações de zinco total nunca haviam sido quantificadas.

Após o mês de março/2017, os resultados, em ambos os reservatórios, foram inferiores ao LQ do método, indicando que as alterações tenderam a diminuir em relação ao rompimento. A avaliação de mais eventos de monitoramento faz-se necessária, visto a possibilidade de ocorrência de eventos hidrológicos mais intensos, que podem propiciar a ressuspensão de material de fundo.

Figura 299 – Concentração de zinco total nos reservatórios hidrelétricos.



Como mencionado anteriormente, pelo fato de a variável em questão ter apresentado uma grande variação de limites de quantificação, optou-se por não apresentar o gráfico de *box plot*.

3.1.5 CONCLUSÕES

A menor frequência de monitoramento nos reservatórios, a data mais tardia da primeira campanha pós-desastre, bem como a diferença entre o conjunto de variáveis de qualidade de água avaliadas entre os quatro reservatórios hidrelétricos (Tabela 118) tornaram complexa a mensuração dos danos nesses ambientes. Contudo, foi realizada uma análise descritiva das alterações observadas, com respaldo nos danos observados no ambiente fluvial, visto que estes muito provavelmente se estenderam aos reservatórios hidrelétricos, uma vez que os referidos ambientes também fizeram parte do trajeto percorrido pela lama de rejeitos.

Em relação ao aumento da concentração de sólidos na água, foram registrados valores superando os máximos históricos para as variáveis turbidez, SST e SDT, com dados classificados nas categorias B e C, de modo geral. Ao longo do tempo, os valores diminuíram em relação aqueles referentes aos primeiros meses pós-rompimento. Entretanto, valores superiores aos máximos históricos pré-desastre para os períodos correspondentes (seco e chuvoso) ainda persistiram em 2018.

Quanto à redução da concentração de oxigênio dissolvido na água, esta alteração demonstrou recuperação mais rápida em relação aos outros indicadores, conforme visto também para o ambiente fluvial. Entretanto, mesmo que tenham sido registrados valores inferiores aos mínimos históricos pré-desastre entre os meses de dezembro/2015 e janeiro/2016, estima-se que essa alteração foi ainda mais acentuada no mês do desastre. Isso porque na estação RD083 do IGAM, próxima ao reservatório da UHE Baguari (cujos resultados estão apresentados no item 2.2.3 dos ambientes fluviais), foram registradas concentrações abaixo de 1,0 mg/L, além disso, a referida estação demonstrou maior demora

para a normalização dos níveis de oxigênio dissolvido em relação às demais estações fluviais no rio Doce. Rios com corredeiras apresentam excelentes condições para uma eficiente turbulência, que auxilia a reaeração atmosférica, que é frequentemente o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido (VON SPERLING, 2005). Segundo Baird (2002), a água que é aerada através da movimentação dos cursos d'água e rios é continuamente reabastecida de oxigênio. Porém, a água estagnada não é favorecida por mecanismos que possibilitem a reposição do oxigênio com rapidez, visto que a difusão molecular (tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível) é um processo lento (BAIRD, 2002; VON SPERLING, 2005).

O aumento das concentrações de EPTs na água foi avaliado a partir das variáveis cobre dissolvido, ferro dissolvido, manganês total e zinco total. Apesar da detecção de valores elevados após o desastre, o cobre dissolvido e o zinco total apresentaram os resultados mais recentes abaixo do limite de quantificação. Entretanto, concentrações de ferro dissolvido e manganês total continuaram elevadas, superando os máximos históricos pré-desastre dos períodos correspondentes mesmo em 2018. Ao longo do tempo, contudo, os valores apresentaram-se inferiores aqueles registrados nos primeiros meses pós-rompimento, de um modo geral.

Entre os reservatórios analisados, notou-se que o deslocamento da mediana foi mais acentuado para o reservatório da UHE Risoleta Neves, que foi o primeiro a ser atingido e reteve cerca de 9,9 hm³ de rejeitos. Estes resultados indicaram que este ambiente foi alterado de forma mais intensa. Os resultados obtidos para a comunidade zooplancônica, organismos bioindicadores de qualidade de água, também corroboraram esse resultado.

É importante destacar ainda que conforme o dano de assoreamento dos reservatórios apresentado no item 3.3.2, a UHE Risoleta Neves teve 18% do seu volume total assoreado pelo desastre, a UHE Baguari teve 8% e a UHE Aimorés 2%. No caso do reservatório da UHE Mascarenhas, o reservatório já se encontrava com nível de assoreamento alto e o último levantamento batimétrico após o desastre indicou erosão no reservatório ao invés de assoreamento. Assim sendo, haja vista a presença de rejeitos nos sedimentos das barragens, convém destacar que alterações físico-químicas na interface água-sedimento podem favorecer a ressuspensão do material para a coluna d'água.

3.2 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Reservatórios são importantes ecossistemas artificiais com múltiplas finalidades, como irrigação e abastecimento (MATSUMURA-TUNDISI, 1999); no entanto, o aproveitamento desses benefícios causa profundas alterações no ambiente aquático, devido, principalmente, a alteração da velocidade de corrente do ambiente fluvial. Essa alteração da hidrodinâmica influencia nas características físicas e químicas da água, bem como na estrutura das comunidades biológicas (AGOSTINHO et al., 1999). Esse arranjo ambiental, na maioria dos reservatórios, provoca o surgimento ou o desaparecimento de algumas espécies, além de alterações de dominância entre populações.

Em reservatórios, a produtividade primária e composição fitoplanctônica são controladas fundamentalmente pela disponibilidade de nutrientes e intensidade luminosa, bem como de eventos de mistura da coluna d'água, interações interespecíficas, parasitismo e predação (WETZEL, 1990; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Além disso, a maior estabilidade e tempo de residência da água faz com

que os reservatórios sejam ambientes mais propícios ao desenvolvimento do fitoplâncton (LI et al., 2013; WATANEBE et al., 2015). Estes locais também sofrem grande influência da bacia hidrográfica que promove a intrusão de águas com maior concentração de material em suspensão, propiciando a regeneração de nutrientes no sistema (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

As variáveis relacionadas à qualidade da água de reservatórios refletem rapidamente na estrutura e dinâmica da comunidade de algas e cianobactérias daquele corpo hídrico (RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011). Portanto, após o desastre foi possível identificar a alteração da comunidade fitoplanctônica, a partir da alteração da riqueza e densidade de espécies. A primeira representa a quantidade de espécies encontradas nos reservatórios, enquanto que a segunda, a quantidade de indivíduos identificados de cada espécie ou classe taxonômica. A alteração na riqueza e na densidade do fitoplâncton demonstra um dano ambiental, pois uma mudança na estrutura da comunidade é caracterizada como um dano.

Observou-se também a alteração da composição da comunidade, por meio da mudança na frequência de ocorrência das espécies, ou seja, a quantidade de eventos de amostragem em que determinado táxon foi encontrado. Uma vez que as espécies são tolerantes ou sensíveis a determinadas condições ambientais, a composição da comunidade fitoplanctônica é um importante bioindicador da conservação e ou/degradação do habitat (LI et al., 2013). Desta forma, a mudança da frequência de espécies após o desastre quando comparado com o antes, é mais um indicador do dano. Além disso, também houve a perda de espécies após o desastre, possivelmente daquelas menos tolerantes a ambientes adversos (REYNOLDS, 2002).

De acordo com MARZOLF (1990), estudos mostram que as mudanças ocorridas nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água, decorrentes do represamento, promovem um aumento na abundância zooplanctônica e uma rápida alteração na composição de espécies dentro dessa comunidade. FERREIRA; SANTOS; HENRY (2005), ressaltaram, ainda, que somente o monitoramento das variáveis físicas e químicas da água não é suficiente para avaliar o impacto causado pela construção da barragem em ecossistemas tão dinâmicos, como os rios. O conhecimento das mudanças ocorrentes nas comunidades biológicas fornece subsídios para o manejo do reservatório. No Brasil, nas últimas décadas, a construção de reservatórios tem se acelerado, principalmente na região Sudeste, devido a existência de grandes bacias hidrográficas (AGOSTINHO et al., 1999).

3.2.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão e o trajeto percorrido pela lama de rejeitos às comunidades planctônicas nas usinas hidrelétricas, localizadas na calha do rio Doce (Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas), foi realizada com a base na coleta de dados secundários em período anterior e posterior ao desastre, e coleta de dados primários em campo a partir de uma campanha realizada em 2019.

3.2.1.1 Dados secundários

As concessionárias de energia que realizam o monitoramento de qualidade de água dos quatro reservatórios hidrelétricos presentes no rio Doce, disponibilizaram relatórios e laudos analíticos

contendo dados de riqueza e densidade da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica dos empreendimentos, em períodos e estações característicos de cada local.

Na sequência apresentam-se detalhes das quatro usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce e como os relatórios e dados recebidos foram tratados no âmbito do presente relatório para o fitoplâncton.

UHE Risoleta Neves (Candonga): o reservatório está localizado entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado. A usina é do tipo fio d'água e tem capacidade de geração de energia a uma potência de 140 MW. Para a avaliação da qualidade da água do reservatório da UHE Risoleta Neves foram utilizados os dados da estação CAN05 do referido empreendimento. A estação está localizada no rio Doce, na área do lago, aproximadamente 690 m a montante da barragem e a 350 m de distância da margem esquerda do lago. As coordenadas em UTM na estação CAN05 são 7.764.275 N e 723.755 E (Fuso 23K). Foram avaliadas as variáveis qualitativas (riqueza de espécies), densidade do fitoplâncton (ind./mL), contribuição das classes (%), e densidade de cianobactérias (ind./mL e cél./mL). No que se refere ao período avaliado, utilizaram-se dados gerados entre 2012 e 2018, sendo 14 amostragens antes do desastre e 12 após. Os dados foram fornecidos pela empresa Aliança Energia, que detém 50% do Consórcio Candonga, administradora da usina.

UHE Baguari: o reservatório situa-se no município de Governador Valadares e ocupa uma área de 16 km², tendo como tributários principais os rios Santo Antônio e Corrente Grande. A usina é do tipo baixa queda, utiliza turbinas tipo bulbo, e tem capacidade de 140 MW. As planilhas de dados foram fornecidas pelo Consórcio UHE Baguari via e-mail ao Lactec. Foram avaliados os dados dos pontos localizados na região do reservatório, sendo P02 a montante, mais próxima da barragem do reservatório, e P03 localizada na área central do reservatório, a jusante do Distrito de Pedra Corrida. As coordenadas em UTM das estações de amostragem são 7.893.237 N / 801.826 E e 7.887.859 N / 798.952 E, respectivamente. Analisaram-se dados de 2012 e 2018, coletados em campanhas trimestrais, sendo estes 14 antes e 12 depois, também referentes a riqueza e densidade da comunidade fitoplanctônica.

UHE Aimorés (Eliezer Batista): o reservatório está localizado no município de Aimorés, ocupando 36,6 km² de área, e o rio Resplendor como principal tributário. A usina é do tipo fio d'água e tem capacidade de geração de 330 MW. A Aliança Energia disponibilizou ao Lactec relatórios referentes ao "Programa de Monitoramento Limnológico e de Qualidade de Águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista". Ressalta-se que foram considerados os relatórios com dados a partir de 2009, entretanto, para a mensuração do dano foram utilizados os dados de 2013 a 2018, os quais estavam sem falhas de informações nas estações amostrais avaliadas. Destes, 10 são de amostragens realizadas antes do desastre e 13 depois. Os dados analisados são referentes as estações de amostragem denominadas AIM025, localizada no reservatório de Aimorés a 500 m a montante da barragem e AIM027, também no reservatório, no município de Itueta. As coordenadas UTM respectivas são 7.847.936 N/279.647 E e 7.854.779 N/272.412 E. Foram avaliadas também as variáveis quali/quantitativas referentes a comunidade fitoplanctônica deste reservatório.

UHE Mascarenhas: situada no município de Baixo Guandu, a usina opera a fio d'água e tem capacidade geração de 131 MW. O reservatório ocupa uma área de 3,9 m² e seu principal tributário é o rio Guandu. Os dados foram fornecidos pela empresa Energest S.A. As estações de amostragem estão

localizadas no rio Doce, sendo elas: P02 (298209.00 m E 7842586.00 m S), no interior do reservatório, próximo ao barramento e P04 (288697.00 m E 7841997.00 m S), também no interior do reservatório, a jusante da restituição da UHE Aimorés. Analisaram-se os dados quali/quantitativos referentes a comunidade fitoplânctônica de 2011, 2013 a 2018, sendo 7 coletas antes do desastre e 11 depois.

Vale ressaltar, que todos os reservatórios hidrelétricos indicados são considerados ambientes intermediários, pois apresentam tempos de residência inferiores a 5 dias, e segundo a Resolução CONAMA Nº 357/2005, ambientes intermediários são aqueles com tempo de residência entre 2 e 40 dias (BRASIL, 2005). Esta informação, deve ser considerada para o diagnóstico, visto que as características destes reservatórios muitas vezes são mais semelhantes a ambientes lóticos do que lênticos. Assim, a sedimentação de partículas, bem como o acúmulo de nutrientes, não pode ser considerada tão intensa como em um reservatório caracterizado como lêntico, com mais de 40 dias de tempo de residência.

A Tabela 120 apresenta a quantidade de coletas realizadas antes e após o desastre, que foram utilizadas para a mensuração do dano, considerando cada uma das usinas e estações de amostragem.

Tabela 120 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas nos reservatórios hidrelétricos presentes ao longo do rio Doce.

Reservatório	Estação de amostragem	Tempo	Nº de coletas
UHE Risoleta	CAN05	Antes	14
UHE Risoleta	CAN05	Depois	12
UHE Baguari	P02	Antes	14
UHE Baguari	P02	Depois	12
UHE Baguari	P03	Antes	14
UHE Baguari	P03	Depois	12
UHE Aimorés	AIM025	Antes	10
UHE Aimorés	AIM025	Depois	13
UHE Aimorés	AIM027	Antes	10
UHE Aimorés	AIM027	Depois	13
UHE Mascarenhas	P2	Antes	7
UHE Mascarenhas	P2	Depois	11
UHE Mascarenhas	P4	Antes	7
UHE Mascarenhas	P4	Depois	11

Os relatórios listados na Tabela 19 no item 2.3 também foram utilizados para a análise e discussão dos dados.

Para o zooplâncton, das quatro UHEs descritas acima nas quais foi realizado o monitoramento do fitoplâncton, apenas três delas realizam o monitoramento do zooplâncton: UHE Risoleta Neves, UHE Baguari e UHE Aimorés, disponibilizados na forma de relatórios, laudos e planilhas com dados brutos pelas Concessionárias de Energia Elétrica (Tabela 121), antes, logo após e após o desastre.

Tabela 121 – Descrição das estações de amostrais nas diferentes UHEs, cujos dados de zooplâncton foram disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica e utilizados no estudo

Estação de amostragem	Descrição do local	Latitude	Longitude	Período de amostragem
UHE Risoleta Neves				
CAN 05	Rio Doce, na área do lago, aproximadamente 690 metros a montante da barragem e 350 metros de distância da margem esquerda do lago na superfície.	723755.00 m E	7764275.00 m S	Dezembro/12 à Março/18
UHE Baguari				
P 02	Rio Doce Eixo de Barramento do Reservatório	801826.00 m E	7893237.00 m S	Julho/12 à Outubro/18
UHE Aimores				
AIM 25	Reservatório de Aimorés, 500 m a montante da barragem principal	279647.00 m E	279647.00 m E	Março/11 à Dezembro/18

3.2.1.2 Coleta de dados primários

Para o fitoplâncton, devido a diferenças na metodologia de análise das amostras, os resultados não foram utilizados nos indicadores e nem para o cálculo do dano, apenas para discussão do que foi identificado e estão apresentados no Apêndice T.

Para o zooplâncton, os dados primários foram obtidos através de amostragens do zooplâncton realizada em uma campanha em janeiro de 2019 (verão), nas quatro UHEs (Tabela 122).

Tabela 122 – Estações de amostragem da comunidade zooplancônica nas Usinas Hidrelétricas

Usina	Consórcio	Estações Seleccionadas	Coordenadas	
			Latitude	Longitude
Risoleta Neves	Aliança Energia	CAN 05	20°12'21.69"	42°51'30.74"
Baguari	Consórcio UHE Baguari	P02	19° 1'52.94"	42° 7'57.73"
Aimorés	Aliança Energia	AIM 25	19°27'3.23"	41° 5'56.29"
Mascarenhas	Energst S.A.	P2	19°30'4.25"	40°55'22.10"

A coleta de amostras em campo, análise das amostras em laboratório, as variáveis avaliadas e as análises estatísticas seguiram extamente as metodologias descritas para o ambiente fluvial.

3.2.1.3 Avaliação de danos

Os métodos adotados para a mensuração dos danos, decorrentes do rompimento da barragem de Fundão em relação à comunidade fitoplanctônica dos reservatórios, foram coincidentes com os do ambiente fluvial descritos no item 2.3.1.3. Para os reservatórios também foi avaliado como indicador de dano, o índice de equitabilidade (PIELOU, 1975), que avalia a uniformidade de distribuição dos indivíduos, sendo que o mesmo tende à zero quando a equitabilidade diminui em comunidades pobres em espécies. Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: 0 a 0,5 (J') foram considerados baixos, valores entre 0,5 e 0,7 (J') médios, e valores de 0,7 a 1,0 (J') foram considerados alta equitabilidade (SERPE, 2014).

Para o zooplâncton, comparando os dados do presente estudo com os referenciais bibliográficos, foi elaborada uma tabela de indicação de danos à estrutura da comunidade (Tabela 123) nas Usinas Hidrelétricas. A identificação da tendência do dano em um cenário futuro foi avaliada qualitativamente (tende a evoluir ou estabilizado), considerando os aspectos biológicos de cada grupo e sua possibilidade de resposta ao dano após desastre, com a projeção de um novo estado de equilíbrio no sistema. A reversibilidade do dano também foi classificada qualitativamente (irreversível, parcialmente reversível e reversível), tomando como base as profundas alterações ambientais que ocorreram nos sistemas e pressupondo se o sistema terá como voltar ao equilíbrio existente antes do desastre, mesmo sabendo-se que área já era afetada por alterações ambientais com as atividades da mineração.

Tabela 123 – Interpretação das categorias de dano para a comunidade zooplanctônica de reservatórios.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco grave	Valores máximos de riqueza de espécies e/ou abundância da comunidade reduziram, porém, menos do que 25%, se comparado com os resultados do monitoramento antes e após o desastre.
Grave	Valores máximos de riqueza de espécies e/ou abundância da comunidade reduziram, entre 25% e 50%, se comparado com os resultados do monitoramento antes e após o desastre.
Gravíssimo	Valores máximos de riqueza de espécies e a abundância da comunidade reduziram em 50% ou mais, se comparado com os resultados do monitoramento antes e após o desastre.

3.2.2 ALTERAÇÃO NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

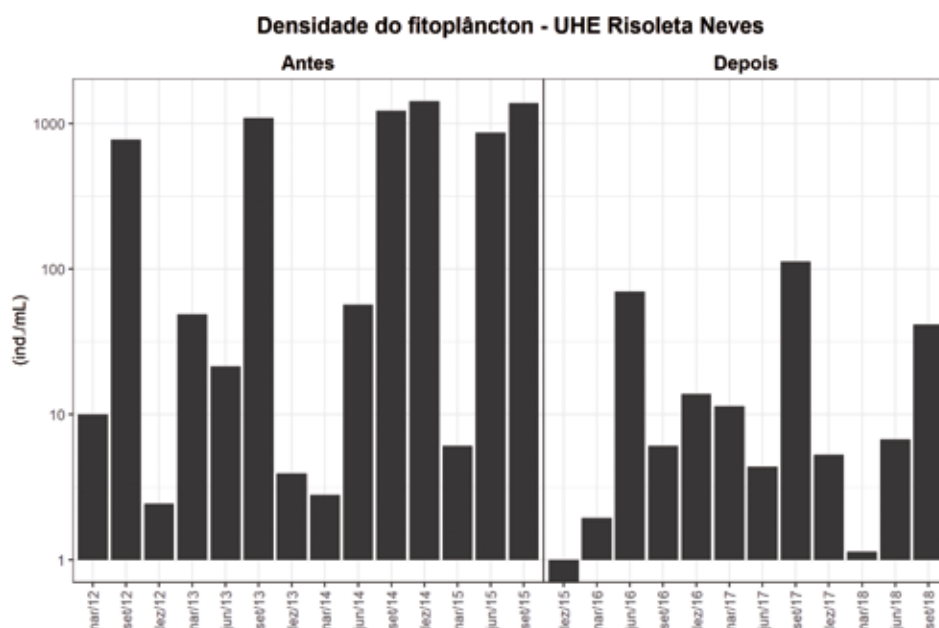
A alteração da comunidade fitoplanctônica foi avaliada conforme cada reservatório de UHE, apresentados na sequência.

3.2.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Risoleta Neves

Com o objetivo de caracterizar o dano em relação a linha-base, bem como a magnitude do mesmo na estação de amostragem localizada no reservatório da UHE Risoleta Neves, são expostos os resultados dos indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica.

Na primeira coleta realizada após o desastre (dezembro/2015), não foram registradas células de microalgas no reservatório (Figura 300). A ausência de fitoplâncton está relacionada ao rompimento da barragem de Fundão, que promoveu o aumento de sólidos dissolvidos na água e o aumento da turbidez (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a), impossibilitando a passagem de luz para produção primária. A falta de luz influencia o processo de fotossíntese, vital para o desenvolvimento do fitoplâncton (ESTEVES; SUZUKI, 2011).

Figura 300 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.

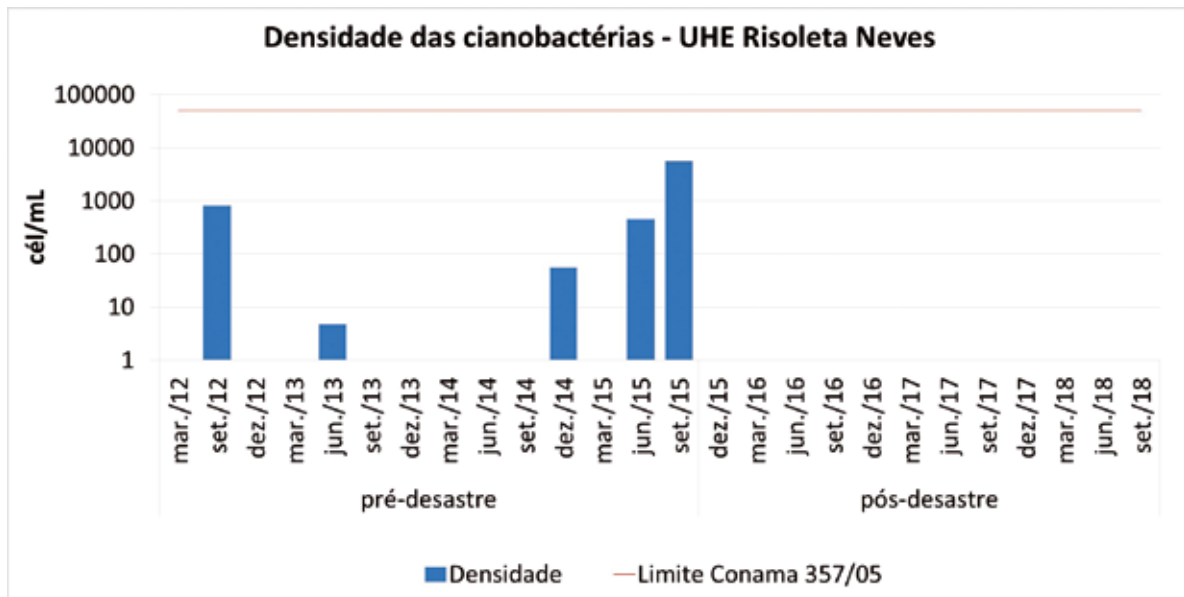


As densidades de organismos fitoplanctônicos após o desastre foram consideradas muito baixas (<100 ind./mL), em média 22 ind./mL por coleta, quando comparadas as de linha-base, em média 432 ind./mL (>100 ind./mL).

Antes do desastre, os períodos de seca apresentavam as maiores densidades, sendo que, após o desastre, as únicas coletas em que a densidade foi superior a 10 ind./mL também foram as realizadas em períodos de seca. Isto ocorre porque em períodos de chuva, há o aumento de sólidos e redução da transparência das águas, que por sua vez desencadeiam alteração da hidrodinâmica do curso d'água, promovendo a desestruturação da comunidade fitoplanctônica. Estas condições, guardadas as devidas proporções, são semelhantes as promovidas pelo rompimento da barragem, o que também explica a diminuição populacional significativa ($p < 0,05$) depois do desastre. As densidades ainda estão reduzidas em relação ao pré-desastre e não há evidências de aumento em relação ao tempo.

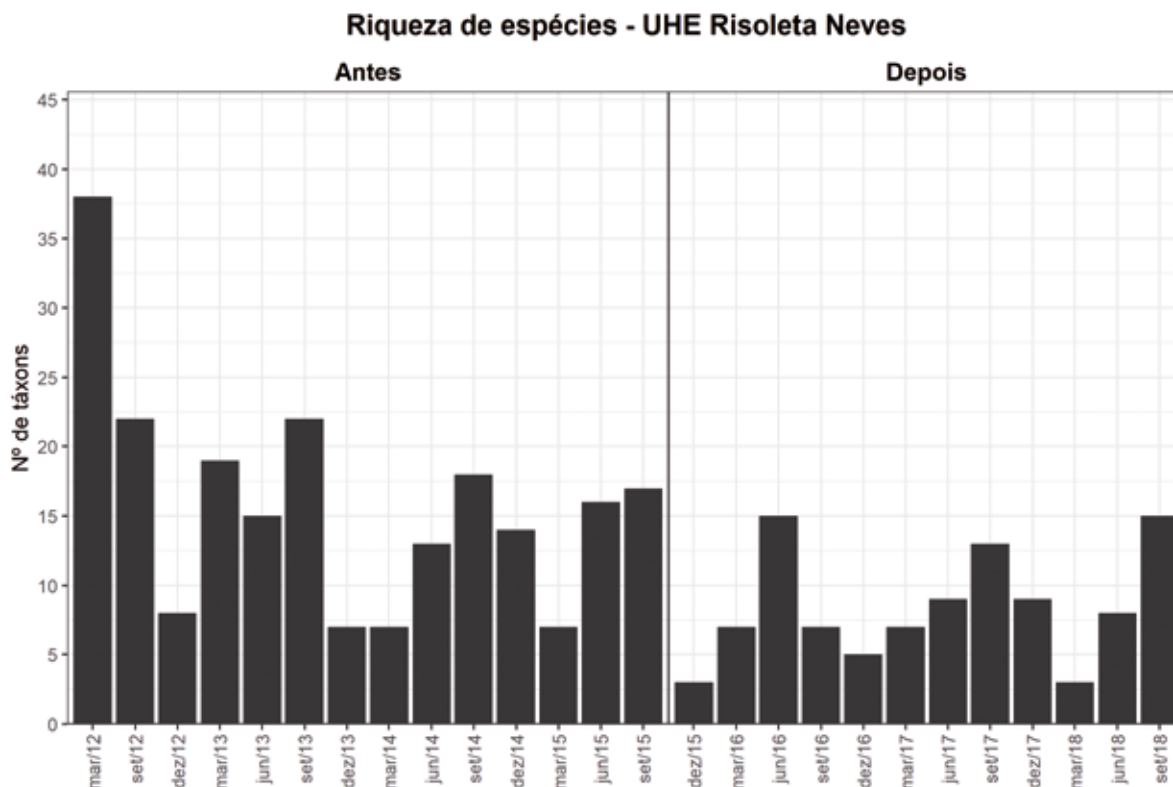
Antes do rompimento da barragem, as cianobactérias eram registradas mais comumente nos meses de estiagem (Figura 301). Eventos de floração de cianobactérias não foram registrados, porém, espécies potencialmente tóxicas foram encontradas: *Anabaena* sp., *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis* sp., *Phormidium* e *Planktothrix* (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013) em densidades celulares baixas de até 5.567 cél./mL. A maior densidade celular foi observada em amostragem anterior ao desastre (setembro/2015), com dominância da espécie *Microcystis panniformis*. Entretanto, no período pós-desastre nenhuma amostragem apresentou registros quantitativos, passíveis de contabilização e nem qualitativos de cianobactérias. Este resultado possivelmente ocorreu pela diminuição da transparência da água, visto que estes organismos apresentam sensibilidade à baixa luminosidade (REYNOLDS, 2002).

Figura 301 – Densidade das cianobactérias (cél./mL) no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



Em relação a riqueza de espécies (número de espécies presentes em cada evento de amostragem) na linha-base, um total de 104 táxons foi encontrado nas análises quali/quantitativas do fitoplâncton do reservatório da UHE Risoleta Neves, sendo que 79 táxons ocorreram no período chuvoso e 57 no período seco. No período pós-desastre esse número diminuiu para um total de 18 no chuvoso e 29 no seco. Foi identificado que os períodos de seca tendem a apresentar maior número de espécies após o desastre, mesmo padrão observado para a densidade. Desta forma, observou-se que o número de espécies encontradas por amostragem e total diminuiu de modo significativo ($p < 0,05$) após o rompimento da barragem de Fundão (Figura 302). A diminuição do número de táxons identificados ocorreu, em geral, de aproximadamente 16 para 8 espécies por amostragem.

Figura 302 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



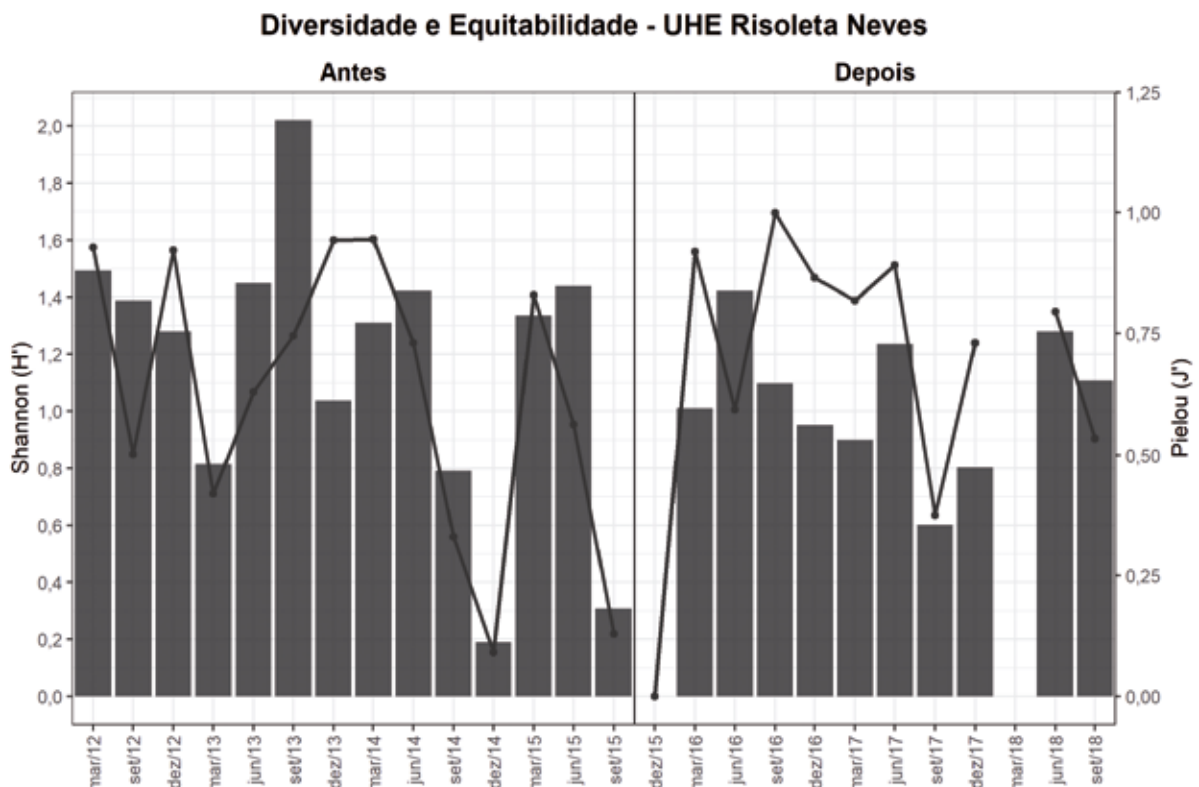
Este resultado também demonstra a influência da passagem da onda de rejeitos para a quantidade de espécies que conseguem se desenvolver neste ambiente alterado. É possível identificar maiores alterações na comunidade fitoplanctônica nas coletas realizadas no período chuvoso, isso ocorre possivelmente pela intensificação das consequências do desastre ambiental. As condições de maior pluviosidade promovem lixiviação do solo e carreamento de sólidos (possivelmente com íons de ferro e manganês), bem como ressuspensão de partículas depositadas no leito, que influenciam a dinâmica da comunidade.

A diversidade específica (H') já era baixa antes do desastre, com máxima de 1,49 bits/ind. no período chuvoso e 2,03 bits/ind. no período seco (Figura 303). Na primeira amostragem realizada depois do desastre, a densidade e riqueza foram nulas, não sendo possível calcular a diversidade. Após o desastre os resultados do índice de diversidade continuaram baixos com máxima de 1,28 bits/ind. no período seco e 1,01 bits/ind. no período chuvoso, mas não se alteraram de maneira significativa ($p > 0,05$) quando comparados com os de linha-base. A partir do resultado da diversidade, o ambiente era considerado anteriormente como estressado ($< 1,0$ bits/ind.) a moderadamente estressado ($> 1,0$ bits/ind. $< 3,0$ bits/ind.). Após o desastre, a maior parte das coletas realizadas na estiagem classificaram o ambiente como moderadamente estressado e as do chuvoso como estressado.

A equitabilidade, um indicador da uniformidade da distribuição dos indivíduos, segue o mesmo padrão da diversidade, não apresentando diferenças significativas ($p > 0,05$) da linha-base em relação ao depois. Antes do desastre, a equitabilidade variou muito entre os períodos (Figura 303), com resultados de baixa a alta uniformidade na distribuição de espécies. Os menores valores foram relacionados a períodos em que ocorreu dominância de espécies (setembro/2014 e dezembro/2014). Após o desastre, a única amostragem que apresentou baixa equitabilidade esteve relacionada a dominância da

euglenófita *Trachelomonas volvocina* (setembro/2017). Nas demais coletas não houve dominância de espécies e a equitabilidade apresentou valores predominantemente moderados a altos. Em março de 2018, apenas uma espécie foi quantificada, não sendo possível o cálculo dos índices de diversidade e equitabilidade. Assim, mesmo com uma baixa densidade após o desastre, as espécies tolerantes que conseguiram viver neste ambiente, parecem ter sua densidade bem distribuída.

Figura 303 – Diversidade e equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



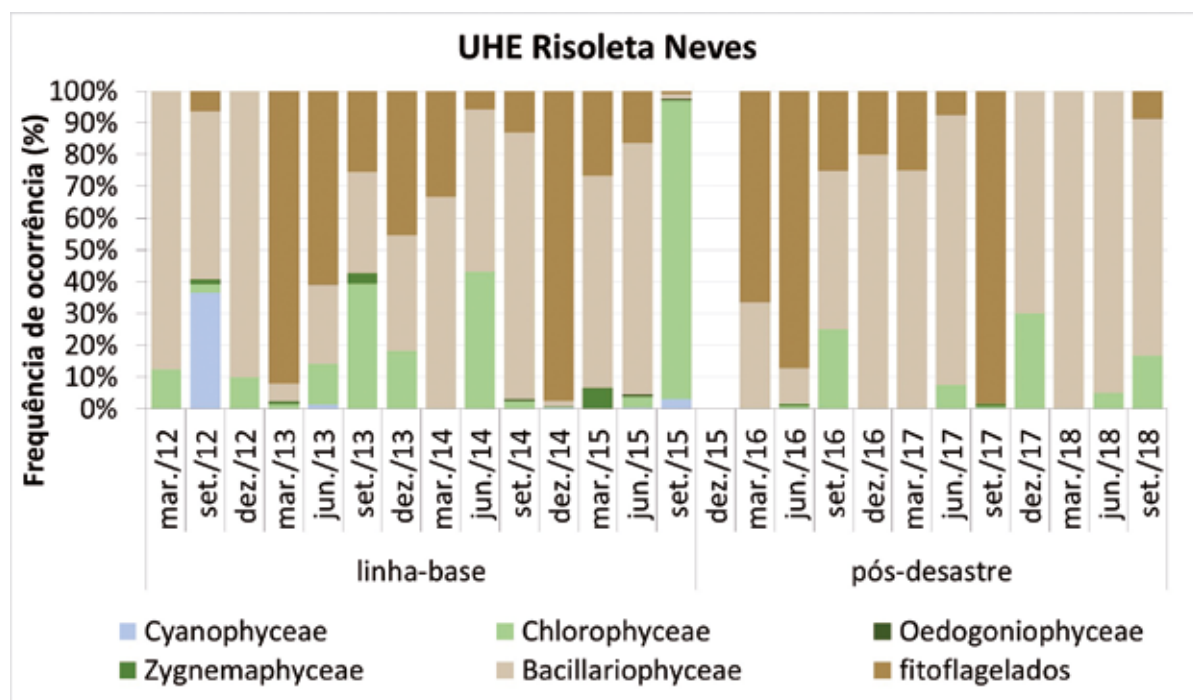
Antes do desastre, a comunidade fitoplânctônica era composta, principalmente por diatomáceas (Bacillariophyceae) dos gêneros *Aulacoseira*, *Cyclotella* e *Synedra*, algas flageladas, como *Plagioselmis lacustris* (Cryptophyceae) e algas verdes (Chlorophyceae) no período seco (Figura 304). Após o desastre, as diatomáceas continuaram sendo o grupo com maior representatividade, entretanto o número de espécies cêntricas diminuiu. Possivelmente isto ocorreu pelo fato de serem mais frequentes em ambientes com água mais parada, sendo carreadas com a passagem da onda de lama de rejeitos. Observou-se no período pós-desastre uma maior predominância de espécies de diatomáceas penadas (ex. *Navicula* sp.), as quais podem deslizar no substrato por meio de secreção de mucilagem e otimizar a busca por luz e nutrientes, o que pode ter sido uma vantagem para tolerar condições mais adversas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

As algas verdes também continuaram presentes, mas com um número bem reduzido de táxons quando comparado com o período pré-desastre. Houve um aumento dos fitoflagelados (Chlamydomonadophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Chrysophyceae). As algas com flagelos são oportunistas e apresentam alta taxa de crescimento, eficiente dispersão e fácil migração da coluna d'água. A maior presença das algas deste grupo é eventualmente relacionada a condições

que prejudicam o desenvolvimento de outras algas, pois suas características permitem uma maior tolerância a condições adversas (REYNOLDS, 2002; KRUK; SEGURA, 2012).

Trachelomonas volvocina (Euglenophyceae) possui impregnação por sais do ambiente, como ferro, em sua lóricas. Esta espécie só foi registrada no reservatório de Risoleta Neves após o desastre, e em setembro/2017 foi considerada dominante, representando mais de 50% da densidade total da amostra (92 ind./mL). A presença desta espécie pode ser um indicativo de maiores cargas orgânicas, bem como de precipitação de ferro nas águas (BICUDO; MENEZES, 2006).

Figura 304 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



Com relação as alterações observadas na composição da comunidade, foi identificado que 41,2% das espécies constantes e comumente frequentes não foram registradas após o desastre. Portanto, como visto no indicador da riqueza, houve uma perda significativa das espécies que ocorriam antes do desastre, demonstrando uma alteração na comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Risoleta Neves. Além disso, essas espécies eram as descritoras da comunidade, pois eram encontradas frequentemente neste reservatório, portanto o fato de uma parte delas não estar mais ocorrendo no local é um indicativo que a comunidade se modificou.

Em relação a mudança na frequência de ocorrência, 20,2% das espécies tiveram uma alteração após o desastre. Essa alteração foi identificada, principalmente por meio da composição dos grupos de algas que eram mais frequentes neste reservatório e se alteraram devido as condições promovidas pela ruptura da barragem de Fundão. Após o desastre, observou-se uma alteração de determinadas espécies com frequência comum e constante para rara, isso mostra a influência da passagem da onda de rejeitos para os organismos que costumavam ser mais frequentes no reservatório.

A maior mudança na comunidade se deu pela perda de espécies após o desastre, especialmente em consequência ao aumento dos sólidos dissolvidos na água e na diminuição da transparência. Estes

fatores, possivelmente fizeram com que as espécies sensíveis a estas condições não conseguissem mais se adaptar ao ambiente alterado, diminuindo sua frequência de ocorrência ou não sendo mais encontradas.

Após o desastre, observou-se que a maior alteração ocorreu na frequência das algas verdes (*Chlorophyceae* e *Zygnemaphyceae*) e das cianobactérias, sendo sua ocorrência no reservatório reduzida ou, no caso de algumas espécies de algas verdes e de todas das cianobactérias, foi suprimida. Supõem-se que essas espécies deixaram de ocorrer nesse ambiente, ou então não ocorrem em quantidades que permitam a coleta e quantificação. Essas espécies são mais presentes no epilímnio de águas iluminadas (REYNOLDS, 2002), que compreende a parte superior da camada da água em que ocorre a maior taxa de fotossíntese. Porém, devido ao desastre, o epilímnio foi muito afetado pelo rejeito advindo da ruptura da barragem, baixando consideravelmente a transparência da água. Além disso, as algas da classe *Zygnemaphyceae* que mais deixaram de aparecer são as desmídias, conhecidas por serem bioindicadoras de boa qualidade de água. Essas algas apresentam menor tolerância a limitações de recurso, afundamento na coluna da água e baixa luminosidade (CETESB, 2013; KRUK; SEGURA, 2012).

Assim, a zona lacustre de reservatórios, onde está inserida a estação de amostragem analisada, apresentava menor turbulência, temperaturas mais altas e disponibilidade de luz que, antes do desastre, beneficiava tanto as desmídias como as cianobactérias. Assim, estes grupos foram os mais afetados com perda de espécies após o desastre com o aumento da turbidez da água.

A tendência do dano foi realizada por meio do cálculo da mudança na ocorrência (presença ou ausência) das espécies descritoras (constantes e comuns) do depois em relação ao antes, para cada período após o desastre. Foi observado que o dano tendeu a estabilizar, visto que em relação ao primeiro período após o desastre as mudanças aumentaram em um período e no outro voltaram a diminuir, permanecendo constantes (Tabela 124).

Tabela 124 – Tendência do dano no reservatório da UHE Risoleta Neves.

Reservatório	Período	Coleta	Mudança
UHE Risoleta	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	50,0%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	61,8%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	52,9%

No primeiro período analisado há uma mudança de 50% em relação a antes do desastre, então, nas quatro primeiras amostragens realizadas após a ruptura da barragem, 50% das espécies com frequência comum e constante de antes não foram registradas. Com o passar do tempo, essa mudança aumentou e no último período analisado diminuiu um pouco, demonstrando que as mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica estão se mantendo constantes e o dano tendeu a estabilizar. De forma geral, o que se observa é que um número considerável de espécies deixou de aparecer nesse reservatório e uma nova comunidade, mais tolerante, parece estar se estabelecendo a cada período analisado. Enquanto as condições ambientais permanecerem alteradas, com valores de turbidez elevados, outras espécies mais tolerantes podem ocorrer, mas essas sensíveis pelo o que foi indicado não. Portanto, observa-se que a comunidade ainda está respondendo as novas condições ambientais, mas tendendo a manter a nova estrutura.

Deste modo, o dano pode ser considerado gravíssimo e irreversível, pois ocasionou mudanças expressivas na estrutura (riqueza ou abundância de espécies) e composição da comunidade (alteração na frequência de ocorrência e perda de espécies descritoras), e observou-se que a tendência é que esse padrão se mantenha estabilizado com o tempo. Desta forma, o efeito do dano foi considerado temporal ou transitório por já ter decorrido quase três anos do desastre. Todavia, não há como prever se a comunidade anterior ao desastre vai conseguir se sobrepor novamente e voltar a se desenvolver nesse reservatório.

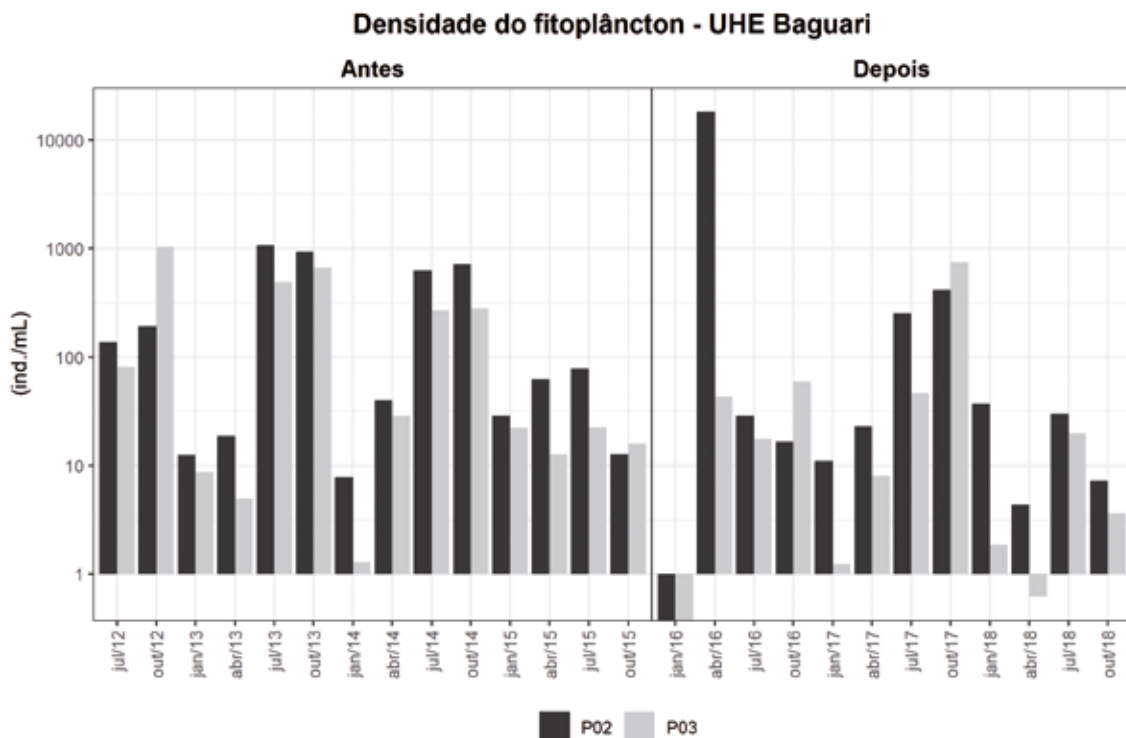
A equipe do Lactec realizou uma amostragem em janeiro/2019, cujos resultados não foram utilizados para o cálculo do dano pela diferença de metodologia de leitura das amostras. De acordo com os resultados dessa campanha (Apêndice T), a riqueza de indivíduos continua baixa (10 espécies). Todavia, nesta amostragem, três espécies de cianobactérias foram identificadas, contrastando com o encontrado nos demais períodos. Uma destas é *Cyanogranis ferruginea* que, pelo fato de possuir corpúsculo férricos em suas colônias, é considerada bioindicadora da precipitação de ferro nas águas (SOARES et al., 2007).

3.2.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Baguari

O período que abrange o monitoramento após a ruptura da barragem de Fundão, considerando os dados obtidos nas análises quantitativas (ind./mL), permite identificar que na primeira coleta após o desastre, a densidade do fitoplâncton da UHE Baguari foi nula (Figura 305). Como comentado anteriormente, a comunidade foi muito afetada nos primeiros meses após o desastre, devido, principalmente ao sombreamento causado pela onda de rejeitos e a diminuição da transparência da água.

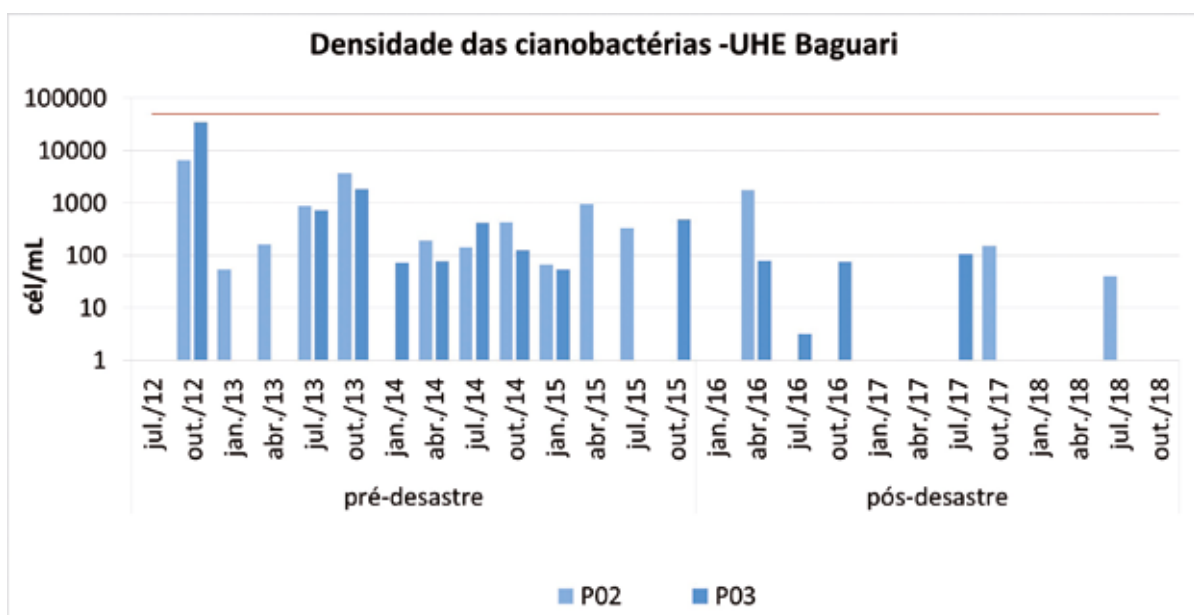
A densidade de organismos diminuiu ($p < 0,05$) no período pós-desastre. As coletas em que houve maiores densidades, estão relacionadas a espécies que antes não conseguiam se sobrepor. Um exemplo é a amostragem que apresentou a maior densidade após o desastre (abril/2016), que está associada a um fitoflagelado (Chlamydomonadales), *Pandorina* sp., e que nos dados de linha-base apresentou densidades muito inferiores e nenhuma dominância. Os fitoflagelados alcançam dominância em ambientes com pouca luz, tolerando grandes zonas de mistura com baixa radiação subaquática (KRUK; SEGURA, 2012). As coletas realizadas em 2018 foram, de modo geral, as que apresentaram as menores densidades após janeiro de 2016, sendo possível quantificar de 2 a 9 espécies aproximadamente durante este período.

Figura 305 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



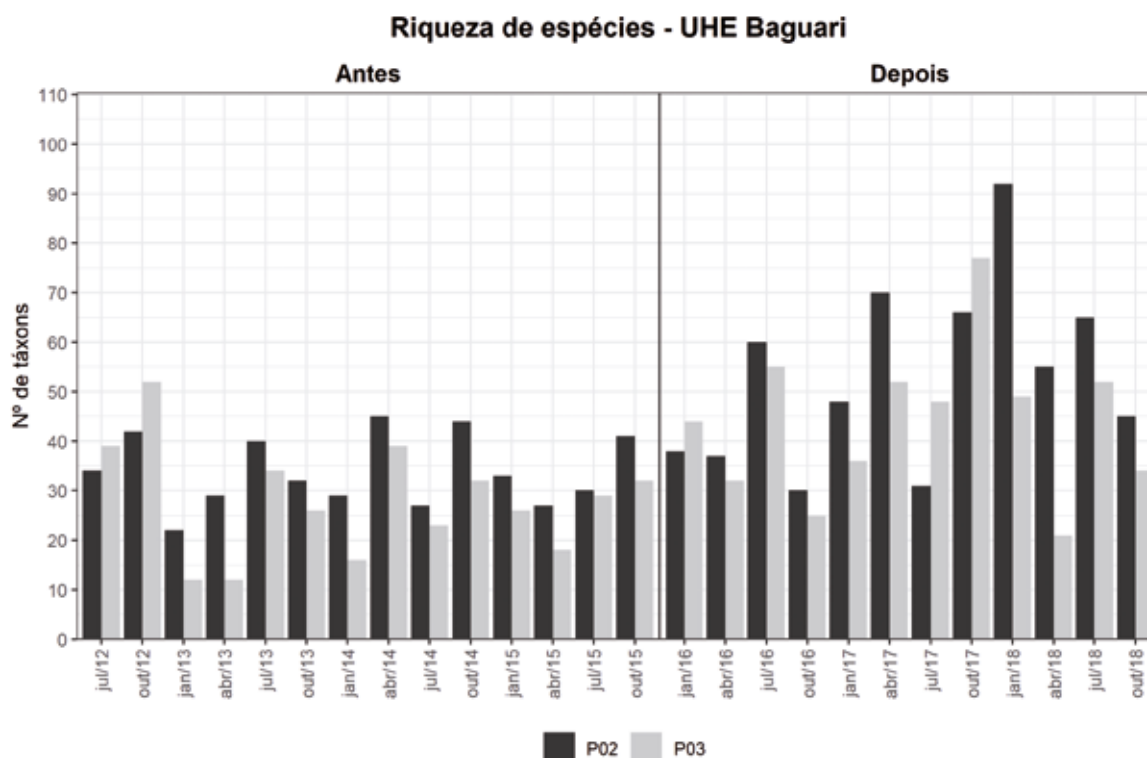
Dentre as espécies de cianobactérias registradas no monitoramento, a maioria possui potencial para produção de toxinas (CETESB, 2013). Antes do desastre, a densidade mais elevada de cianobactérias foi registrada no período chuvoso (Figura 306), com máxima de 34.196 cél./mL na estação P03 em outubro/2012, decorrente da espécie *Dolichospermum solitarium*. Após o desastre, as cianobactérias continuaram sendo registradas de maneira qualitativa, mas em menores densidades celulares, apresentando máxima de 1.760 cél./mL em abril/2016.

Figura 306 – Densidade das cianobactérias (cél./mL) no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



No período pré-desastre, a comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Baguari foi composta por um total de 255 espécies. A riqueza de espécies foi semelhante entre os períodos analisados, cheia: 205 táxons e seca: 209 táxons. Após o desastre, foi observado um aumento significativo ($p < 0,05$) na riqueza de espécies, sendo encontradas uma média de 48 espécies por coleta em comparação a 30 do período que compreende a linha-base (Figura 307). Vale ressaltar que a maioria dos táxons registrados no período pós-desastre foram exclusivos do período, indicando uma possível substituição de espécies em resposta as novas condições ambientais. Este aumento da riqueza está relacionado ao aumento da frequência de espécies que se beneficiaram pelas alterações causadas pelo rompimento da barragem e alterações no ambiente, o que promoveu a abertura de um nicho para espécies mais adaptadas às condições ambientais desencadeadas pelo desastre.

Figura 307 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.

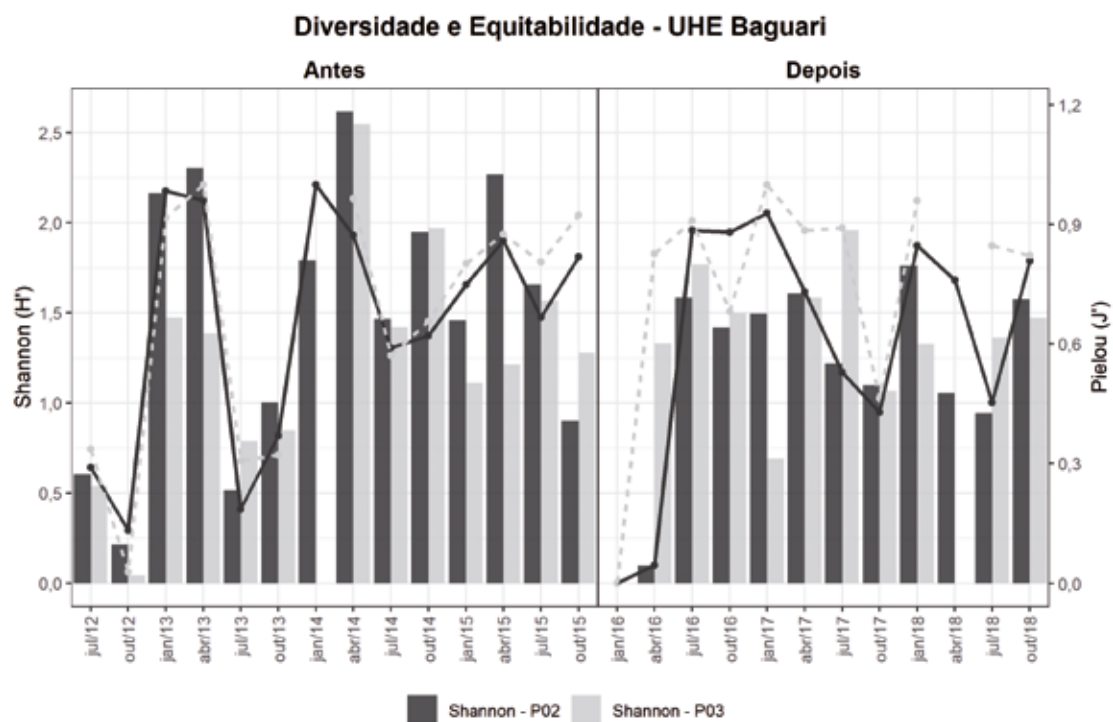


O período que compreende a linha-base apresentou, em geral, baixa diversidade de espécies (H') em todas as amostragens e em ambas as estações (Figura 308), variando de 0 a 2,44 bits/ind. Após o desastre, a diversidade na primeira coleta foi muito baixa, mostrando como o ambiente estava estressado ($< 1,0$ bits/ind.). Nas demais coletas do período pós-desastre, os valores também continuaram baixos, mas no geral maiores que 1,0 bits/ind., representando um ambiente moderadamente estressado. Entretanto, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) quando comparados a linha-base. Na estação de amostragem P03, nas coletas de janeiro/2014 e abril/2018, apenas uma espécie foi quantificada, não sendo possível o cálculo dos índices.

A equitabilidade variou bastante durante o período avaliado (Figura 308). Antes do desastre, os menores valores nas estações de amostragens foram relacionados a dominância de *Aulacoseira*

granulata var. 2 (julho/2012), *Dolichospermum solitarium* (outubro/2012) e *Aulacoseira* sp. (junho/2013). No período posterior ao rompimento da barragem, não foram encontradas diferenças significativas na equitabilidade em comparação a linha-base ($p > 0,05$). A equitabilidade também variou entre as amostragens, sendo encontrados valores de alta equitabilidade ($> 0,7$), por exemplo, em julho/2016, janeiro/2018, outubro/2018, em que foi observado uma alta uniformidade na distribuição dos indivíduos da comunidade fitoplancônica; e de baixa quando as densidades estavam muito alteradas logo após ao desastre e em períodos de dominância, como: abril/2016 (P02) da clamidofíceia *Pandorina* sp., outubro/2017 da alga verde *Coelastrum reticulatum* e julho/2018 da diatomácea *Cyclotella* sp. (P02).

Figura 308 – Diversidade e equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



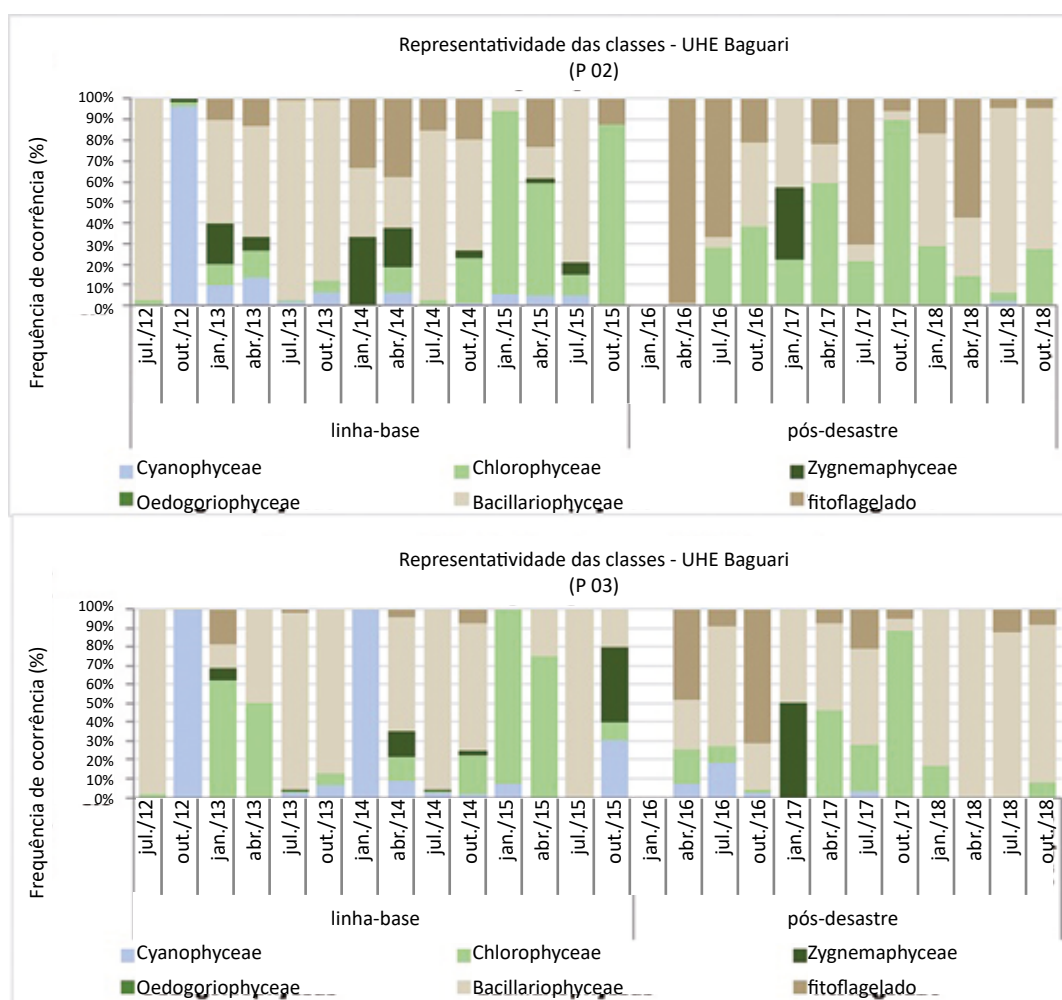
Antes do desastre, a comunidade fitoplancônica presente nas estações de monitoramento do reservatório da UHE Baguari era composta, principalmente, por diatomáceas (classe Bacillariophyceae), com maior representatividade de cianobactérias na estação chuvosa (Figura 309). Após o desastre, notou-se uma mudança na estrutura da comunidade. A contribuição das diatomáceas diminuiu na maior parte das amostragens, principalmente das diatomáceas cêntricas de hábito planctônico, como observado no reservatório da UHE Risoleta Neves. Também foi constatada a frequência constante das diatomáceas penadas *Navicula* spp. e *Nitzschia* spp., como maiores contribuintes da densidade da classe Bacillariophyceae após o desastre.

Houve um aumento da representatividade de algas verdes (classe Chlorophyceae), principalmente nos períodos chuvosos. As espécies de clorofíceas que apresentaram maior abundância e frequência, em especial *Coelastrum reticulatum* e *Scenedesmus ecornis*, ocorrem em ambientes com maiores concentrações de nutrientes. Em períodos de maior pluviosidade, normalmente ocorre maior escoamento de materiais das margens para os corpos hídricos, muitas vezes causando o aumento de nutrientes,

fato que pode explicar a maior densidade deste grupo de algas nestas condições (REYNOLDS, 2002). Após o desastre, houve uma intensificação das condições ambientais características de períodos chuvosos, o que pode também explicar a maior representatividade destas espécies.

As algas flageladas (classes Chlamydomphyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae), aumentaram sua contribuição após a ruptura da barragem, tanto no período seco quanto no chuvoso. Os fitoflagelados são organismos considerados oportunistas e colonizadores, pois apresentam tolerância a stress ambiental estabelecido e alta taxa de crescimento. Podem ocorrer em várias épocas do ano, aproveitando-se de condições ambientais adversas (OLRIK, 1994).

Figura 309 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório UHE Baguari, antes e após o desastre.



Assim, considerando dano também a alteração na composição da comunidade fitoplânctônica em relação a linha-base, foi identificada uma mudança de 37,7% da frequência de ocorrência das espécies encontradas neste reservatório com relação ao antes para após o desastre. Esta alteração demonstra como a ruptura da barragem de Fundão e a passagem da onda de rejeitos influenciou a dinâmica da comunidade. O dano ambiental está relacionado a alteração na composição dos grupos das algas deste corpo hídrico, sendo importante ressaltar que cada grupo tem suas particularidades, sendo tolerantes e sensíveis a determinadas condições ambientais. Desta forma, ocorre a coexistência de espécies que possuem requisitos ecológicos semelhantes e indicam os mesmos requisitos ambientais

(REYNOLDS, 2002). Portanto, a mudança dos grupos descritores de uma comunidade, funciona como uma resposta as alterações ambientais.

A maior mudança foi das espécies que eram encontradas raramente no reservatório e, após o desastre, passaram a ocorrer mais frequentemente, portanto houve uma mudança de frequência rara para comum ou constante. O grupo de algas que mais representou essa mudança foram os fitoflagelados.

Isto demonstra que as características adversas promovidas pelo desastre permitiram com que as algas deste grupo aumentassem a frequência de ocorrência neste reservatório, pois as suas características morfológicas permitem com que as mesmas se desenvolvam melhor quando o ambiente está alterado e os outros grupos mais sensíveis não conseguem se sobrepor. Além disso, a capacidade de algumas espécies de se beneficiar da mixotrofia e da fagotrofia implica um meio de tolerar condições de disponibilidade reduzida de nutrientes dissolvidos e limitação de condições de luz (KRUK; SEGURA, 2012).

A alteração na frequência também ocorreu de espécies constantes e comuns que após o desastre passaram a ser mais raramente observadas no reservatório ou deixaram de serem registradas. Em relação a linha-base, 30,4% das espécies descritoras que eram encontradas de forma comum e constante neste reservatório, após o desastre não foram registradas nenhuma vez. Como comentado anteriormente, o grupo que teve maior alteração e substituição por outros, foi o das diatomáceas, selecionando as espécies que conseguem viver nas novas condições promovidas após o desastre, como as espécies penadas, *Navicula* spp. e *Nitzschia* spp., que devido a maior mobilidade e tolerância a águas mais turvas passaram a ocorrer com mais frequência (PADISAK et al., 2009).

As condições menos propícias para as algas dos outros grupos, por exemplo, algumas cianobactérias que também diminuíram a frequência de ocorrência de comum/constante para rara podem ter propiciado, também, condições para a maior ocorrência dos fitoflagelados, pois a presença de cianobactérias em densidades elevadas pode causar a diminuição ou até a exclusão de algumas populações de outros grupos (SERPE, 2014).

Com relação a tendência do dano, foi observado que o dano tendeu a estabilizar, considerando que as mudanças entre os períodos analisados pós-desastre se mantiveram constantes, alterando muito pouco de um período para o outro (Tabela 125).

Tabela 125 – Tendência do dano no reservatório da UHE Baguari.

Reservatório	Período	Coletas	Mudança
UHE Baguari	1	jan/16, abr/16, jul/16, out/16	46,7%
	2	jan/17, abr/17, jul/17, out/17	50,5%
	3	jan/18, abr/18, jul/18, out/18	53,3%

O primeiro período analisado (4 primeiras coletas após o desastre) teve uma mudança de 46,7% em relação a antes. Isto indica que 47% das espécies comuns e constantes do pré-desastre não foram registradas no primeiro período após o desastre. Nas amostragens seguintes, que representam os diferentes períodos após o desastre, esta mudança sofre uma pequena alteração, podendo considerar que a mudança se mantém constante. Como foi discutido com os resultados observados no reservatório de Risoleta Neves, após o desastre houve uma alteração na dinâmica na comunidade fitoplanctônica, os grupos e suas respectivas espécies que foram beneficiados pelas alterações na qualidade da água parecem estar se estabelecendo nos reservatórios, tendendo a manter a nova comunidade. De tal modo que o dano pode ser considerado irreversível. Entretanto, não há como prever se a dinâmica da comunidade vai ser essa, pois há muitos fatores que influenciam a mesma.

O dano foi considerado gravíssimo e irreversível, pois houve alteração na estrutura da comunidade (riqueza ou abundância de espécies) e na composição (alteração na frequência de ocorrência e perda de espécies descritoras) e observou-se que a tendência é que esse padrão se mantenha estabilizado com o tempo. Como o efeito do dano permaneceu por mais dois anos após o desastre, este foi considerado temporal ou transitório.

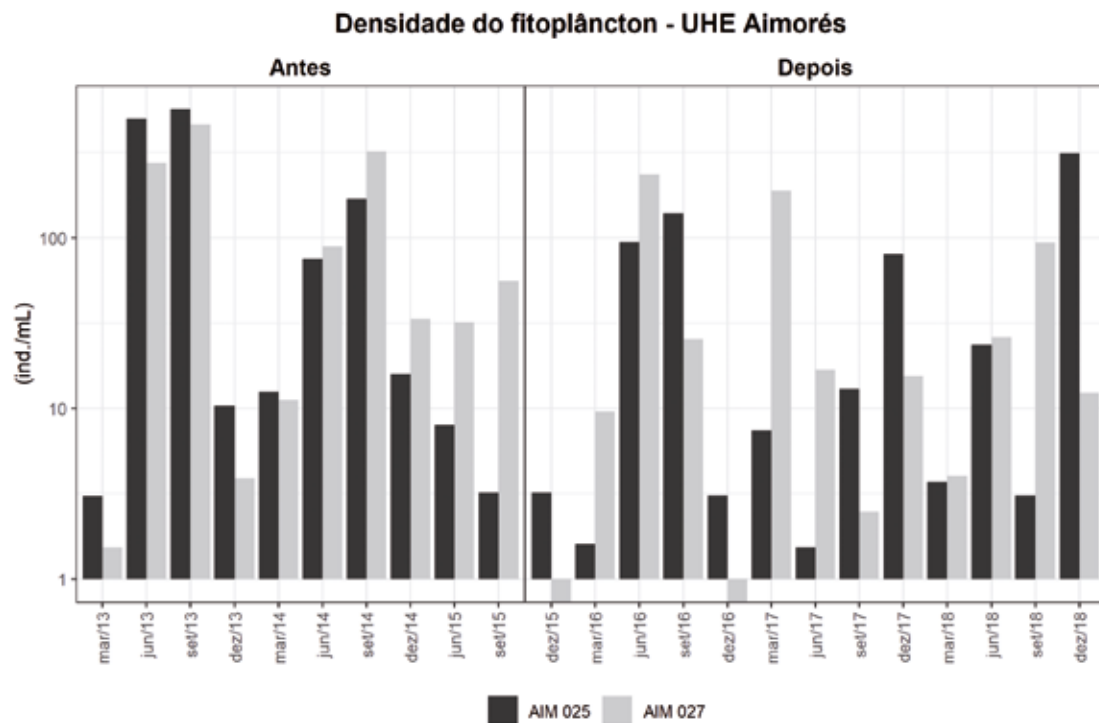
A campanha realizada em janeiro/2019 pelo Lactec, além das divergências na metodologia já comentadas, apresentou um problema de preservação, o que pode ter influenciado também os resultados. Foram identificadas apenas 5 espécies, sendo todas da classe Bacillariophyceae (Apêndice T).

3.2.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Aimorés

No âmbito quantitativo dos danos relacionados a estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Aimorés (UHE Eliezer Batista), na primeira coleta após o desastre foi registrado densidade nula na estação de amostragem AIM27 e reduzida (3,2 ind./mL) na AIM25 (Figura 310). As primeiras coletas após o desastre tiveram valores muito elevados de turbidez, gerando em um primeiro momento uma baixíssima penetração da radiação subaquática, interferindo na comunidade fitoplanctônica. Foram identificadas diferenças significativas entre a densidade fitoplanctônica antes e após o rompimento da barragem ($p < 0,05$). Assim, pode-se inferir que após o desastre a densidade que já era em muitas amostragens considerada baixa na linha-base (média < 135 ind./mL), parece ter diminuído mais na maioria dos períodos avaliados.

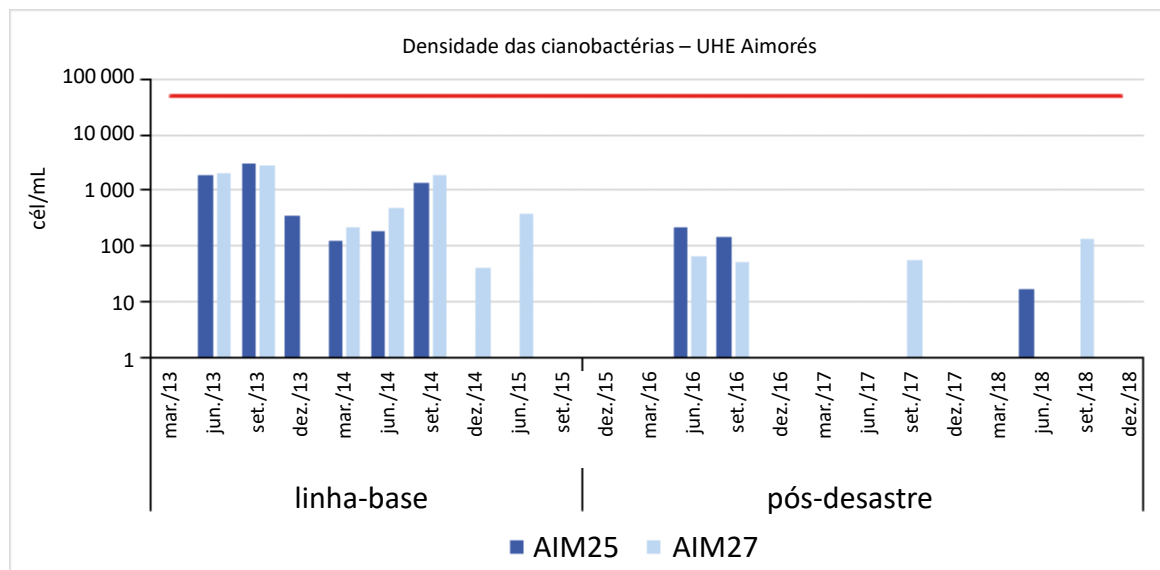
As maiores abundâncias após o desastre estão relacionadas a espécies da Classe Chlamydomonadae e Cryptophyceae, em especial *Cryptomonas* sp., que conseguem se desenvolver mesmo em baixas taxas de radiação subaquática (REYNOLDS, 2002).

Figura 310 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



As cianobactérias foram registradas no período pré-desastre, mas em densidades celulares baixas (<3.000 cél./mL) (Figura 311). Em média, houve maior abundância deste grupo no período seco (1.161,7 cél./mL) do que no chuvoso (92,7 cél./mL). Após o desastre foram identificadas cianobactérias, mas em menores densidades quando comparadas ao período do pré-desastre. Apenas as coletas realizadas na seca possibilitaram a quantificação destes organismos, nas demais foi observada a presença apenas de forma qualitativa. Este grupo é sensível à diminuição da transparência da água, condição esta mais propícia de ocorrer em épocas de maior pluviosidade e também após a ruptura da barragem. A maior parte das cianobactérias encontradas nas amostras de antes e depois é potencialmente produtora de hepato e/ou neurotoxinas (*Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Geitlerinema*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya*, *Radiocystis* e *Raphidiopsis*) (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013; RANGEL et al., 2014), entretanto, estas ocorreram em densidades baixas (cél./mL) (Figura 311).

Figura 311 – Densidade das cianobactérias (cél./mL) no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.

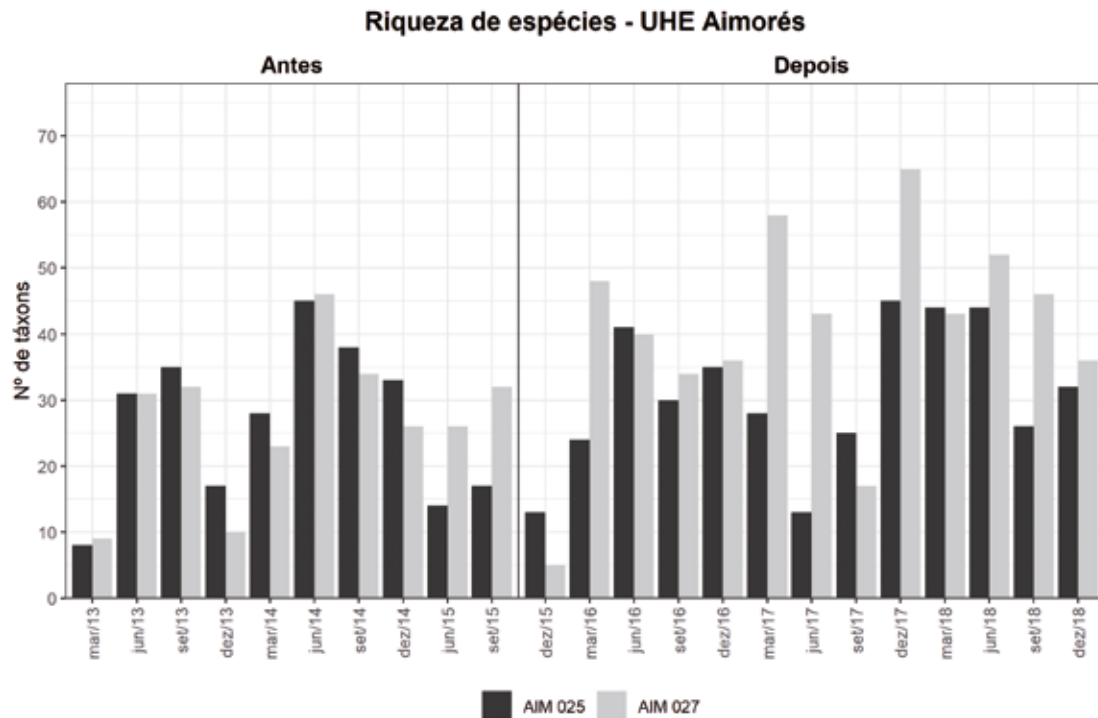


Na amostragem realizada após o rompimento da barragem de Fundão (dezembro/2015) foi observada menor riqueza de espécies para ambas as estações de amostragem localizadas no reservatório de Aimorés. Esta diminuição possivelmente está relacionada a redução de radiação subaquática advinda da interferência das maiores concentrações de sólidos suspensos na água oriundo da presença de rejeitos de minério do rio Doce.

As amostragens seguintes, demonstraram uma elevação na riqueza de espécies, chegando a se equiparar e até a sobrepor com a riqueza observada anteriormente ao rompimento da barragem. Vale ressaltar que a maioria dos táxons registrados no período pós-desastre são fitoflagelados mais tolerantes a condições adversas, o que pode indicar uma possível alteração nas espécies presentes em resposta as novas condições ambientais. Observou-se diferenças significativas ($p < 0,05$) na riqueza de espécies em relação ao antes e depois do desastre como é possível observar na Figura 312.

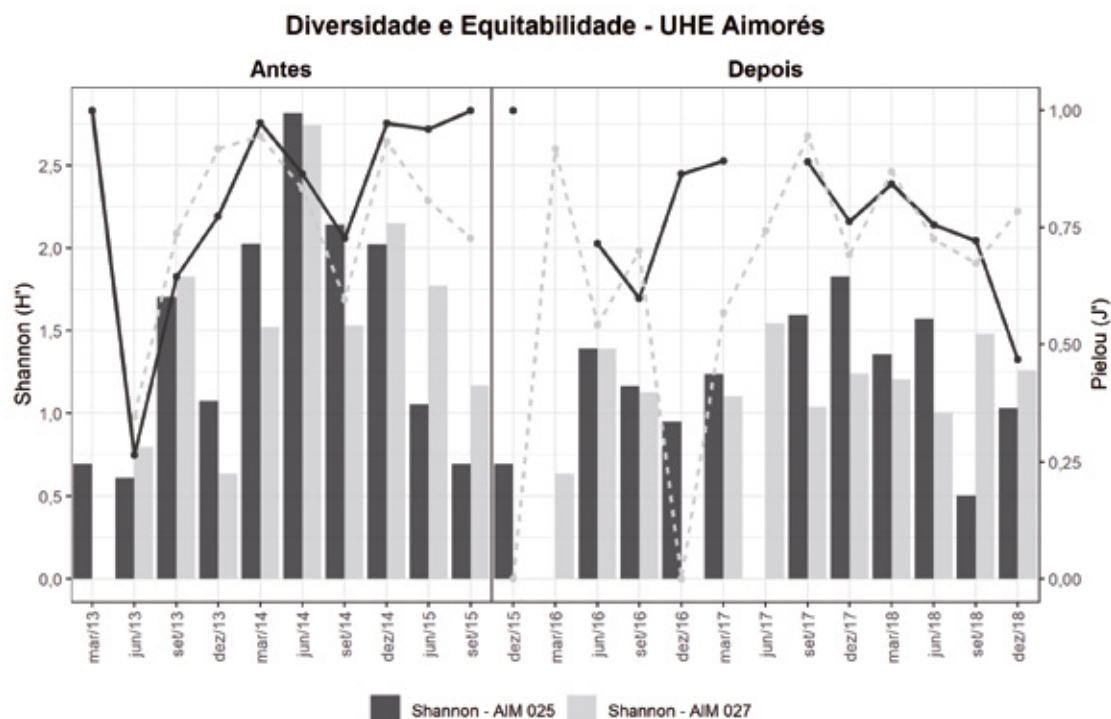
Na estação de amostragem AIM27, por exemplo, o aumento da riqueza em alguns períodos quando comparado a antes do desastre, é de em média 25 para 40 táxons por coleta. No período chuvoso houve um aumento no número de espécies no pós-desastre. Isto é outro indicativo de que as espécies que habitaram o reservatório de Aimorés após a ruptura, são aquelas mais adaptadas a condições de maior carregamento de sólidos na água, turbidez, aspectos característicos de períodos com maior pluviometria e também das características das águas após o desastre.

Figura 312 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



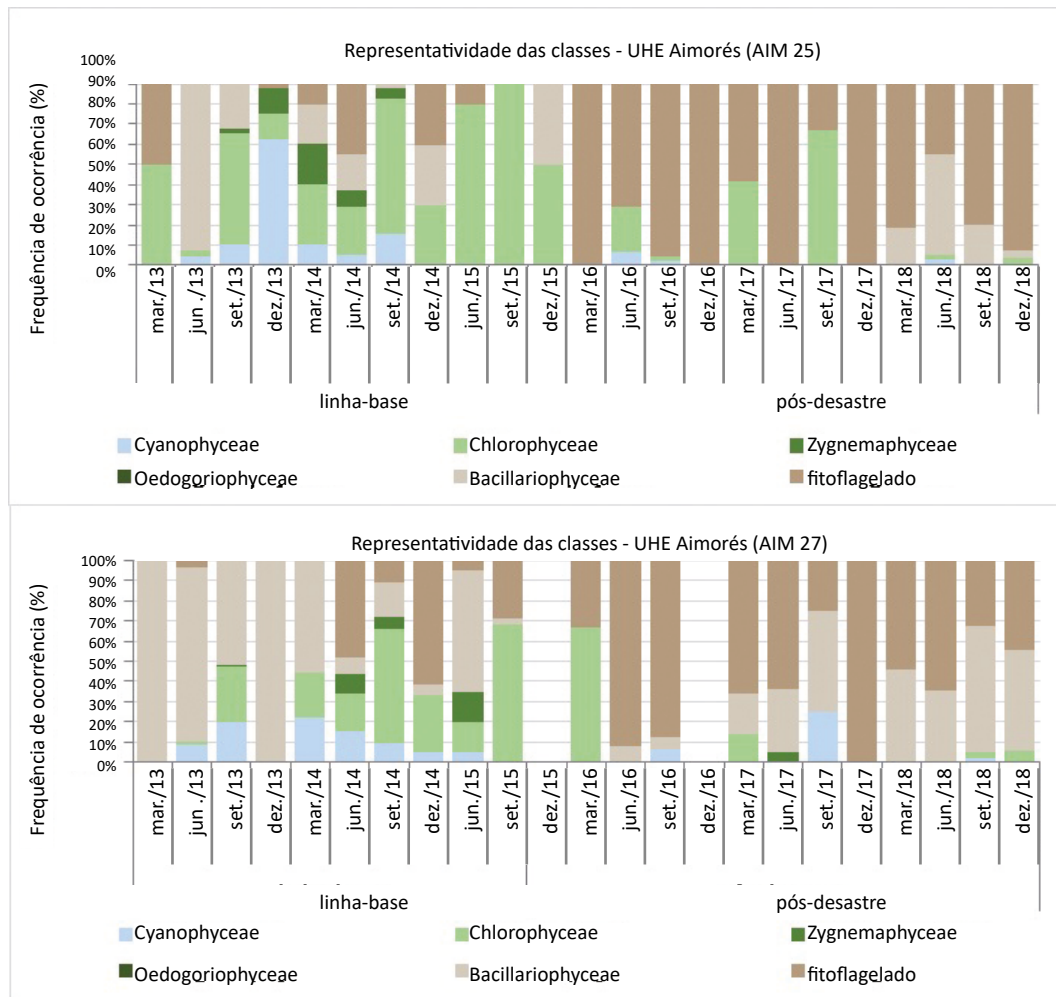
Sobre a diversidade (H'), esta antes do desastre já era considerada baixa, variando de 0 a 2,7 bits/ind. (Figura 313). Em dezembro/2015 e março/2016, a mesma variou entre 0,0 e 0,69 bits/ind., condição essa de ambiente estressado, devido à baixa densidade populacional e variedade de espécies, frente as alterações resultantes do rompimento da barragem. A diversidade também foi influenciada em algumas coletas em que nenhuma espécie foi quantificada, como por exemplo, em dezembro/2016 (AIM27), ou apenas uma (1) espécie foi quantificada (ind./mL) como em março/2013 (AIM27), março/2016 e junho/2017 (AIM25), não possibilitando o cálculo do índice de diversidade. Observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) do período pré-desastre para o pós-desastre, tendendo a uma diminuição do índice de diversidade. A equitabilidade, um indicador da uniformidade da distribuição dos indivíduos não apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$) da linha-base em relação ao pós-desastre, sendo identificada, de maneira geral, uma equitabilidade alta durante o período estudado.

Figura 313 – Diversidade e Equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



Em relação às classes taxonômicas, após a ruptura da barragem foi possível identificar uma diminuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) e das clorofíceas e o aumento dos fitoflagelados, em especial as Chlamydomonadales, Cryptophyceae e Euglenophyceae (Figura 314). Estas últimas, como discutido anteriormente indicadoras de maior carga orgânica e de alguns compostos presentes no rejeito (como ferro), sendo, portanto, espécies mais tolerantes a stress ambiental e de crescimento mais rápido (BICUDO; MENEZES, 2006).

Figura 314 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



Observou-se uma alteração também na composição da comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Aimorés, representada pela mudança das classes de algas que ocorrem com mais frequência neste reservatório e assim são as mais descritoras da comunidade. Esta comprova a alteração da comunidade, portanto, o dano ambiental, pois antes do desastre a estrutura da comunidade era outra.

Foi identificada uma mudança de 35,0% da frequência de ocorrência das espécies avaliadas após o desastre. De modo similar ao observado para o reservatório de Baguari, as espécies fitoflageladas, em especial as euglenófitas, dinoflagelados e clamidofíceas, foram as que mais alteraram a frequência de ocorrência de rara para comum. Estas espécies que ocorriam raramente no reservatório, com as condições desencadeadas pelo rompimento da barragem, conseguiram se sobrepôr e apresentar após o desastre frequência comum, se tornando o grupo descritor da comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Aimorés. A presença do flagelo, desencadeia maior motilidade aos fitoflagelados, o que permite o forrageio eficaz de nutrientes, busca de luz e pode aumentar a tolerância destas espécies a condições adversas (KRUK; SEGURA, 2012).

A perda de espécies comuns e constantes após o desastre foi de 22,8% no reservatório. De forma similar ao encontrado no reservatório de Risoleta Neves e Baguari, as espécies que mais deixaram

de ser registradas no período pós-desastre foram as diatomáceas cêntricas e as Zygnematophyceae, em especial as desmídias.

Em relação a tendência do dano, foi observado que o dano tendeu a estabilizar, visto que em relação ao primeiro período de coletas após o desastre (quatro coletas) as mudanças mantiveram-se constantes, variando aproximadamente de 1 a 5% (Tabela 126). O último período apresentou uma mudança maior por ter abrangido apenas a última coleta (dezembro/2018) de cada estação de amostragem, influenciando o resultado.

Tabela 126 – Tendência do dano no reservatório da UHE Aimorés.

Reservatório	Período	Coletas	Mudança
UHE Aimorés	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	46,1%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	45,1%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	51,0%
	4	dez/18	76,5%

O primeiro período analisado, teve uma mudança de 46,1% em relação a antes do desastre, com isso, foi identificado que 46% das espécies comuns e constantes de antes do desastre não foram registradas logo após o impacto da lama. Como foi observado nos reservatórios localizados a montante de Aimorés, os diferentes períodos após o desastre demonstram uma mudança constante com o passar do tempo. Isto indica que a nova comunidade, com outras espécies como representantes principais, está se estabelecendo. Com isso, o dano pode ser considerado irreversível. Entretanto, não há como prever a dinâmica da comunidade continuará desta forma, pois além dos fatores físicos e químicos da água, devem ser considerados os fatores ambientais, como predação, competição, que também influenciam indiretamente a dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

O dano foi considerado gravíssimo e irreversível, pois houve alteração na estrutura da comunidade (riqueza ou abundância de espécies) e na composição (alteração na frequência de ocorrência e perda de espécies descritoras) e observou-se que a tendência é que esse padrão se mantenha estabilizado com o tempo. Desta forma, o efeito do dano foi considerado temporal ou transitório por estar permanecendo por mais de dois anos após o desastre.

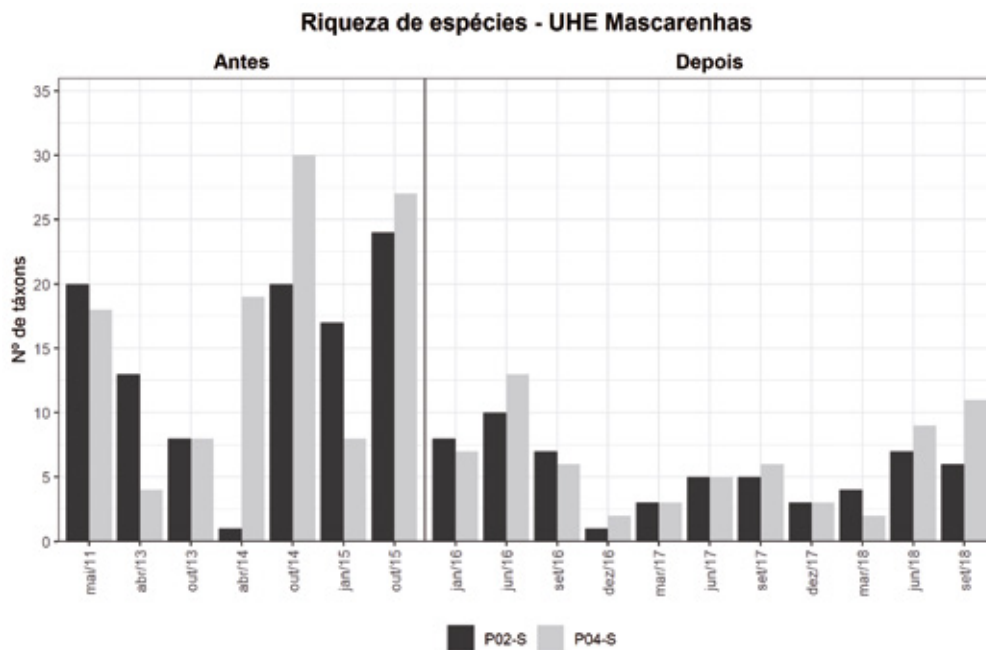
Na amostragem de janeiro/2019, realizada pelo Lactec (Apêndice T), foi encontrada maior densidade celular e uma menor riqueza de espécies quando comparada com as coletas anteriores. A metodologia possivelmente explica essas diferenças de resultados. Entretanto, as espécies identificadas também estão mais relacionadas as condições desenvolvidas após a ruptura da barragem, como a cianobactéria *Cyanogranis ferruginea*, possível bioindicadora de precipitação de ferro (SOARES et al., 2007).

3.2.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Mascarenhas

No monitoramento da comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE Mascarenhas, a riqueza de espécies no período pré-desastre foi maior no período chuvoso do que no seco (Figura 315). Entretanto, vale ressaltar que a diferença no número de táxons entre os períodos, provavelmente, se deve ao menor número de dados obtidos da estação seca. Diferenças significativas de riqueza

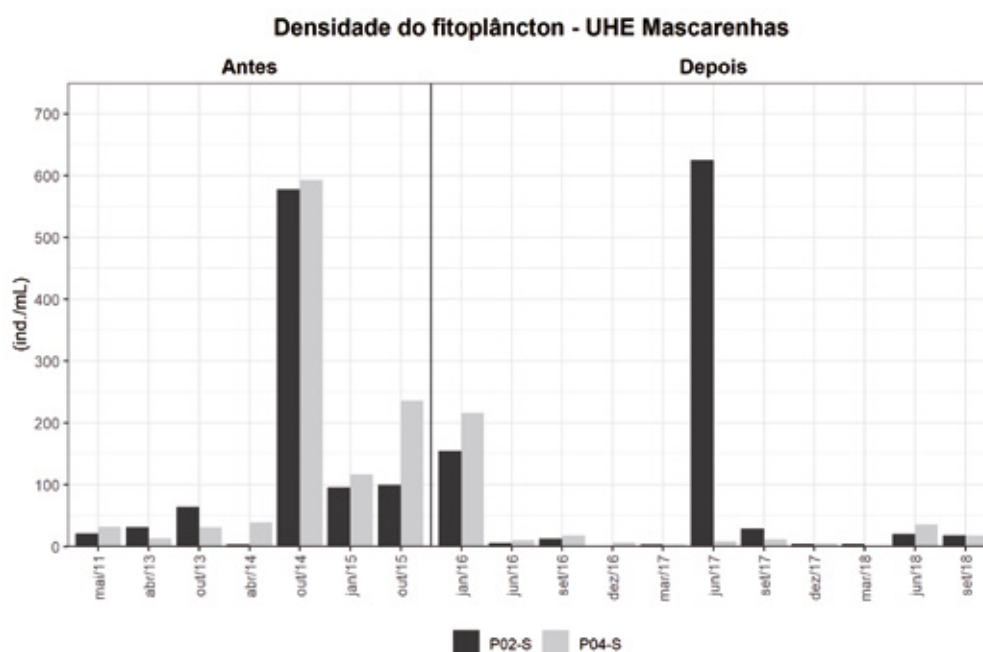
foram identificadas após o desastre em comparação com antes ($p < 0,05$). As condições ambientais do reservatório da UHE Mascarenhas no período pós-desastre, assim como nos outros reservatórios, caracterizada por altos valores de sólidos suspensos e a atenuação da luz, provavelmente, limitaram o desenvolvimento e estabelecimento da comunidade fitoplantônica, resultando nos valores mais baixos de riqueza verificados após o rompimento da barragem. Esta alteração ambiental possivelmente interferiu nesta comunidade fitoplantônica de forma a selecionar organismos mais tolerantes à alta de turbidez e sólidos.

Figura 315 – Riqueza de espécies no reservatório da UHE Mascarenhas, antes e após o desastre.



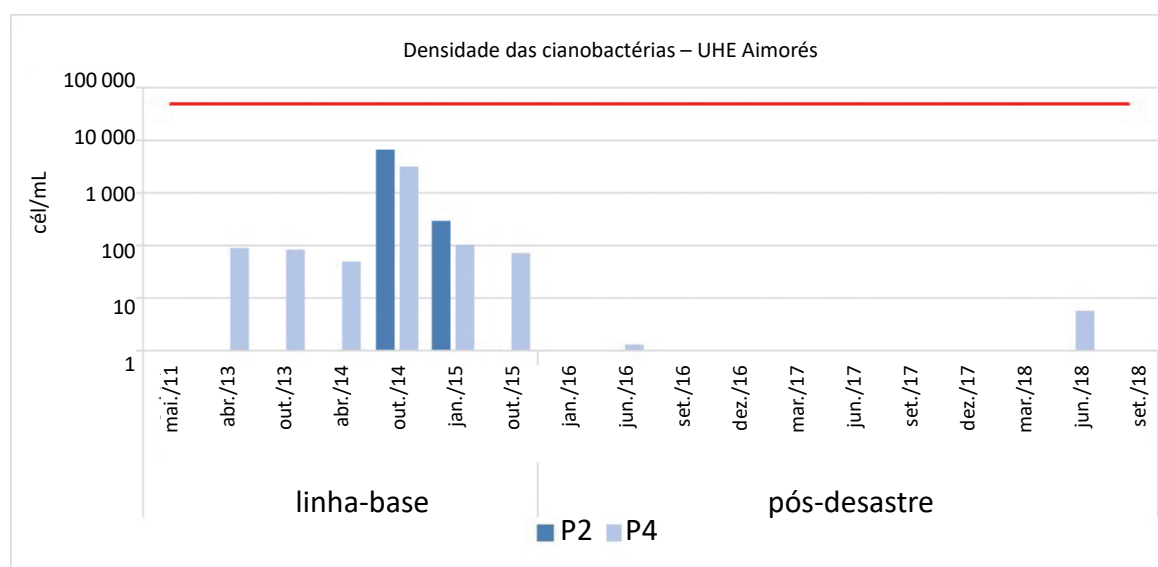
A densidade também se alterou de maneira significativa no período pós-desastre ($p < 0,05$) (Figura 316). Antes, as densidades já eram consideradas baixas (< 100 ind./mL por estação), com alguns períodos de maior densidade, principalmente no período chuvoso. Após o desastre, a densidade de microalgas foi ainda menor (< 50 ind./mL por estação) na maior parte das estações de amostragem. A maior densidade registrada ocorreu na estação P2 em junho/2017, cerca de 630 ind./mL, devido a dominância dos fitoflagelados, em especial Chryptophyceae.

Figura 316 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas, antes e após o desastre.



Cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas foram encontradas nas amostras pré-desastre (*Aphanocapsa*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Planktolyngbya* e *Snowella*) (TEDESCO; CLERCIN, 2011; CETESB, 2013), mas ocorrendo em densidades celulares baixas (<8.600 cél./mL). A maior quantificação realizada em outubro/2014 foi representada, principalmente por *Snowella atomus*, *Aphanocapsa delicatissima* e *Cyanodictyon imperfectum* (Figura 317). Após o desastre, as cianobactérias foram contabilizadas em apenas duas amostragens (junho/2016 e junho/2018), demonstrando a redução deste grupo pelo impacto da lama de rejeitos.

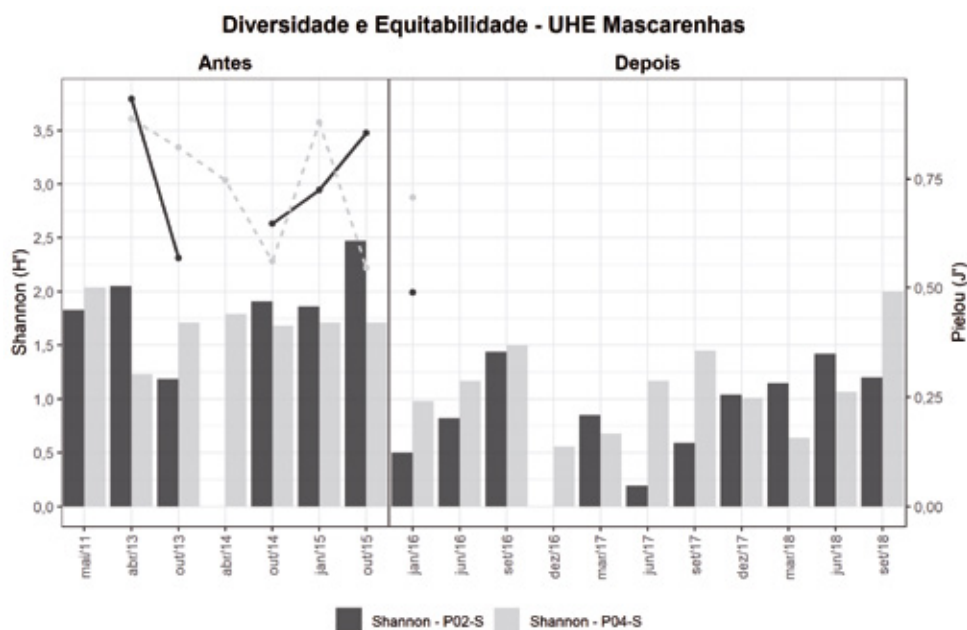
Figura 317 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Mascarenhas, antes e após o desastre.



A diversidade de espécies (H') no período pré-desastre foi, de maneira geral, baixa (<2 bits/ind.) (Figura 318). Entretanto, o ambiente era classificado como moderadamente estressado, pois a maior parte das coletas apresentou diversidade >1 bits/ind. Após o desastre, observou-se uma diminuição da diversidade ($p < 0,05$). O ambiente foi classificado na maior parte das amostragens como estressado (<1 bits/ind.), principalmente na estação de amostragem P02. Isto ocorre possivelmente devido a dominância das criptofíceas em relação aos demais grupos de algas somado a baixa densidade e variedade de espécies quantificadas.

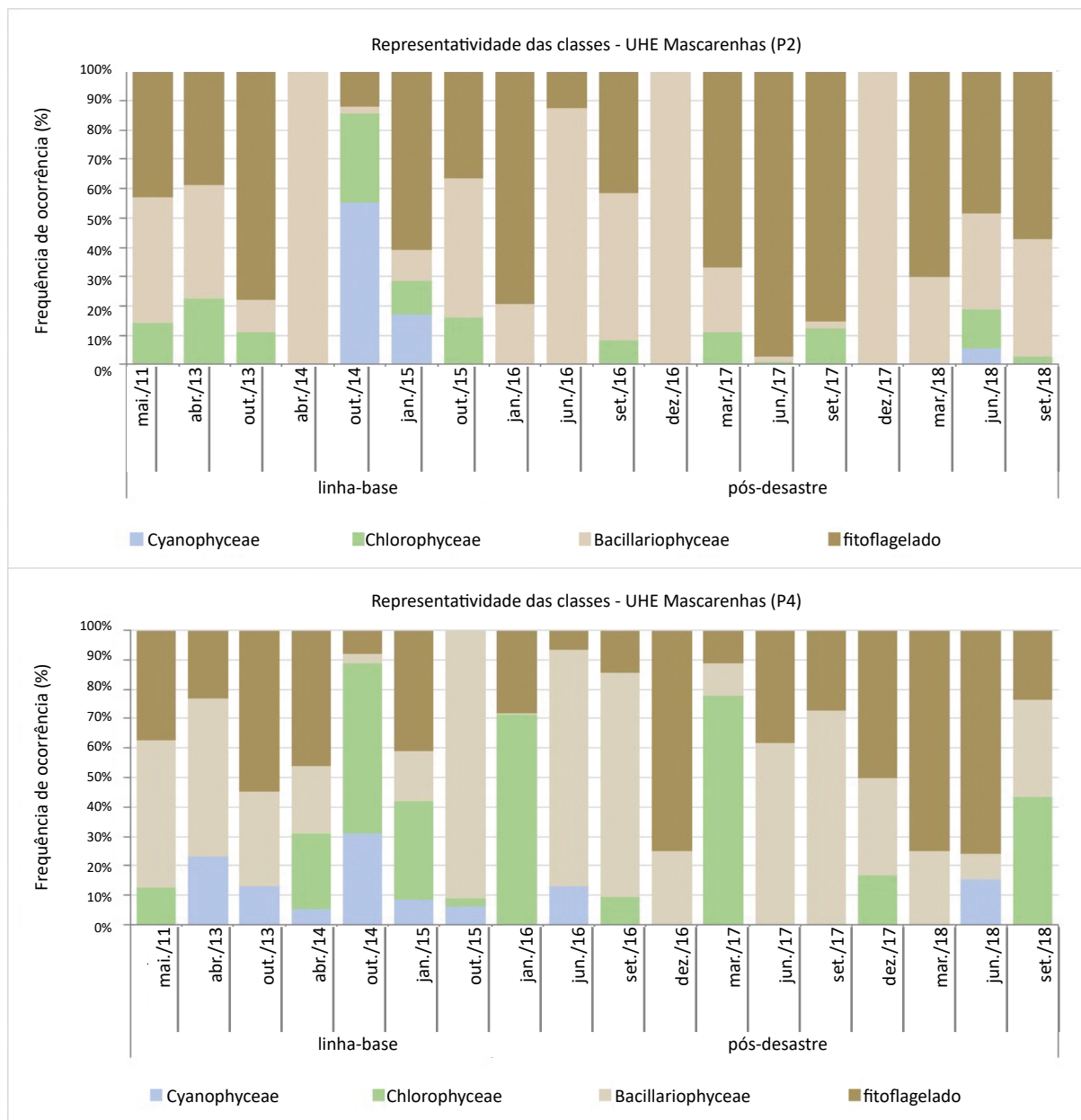
O índice de equitabilidade de Pielou (J') variou muito durante o período avaliado (Figura 318), ocorrendo valores considerados de alta equitabilidade (>0,7) e também amostragens em que, devido à dominância de certas espécies, como em outubro/2014 em que houve maiores densidades das cianobactérias, a distribuição dos indivíduos entre as espécies foi menor. Em relação ao pós-desastre, devido à falta de dados, foi possível calcular o índice apenas para a primeira amostragem após o desastre. Em comparação com os valores anteriores, a equitabilidade parece ter diminuído, sendo este resultado relacionado a dominância da criptofíceia *Cryptomonas marssonii* nesta coleta. Em abril/2014 e dezembro/2016 apenas uma espécie foi quantificada na estação de amostragem P2, não sendo possível o cálculo dos índices.

Figura 318 – Diversidade e equitabilidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Mascarenhas.



Em relação aos grupos taxonômicos, na linha-base os organismos da comunidade fitoplanctônica foram bem distribuídos entre os grupos das Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e fitoflagelados, ocorrendo nos períodos chuvosos uma maior representatividade das cianobactérias (Figura 319). Nos meses de seca, a contribuição das cianobactérias decaiu e aumentou a representatividade das diatomáceas. Após o desastre, as clorofíceas, diatomáceas e fitoflagelados foram os grupos mais representativos das estações chuvosas, sendo possível observar uma diminuição das cianobactérias. Enquanto que no período de estiagem, as diatomáceas e fitoflagelados tiveram maior contribuição, com maior representatividade das Cryptophyceae.

Figura 319 – Representatividade das classes de algas no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



A escala de gravidade do dano foi calculada apenas com base nos dados da primeira coleta do pós-desastre, pois somente esta teve a lista de espécies disponibilizada. Foram perdidas 91,2% das espécies comuns e constantes e 49,7% mudaram de classe. A alteração na estrutura da comunidade, por meia da mudança na densidade e riqueza e a alteração na composição desta com o aumento do número de espécies raras e a diminuição das espécies constantes e comuns, demonstra a influência da passagem da onda de rejeitos. Entretanto, como a mensuração do dano foi feita apenas para uma coleta realizada após o dano, o resultado pode estar sendo superestimado e não é possível identificar a tendência do dano.

A amostragem de janeiro/2019 realizada pelo Lactec (Apêndice T), demonstra um aumento na riqueza (16 espécies) e na densidade. Entretanto os grupos dominantes permaneceram os mesmos, sendo mais representados pelos fitoflagelados, em especial as Cryptophyceae e Chlamydomonadales.

Foram quantificadas também 3 espécies de cianobactérias (*Aphanocapsa delicatissima*, *Merismopedia mínima* e *Pseudanabaena catenata*). Como já discutido, essas diferenças na riqueza e densidade podem estar relacionadas a diferença na metodologia utilizada.

3.2.3 ALTERAÇÕES NAS COMUNIDADES ZOOPLANTÔNICAS

A comunidade zooplantônica, nos reservatórios hidrelétricos, foi avaliada de forma qualitativa a partir de diversos parâmetros: riqueza, abundância, composição, diversidade, dominância e equitabilidade. Especificamente para a definição e mensuração do dano de alterações nas comunidades zooplantônicas, a avaliação se deu por meio dos resultados de riqueza de espécies e abundância dos indivíduos nas estações de amostragem das UHEs, antes e após o desastre (Tabela 121; Tabela 122), considerando os dados primários (coletados no presente estudo) e dados brutos fornecidos pelas Concessionárias de Energia Elétrica (VISÃO AMBIENTAL 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018; MICRA 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).

3.2.3.1 Riqueza de espécies

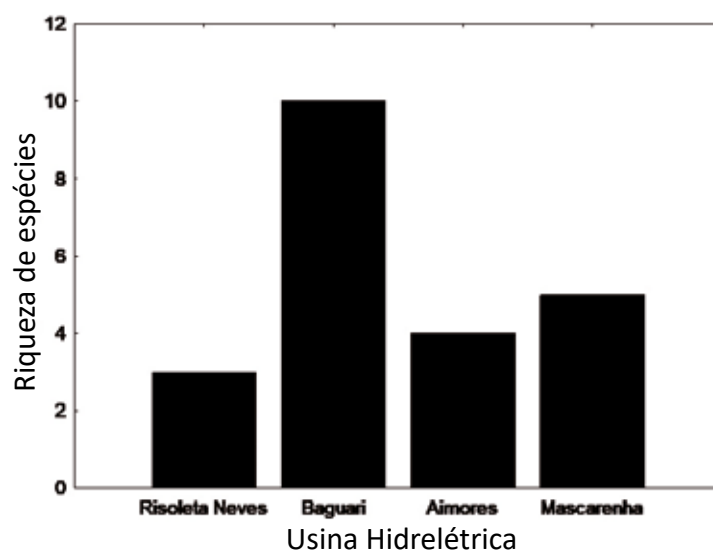
Como resultado da campanha realizada em 2019, a comunidade zooplantônica nas Usinas Hidrelétricas foi representada por 15 espécies, principalmente espécies verdadeiramente planctônicas, sendo 8 espécies de rotíferos (incluindo Bdelloidea), 6 de cladóceros e uma de copépode (Tabela 127). Foram registradas três espécies na UHE Risoleta Neves, 10 espécies na UHE Baguari, quatro espécies na UHE Aimorés, e cinco espécies na UHE Mascarenhas (Figura 320).

Tabela 127 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplantônicas registradas nas Usinas Hidrelétricas (classificação ver material e métodos).

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Lecanidae				
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	25	Pouco frequente	2.53	Rara
Brachionidae				
<i>Brachionus patulus</i> Müller, 1786	75	Frequente	0.63	Rara
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914	25	Pouco frequente	0.63	Rara
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	25	Pouco frequente	1.26	Rara
Trichocercidae				
<i>Trichocerca agnatha</i> Wulfert, 1939	25	Pouco frequente	0.00	Rara
Euchlanidae				
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	25	Pouco frequente	0.11	Rara
Synchaetidae				
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	25	Pouco frequente	0.00	Rara
Bdelloidea				
	75	Frequente	1.90	Rara
CLADOCERA				
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	75	Frequente	85.82	Dominante
Bosminidae				

<i>Bosmina haggmani</i> Stingelin, 1904	25	Pouco frequente	0.63	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	25	Pouco frequente	6.31	
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	50	Frequente	0.01	Rara
Chydoridae				
<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm e Thomsen, 1936	25	Pouco frequente	0.00	Rara
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	25	Pouco frequente	0.16	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	50	Frequente	0.00	Rara

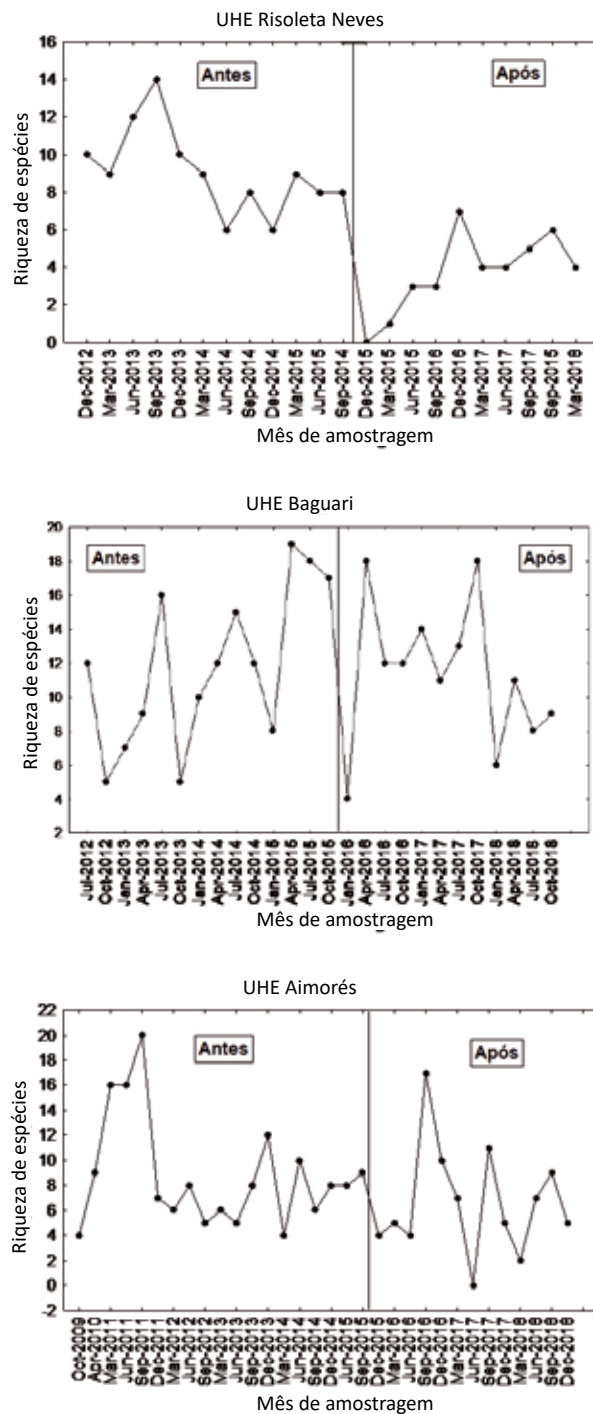
Figura 320 – Riqueza de espécies zooplânctônica registradas nas usinas hidrelétricas no verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.



Fonte: Institutos Lactec.

O número total de espécies (composição da comunidade), registrado no presente estudo, é muito inferior ao constatado em outro estudo, que descreveu a ocorrência do zooplâncton na maioria desses reservatórios, ao longo de vários anos, antes do desastre. Foram registradas, no máximo, a 20 espécies na UHE Aimorés, em setembro de 2011, 32 espécies na UHE Baguari, em abril e julho de 2015 (MICRA, 2011, 2013, 2015), e similar ao registrado na UHE Risoleta Neves, 14 espécies em setembro de 2013 (VISÃO AMBIENTAL, 2013) (Figura 321). Embora o número total de espécies tenha sido menor, a tendência espacial foi semelhante, sendo registrado o maior número de espécies na UHE Aimorés (122 espécies), seguida da UHE Baguari (80 espécies) e UHE Risoleta Neves (31 espécies) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a).

Figura 321 – Riqueza de espécies zooplancônicas registrada próximo a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25) antes e após o desastre (a linha indica a época do desastre).



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento das UHEs Risoleta Neves (Candonga), Baguari e Eliezer Batista (Aimorés).

A maioria das UHEs apresentou valores muito baixos de riqueza de espécies logo após o desastre, e esse fato persistiu na UHE Risoleta Neves até o presente estudo (Figura 321). Na UHE Aimorés foram observadas, no máximo, 17 espécies em setembro de 2016, na UHE Baguari, também 27 espécies em abril de 2016, e na UHE Risoleta Neves, sete espécies, em dezembro de 2016, e nenhuma espécie logo após ao desastre (dezembro de 2015) (Figura 321).

Os dados do monitoramento na UHE Risoleta Neves mostraram, ainda, a redução expressiva da riqueza de espécies, sendo o valor máximo observado antes do desastre de 14 espécies (setembro de 2013) e após o desastre 7 espécies (dezembro de 2016), indicando a redução de 50% do número de espécies. Na UHE Aimores a redução da riqueza de espécies também foi importante (55%), com o registro no máximo de 51 espécies (dezembro de 2013) antes do desastre, e 28 espécies após o desastre (setembro de 2016). Por outro lado, na UHE Baguari a redução de espécies foi de 5%, quando comparado com os valores máximos de espécies antes e após o desastre (Figura 322). A UHE Risoleta Neves foi o ambiente mais pobre em espécies durante todo o monitoramento e no presente estudo (Figura 321; Figura 322). Por outro lado, estudos realizados na UHE Mascarenhas, entre maio de 2018 a abril de 2019, mostraram a expressiva ocorrência de 71 espécies (FEST, 2019).

Ressalta-se que em todos esses estudos e no presente levantamento, Rotifera foi o grupo que mais contribuiu para a riqueza de espécies. No zooplâncton de água doce, Rotifera, em quase a totalidade dos estudos, é o grupo com maior riqueza de espécies.

Em geral, a maioria das espécies, em todas as UHEs foi pouco frequente (Tabela 127), ao contrário do verificado nos ambientes fluviais, onde a maioria das espécies ocorreu esporadicamente. Duas espécies, em toda a área de estudo (incluindo os ambientes fluviais) ocorreram apenas na UHE Aimores, *Brachionus calyciflorus* (rotífero) e *Euryalona brasiliensis* (cladóceros) (Figura 322). *B. calyciflorus* é uma espécie verdadeiramente planctônica de distribuição cosmopolita, característica dos trópicos, com ocorrência desde a água doce até estuários (KUTIKOVA; FERNANDO, 1995). *E. brasiliensis*, em Minas Gerais, foi registrada no reservatório de Furnas (SANTOS-WISNIEWSKI et al. 2011), e no Recife, em um açude com a presença de macrófitas aquáticas (SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011).

Figura 322 – *Euryalona brasiliensis* Brehm e Thomsen, 1936.

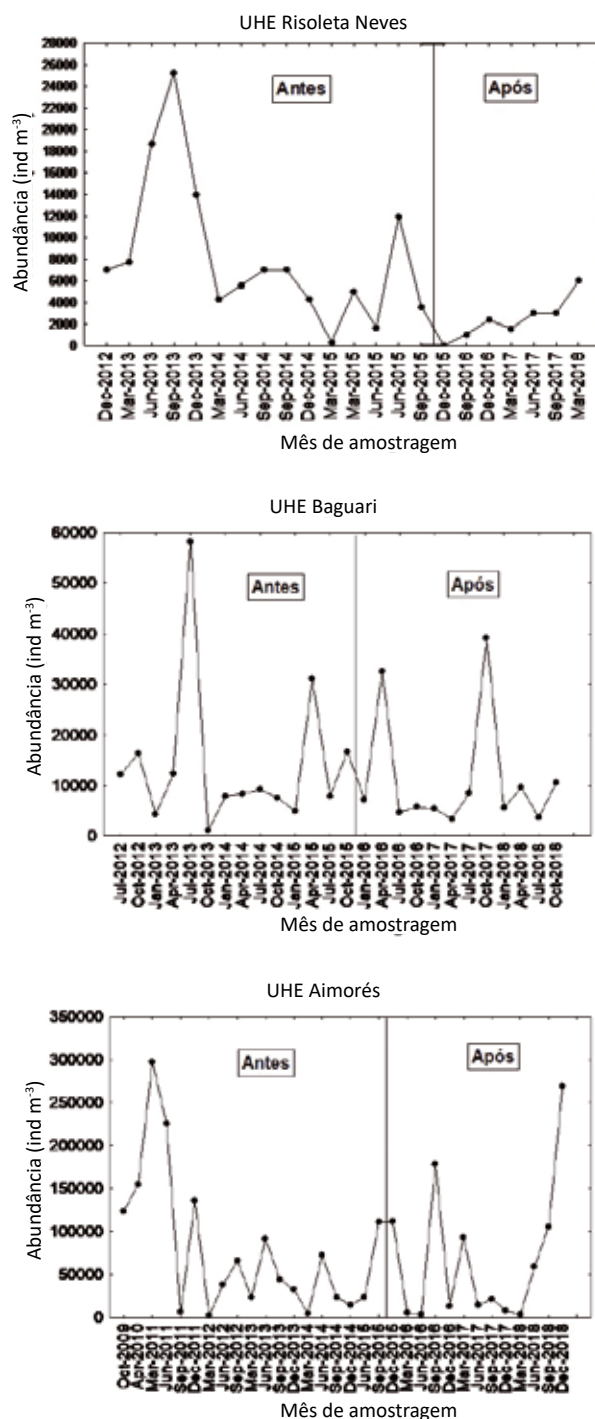


Fonte: Institutos Lactec.

3.2.3.2 Abundância numérica

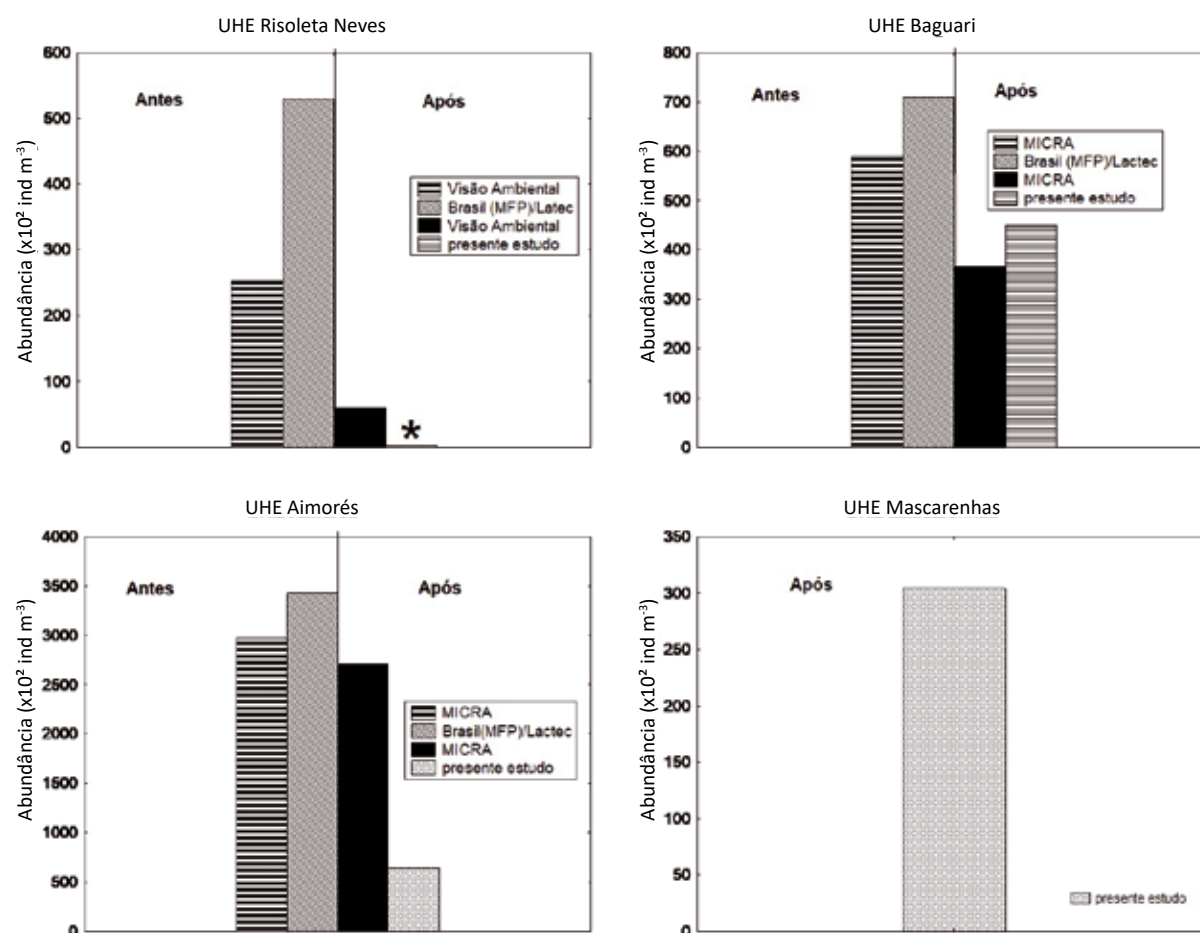
Os estudos de monitoramento nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, antes do desastre, mostraram que a abundância no reservatório chegou a moderada (máximo de 25.250 ind m⁻³ em setembro de 2013) na UHE Risoleta Neves, abundante em Baguari (máximo de 58.290 ind m⁻³ em julho de 2013) e muito abundante na UHE Aimores (máximo de 296.900 ind m⁻³ em março de 2011) (MICRA, 2011; 2013, e VISÃO AMBIENTAL, 2013) (Figura 323). A mesma tendência de variação espacial foi verificada em outro estudo, também antes do desastre, com menores valores para a UHE Risoleta Neves (máximo de 53.000 ind m⁻³), seguida de Baguari (máximo de 71.000 ind m⁻³) e Aimorés (máximo de 343.000 ind m⁻³) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017) (Figura 324).

Figura 323 – Abundância de espécies (ind m⁻³) registrada próximo a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25), antes e após o desastre (a linha indica a época do desastre).



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento das UHEs Risoleta Neves (Candonga), Baguari Eliezer Batista (Aimorés).

Figura 324 – Abundância máxima zooplanctônica ($\times 10^2 \text{ ind m}^{-3}$) registrada nas UHEs Risoleta Neves (RN), Baguari (BA) e Aimorés (AM) antes (MICRA, 2011; 2013; VISÃO AMBIENTAL, 2013; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017) e após (presente estudo) ao desastre, bem como na UHE Mascarenhas (MA) nesse último período. A linha vertical separa os períodos antes e após o desastre (* = $1,60 \times 10^2 \text{ ind m}^{-3}$).



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento das UHEs Risoleta Neves (Candonga), Baguari e Eliezer Batista (Aimorés); dados primários e secundários de acordo com as legendas dos gráficos.

Após o desastre, dados do monitoramento de longo prazo apontaram a ausência do zooplâncton na UHE Risoleta Neves em dezembro de 2015 e valores máximos em março de 2018 (6.000 ind m^{-3}). Na UHE Baguari, foram registrados valores mínimos em abril de 2017 (3.508 ind m^{-3}) e máximos em abril de 2016 ($36.626 \text{ ind m}^{-3}$), e em Aimorés, mínimos em março de 2018 (5.090 ind m^{-3}) e máximo em dezembro do mesmo ano ($270.723 \text{ ind m}^{-3}$) (MICRA, 2016; 2017; 2018; VISÃO AMBIENTAL, 2015) (Figura 25). Todos esses valores são superiores ao registrado no presente estudo, exceto a ausência de indivíduos em Risoleta Neves, logo após ao desastre (Figura 323; Figura 324).

Em geral, a comunidade não foi abundante ($>100.000 \text{ ind m}^{-3}$) nas UHEs, e variou de muito escassa à moderada (Tabela 128). *Moina minuta* (cladóceros) (Figura 325) foi a única espécie dominante nas UHEs (85,82%), sendo as demais classificadas como raras (Tabela 127). De acordo com SANTOS-WISNIEWSKI et al (2011), Moinidae foi a família que apresentou baixa riqueza de espécies na bacia do rio Doce, como também observado no presente estudo, embora tenha sido a que mais contribuiu numericamente para a comunidade nas UHEs. Estudos realizados por BOZELLI (1998) demonstraram que, em experimentos de laboratório, a taxa de ingestão e incorporação de carbono é consideravelmente

alta na presença de rejeito de bauxita, sugerindo uma resistência ao dano. Essa espécie também foi registrada, em Minas Gerais, no reservatório de Vargem das Flores (FREIRE; PINTO-COELHO, 1986).

Figura 325 – *Moina minuta* Hansen (1889).



Fonte: Institutos Lactec.

Tabela 128 – Abundância do zooplâncton (ind m⁻³) nas estações das Usinas Hidrelétricas, registrada no verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec.

Estações	Verão	Classificação
UHE Risoleta Neves	160	Muito escassa
UHE Baguari	45.009	Moderada
UHE Aimores	63.754	Moderada
UHE Mascarenhas	30.379	Moderada

Comparando os dados do monitoramento antes e após o desastre (MICRA, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015; VISÃO AMBIENTAL, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018), foi possível constatar a redução da abundância de indivíduos, após o desastre, de 76% na UHE Risoleta Neves, 44% na UHE Baguari, e 10% na UHE Amoiros (Tabela 129).

Tabela 129 – Abundâncias máxima e mínima zooplanctônica (ind m⁻³) registrada antes e após o desastre nos rios Piranga, do Carmos e Doce, a montante e a jusante da UHE Risoleta Neves, e a porcentagem de redução. Dados dos monitoramentos das usinas hidrelétricas.

Local	Estação	Máxima antes (ind m ⁻³)	Máxima após (ind m ⁻³)	% redução
UHE Risoleta Neves	CAN05	25.200	6.000	76
UHE Baguari	P02	58.290	32.567	44
UHE Aimores	AIM25	296.900	269.327	10

No presente estudo, ao contrário da riqueza de espécies, os cladóceros e as formas jovens de copépodes ciclopóides (náuplios e copepoditos) foram os que mais contribuíram para a abundância da comunidade nas UHEs. O aumento da profundidade nesses locais, quando comparado aos tributários e calha do rio Doce, propicia um maior desenvolvimento do plâncton, e em especial os microcrustáceos (cladóceros e copépodes) que apresentam ciclos de vida mais longo do que os rotíferos, mesmo que esses reservatórios sejam de fio de água. Estudos discutiram que uma maior profundidade propicia o estabelecimento e desenvolvimento das populações zooplanctônica (BOMFIM et al., 2017).

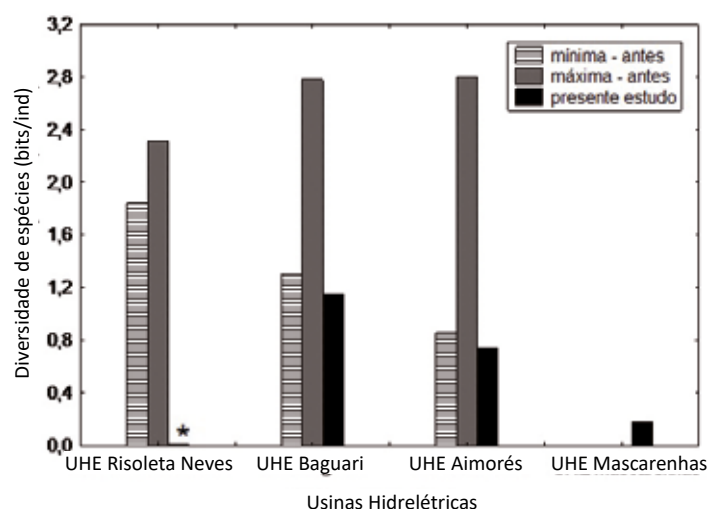
3.2.3.3 Diversidade de espécies

A diversidade de espécies foi muito baixa na maioria das UHEs ($< 1,0$ bits/ind) (Tabela 130; Figura 326). Estudos realizados antes do desastre mostraram valores mais elevados em todas as usinas hidrelétricas, tanto os valores máximos quanto mínimos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a) (Figura 110).

Tabela 130 - Diversidade de espécies (índice de Shannon-Wiener, H'), Equitabilidade da comunidade (índice de Pielou) e dominância de espécies nas estações das Usinas Hidrelétricas, registradas no verão, segundo o monitoramento dos Institutos Lactec. Classificação da diversidade de espécies de acordo com SHANNON; WIENER (1949).

Estações	H'	Classificação	Equitabilidade	Dominância
UHE Risoleta Neves	0,003	Muito baixa	0,002	Muito alta
UHE Baguari	1,151	Baixa	0,500	Média
UHE Aimorés	0,742	Muito baixa	0,675	Média
UHE Mascarenhas	0,178	Muito baixa	0,129	Alta

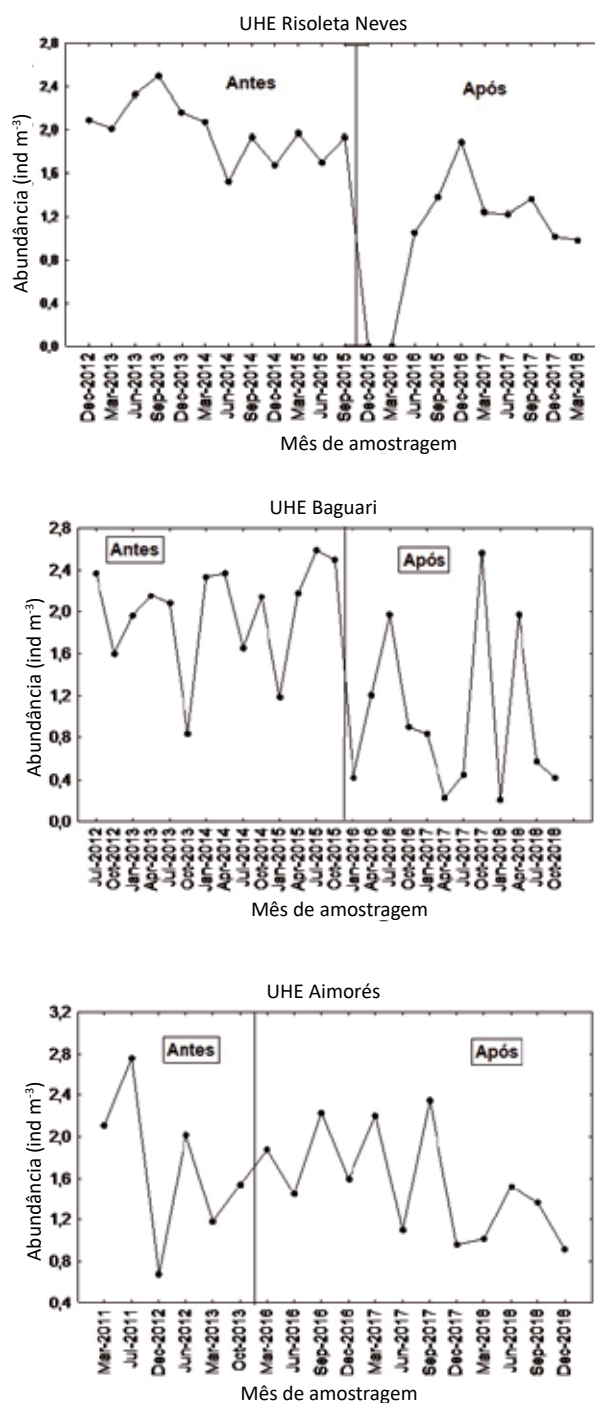
Figura 326 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés antes (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017) e após (presente estudo) ao desastre (* = 0,003 bits/ind no presente estudo).



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento das UHEs Risoleta Neves (Candonga), Baguari e Eliezer Batista (Aimorés), e dados primários.

O monitoramento de longo prazo mostrou que a diversidade de espécies na UHE Risoleta Neves variou de 2,330 bits/ind, antes do desastre (junho de 2013) à zero, logo após ao desastre (dezembro de 2015 e março de 2016) (Figura 327); em Baguari, de 2,646 bits/ind antes do desastre (janeiro de 2014) à 0,091 bits/ind após o desastre (abril de 2017). Para Aimorés, foi constatada a variação de 2,760 bits/ind antes do desastre (julho de 2011) à 0,122 bits/ind após do desastre (junho de 2018) (Figura 327).

Figura 327 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas UHEs Risoleta Neves (CAN 05) Baguari (P02) e Aimorés (AIM25) antes e após o desastre (a linha indica a época do desastre).



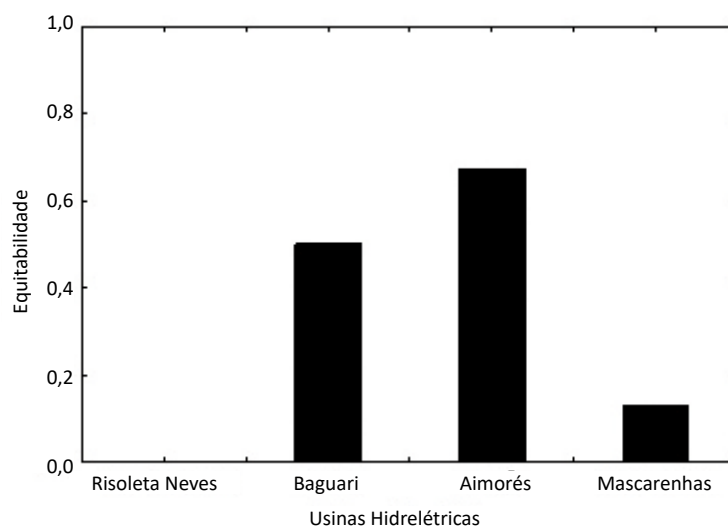
Elaborado por: Institutos Lactec, com dados brutos fornecidos pelo programa de monitoramento das UHEs Risoleta Neves (Candonga), Baguari e Eliezer Batista (Aimorés).

Todos os resultados de linha-base são superiores aos do presente estudo (Tabela 130; Figura 326; Figura 327). Outro ponto que merece atenção é a UHE Baguari, onde os dados oscilam mais, em média, são menores após o desastre. Em Aimorés também foi possível observar uma redução após o desastre, principalmente ao se comparar com os dados de março de 2011 e o ano de 2018 (Figura 327).

3.2.3.4 Equitabilidade da comunidade

A equitabilidade foi muito baixa na UHE Risoleta Neves (0,002) e maior na UHE Aimorés (0,675) (Tabela 130; Figura 328). Ao contrário do constatado para os ambientes fluviais, a variação desse atributo da comunidade mostrou a dominância de espécies na comunidade em todas usinas hidrelétricas, variando de média à muito alta (Tabela 130). Esses resultados indicam uma maior competição entre as espécies, e sugerem uma fragilidade nos ambientes, pois apenas algumas espécies estão contribuindo para o funcionamento do ecossistema.

Figura 328 – Equitabilidade da comunidade registrada na região da barragem das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés após o desastre.



Elaborado por: Institutos Lactec, com dados primários.

3.2.3.5 Síntese do dano

Os estudos do monitoramento da riqueza de espécies de zooplâncton na UHE Risoleta Neves apontaram a ausência de espécies logo após o desastre. Considerando o período pré e pós desastre, a estação de reservatório da UHE Risoleta Neves apresentou o valor máximo de sete espécies, sendo 50% inferior ao máximo encontrado antes do desastre (14). Já na UHE Aimorés a redução foi de 55% e na UHE Baguari de apenas 5% dos valores máximos de riqueza.

Os resultados indicaram que a abundância zooplanctônica foi mais sensivelmente afetada nos reservatórios nos trechos iniciais, do que a riqueza de espécies. No Compartimento 1 houve redução de 76% do número máximo de indivíduos na UHE Risoleta Neves após o desastre, e somado à redução de 50% no valor máximo de riqueza, o dano foi considerado gravíssimo, irreversível e com tendência de estabilização do dano pois não há sinais de recuperação ambiental.

Já no Compartimento 2A foi observada a redução de 44% no valor máximo de abundância de organismos no reservatório da UHE Baguari, que somado à redução do valor máximo de riqueza de 5% resultaram na classificação de dano grave, parcialmente reversível e com tendência de redução. No Compartimento 2B a redução no valor máximo de abundância no reservatório da UHE Aimorés foi de 10%, e junto à redução de 55% no valor máximo de riqueza, considerou-se o dano como grave, parcialmente reversível e com tendência de estabilização.

No Compartimento 3 (UHE Mascarenhas) não há monitoramento do zooplâncton, e dessa forma não foi possível classificar os danos nesses reservatórios. Mas os dados sugerem, assim como no ambiente fluvial, que o dano ocorreu em menor magnitude.

3.2.4 CONCLUSÕES

Alterações na comunidade fitoplanctônica foram observadas para todos os reservatórios analisados após o desastre, sendo o dano considerado gravíssimo. Portanto, as mudanças ocorridas na estrutura e composição do fitoplâncton podem ter influenciado a dieta dos herbívoros e as relações tróficas dos organismos. Houve perda das espécies descritoras do fitoplâncton e mudança na frequência de ocorrência dos grupos descritores da comunidade, que passaram a ser representados por classes de algas mais tolerantes a condições adversas. Nestes locais, em que houve alteração abrupta das condições ambientais, houve alteração na composição da comunidade em função do domínio de determinadas espécies em detrimento de outras que não têm suas exigências ecológicas atendidas e, portanto, têm seu estabelecimento comprometido no local. Com isso, o padrão de ocorrência das espécies se alterou quando comparado ao que era observado anteriormente ao desastre. Estas alterações no ambiente podem ter limitado o acesso a recursos-chave e promovido o desenvolvimento dos organismos tolerantes, acarretando aumento ou redução no tamanho das populações de espécies. Os tipos e números de espécies nas comunidades biológicas mudam em resposta às modificações do meio, com algumas espécies colonizando e tornando-se mais numerosas em uma área e outras declinando e até podendo desaparecer.

As análises realizadas indicaram que o dano está tendendo a estabilizar com o passar do tempo, pois a nova comunidade formada, beneficiada pelas condições ambientais promovidas pelo desastre, parece estar cada vez mais estabelecida. Desta forma, o dano ao fitoplâncton dos reservatórios foi considerado irreversível, pois alterou de forma expressiva a estrutura e composição das comunidades nestes locais. Acredita-se que, mesmo que o fitoplâncton venha a sofrer novas modificações no futuro devido a resiliência ambiental, provavelmente a comunidade não consiga voltar as suas condições naturais, considerando a intensidade do impacto causado por esta perturbação no ambiente.

Para o zooplâncton, os três reservatórios monitorados pelas Concessionárias de Energia apresentaram alterações em suas comunidades. A UHE Risoleta Neves, localizada no Compartimento 1, sofreu danos mais drásticos se comparado aos outros reservatórios, sendo que logo após o desastre foi verificada a ausência de organismos, e o valor máximo de abundância e riqueza representaram 76% e 50% de redução respectivamente quando comparados aos valores máximos anteriores ao desastre. Nessa região, dificilmente o ambiente apresentará recuperação e retorno aos valores de linha-base. Nos reservatórios de Baguari e Aimorés os danos também foram evidentes, porém de menor magnitude, e se houver melhora nas condições ambientais, podem apresentar uma recuperação.

A persistência do dano após três anos do desastre (presente estudo) é preocupante porque os locais estudados nos reservatórios apresentam reduzida velocidade de corrente e maior profundidade, o que os torna propícios ao desenvolvimento do zooplâncton e seria esperado que a recuperação das comunidades desses organismos ocorresse mais rapidamente, quando comparado aos ambientes fluviais.

3.3 DANOS ASSOCIADOS AO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

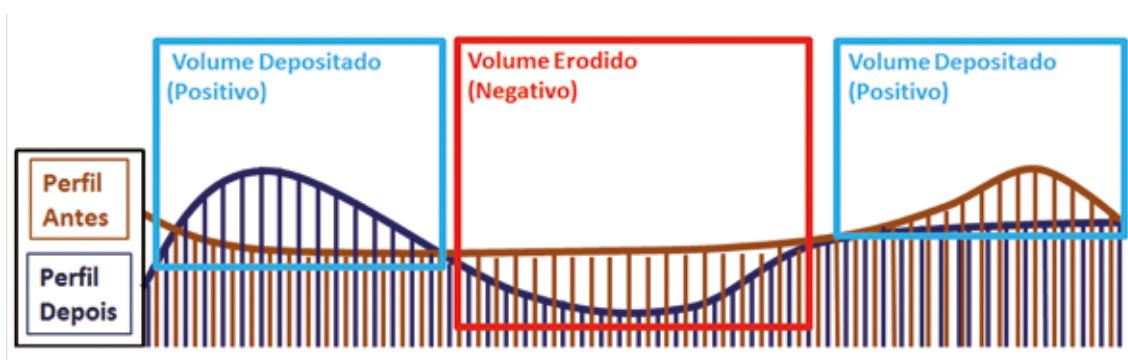
No que se refere ao transporte de sedimentos, o principal dano que foi identificado e mensurado para os reservatórios hidrelétricos diz respeito ao assoreamento e vida útil.

3.3.1 METODOLOGIA

O assoreamento foi avaliado nos quatro maiores reservatórios que se encontravam no caminho percorrido pelo rejeito, isto é, os reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

O volume de material depositado foi calculado por meio da diferença entre levantamentos batimétricos consecutivos (Figura 329). Este volume foi estimado para períodos pré-desastre e pós-desastre. Deste modo, é possível calcular tanto a taxa de deposição normal (período pré-desastre) quanto as taxas de deposição alteradas (período pós-desastre) dividindo-se as diferenças do volume pelo intervalo de tempo entre os levantamentos. A diferença entre as taxas representa o assoreamento devido ao desastre retirando-se a taxa normal esperada para a bacia. Maiores detalhes sobre os dados utilizados e o método para cada reservatório foram apresentados no Relatório Pós-desastre.

Figura 329 – Esquema representando duas seções batimétricas realizadas em dois momentos diferentes. As diferenças positivas entre o levantamento mais atual (Perfil Depois) e o levantamento mais antigo (Perfil Antes) indicam o volume depositado e as diferenças negativas volume erodido.



A gravidade do assoreamento dos reservatórios foi classificada de acordo com a porcentagem do volume total do reservatório assoreado e a existência de mecanismos capazes de permitir o transporte de sedimentos. As categorias de dano são apresentadas na Tabela 131.

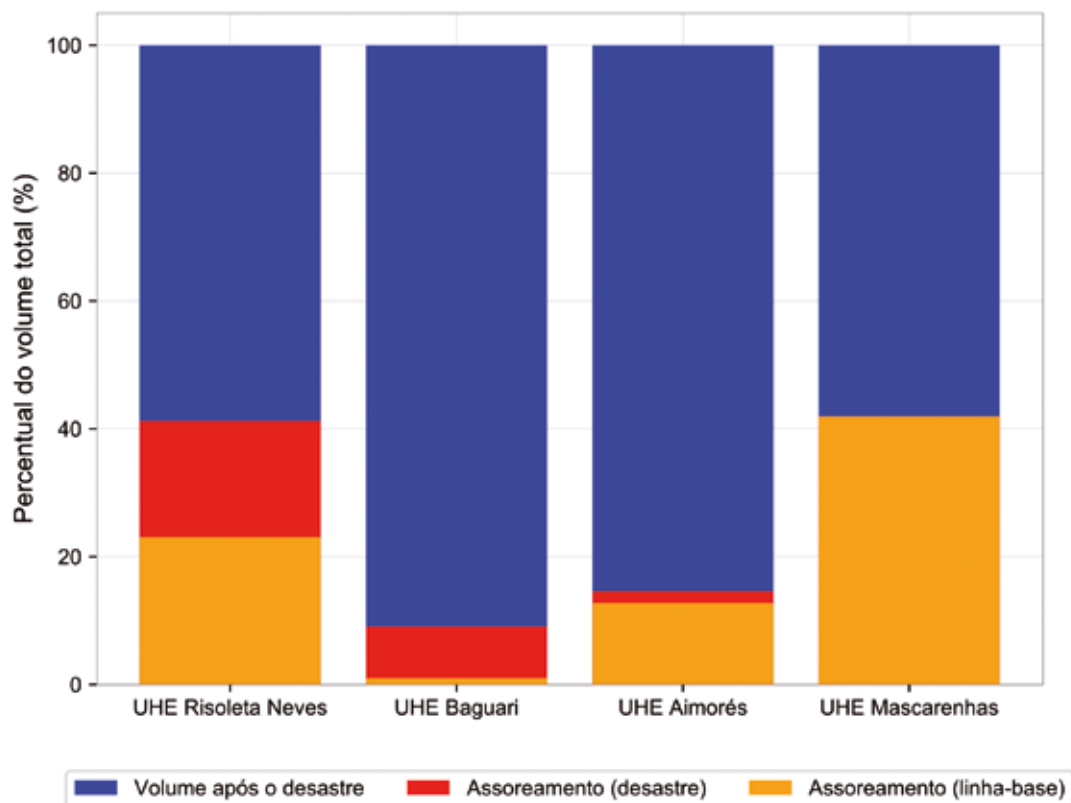
Tabela 131 – Categorias de dano associadas ao assoreamento de reservatórios.

Categoria de dano	Interpretação
Pouco grave	Assoreamento foi maior ou igual a 0% e menor do que 5%.
Grave	Assoreamento foi maior ou igual a 5% e com mecanismos que permitem o transporte de sedimentos no fundo.
Gravíssimo	Assoreamento foi maior ou igual a 5% e sem mecanismos que permitem o transporte de sedimentos no fundo.

3.3.2 ASSOREAMENTO E REDUÇÃO DA VIDA ÚTIL DOS RESERVATÓRIOS

O resultado da avaliação do assoreamento dos reservatórios é o volume de rejeito acumulado. Para fins comparativos, os dados de assoreamento estão apresentados na Figura 330 em termos de porcentagem do volume total do reservatório no início de sua operação, adicionalmente nesta Figura é apresentado o volume assoreado no período pré-desastre. A UHE Risoleta Neves teve 18% do seu volume total assoreado pelo desastre, a UHE Baguari teve 8% e a UHE Aimorés 2%. Este decaimento nos valores é esperado já que os reservatórios estão ordenados de forma que o reservatório mais próximo da barragem de Fundão é apresentado por primeiro. No caso do reservatório da UHE Mascarenhas, o reservatório já se encontrava com nível de assoreamento alto e o último levantamento batimétrico após o desastre indicou erosão no reservatório ao invés de assoreamento. Não é possível afirmar com certeza o motivo dessa erosão.

Figura 330 – Porcentagem do volume assoreado em relação ao volume total do reservatório.



A redução da vida útil dos reservatórios foi estimada somente para o reservatório da UHE Risoleta Neves, já que tanto o reservatório da UHE Baguari quanto o reservatório da UHE Aimorés têm sua vida útil indeterminada devido as características de projeto que evitam o acúmulo de sedimento no interior do reservatório. De acordo com o estudo de assoreamento (SPEC, 20116), o volume do reservatório em 2015 estava previsto para ocorrer em 2027 e o volume de 2017 era previsto para ocorrer em 2055, assim a perda de vida útil foi de no mínimo 25 anos descontando-se o assoreamento natural ocorrido em 3 anos (2015 a 2017).

O dano foi classificado como “Gravíssimo” na UHE Risoleta Neves (Compartimento 1) pelo fato de praticamente assorear todo o volume útil do reservatório inutilizando inicialmente a geração de

energia. A gravidade do assoreamento dos reservatórios de UHE Baguari foi considerado “Grave” (Compartimento 2) e de UHE Aimorés “Pouco Grave” (também Compartimento 2) pela menor magnitude do assoreamento e pelo fato do arranjo destas usinas permitir o transporte de sedimentos para jusante do barramento em futuras vazões extremas.

Na UHE Mascarenhas não houve dano. Os danos nos reservatórios são classificados também como “Parcialmente Reversíveis”, exceto em Risoleta Neves que foi classificado como “Irreversível”.

3.3.3 CONCLUSÕES

As conclusões apresentadas para o dano “Assoreamento do canal do rio” explicam parte do fato de que o reservatório mais comprometido foi o da UHE Risoleta Neves, cujo dano foi classificado como “Gravíssimo”. A barragem conteve grande parte do rejeito e, de certa forma, protegeu o restante do curso d’água de um cenário que poderia ter sido ainda mais drástico. Isto se constata na menor gravidade nos reservatórios mais a jusante (na ordem: “Grave” para UHE Baguari, “Pouco Grave” para UHE Aimorés e sem dano na UHE Mascarenhas), bem como na classificação mais branda apontada no assoreamento dos rios nos compartimentos 2 e 3. Em contrapartida praticamente todo o volume útil da UHE Risoleta Neves foi assoreado e impediu seu uso para geração de energia.

3.4 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Neste capítulo são apresentados os resultados das análises físico-química dos sedimentos e os danos aos macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos, especificamente sobre as alterações físico-químicas, associadas ao eventual aumento de elementos tóxicos (EPTs) e às alterações referentes à comunidade macroinvertebrados bentônicos.

Ao total são quatro reservatórios hidrelétricos: UHE Baguari, UHE Risoleta Neves, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas. Entretanto, foram analisadas três estações de amostragem, sendo uma no reservatório da UHE Risoleta Neves e duas no reservatório da UHE Baguari. Devido à falta de dados secundários pré-desastre, somente estes dois reservatórios (UHE Risoleta Neves e UHE Baguari) foram escolhidos pelos dados secundários existentes e suas informações persistentes no que se refere aos macroinvertebrados bentônicos.

Com relação à morfologia ambos os reservatórios se encontram na região morfológica da Depressão Interplanáltica Alto-Médio Rio (COELHO, 2006). O reservatório Baguari está situado em uma área com vários problemas erosivos devido a sua composição do solo localizado na altura do médio rio Doce, no município de Governador Valadares, geomorfologicamente caracterizado por uma grande depressão interplanáltica cujo substrato geológico é constituído, principalmente, por granitos paleoproterozóicos do Complexo Piedade (SAADI e CAMPOS, 2015, pp. 74). O reservatório de Risoleta Neves (também conhecido como Candonga) está situado entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, as suas unidades geomorfopedológicas caracterizam-se pelos relevos de morrarias e colinas organizadas em densos agrupamentos em torno de vales estreitos e vertentes declivosas (SAADI e CAMPOS, 2015, pp. 82).

Em suma, estes reservatórios têm importância de análise devido ao dano que o rompimento da barragem de Fundão causou, principalmente na UHE Risoleta Neves, o primeiro a ser atingido e teve sua importância na retenção de grande parte do material carregado dos municípios e vegetações afetadas, contribuindo também para a redução da energia cinética do rejeito extravasado (SILVA et al, 2015, pp. 144).

3.4.1 METODOLOGIA

Para a qualidade dos sedimentos, no que se refere às Usinas Hidrelétricas (UHEs), cujas localizações são apresentadas na Figura 164, os dados apresentados referem-se à segunda campanha realizada em janeiro de 2019, na qual foram realizadas coletas nos reservatórios das seguintes usinas: UHE Risoleta Neves (Compartimento 1), UHE Baguari (Compartimento 2), UHE Aimorés (Compartimento 2) e UHE Mascarenhas (Compartimento 3).

Assim como para os demais pontos amostrais, a partir dos sedimentos coletados nesses locais foram realizados ensaios para fins de caracterização físico-químicas, conforme a metodologia apresentada no ambiente fluvial (item 2.6.1)

Dado que os dados de linha base limitam-se apenas a UHE Mascarenhas e que estes restringem-se a apenas quatro dados (N=4), não foi possível estabelecer danos e/ou tendências para estes reservatórios. Dessa forma, apenas são apresentados os resultados obtidos pelo monitoramento do Lactec.

A metodologia de mensuração do dano aos macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos segue a metodologia descrita para o grupo no ambiente fluvial (item 2.6.1.4.3). Foram analisadas em reservatórios hidrelétricos três estações de amostragem, uma no compartimento 1, localizada no reservatório da UHE Risoleta Neves (CAN-05) e duas no compartimento 2A, localizada no reservatório da UHE Baguari (P02 e P03) (Tabela 132).

Tabela 132 – Localização das estações de amostragem com coleta de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos dos programas de monitoramento realizados na UHE Baguari e UHE Risoleta Neves.

Compartimento	UHE	Código	Rio	Coordenadas (UTM – 23K)
1	Risoleta Neves	CAN-05	Rio Doce	7.764.275 / 723.755
2A	Baguari	P02	Rio Doce	801826 / 7893237
	Baguari	P03	Rio Doce	798952 / 7887859

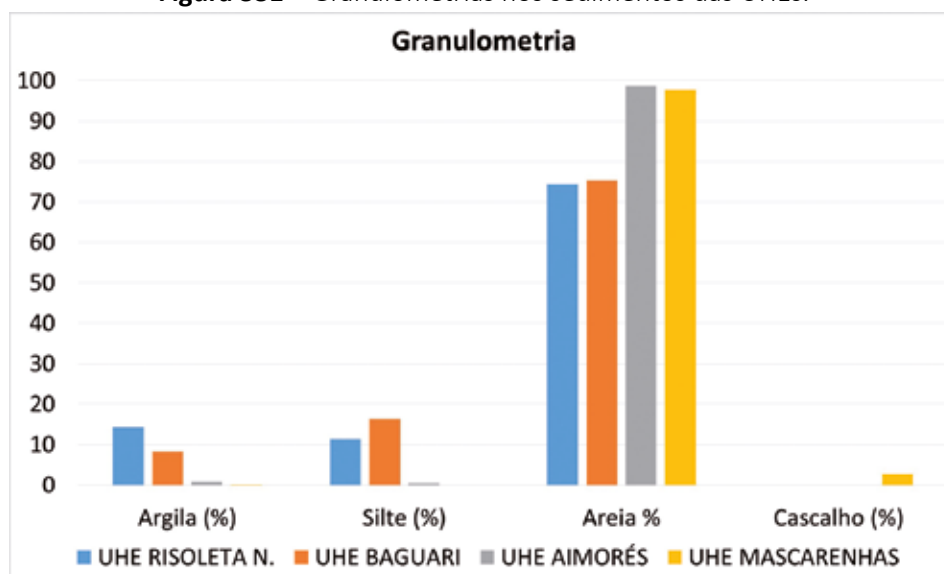
Com relação a metodologia da coleta dos macroinvertebrados bentônicos nos reservatórios hidrelétricos, a mesma segue a metodologia descrita para o grupo em ambientes fluviais (item 2.6.1.2.5).

3.4.2 GRANULOMETRIA NO SEDIMENTO

Para a coleta realizada pelo Lactec, com relação a granulometria, de forma geral, nota-se um predomínio das frações arenosas, sendo as maiores porcentagens identificadas nas usinas Aimorés e Mascarenhas. Em Risoleta Neves e Baguari verifica-se também a presença de sedimentos finos, nas frações silte e argila (Figura 331). As granulometrias dos reservatórios hidrelétricos de Risoleta Neves e Baguari são similares às identificadas no ambiente fluvial na qual há predominância de 73% a 84%

dessa fração, porém nos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas a fração predominante, acima de 95% é superior às encontradas nos cursos dos rios (ambiente fluvial) e ainda a fração cascalho foi identificada apenas na UHE Mascarenhas.

Figura 331 – Granulometrias nos sedimentos das UHEs.



3.4.3 CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SEDIMENTOS

Nesse capítulo são apresentados os dados referentes às coletas realizadas pelo Lactec das concentrações dos EPTs.

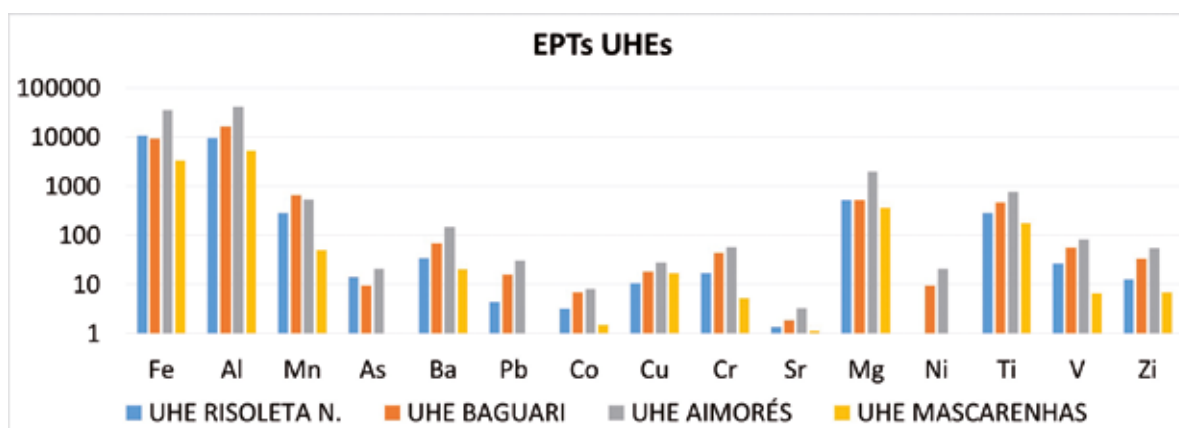
A partir do gráfico expresso pela Figura 332, cujos valores estão indicados de forma logarítmica, pode-se verificar que as concentrações de Fe e Al se encontram mais elevadas na UHE Aimorés do que nas demais. As maiores concentrações de Mn foram observadas na UHE Baguari e Aimorés. Nestas usinas nota-se que há uma tendência de que os valores dos demais elementos também se apresentem de forma mais elevada.

A concentração de alumínio (Al), manganês (Mn), arsênio (As), bário (Ba), cobalto (Co), cromo (Cr), estrôncio (Sr), magnésio (Mg), níquel (Ni), titânio (Ti) e zinco (Zi) identificado na 2ª campanha na UHEs, realizada pelo Lactec apresenta concentração inferior se comparada aos sedimentos fluviais.

Nessa mesma comparação, a concentração de ferro (Fe) na UHE Aimorés é superior (35.570 mg/ kg) que em todos os pontos dessa mesma campanha cujo valor máximo obtido foi de 30.190 mg/kg. O chumbo (Pb) na UHE Aimorés apresentou a concentração de 30,92 mg/kg e nos sedimentos fluviais o máximo foi de 29,76 mg/kg; o cobre (Cu) apresentou 27,7 mg/kg na UHE Aimorés e 25,43 mg/kg nos sedimentos fluviais; e por fim o Vanádio (V) teve 82,5 mg/kg de concentração também na UHE Aimorés e concentração de 73,8 mg/kg e nos sedimentos fluviais.

De forma geral os sedimentos do reservatório da UHE Aimorés apresentam as maiores concentrações de EPTs comparados aos demais reservatórios, que no caso do ferro, chumbo, cobre e vanádio, suplantaram as concentrações obtidas nos sedimentos do ambiente fluvial segundo o mesmo procedimento de coleta, análise físico-química e período de coleta.

Figura 332 – Concentrações de EPTs em sedimentos das UHEs.



3.4.4 ALTERAÇÃO NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

Nas análises realizadas com os dados do monitoramento de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétrico nas UHEs Risoleta Neves e Baguari, foi possível observar queda nos indicadores analisados nas campanhas realizadas após o rompimento da barragem de Fundão, assim como observado em ambiente fluvial. Indica que houve alteração na comunidade de macroinvertebrados presentes no sedimento em decorrência do desastre. Após os primeiros meses do desastre foi observada aumento nos valores dos indicadores, apontando para uma recuperação da comunidade.

Na UHE Risoleta Neves e na UHE Baguari as estações de amostragem apresentaram redução mais acentuada nos indicadores analisados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre dezembro de 2015 e dezembro de 2016 (Figura 333 e Figura 334). Os valores mínimos dos indicadores já haviam sido observados neste ambiente antes do desastre. Na UHE Risoleta Neves a diferença nos indicadores não foi significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) entre os períodos antes do desastre, entre novembro de 2015 e dezembro de 2016 e entre janeiro de 2017 até a última coleta (Figura 333). Entretanto foram observadas alterações na comunidade, sobretudo no aumento da frequência de valores mínimos (Tabela 133).

Na UHE Baguari a diferença nos indicadores foi significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) entre o período antes do desastre até dezembro de 2016. Uma das estações de amostragem apresentou a diferença significativa para todos os indicadores também no período entre janeiro de 2017 e a última coleta, nesse período na outra estação a diferença foi significativa apenas para a densidade (Figura 335).

Nos reservatórios hidrelétricos analisados foi possível observar, após o desastre, alteração na abundância relativa dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos presentes (Figura 336), como no ambiente fluvial. Nos meses seguintes ao desastre quando não ocorreu ausência total de organismos, os organismos observados eram predominantemente pertencentes a grupos considerados tolerantes. Merecendo destaque, assim como no ambiente fluvial, os grupos Diptera (Chironomidae), Bivalvia (*Corbicula fluminea*), Malacostraca (*Macrobrachium*), Gastropoda (*Melanoides tuberculatus*) e Hemiptera (Notonectidae) (Figura 336).

Figura 333 – Análises realizadas com os indicadores: total de indivíduos (abundância), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 a 03/2018 em reservatórios hidrelétricos no Compartimento 1 A esquerda: a linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS). A direita Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher).

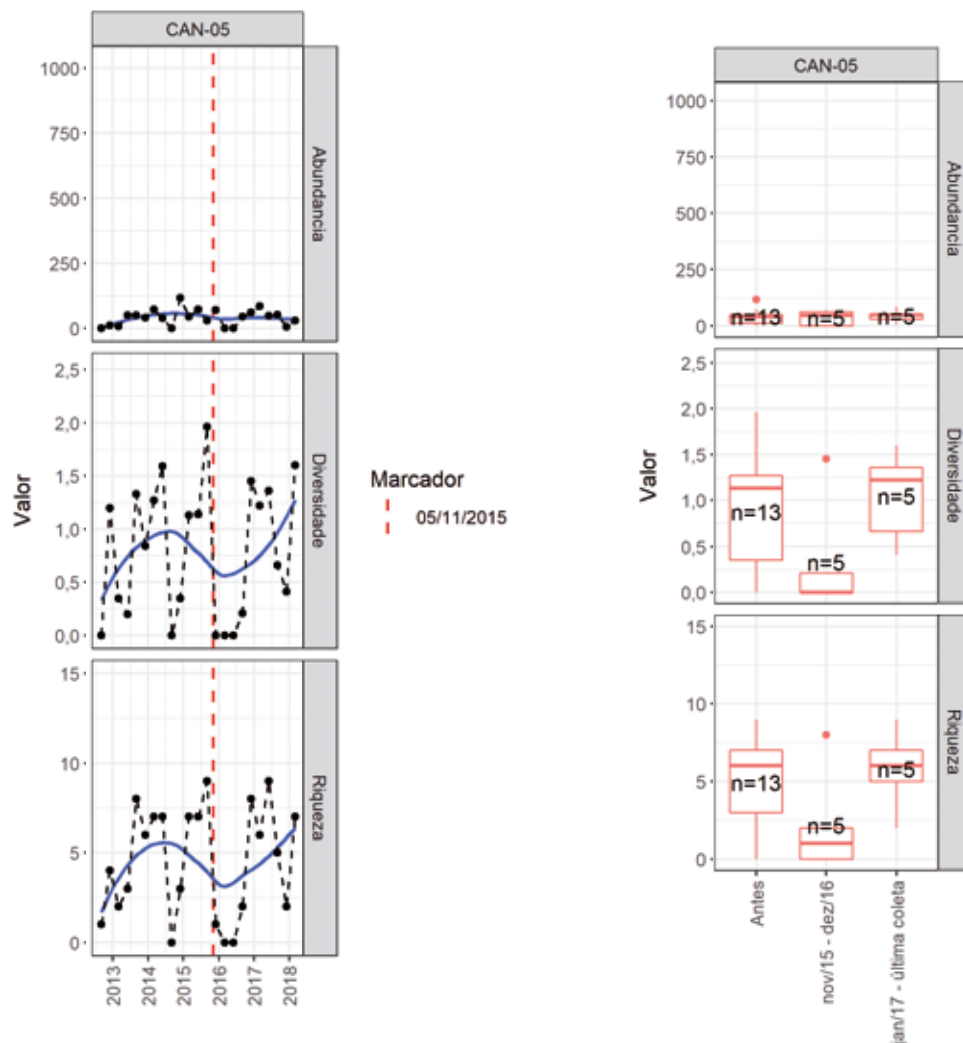


Figura 334 – Densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 01/2018 em reservatório hidrelétrico no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é uma regressão local não paramétrica (LOESS).

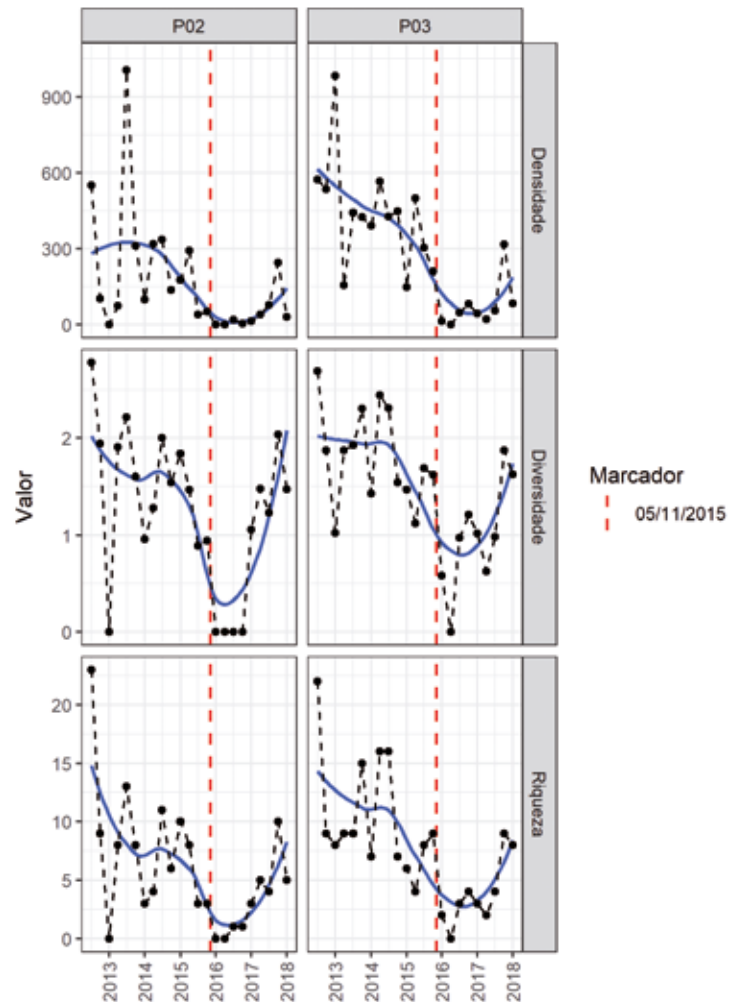


Figura 335 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 01/2018 em reservatório hidrelétrico no Compartimento 2A.

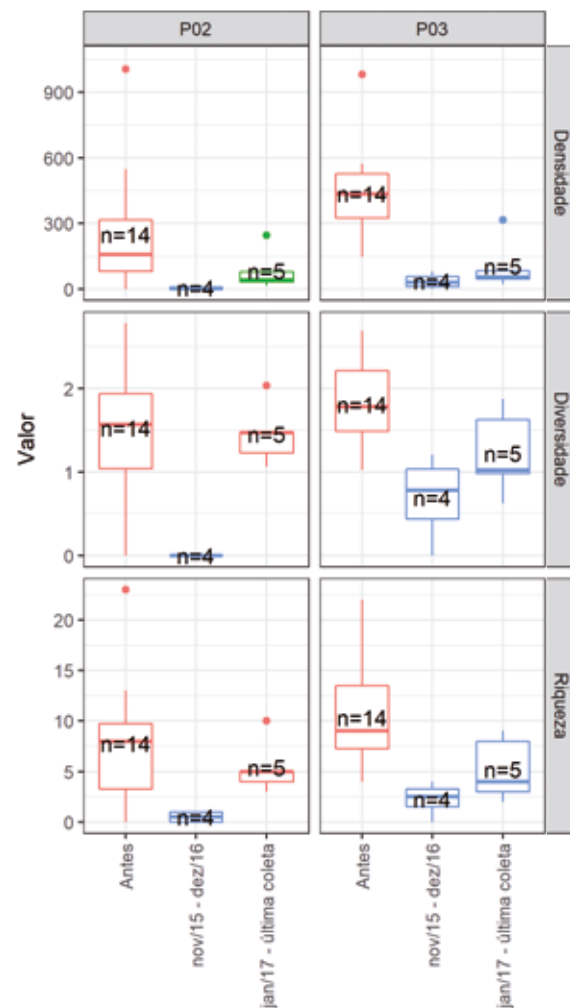
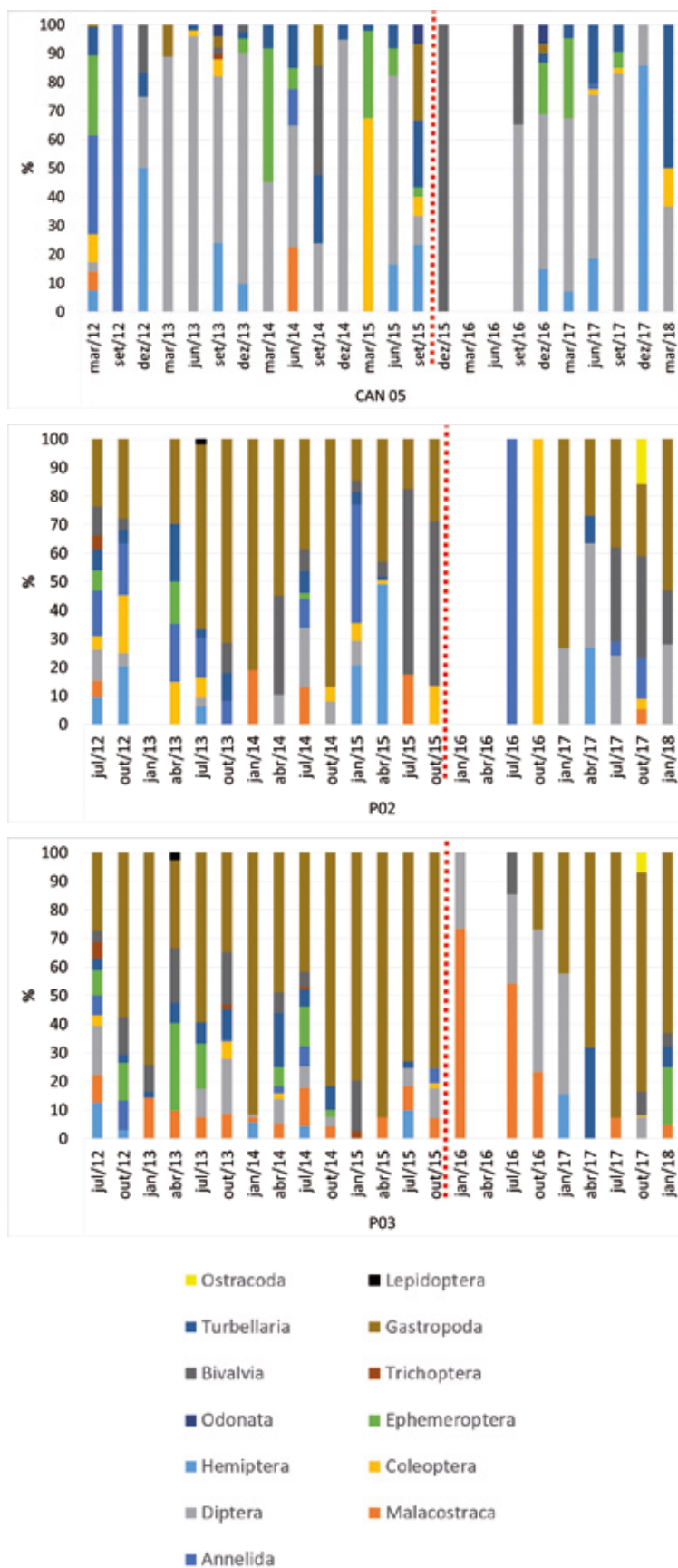


Figura 336 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.



Na UHE Risoleta Neves antes do desastre, a riqueza de táxons de macroinvertebrados foi igual ou menor que um em 15% de todas as campanhas realizada, após o desastre essa proporção dobrou, chegando a 30% e no período de dezembro de 2015 a dezembro de 2016 em 60% dos casos (Tabela 133). Quanto ao número total de indivíduos tanto antes quanto após o desastre a proporção de campanhas com menos de 20 indivíduos ficou próxima a 30%, no período de dezembro de 2015 a dezembro de 2016 40% das campanhas apresentaram menos de 20 indivíduos (Tabela 133). O índice de diversidade de Shannon apresentou resultado menor do que um em 38% das campanhas antes do desastre, após o desastre a proporção aumentou para 50% e de dezembro de 2015 a dezembro de 2016 a 80% (Tabela 133).

Na UHE Baguari, antes do desastre a riqueza de táxons de macroinvertebrados foi igual ou menor que um em apenas 4% das estações de amostragem em todas as campanhas realizada no período, após o desastre essa proporção chegou a 28% e no período de dezembro de 2015 a dezembro de 2016 em 63% dos casos (Tabela 134). Quanto a densidade de indivíduos antes do desastre 4% das estações em todo o período amostrado apresentaram menos que 20 indivíduos/m², depois do desastre 39% e nos primeiros meses após o desastre 75%. O índice de diversidade de Shannon apresentou resultado menor do que um em 14% das campanhas antes do desastre, após o desastre a proporção aumentou para 50% e de dezembro de 2015 a dezembro de 2016 a 88% (Tabela 134).

Após os primeiros meses do desastre (a partir de 2017) os indicadores apresentaram melhoras nos resultados, em alguns casos chegando a valores anteriores ao desastre, indicando sinais recuperação da comunidade após a passagem da lama. A proporção de valores mínimos dos indicadores nesse período foi menor do que antes do desastre na UHE Risoleta Neves (Tabela 133). Na UHE Baguari a proporção de valores mínimos de riqueza também foi menor do que no período anterior ao desastre, entretanto a proporção de valores mínimos de densidade (10%) e diversidade (20%) continuam maiores do que antes do desastre (Tabela 134).

Tabela 133 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves.

	Antes do desastre	Após o desastre	Dez./15 a Dez./16	Após Dez./16
Riqueza menor igual a 1	15	30	60	0
Número de indivíduos menor que 20	31	30	40	20
Diversidade menor que 1	38	50	80	20

Tabela 134 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre	Dez./15 a Dez./16	Após Dez./16
Riqueza menor/igual a 1	4	28	63	0
Densidade menor que 20	4	39	75	10
Diversidade menor/igual a 1	14	50	88	20

O índice BMWP refletiu o observado nas análises dos demais indicadores, apresentando redução nos primeiros meses após o desastre, com valores mínimos já observados antes do desastre. Após os primeiros meses do desastre a classificação do BMWP apresentou melhora, em alguns casos chegando a níveis anteriores ao desastre (Tabela 135 e Tabela 136). Na UHE Risoleta Neves o dano foi classificado como grave e na UHE Baguari como gravíssimo, nos dois compartimentos foi considerado parcialmente reversível e apresentando tendência a redução (Tabela 137).

A pior qualidade ambiental antes do desastre no reservatório da UHE Risoleta Neves quando comparado ao reservatório da UHE Baguari é a mais provável razão para a menor gravidade na classificação do dano no reservatório da UHE Risoleta Neves. Indicada pela utilização dos macroinvertebrados como bioindicadores de qualidade de água e sedimento (Tabela 135 e Tabela 136). Embora em um primeiro momento após o desastre seja estimada morte de macroinvertebrados bentônicos ao longo de todo o rio Doce, inclusive nos reservatórios hidrelétricos, a colonização de organismos com maior tolerância a alterações ambientais, ocorre em menor período de tempo com o ambiente apresentando variáveis ambientais em níveis piores, o estabelecimento de grupos considerados menos tolerantes está relacionado a uma melhor qualidade ambiental.

Tabela 135 – Classificação da qualidade de água em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves, segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000).

CAN-05				
Data	mar	jun	set	dez
2012			Péssima	Péssima
2013	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
2014	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima
2015	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima
2016	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
2017	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima
2018	Ruim			

Tabela 136 – Classificação da qualidade de água em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari, segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000).

	P02	P03
jul/12	Excelente	Excelente
out/12	Ruim	Ruim
jan/13	Péssima	Ruim
abr/13	Ruim	Regular
jul/13	Regular	Regular
out/13	Ruim	Boa
jan/14	Péssima	Péssima
abr/14	Péssima	Boa
jul/14	Regular	Regular
out/14	Péssima	Ruim

	P02	P03
jan/15	Ruim	Péssima
abr/15	Péssima	Péssima
jul/15	Péssima	Ruim
out/15	Péssima	Ruim
jan/16	Péssima	Péssima
abr/16	Péssima	Péssima
jul/16	Péssima	Péssima
out/16	Péssima	Péssima
jan/17	Péssima	Péssima
abr/17	Péssima	Péssima
jul/17	Péssima	Péssima
out/17	Ruim	Péssima
jan/18	Péssima	Ruim

Tabela 137 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento” em reservatórios hidrelétricos.

Classificação do dano	UHE Risoleta Neves	UHE Baguari
Categoria	Grave	Gravíssimo
Reversibilidade	Parcialmente reversível	Parcialmente reversível

3.4.5 CONCLUSÕES

Nos reservatórios hidrelétricos da UHE Risoleta Neves e da UHE Baguari foi evidenciado alterações na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em decorrência do rompimento da barragem de Fundão, assim como no ambiente fluvial. Foi observado redução nos valores dos indicadores analisados, fato que indica redução e simplificação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes nos reservatórios. O número de espécies, diversidade e biomassa sofreram reduções bruscas, especialmente nos meses seguintes ao desastre. Essa redução está relacionada a piora na qualidade ambiental com consequentes efeitos no papel ecológico e serviços ecossistêmicos desenvolvidos pelo grupo.

Esses resultados foram comuns ao ambiente fluvial e aos dois reservatórios em que foi possível quantificar dano (locais que apresentavam dados de linha base), portanto, estima-se que ao longo de todo o rio Doce o comportamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi similar. A mesma lógica pode ser aplicada nos reservatórios da UHE Aimorés e UHE Mascarenhas onde não foi possível quantificar dano a comunidade por falta de linha base.

Nos meses seguintes ao desastre de maneira geral foi observado picos de queda nos indicadores, evidenciando maior gravidade do dano durante e logo após o desastre. Após os primeiros meses do desastre foi observado melhora nos indicadores analisados, chegando a valores próximos a antes do desastre.

Embora mesmo antes do desastre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pudesse ser relacionada a ambientes alterados, depois do desastre, especialmente nos primeiros meses, foi observada ausência total de organismos em todas as estações de amostragem, o que indica alto nível de alteração ambiental, apresentando ambiente inadequado para a presença inclusive dos organismos mais tolerantes.

3.5 DANOS À ICTIOFAUNA

3.5.1 METODOLOGIA

O levantamento de dados sobre a ictiofauna foi baseado nos levantamentos realizados para os Estudos de Impacto Ambiental – EIA e Relatórios de Impacto Ambiental – RIMA dos empreendimentos hidrelétricos, além dos programas de monitoramento em execução pelas concessionárias de energia. Foram avaliados para este tópico os trechos do rio Doce compreendidos pelos barramentos de Risoleta Neves (Candongá), Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

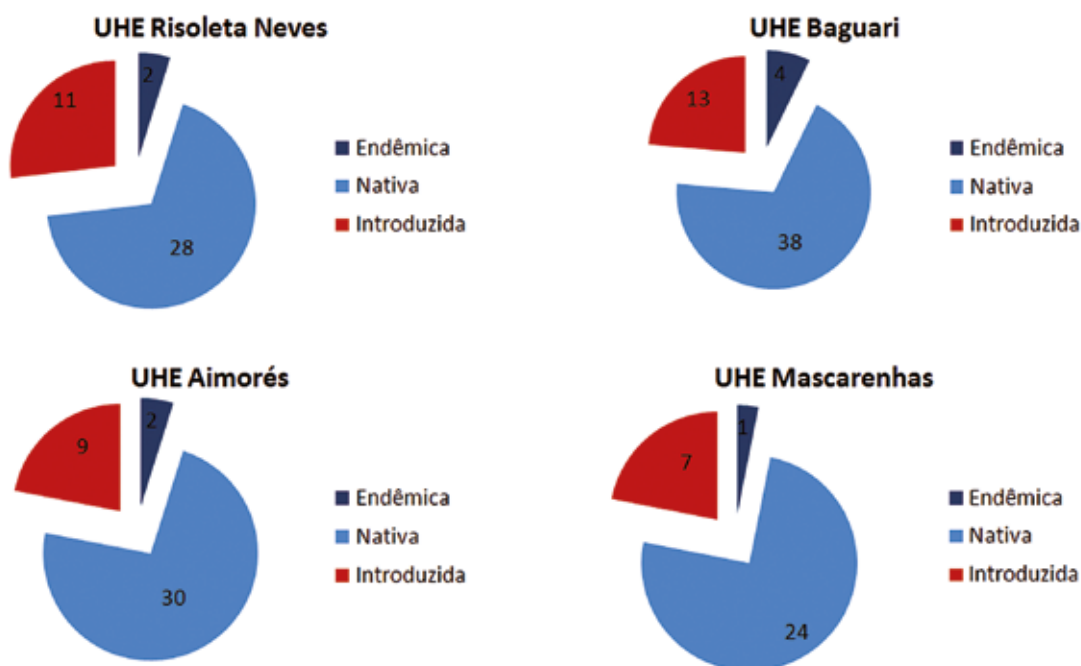
3.5.2 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ICTIOFAUNA

O levantamento de dados indica que os reservatórios apresentam uma ictiofauna representada por 71 táxons, distribuídos em 10 ordens e 22 famílias, com predomínio de Characiformes (42,2%; 30 espécies), Siluriformes (35,2%; 25 espécies) e Cichliformes (11,3%; 8 espécies). Esta riqueza representa 65,7% da ictiofauna registradas na bacia.

Esta ictiofauna pode ser dividida basicamente em três categorias de espécies, em função da sua distribuição original: (i) espécies endêmicas, ou seja, aquelas exclusivas da bacia do rio Doce, (ii) espécies nativas não endêmicas, que são aquelas de ocorrência natural em outras bacias hidrográficas, e (iii) espécies introduzidas, que ocorrem neste ambiente em função da introdução acidental (aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas). Entre 73-78% das espécies registradas nos reservatórios do rio Doce são nativas e as espécies introduzidas (exóticas) representam entre 21,8% (UHE Mascarenhas) e 26,8% (UHE Risoleta Neves) da comunidade (Figura 337).

De acordo com os programas de monitoramento, os danos provocados pelo desastre resultaram em alterações na composição e estrutura das comunidades, principalmente com o aumento de espécies introduzidas (exóticas) e a diminuição de nativas. É importante destacar que a composição da ictiofauna de cada reservatório sofreu alterações na estrutura e abundância ao longo de sua existência, incluindo a redução ou mesmo o desaparecimento local de espécies reofílicas e migradoras, além da profusão e dominância daquelas conhecidas como oportunistas. Entretanto, os resultados dos monitoramentos pós-desastre indicam que, de modo geral, para todos os reservatórios estudados, aconteceu uma perda ou diminuição da importância e abundância de espécies nativas concomitante ao aumento de espécies sedentárias e introduzidas.

Figura 337 – Frequência absoluta de táxons endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) levantados pelos programas de monitoramento para as UHEs de Risoleta Neves (Candonga), Baguari, Aimorés e Mascarenhas.



3.5.3 CONCLUSÕES

O monitoramento da ictiofauna nos reservatórios tem se mostrado como uma ferramenta importante na avaliação da organização e estrutura das assembleias de peixes nestes ambientes aquáticos modificados, tendo em vista que os peixes desempenham grande relevância ecológica em ecossistemas aquáticos, sendo amplamente reconhecidos como espécies-chave (“engenheiros ecológicos”) ou controladores do ambiente (PAINE, 1980; JONES et al., 1994).

De acordo com os resultados observados, as alterações de riqueza, abundância e diversidade indicam que os reservatórios ainda estão em processo de estabilização. O monitoramento contínuo indica que, desde a formação desses ambientes, ocorreram alterações na abundância, substituição de espécies e predomínio de espécies *r-estrategistas*, as quais apresentam maior resiliência às alterações ambientais e a taxa de recuperação é mais rápida (VAZZOLER, 1996).

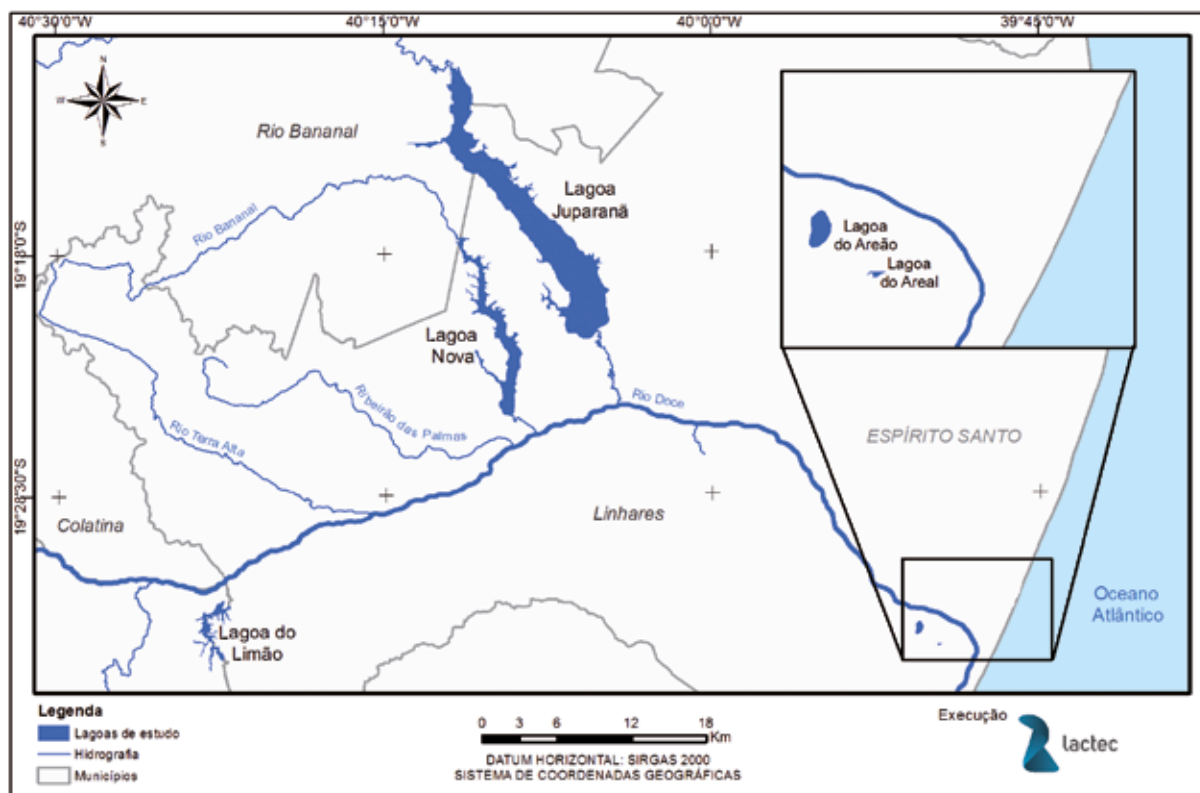
Mesmo considerando esta configuração de comunidade, os danos provocados pelo desastre resultaram em alterações na composição e estrutura da ictiofauna, principalmente com o aumento de espécies introduzidas (exóticas) e a diminuição de nativas. O aparecimento ou aumento de populações de espécies de peixes “exóticas” no ambiente modificado (reservatório) pode causar a redução ou extinção de populações nativas locais, devido à predação, competição por alimentação, abrigo e a disseminação de parasitos. Essa categoria de espécies poderá apresentar um aumento de suas populações devido à ausência de um mecanismo regulador, provocando um deslocamento tendencioso no equilíbrio do ecossistema como um todo. A extinção das espécies ou a alteração da sua composição nos ecossistemas pode causar perdas irreversíveis aos recursos naturais. Os resultados da redução da biodiversidade são a redução dos recursos genéticos, a perda do potencial de fontes de alimentação e do controle de doenças, e a redução da estabilidade dos ecossistemas.

4 AMBIENTES LACUSTRES

A região do baixo rio Doce possui um rico e complexo sistema lacustre¹. Entretanto, de forma oposta as lagoas do médio rio Doce, algumas lagoas do baixo são anualmente inundadas com as águas provenientes do rio Doce, principalmente quando este extrapola a sua calha principal nos eventos conhecidos como cheias.

Desse modo, as lagoas do Limão, Nova, Juparanã, Pandolfi (ou Areão) e do Areal foram incorporadas ao diagnóstico socioambiental relativo ao desastre da Samarco (Figura 338).

Figura 338 – Localização das lagoas de água doce estudadas, na bacia do rio Doce.



Para esse ambiente, devido a falta de dados de linha-base não foi possível mensurar os danos advindos do desastre. Assim, aqui são apresentados os resultados dos monitoramentos sobre a **qualidade das águas** e sobre as comunidades biológicas frequentemente utilizadas como bioindicadores: o fitoplâncton e o zooplâncton, aqui tratados como **comunidades planctônicas**. De forma semelhante à água são apresentados os dados relativos à **qualidade dos sedimentos** e na fauna associada, as **comunidades bentônicas**. Ao final são apresentados os resultados para a **ictiofauna**.

1 Conforme apresentado no Relatório de Atualização da Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b), as lagoas do médio rio Doce não foram alvo do diagnóstico por não terem sido afetadas pela onda de rejeitos proveniente do desastre da Samarco.

4.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS

De acordo com Tundisi (2008), o sistema lacustre apresenta interações efetivas com a bacia hidrográfica e recebe influência de todas as atividades humanas que nela se desenvolvem. A capacidade do lago de reciclar o material nele introduzido varia de modo a depender dos processos de circulação, compartimentalização do lago e da estrutura da comunidade biológica (TUNDISI, 2008).

Antes do rompimento da barragem de Fundão, apenas estudos esparsos de qualidade de água foram localizados para algumas das cinco lagoas avaliadas nesse documento ((BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b). Além disso, os estudos não contemplavam a presença de EPTs na água. Desse modo, não se pode contar com uma linha-base consistente.

As lagoas não foram monitoradas quando a pluma de rejeitos chegou ao estado do Espírito Santo no final de novembro/2015. Então, com a cheia de janeiro/2016, algumas lagoas tiveram seu monitoramento iniciado.

Assim, buscou-se avaliar se, com a referida cheia, os resultados dos monitoramentos mostraram sinais de comprometimento da qualidade da água das lagoas. Para tanto, teve-se como base os danos relatados para ambientes fluviais, que possuem linha-base consistente e após o rompimento foram monitorados com maior frequência.

4.1.1 METODOLOGIA

Por conta da ausência de uma linha-base consistente para as lagoas Limão, Nova, Juparanã, Areão e Areal (Figura 338), a mensuração do dano não pôde ocorrer de forma quantitativa. Desse modo, os dados foram avaliados à luz da Resolução CONAMA nº 357/2005, considerando os limites para ambientes de água doce de classe 2.

Para tanto, foram utilizados dados obtidos pelo Lactec, provenientes do IEMA e da Fundação Renova, além das informações obtidas por meio de notas técnicas, conforme detalhado a seguir:

IEMA – Os dados de qualidade de água disponibilizados pelo IEMA por *e-mail* referem-se apenas às lagoas Nova e Monsarás. Os dados da lagoa Nova foram discutidos nesse capítulo, já os dados da laguna Monsarás foram discutidos no item de ambiente estuarino. O monitoramento ocorreu de fevereiro/2016 a julho/2016.

LACTEC – Foram utilizados dados referentes à primeira campanha realizada pelo Lactec, que ocorreu entre os dias 29/06/2018 e 03/07/2018. Os respectivos laudos laboratoriais constam no Anexo VI deste diagnóstico.

Fundação Renova – Foram utilizados dados do período emergencial produzidos pela Samarco/Fundação Renova no período de novembro/2015 a agosto/2017 e os dados do PMQQS de agosto/2017 a dezembro/2018. Estes dados foram recebidos via *e-mail*.

As estações de monitoramento, as coordenadas geográficas e o período de dados disponíveis em para cada estação são apresentados na Tabela 138.

Tabela 138 – Estações de monitoramento, coordenadas e período de dados avaliados.

Lagoa	Estações de monitoramento			Coordenadas		Período de monitoramento		
	LACTEC	RENOVA	IEMA	Latitude	Longitude	LACTEC	RENOVA	IEMA
Lagoa do Limão	L1	LLM 01		19°33'7,19"	40°22'30,36"	jun/18	ago/17 a mai/18	
		LLM 02		19°33'42,47"	40°23'14,27"		ago/17 a mai/18	
		LLM 03		19°34'9,85"	40°23'18,97"		ago/17 a mai/18	
Lagoa Nova	L2	LVN 01	PN1	19°25'0,85"	40° 9'17,28"	jul/18	fev/16 a mai/18	fev/16 a jul/16
		LVN 02	PN2	19°23'15,01"	40°10'5,51"		fev/16 a mai/18	fev/16 a jul/16
		LVN 03	PN3	19°23'38,39"	40° 9'1,82"		fev/16 a mai/18	fev/16 a jul/16
Lagoa Juparanã	L3	LJP 01		19°21'11,97"	40° 5'14,04"	jul/18	ago/17 a dez/18	
		LJP 02		19°21'2,24"	40° 5'3,87"		ago/17 a dez/18	
		LJP 03		19°13'11,63"	40°11'26,88"		ago/17 a dez/18	
Lagoa Areão (Pandolfi)	L4	LAO 01		19°34'33,25"	39°50'30,12"	jul/18	jul/16 a nov/18	
		LAO 02		19°34'13,79"	39°50'38,39"		jul/16 a out/18	
Lagoa Areal	L5	LAL 01		19°35'7,80"	39°49'40,80"	jul/18	jan/16 a mai/17	

De acordo com a Tabela 138, é possível notar que a lagoa Nova (fevereiro/2016) e Areal (janeiro/2016) foram as que tiveram o monitoramento iniciado mais cedo. A lagoa do Areão teve seu monitoramento iniciado em julho/2016, e, as lagoas Limão e Juparanã foram monitoradas somente a partir de agosto/2017.

Ressalta-se que para fins de avaliação os dados das diferentes estações de monitoramento foram agrupados por lagoa em que se encontram em análise gráfica única.

Na Tabela 139 estão indicados os diferentes LQs (limites de quantificação) para as diferentes variáveis analisadas neste estudo.

Tabela 139 – Limites de quantificação.

Lagoa	Limites de quantificação (LQ)		
	RENOVA	IEMA	LACTEC
Alumínio Dissolvido (mg/L)	< 0,01; < 0,025; < 0,045; < 0,050; < 0,060	< 0,01	< 0,025
Arsênio Total (mg/L)	< 0,0005; < 0,01	< 0,001	< 0,005
Bário Total (mg/L)	< 0,02	< 0,02	-
Cádmio Total (mg/L)	< 0,0005; < 0,001	< 0,001	< 0,001
Chumbo Total (mg/L)	< 0,005; < 0,007; < 0,010	< 0,01	< 0,005
Cobre Dissolvido (mg/L)	< 0,0005; < 0,0010; < 0,0015; < 0,005	< 0,001	< 0,005
Cromo Total (mg/L)	< 0,005; < 0,01; < 0,025	< 0,01	< 0,025
Ferro Dissolvido (mg/L)	< 0,01; < 0,025; < 0,028; < 0,03; < 0,05; < 0,1	< 0,01	< 0,025
Fósforo Total (mg/L)	< 0,002; < 0,005; < 0,01; < 0,015; < 0,024; < 0,03; < 0,05	< 0,01	< 0,005
Manganês Total (mg/L)	< 0,005; < 0,01; < 0,018; < 0,025; < 0,05	< 0,01	< 0,025
Mercurio Total (mg/L)	< 0,0002; < 0,00005	< 0,0001	< 0,0001
Níquel Total (mg/L)	< 0,001; < 0,0014; < 0,0050; < 0,0075; < 0,01; < 0,018; < 0,025	< 0,01	< 0,005
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	< 0,01	-	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	< 10; < 3	-	< 20
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	< 10; < 5	< 10; < 20	< 30
Turbidez (UNT)	< 0,34	< 0,34	-
Zinco Total (mg/L)	< 0,005; < 0,01; < 0,016; < 0,025; < 0,05	< 0,01	< 0,025

4.1.2 VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA ANALISADAS

Como mencionado anteriormente, considerando o fato de não existir uma linha-base sólida e pelo fato de o monitoramento ter sido iniciado tardiamente para a maioria das lagoas, o dano nas lagoas não pode ser avaliado de maneira quantitativa. Sendo assim, as variáveis apresentadas foram aquelas para as quais foi constatado dano para o ambiente fluvial, que apresenta linha-base consistente.

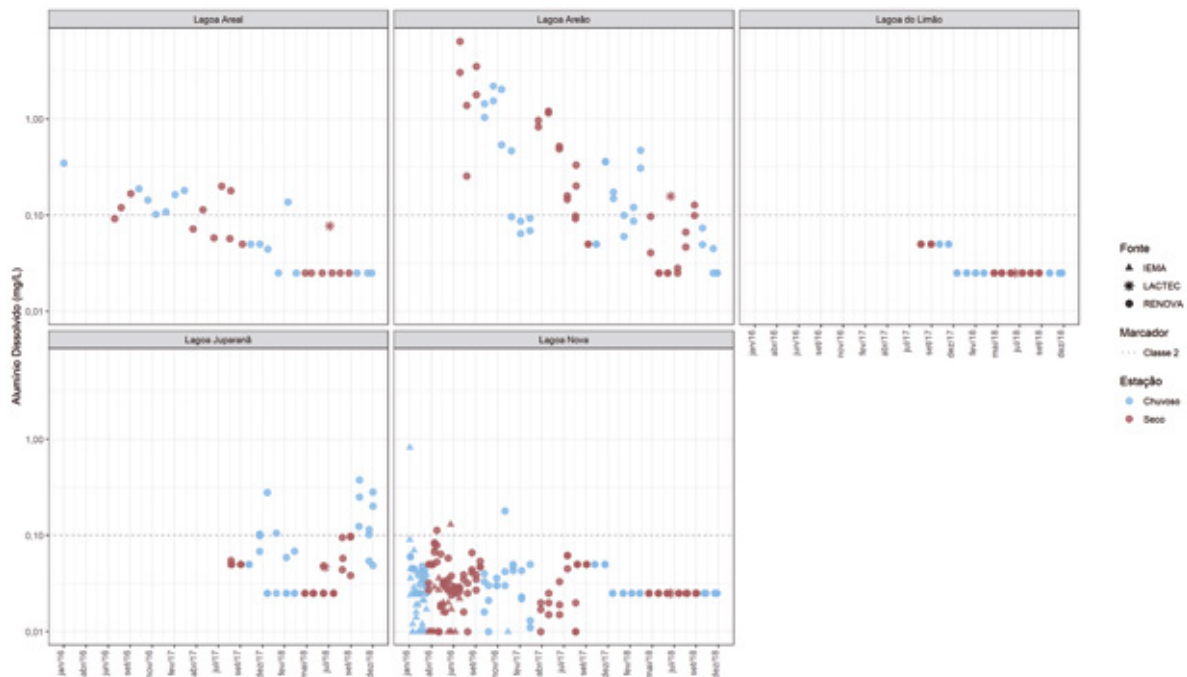
a) Alumínio Dissolvido

Para a variável alumínio dissolvido foram observados desacordos em quatro das cinco lagoas avaliadas. O limite legislado para essa variável é de 0,1 mg/L. Apenas a lagoa do Limão apresentou valores de acordo com o preconizado pela legislação vigente (Figura 339).

Quando avaliado o primeiro dado amostrado após o desastre observa-se que, das cinco lagoas avaliadas, três apresentaram valores acima do legislado sendo elas Lagoa Areal, Lagoa Nova, Lagoa Areão, entretanto esta última teve sua primeira campanha pós-desastre realizada apenas em 20/07/2016.

Quando avaliadas as porcentagens de não conformidades dos dados pós-desastre pode-se observar que em grau de comprometimento, quando comparado aos valores legislados, a Lagoa do Areão é a que possui maior número de não conformidades (50,8%) seguida das Lagoas Areal (39,4%), Juparanã (19,6%), Nova (1,7%) e Limão (0%).

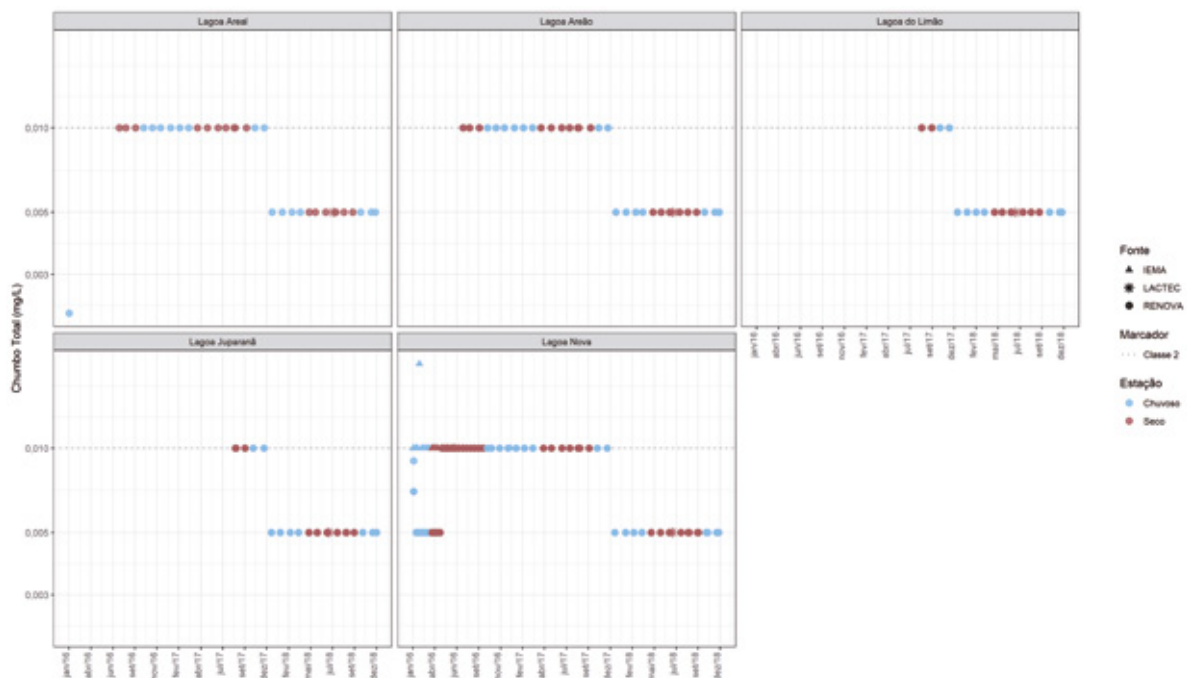
Figura 339 – Concentração de alumínio dissolvido nas lagoas.



b) Chumbo Total

Esta variável apresentou não conformidades apenas na campanha 22/02/2016 para a lagoa Nova, com concentrações de 0,02 mg/L, nos três pontos avaliados dentro desta lagoa (Figura 340). A título de comparação o valor de chumbo total preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 é de 0,01 mg/L.

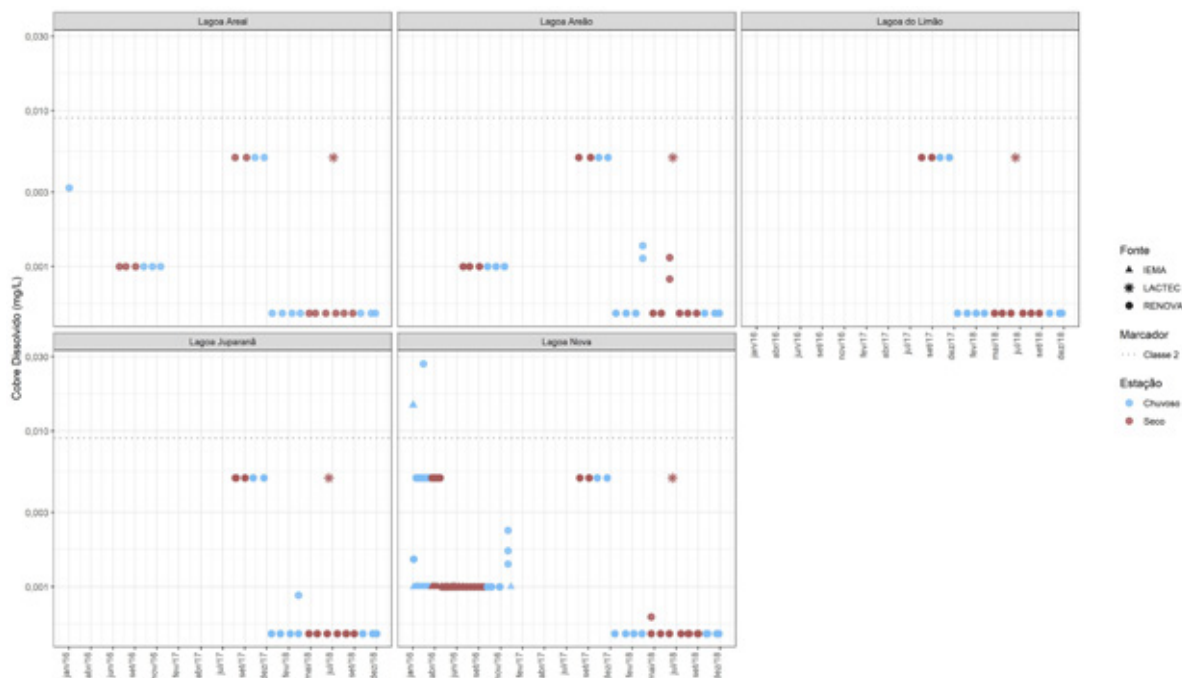
Figura 340 – Concentração de chumbo total nas lagoas.



c) Cobre dissolvido

Assim como para o chumbo total, o cobre dissolvido apresentou não conformidades apenas na lagoa Nova, nas campanhas de 01/02/2016, em dois pontos desta lagoa e em 07/03/2016 em um ponto, com concentrações de 0,0146 mg/L e 0,0148 mg/L para a campanha realizada em fevereiro e de 0,0270 para a campanha realizada em março (Figura 341). A título de comparação o valor de cobre dissolvido preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 é de 0,009 mg/L.

Figura 341 – Concentração de cobre dissolvido nas lagoas.



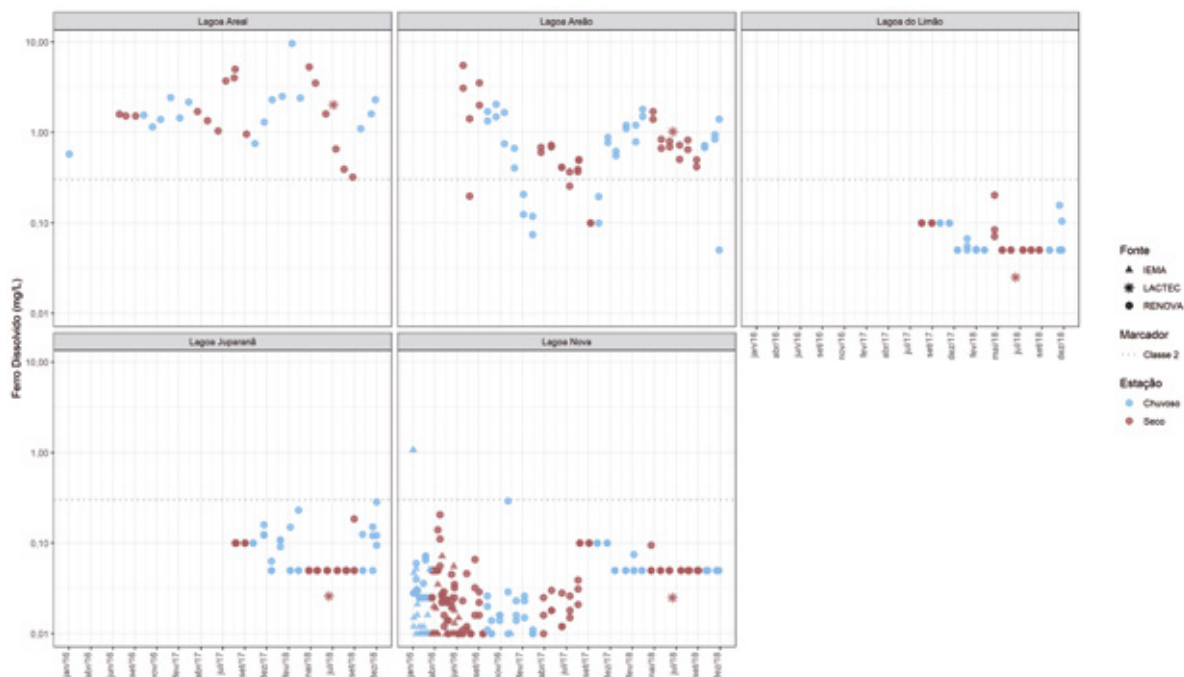
d) Ferro dissolvido

Para a variável ferro dissolvido foram observados desacordos em quatro das cinco lagoas avaliadas. O limite legislado para essa variável é de 0,3 mg/L. Apenas a lagoa Juparanã apresentou valores abaixo do preconizado pela legislação vigente (Figura 342).

Quando avaliado o primeiro dado amostrado após o desastre observa-se que, das cinco lagoas avaliadas, três apresentaram valores acima do legislado sendo elas lagoa Areal, lagoa Nova, lagoa Areão, entretanto esta última teve sua primeira campanha pós-desastre realizada apenas em 20/07/2016.

Quando avaliadas as porcentagens de não conformidades dos dados pós-desastre pode-se observar que em grau de comprometimento, quando comparado aos valores legislados, a lagoa do Areal apresentou todos os dados avaliados acima do limite indicado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, seguida das lagoas Areão com 82,5% dos dados avaliados em não conformidade e lagoa Nova com 0,9% de dados desconformes. As lagoas do Limão e Juparanã não apresentaram desacordos durante todo o período avaliado.

Figura 342 – Concentração de ferro dissolvido nas lagoas.



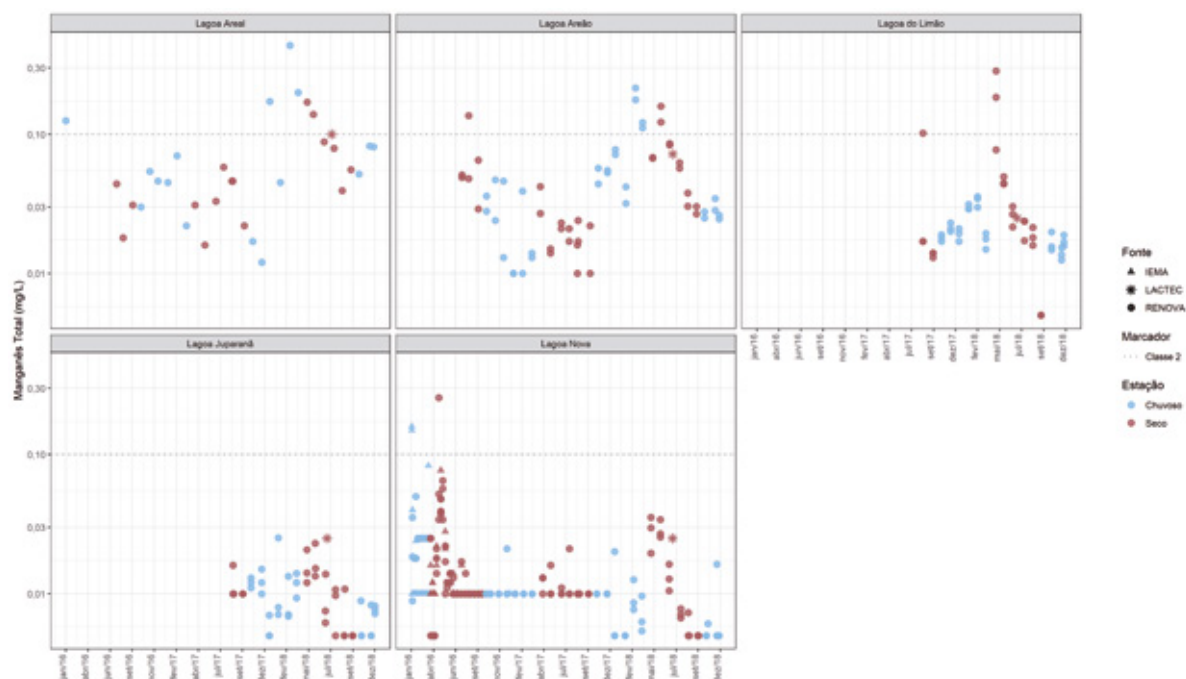
e) Manganês Total

Foram registrados desacordos com o limite legislado de 0,1 mg/L nas lagoas Areal, Areão, do Limão e Nova (Figura 343), com os percentuais de dados em desacordo sendo, respectivamente, 18,2%, 11,1%, 5,8% e 1,3%.

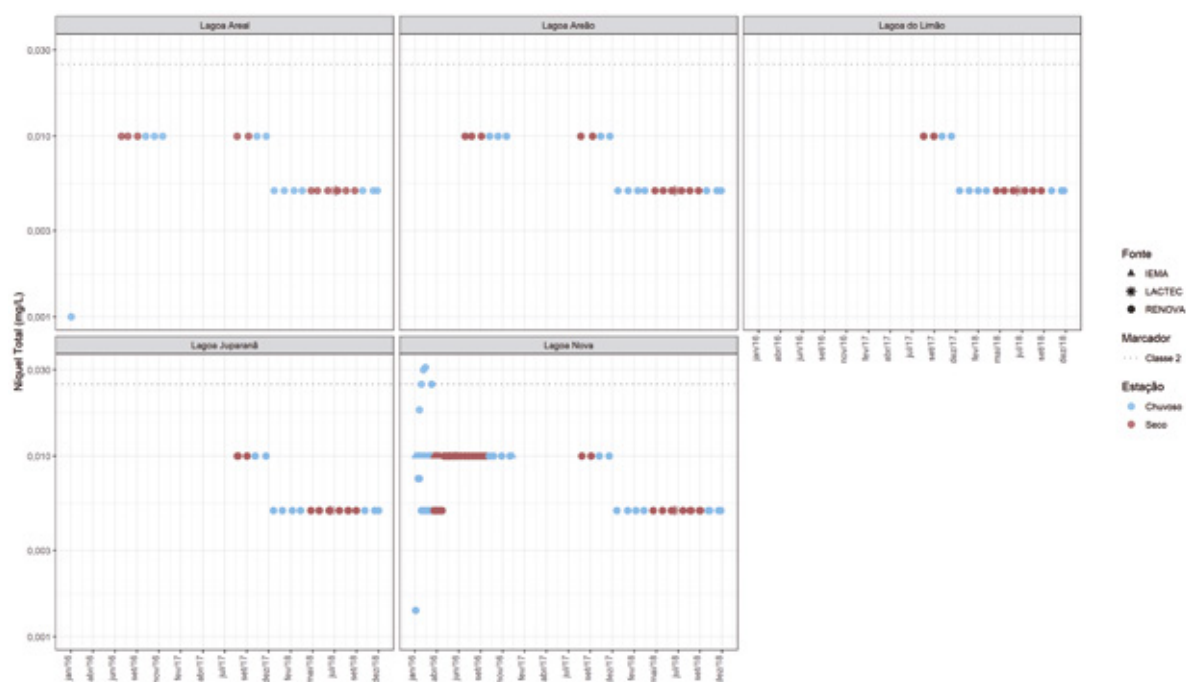
Na primeira campanha após o desastre, foram registrados desacordos para a lagoa Areal em janeiro/2016 (0,125 mg/L) e nas estações PN2 (0,159 mg/L) e PN3 (0,149 mg/L) da lagoa Nova em fevereiro/2016. Na primeira campanha ocorrida na lagoa do Limão (agosto/2017), o resultado foi de 0,102 mg/L.

O valor máximo ocorrido na lagoa Areal foi de 0,434 mg/L em 27/02/2018, enquanto na Areão foi de 0,215 mg/L na mesma data, mais de dois anos após o desastre. Tais valores podem estar relacionados com o evento chuvoso ocorrido entre 01/02/2018 a 09/02/2018, o qual totalizou 73,4 mm, na estação pluviométrica 1939002 operada pelo CPRM. Já na lagoa do Limão, o valor máximo ocorreu em 19/04/2018, no valor de 0,285 mg/L. Este dado pode estar relacionado com a precipitação acumulada de 60 mm registrada entre 05/04/2018 a 18/04/2018 na estação 1940006, também operada pelo CPRM. A ocorrência de chuvas propicia a ressuspensão de material de fundo e contribui para o aporte de contribuições do entorno da lagoa para dentro dela.

Na lagoa Nova, o valor máximo de 0,159 mg/L ocorreu na primeira campanha após o desastre, em fevereiro/2016, realizada após a já comentada cheia de janeiro/2016.

Figura 343 – Concentração de manganês total nas lagoas.f) *Níquel Total*

Foram registrados desacordos relativos à variável níquel total apenas na lagoa Nova, em fevereiro/2016 (0,030 mg/L) e março/2016 (0,031 mg/L), os quais superam o limite da legislação de 0,025 mg/L, conforme Figura 344.

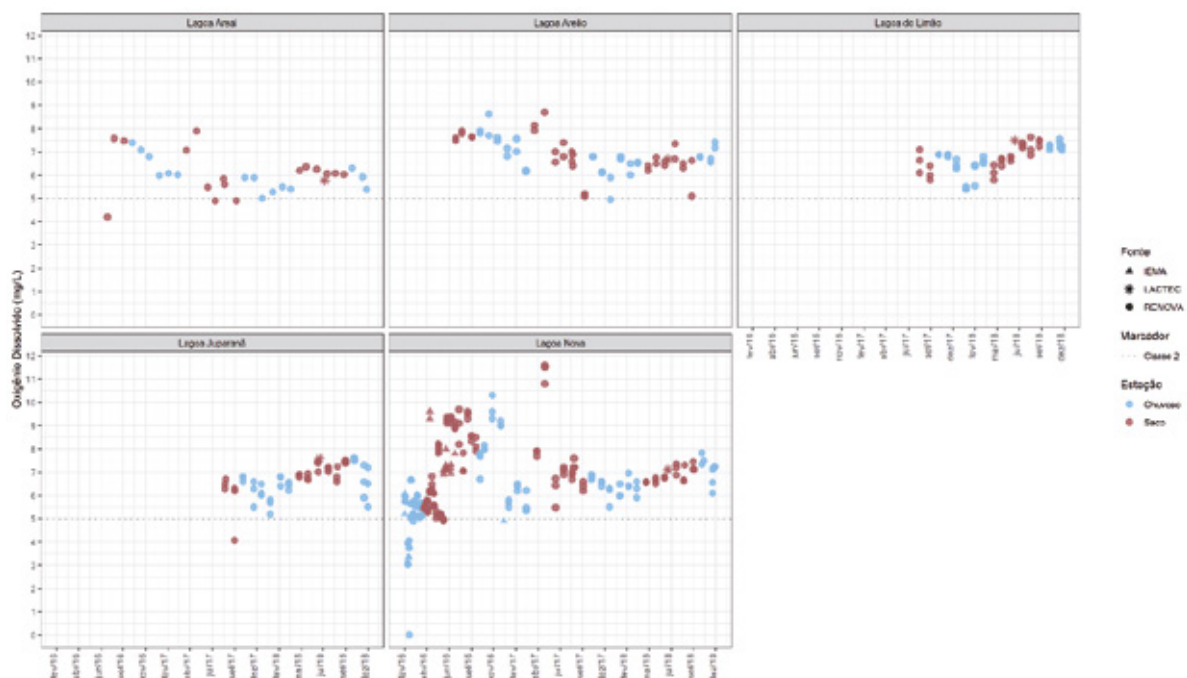
Figura 344 – Concentração de níquel total nas lagoas.

g) *Oxigênio Dissolvido (OD)*

Conforme observado na Figura 345, os dados da primeira campanha de cada lagoa resultaram acima do mínimo permitido pela legislação, de 5 mg/L. Exceção se fez à lagoa Areal, na qual não havia dado de oxigênio dissolvido em sua primeira campanha. Entretanto, a campanha seguinte, em julho/2016, indicou valor de 4,2 mg/L, ou seja, abaixo do limite legislado. Na lagoa Areal, ocorreram desacordos também em outras duas situações: 4,9 mg/L em julho/2017 e 4,9 mg/L em setembro/2017.

Na lagoa Areão, apenas um desacordo foi registrado em dezembro/2017, no valor de 4,95 mg/L. Na lagoa Juparanã, a única desconformidade foi de 4,07 mg/L em setembro/2017. Na lagoa Nova, foram detectados valores de oxigênio inferiores ao mínimo legislado no primeiro mês de monitoramento (fevereiro/2016), tanto pelo IEMA quanto pela Fundação Renova. Ainda em fevereiro/2016, foi registrada concentração <0,01 mg/L, dado que não condiz com a faixa de leitura de oxímetros (equipamentos que medem a concentração de oxigênio dissolvido). Portanto, estima-se que pode ter ocorrido algum erro de digitação nesse caso. Além disso, a campanha do IEMA ocorrida na mesma data registrou concentração de 3,35 mg/L para o mesmo local. Os demais valores baixos são coerentes entre as duas fontes de dados analisadas. Nas campanhas de 11/02/2016 e 15/02/2016 todos os dados mensurados nas diferentes estações foram inferiores ao limite da legislação, sendo o mínimo deles de 3,06 mg/L. Em junho/2016, ocorreram desconformidades nos três pontos da lagoa avaliados. Outras desconformidades foram registradas apenas para a estação LNV-02, na lagoa Nova, em fevereiro/2016 e dezembro/2016.

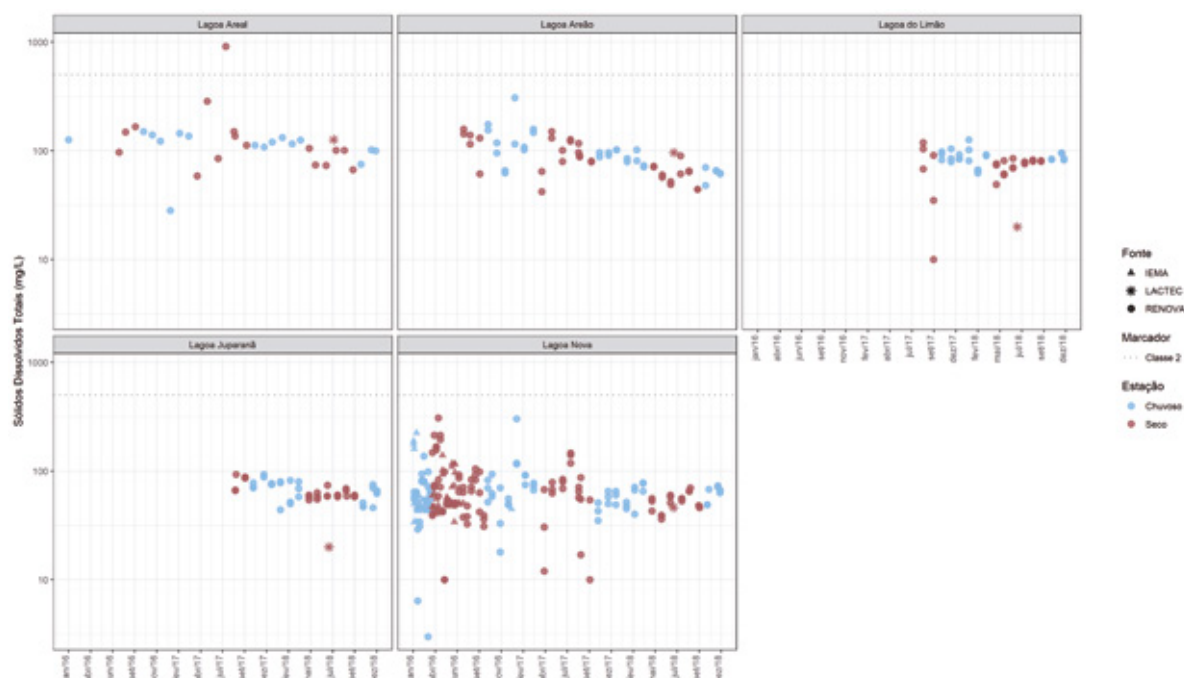
Figura 345 – Concentração de oxigênio dissolvido nas lagoas.



h) *Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)*

A variável sólidos dissolvidos totais apresentou somente uma não conformidade com o limite legislado no período avaliado (Figura 346), quando se registrou valor de 908 mg/L na lagoa Areal em julho/2017, de modo a superar o limite legislado de 500 mg/L.

Figura 346 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nas lagoas.

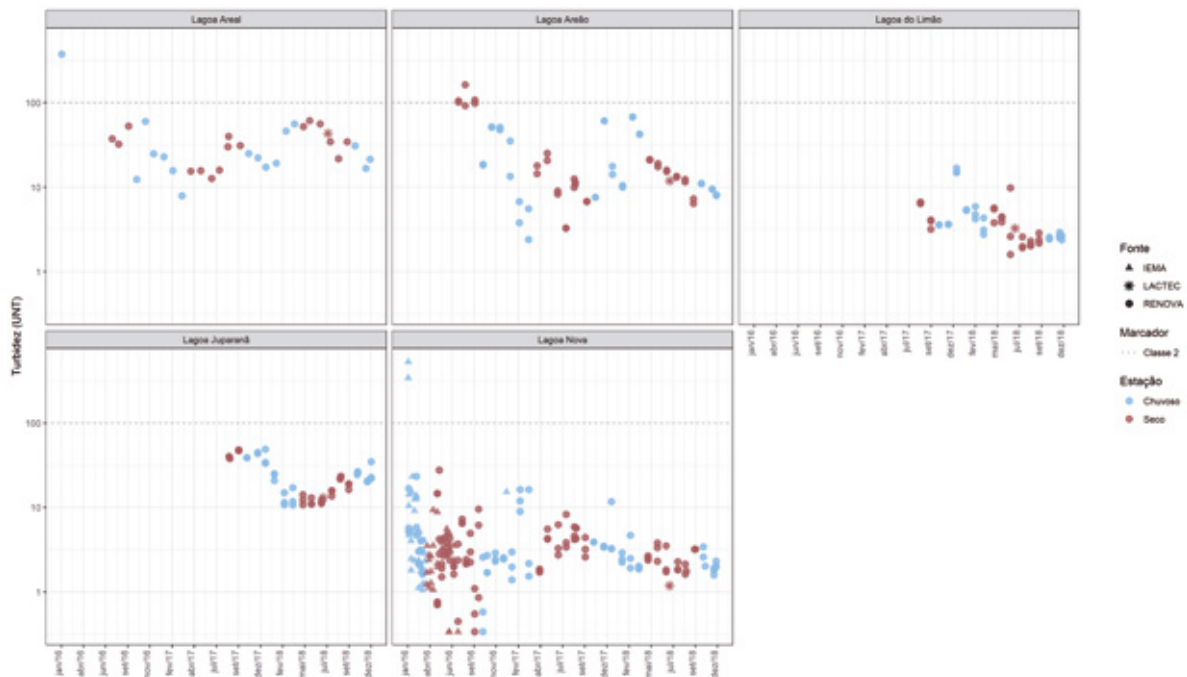


i) *Turbidez*

Foram registradas não conformidades para a variável turbidez nas lagoas Nova, Areão e Areal (Figura 347). O limite da legislação para essa variável é de 100 UNT.

Na lagoa do Areal, foi registrado o valor de 375 UNT na primeira campanha, em janeiro/2016. Na lagoa do Areão, foram registradas desconformidades no período seco entre julho/2016 e setembro/2016, chegando ao valor máximo de 163 UNT em agosto/2016. Na lagoa Nova, os desacordos registrados na primeira campanha após o desastre (fevereiro/2016) foram referentes aos valores de 343 UNT e 531 UNT. A maior parte dos resultados, entretanto, manteve-se abaixo do limite legislado.

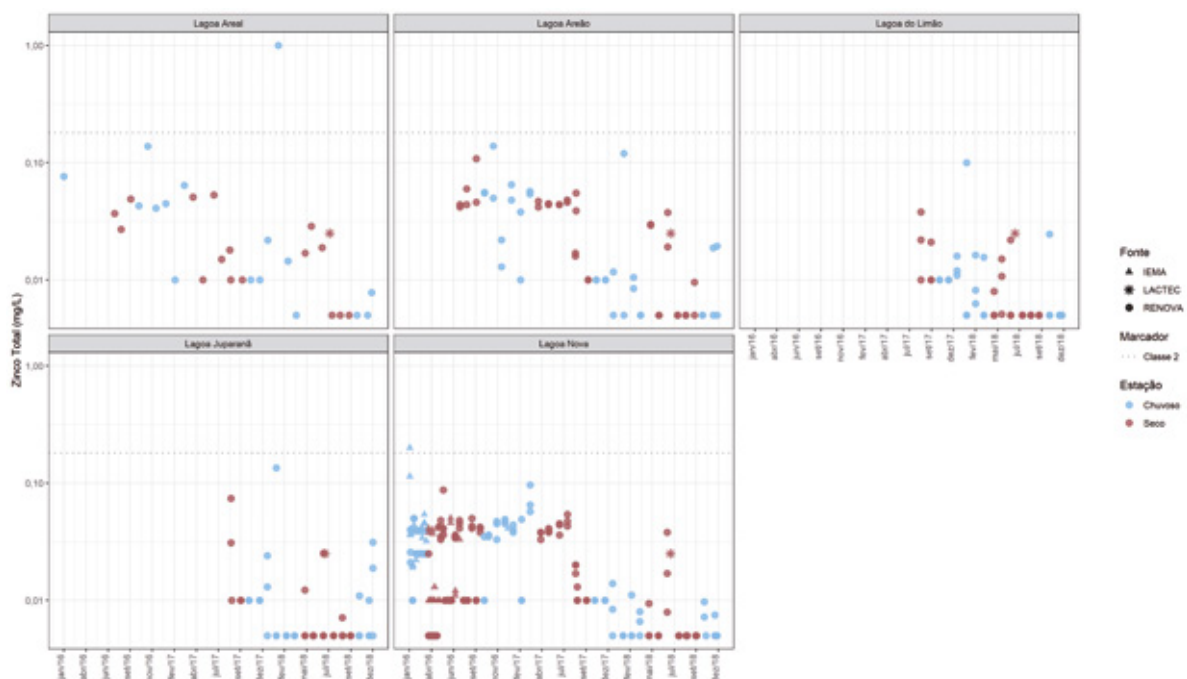
Figura 347 – Turbidez nas lagoas.



j) *Zinco total*

As desconformidades registradas em relação ao zinco total ocorreram nas lagoas do Areal, Nova e do Limão (Figura 348). Na lagoa Areal, em janeiro/2018, ocorreu o valor de 1 mg/L. Na lagoa do Limão, ocorreu o valor de 0,346 mg/L em fevereiro/2018. Já na lagoa Nova, na primeira campanha após o desastre (fevereiro/2016), concentração de 0,20 mg/L foi registrada, de modo a superar o limite da legislação de 0,18 mg/L.

Figura 348 – Concentração de zinco total nas lagoas.



Em síntese, a Tabela 140 apresenta quais variáveis apresentaram não conformidades de acordo com as lagoas avaliadas. A lagoa Nova foi a que apresentou maior número de variáveis de qualidade em desacordo, num total de 9 variáveis, sendo seguida pelas lagoas Areal (7) e Areão (5). As lagoas do Limão e Juparanã apresentaram não conformidades para a turbidez, e, para o alumínio dissolvido e oxigênio, respectivamente.

Tabela 140 – Variáveis que apresentaram não conformidades de acordo com as lagoas avaliadas.

Variável	Lagoa Areal	Lagoa Areão	Lagoa do Limão	Lagoa Juparanã	Lagoa Nova
Alumínio Dissolvido	x	x		x	x
Chumbo Total					x
Cobre Dissolvido					x
Ferro Dissolvido	x	x			x
Manganês Total	x	x	x		x
Níquel Total					x
Oxigênio Dissolvido	x	x		x	x
SDT	x				
Turbidez	x	x			x
Zinco Total	x				x

k) *Variáveis em acordo com a legislação*

As variáveis arsênio total, bário total, cádmio total, cromo total, mercúrio total e sólidos suspensos totais não são descritas de maneira individualizada, pois em todas as lagoas avaliadas, para todo o período monitorado, não foram encontrados desacordos com os valores indicados para a classe 2, da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Figura 349 a Figura 354).

Figura 349 – Concentração de arsênio total nas lagoas.

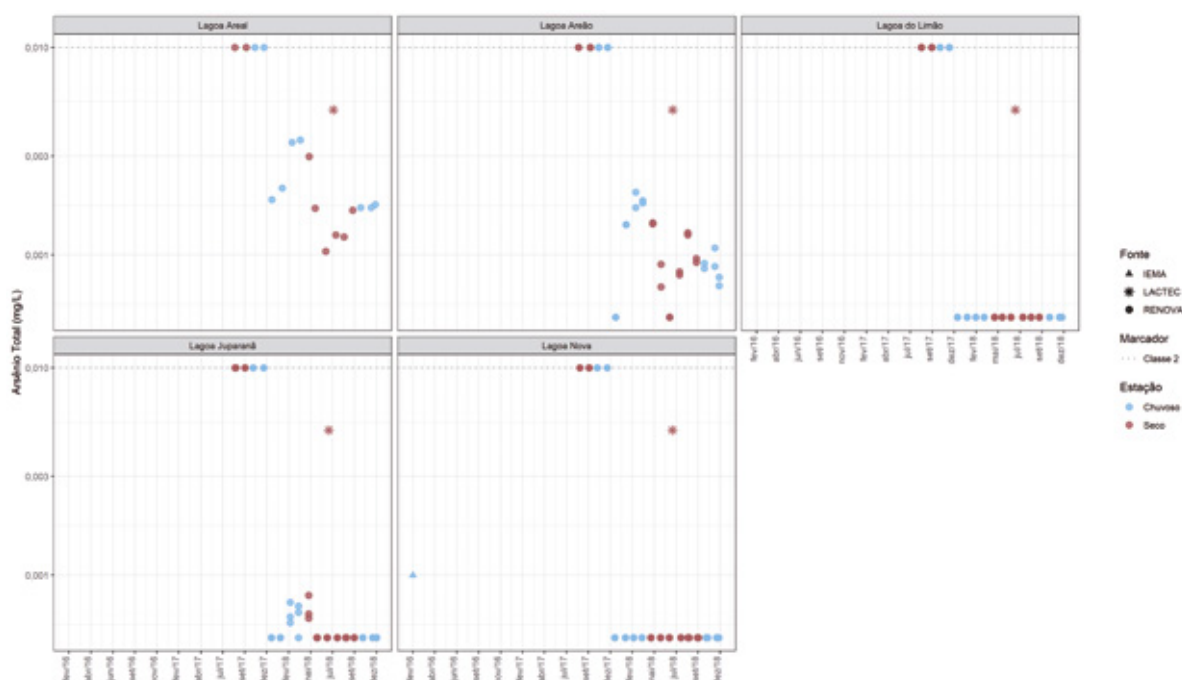


Figura 350 – Concentração de bário total nas lagoas.

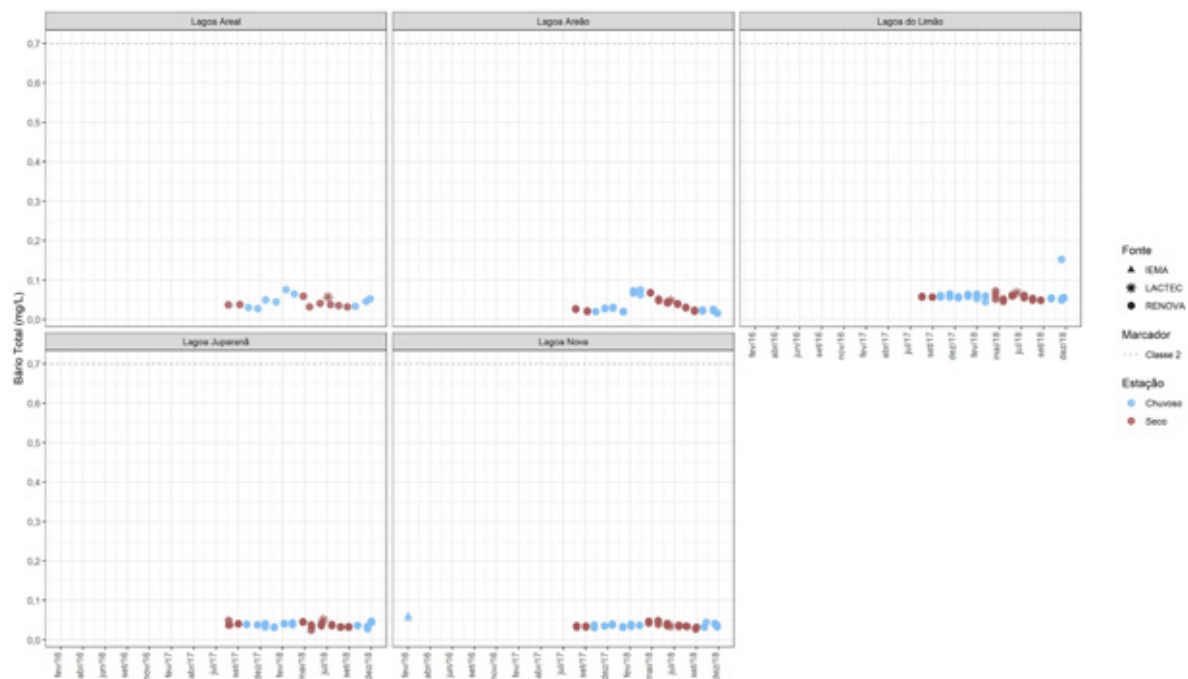


Figura 351 – Concentração de cádmio total nas lagoas.

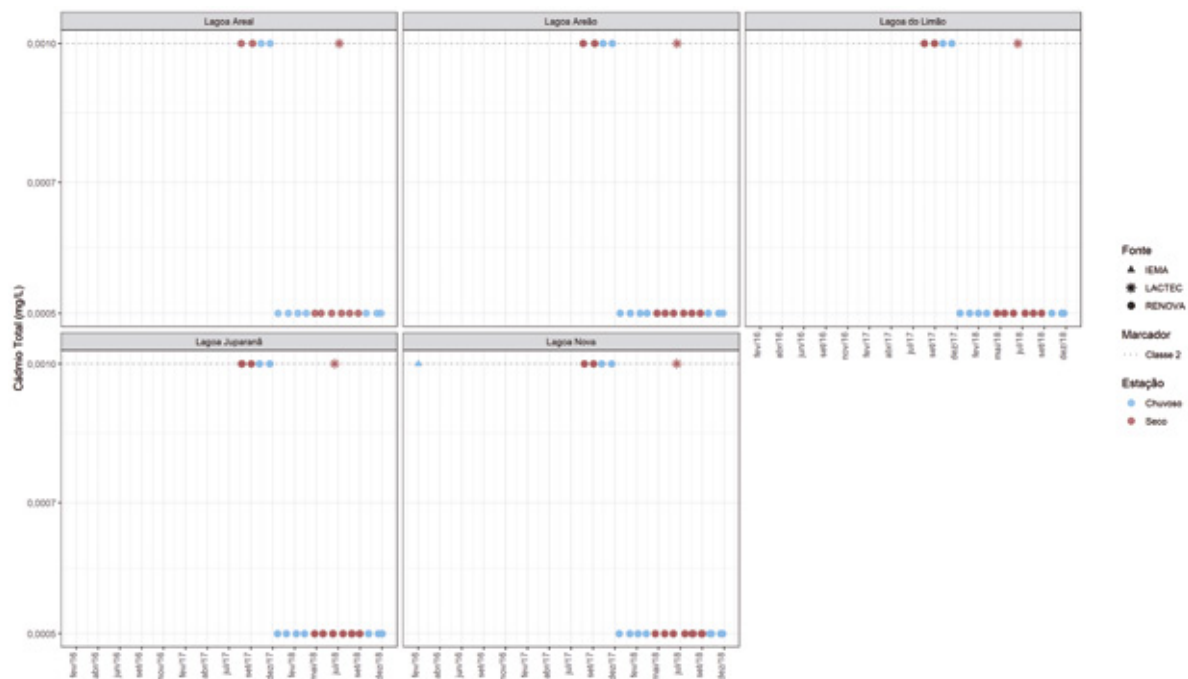


Figura 352 – Concentração de cromo total nas lagoas.

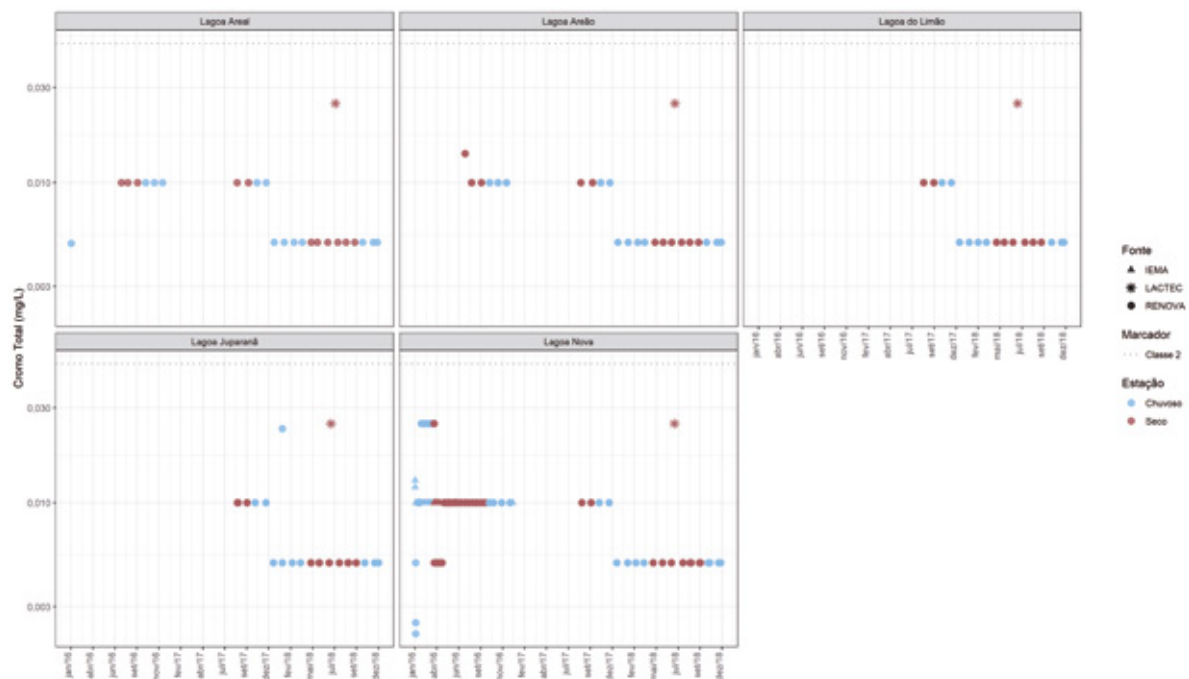


Figura 353 – Concentração de mercúrio total nas lagoas.

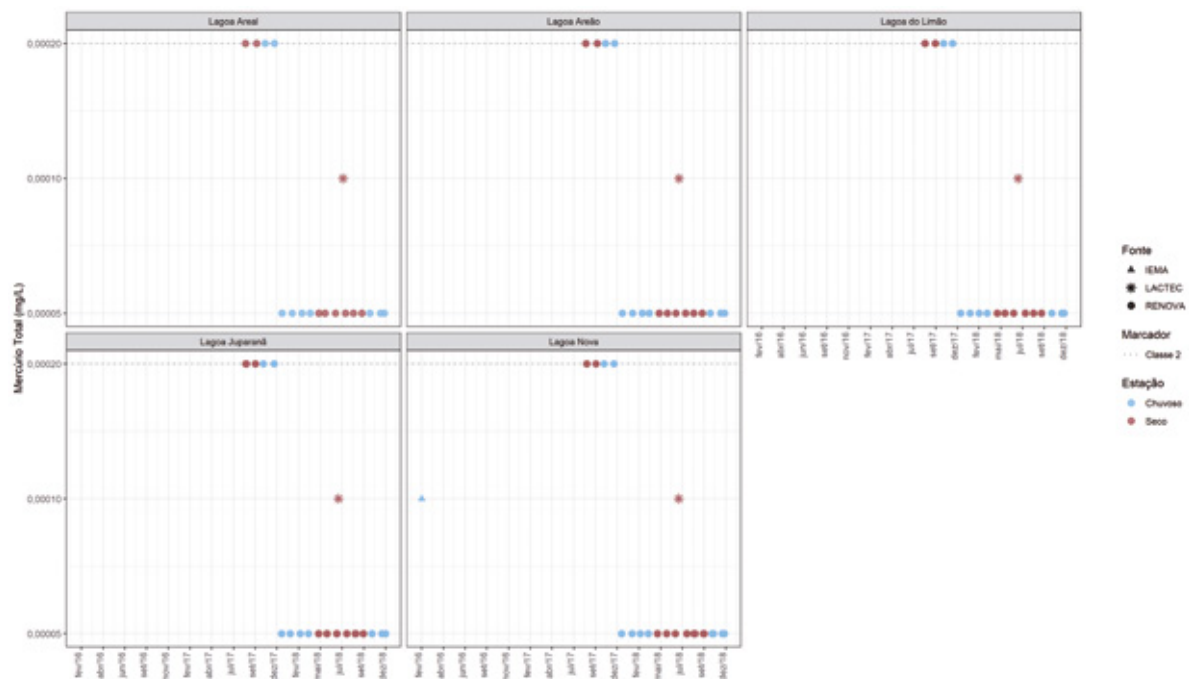
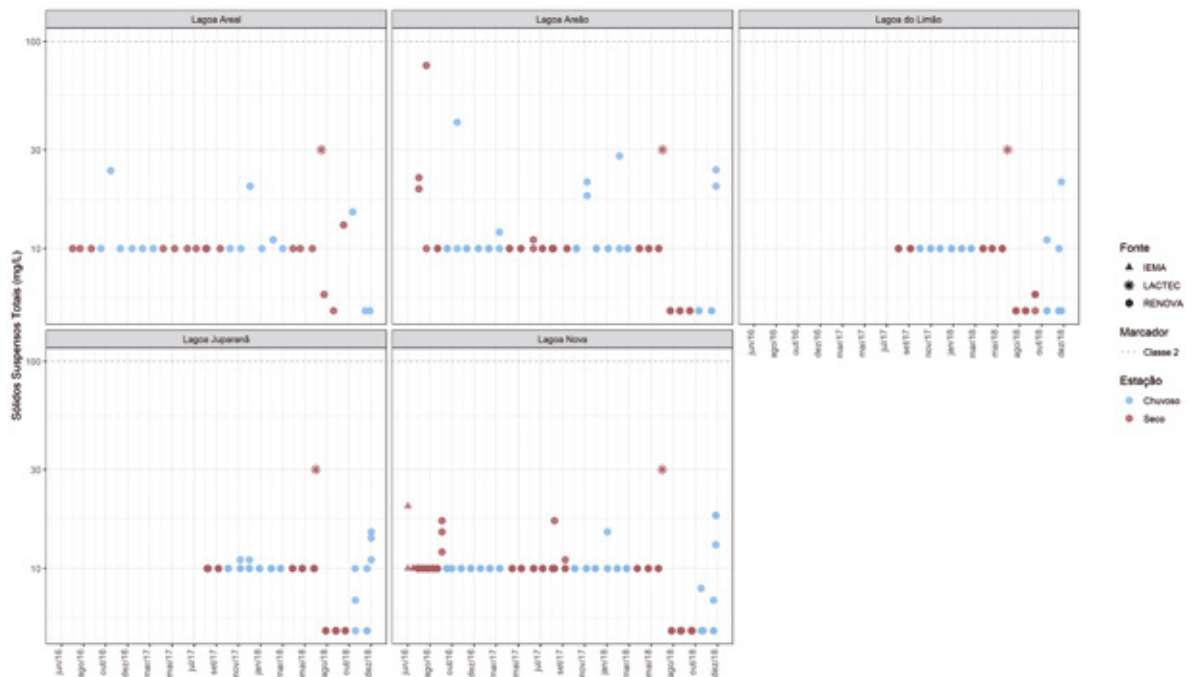


Figura 354 – Concentração de sólidos suspensos totais nas lagoas.



4.1.3 CONCLUSÕES

Antes do rompimento da barragem de Fundão, apenas estudos esparsos de qualidade de água foram localizados para algumas das cinco lagoas avaliadas nesse documento. Além disso, os estudos não contemplavam a presença de EPTs na água. Desse modo, não se pode contar com uma linha-base consistente.

De acordo com notas técnicas do IEMA/ES, as lagoas Nova, Areão e Areal foram atingidas pelas águas ainda alteradas do rio Doce, na cheia que ocorreu no final de janeiro/2016. Nas lagoas do Limão e Juparanã foram construídas barragens emergenciais e, portanto, entende-se que as mesmas não foram atingidas.

Entre as cinco lagoas avaliadas (Limão, Nova, Juparanã, Areão e Areal), a lagoa Nova foi a que foi monitorada por mais tempo, inclusive em data próxima à cheia de janeiro/2016, com a primeira campanha tendo sido realizada em 01/02/2016. As lagoas Areão (julho/2016), Limão (agosto/2017) e Juparanã (agosto/2017) tiveram seu monitoramento iniciado mais tardiamente. A lagoa Areal contou com uma campanha em janeiro/2016 realizada pela Samarco/Fundação Renova, porém foi analisado um número menor de variáveis de qualidade de água. Depois de janeiro/2016, a próxima campanha nessa lagoa só ocorreu em julho/2016.

Neste contexto, destaca-se que a lagoa Nova foi a que apresentou maior número de variáveis em desacordo, seguida das lagoas Areão e Areal.

Ao longo do período em que a lagoa Nova foi monitorada, os valores máximos das variáveis alumínio dissolvido (0,82 mg/L), ferro dissolvido (1,074 mg/L), turbidez (531 UNT) e zinco (0,2 mg/L) ocorreram na campanha do dia 01/02/2016. Nessa mesma campanha, ocorreram valores elevados de cobre dissolvido (0,0148 mg/L) e manganês total (0,159 mg/L). Todos esses valores foram superiores

aos respectivos limites da legislação. Os resultados elevados dessa primeira campanha de monitoramento, que ocorreu após a cheia dos dias 21 a 25 de janeiro/2016, podem indicar que a lagoa foi atingida pelas águas do rio Doce, ainda com características alteradas. Isto porque valores dessa magnitude não foram mais registrados ao longo do monitoramento, de modo geral. Para as demais lagoas, essa análise ficou comprometida, dado o início tardio do monitoramento. Contudo, há de se considerar que os elementos atrelados à composição do rejeito já eram disponibilizados em alguma proporção nos cursos hídricos, em especial aqueles próximos ao Quadrilátero Ferrífero, mesmo antes do desastre. Desse modo, outras cheias anteriores ao rompimento de Fundão podem ter aportado esses elementos às lagoas previamente.

No tocante aos usos que se fazem das lagoas, em campanha realizada pelo Lactec, observou-se que as lagoas possuem diversas finalidades de uso para a população local. A lagoa do Limão é usada para recreação de contato primário e secundário, irrigação, criação de peixes, além de constarem residências em suas margens. A lagoa Nova é utilizada para recreação de contato primário e secundário, além de abastecer produtores rurais. Também é utilizada para abastecimento público, de modo eventual. A lagoa Juparanã é utilizada para recreação de contato primário e conta com residências em seu entorno. A lagoa do Areão (Pandolfi) é utilizada para pesca e é próxima da sede de uma fazenda, a qual possui criação de gados e cavalos. A lagoa do Areal é utilizada para recreação de contato primário. Em sua margem, observou-se que é realizada a criação de porcos. Além disso, as lagoas Areão e Areal encontram-se próximas a campos de produção da Petrobrás.

4.2 COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

As comunidades planctônicas, como dito anteriormente, se beneficiem das características físico-químicas e hidrodinâmicas de ambientes com fluxo de água reduzido.

Conforme mencionado no item de qualidade de água, alguns sistemas lacustres presentes no baixo rio Doce possivelmente receberam águas do rio Doce, ainda com características alteradas em razão do desastre, na cheia ocorrida em janeiro/2016. Deste modo, avaliou-se as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica presentes nas lagoas Juparanã, Nova, Limão, Areão/Pandolfi e Areal, localizadas no estado do Espírito Santo.

Sabe-se que com o rompimento da barragem de Fundão e a passagem da onda de rejeitos pelo rio Doce, houve aumento na turbidez na água do rio Doce pela alta concentração de sólidos em suspensão (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017). Ambientes túrbidos apresentam crescimento limitado do fitoplâncton, uma vez que estes organismos dependem da radiação solar para seu processo fotossintético (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Selecionam-se, então, organismos com mecanismos adaptativos que maximizem o aproveitamento da radiação solar, como as algas flageladas que realizam migração fototática (ESTEVES; SUZUKI, 2011). Assim, espécies sensíveis são substituídas por outras mais tolerantes, ocasionando alterações na comunidade fitoplanctônica.

O estudo das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica nas lagoas (Figura 338), teve por objetivo avaliar a estrutura e dinâmica dessa comunidade e realizar sua caracterização. As lagoas estão localizadas na área do baixo rio Doce, mas podem significar fonte de propágulos para a comunidade, através da capacidade de dispersão das espécies.

4.2.1 METODOLOGIA

A avaliação dos danos nessas regiões foi realizada com a base na coleta de dados secundários em período anterior e posterior ao desastre (referenciais bibliográficos), e coleta de dados primários, em campo, a partir de duas campanhas realizadas entre 2018 (inverno) e 2019 (verão).

4.2.1.1 Base de dados

Os dados secundários foram obtidos em um levantamento bibliográfico de estudos disponibilizados na *Web of Science* e em relatórios técnicos.

Estudos sobre o fitoplâncton das lagoas Limão, Areão e Areal, anteriores ao desastre (novembro/2015), são inexistentes. Para as lagoas Nova e Juparanã, dados de linha-base foram obtidos de Huszar et al. (1990, 1994), Martins (2013) e Gonçalves (2005, 2015) para comparação com os resultados encontrados no pós-desastre.

Campanhas de amostragem do fitoplâncton foram realizadas pela Fundação Renova (agosto/2017, setembro/2017, outubro/2017, dezembro/2017 e janeiro/2018) e pelos Institutos Lactec (junho/2018 e janeiro/2019) após o desastre. Os resultados foram utilizados para caracterizar as condições atuais do fitoplâncton das lagoas, uma vez que as coletas foram realizadas tardiamente.

A Tabela 141 contém as informações sobre as estações de monitoramento e o período de dados disponíveis para cada lagoa.

Tabela 141 – Estações avaliadas no monitoramento do Lactec e Renova.

Lagoa	Estações de monitoramento		Coordenadas		Período de monitoramento	
	LACTEC	RENOVA	Latitude	Longitude	LACTEC	RENOVA
Lagoa do Limão	L1	LLM 01	19°33'7,19"	40°22'30,36"	jun./18 e jan/19	ago/17 a jan/18
		LLM 02	19°33'42,47"	40°23'14,27"		ago/17 a jan/18
		LLM 03	19°34'9,85"	40°23'18,97"		ago/17 a jan/18
Lagoa Nova	L2	LNV 01	19°25'0,85"	40° 9'17,28"	jun/18 e jan/19	ago/17 a jan/18
		LNV 02	19°23'15,01"	40°10'5,51"		ago/17 a jan/18
		LNV 03	19°23'38,39"	40° 9'1,82"		ago/17 a jan/18
Lagoa Juparanã	L3	LJP 01	19°21'11,97"	40° 5'14,04"	jun/18 e jan/19	ago/17 a jan/18
		LJP 02	19°21'2,24"	40° 5'3,87"		ago/17 a jan/18
		LJP 03	19°13'11,63"	40°11'26,88"		ago/17 a jan/18
Lagoa Areão (Pandolfi)	L4	LAO 01	19°34'33,25"	39°50'30,12"	jun/18 e jan/19	ago/17 a jan/18
		LAO 02	19°34'13,79"	39°50'38,39"		ago/17 a jan/18
Lagoa Areal	L5	LAL 01	19°35'7,80"	39°49'40,80"	jun/18 e jan/19	ago/17 a dez/17

Para o zooplâncton, os dados primários foram obtidos através de amostragens nas mesmas estações amostrais do Lactec descritos na Tabela 141.

4.2.1.2 Análise de dados

Para avaliar a comunidade fitoplanctônica foram analisadas informações sobre: (a) densidade do fitoplâncton e de cianobactérias, (b) riqueza de espécies, e (c) diversidade específica.

- A densidade expressa o número total de microalgas em um determinado local, e é expressa em ind./mL ou cél./mL. O cálculo da densidade é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica (ESTEVES; SUZUKI, 2011);
- A riqueza específica é o número de espécies presentes um determinado local;
- A diversidade específica representa a relação entre o número de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie, e é expressa em bits/ind., esta foi calculada pelo índice de Shannon (H') (SHANNON; WEAVER, 1949). Para a classificação do índice foram usados os seguintes critérios: alta diversidade para os valores $>2,0$ bits/ind. e baixa diversidade para os valores obtidos $<2,0$ bits/ind. (SERPE, 2014).

Devido à ausência de lista e ocorrência de espécies nas estações de monitoramento da RENOVA, não foi possível realizar o cálculo da diversidade nas amostras coletadas por esta Fundação.

Os parâmetros densidade de cianobactérias, contemplados na Resolução CONAMA Nº 357/2005, foram avaliados segundo os critérios para águas doces superficiais de classe II. O limite estabelecidos é densidade de cianobactérias ≤ 50.000 cél./mL.

Ressalta-se que, devido à ausência ou escassez de dados de linha-base, e o início tardio e descontínuo do monitoramento após o desastre, a mensuração do dano não pode ser realizada.

Para o zooplâncton, a coleta de amostras em campo, análise das amostras em laboratório, as variáveis avaliadas e as análises estatísticas seguiram exatamente as metodologias descritas para o ambiente fluvial (item 2.3.1.2).

4.2.2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Com base nas amostragens do Lactec, verificou-se que o fitoplâncton das lagoas capixabas foi constituído por 65 espécies na campanha de junho/2018 e 64 em janeiro/2019, sendo as clorofíceas e cianobactérias os grupos mais ricos, 20 e 14 táxons em junho/2018 e 20 e 12 em janeiro/2019. A lagoa Juparanã apresentou maior riqueza de espécies (48 táxons), seguida pela lagoa Nova (41 táxons), Limão (39 táxons), Areal (26 táxons) e Areão/Pandolfi (21 táxons) (Tabela 142, Figura 355). Estudos anteriores ao desastre, identificaram riqueza semelhante na lagoa Juparanã, variando de 42 táxons no estudo de Huszar et al. (1994), 55 no de Martins (2013) e 34 no de Gonçalves (2005).

Tabela 142 – Ocorrências das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

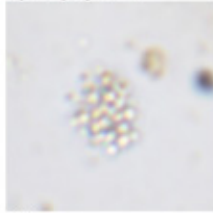
Táxons	L1	L2	L3	L4	L5
Bacillariophyceae					
<i>Aulacoseira pusilla</i>			x		
<i>Discostella stelligera</i>	x	x	x	x	x
<i>Discostella</i> sp.				x	x
<i>Eunotia</i> sp.		x			
<i>Fragilaria</i> sp.1		x			
<i>Fragilaria</i> sp.2			x		
<i>Gomphonema</i> sp.2				x	
<i>Urosolenia braunii</i>	x		x		
<i>Urosolenia obesa</i>		x		x	
<i>Urosolenia longiseta</i>			x		
<i>Urosolenia</i> sp.1	x	x	x	x	
<i>Spicaticribra kingstonii</i>		x	x		
Chlamydomonadophyceae					
<i>Chlamydomonas</i> sp.1			x	x	x
<i>Chlamydomonas</i> sp.2		x			
<i>Chlamydomonas</i> sp.3				x	
<i>Spermatozoopsis exsultans</i>			x	x	
Chlorophyceae					
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>		x			
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	x	x			
<i>Botryococcus braunii</i>	x	x	x		
<i>Coelastrum astroideum</i>	x				
<i>Coelastrum reticulatum</i>	x	x	x		x
<i>Coelastrum proboscideum</i>				x	
<i>Coelastrum</i> sp.			x		
<i>Coenococcus planctonicus</i>	x	x	x		
<i>Chlorella mintissima</i>	x				
<i>Desmodesmus</i> sp.2			x		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.			x		
<i>Elakatothrix genevensis</i>	x	x			x
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>			x	x	x
<i>Lemmermannia tetrapedia</i>			x		x
<i>Lemmermannia triagularis</i>	x				
<i>Monoraphidium minutum</i>	x	x	x		
<i>Monoraphidium</i> sp.1	x	x			
<i>Monoraphidium</i> sp.2	x		x		
<i>Nephrocystium</i> sp.	x				
<i>Oocystis</i> sp.	x	x	x		
<i>Planctonema lauterbornii</i>					x
<i>Quadricoccus verrucosus</i>	x	x			

Táxons	L1	L2	L3	L4	L5
<i>Raphidocelis contorta</i>	x		x		
<i>Radiococcus polycoccus</i>					x
<i>Scendesmus ecornis</i>	x			x	x
<i>Scenedesmus</i> sp.			x	x	
<i>Tetrastrum</i> sp.		x			
<i>Tetranephris brasiliensis</i>			x		
Chrysophyceae					
<i>Chromulina gyrans</i>		x		x	
<i>Kephyrion</i> sp.1					x
<i>Kephyrion</i> sp.2					x
<i>Mallomonas tonsurata</i>	x		x	x	x
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas</i> sp.1		x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x		x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.3	x		x	x	x
<i>Plagioselmis lacustris</i>	x	x	x	x	x
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>			x		
<i>Rhodomonas</i> sp.				x	
Cyanophyceae					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x	x	x	
<i>Aphanocapsa</i> sp.	x	x			
<i>Chroococcus dispersus</i>	x	x	x		x
<i>Chroococcus</i> sp.1		x			
<i>Chroococcus</i> sp.2	x				x
<i>Cyanoduction iac</i>		x			
<i>Cyanogranis ferruginea</i>					x
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	x		x		
<i>Dolichospermum planctonicum</i>			x		
<i>Dolichospermum</i> sp.			x		
<i>Epigloeosphaera brasílica</i>		x			
<i>Merismopedia minima</i>					x
<i>Microcystis protocystis</i>			x		
<i>Microcystis wesenbergii</i>			x		
<i>Leptolyngbya</i> sp.		x			
<i>Oscillatoria</i> sp.			x		
<i>Planktolyngbta limnetica</i>	x	x			
<i>Pseudanabaena mucicola</i>			x		
<i>Raphidiopsis</i> sp.			x		
<i>Snowella</i> sp.1					x
cyanophyceae sp.1		x	x		
Dinophyceae					
<i>Ceratium furcoides</i>		x	x		
<i>Parvodinium umbonatum</i>	x	x		x	

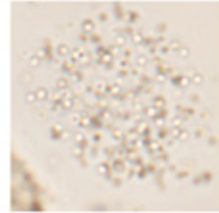
Táxons	L1	L2	L3	L4	L5
<i>Peridinium</i> sp.		x			
Euglenophyceae					
<i>Trachelomonas</i> sp.	x		x		
<i>Trachelomonas volvocina</i>	x				x
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>					x
Prasinophyceae					
<i>Tetraselmis</i> sp.		x			
Zygnemaphyceae					
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		x	x		x
<i>Cosmarium moniliforme</i>		x			
<i>Cosmarium</i> sp.1		x			
<i>Mougeotia</i> sp.1			x		
<i>Staurodesmus cuspidatus</i>	x		x		
<i>Staurastrum paradoxum</i>	x	x			
<i>Staurastrum tetracerum</i>	x	x	x		
<i>Staurastrum</i> sp.1		x	x		
<i>Staurodesmus controversus</i> var. <i>brasiliensis</i>	x				
<i>Staurodesmus</i> sp.2			x		
Xanthophyceae					
<i>Centritractus</i> sp.	x				x
<i>Ophiocytium cochleare</i>	x			x	
RIQUEZA TOTAL	38	40	48	22	26

Figura 355 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

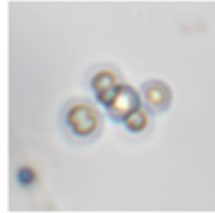
Cyanophyceae



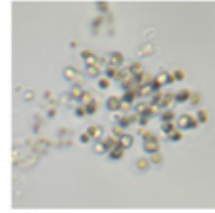
Aphanocapsa delicatissima



Aphanocapsa sp.



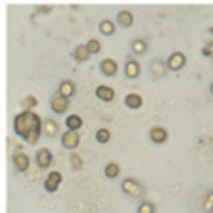
Chroococcus dispersus



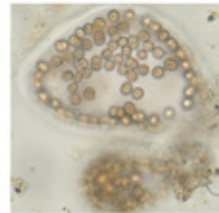
Chroococcus sp.



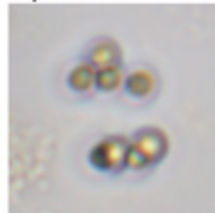
Epigloeosphaera brasiliica



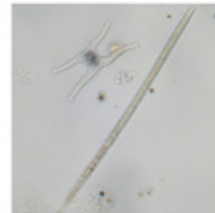
Microcystis protocystis



Microcystis wesenbergii



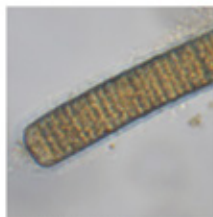
Snowella lacustris



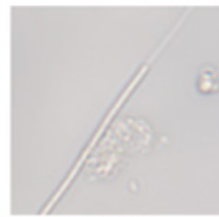
Cylindrospermopsis raciborskii



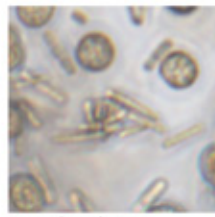
Dolichospermum planctonicum
Dinophyceae



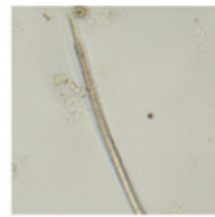
Oscillatoria limosa



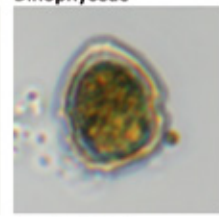
Planktolyngbya limnetica



Pseudanabaena mucicola

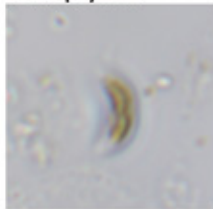


Raphidiopsis sp.



Parvodinium umbonatum

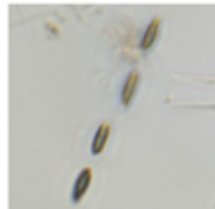
Chlorophyceae



Monoraphidium minutum



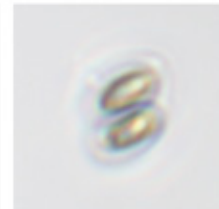
Monoraphidium sp.1



Elakatothrix genevensis



Quadricoccus verrucosus



Oocystis sp.



Lemmermannia tetrapedia



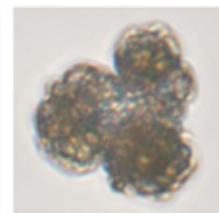
Lemmermannia triangularis



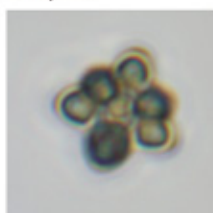
Ankistrodesmus bernardii



Ankistrodesmus fusiformis



Botryococcus braunii



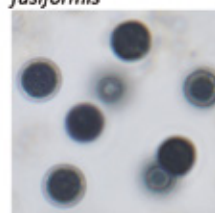
Coelastrum astroideum



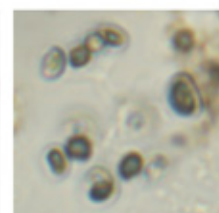
Coelastrum reticulatum



Coelastrum microporum

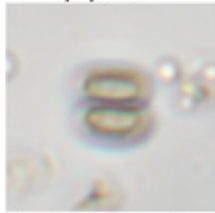


Radiococcus polyococcus



Dictyosphaerium sp.

Chlorophyceae



Scendesmus ecornis

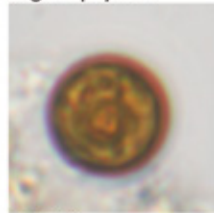


Scenedesmus sp.

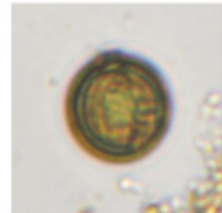


Desmodesmus sp.2

Euglenophyceae

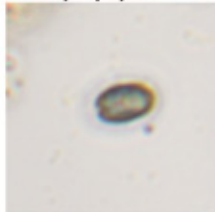


Trachelomonas
volvocina

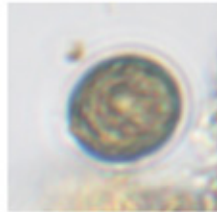


Trachelomonas
volvocinopsis
Prasinophyceae

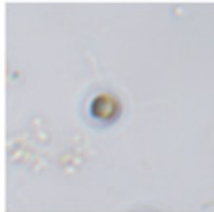
Chlamydomonadeae



Chlamydomonas sp.1



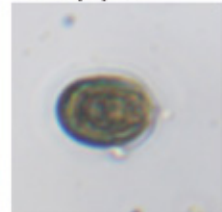
Chlamydomonas sp.2



Chlamydomonas sp.3



Spermatozoopsis
exultans

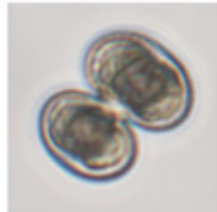


Tetraselmis sp.

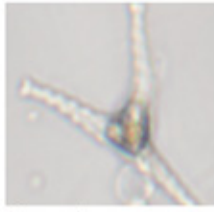
Zygnemaphyceae



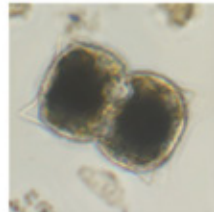
Closterium acutum
var. *variabile*



Cosmarium
moniliforme



Staurastrum
tetracerum

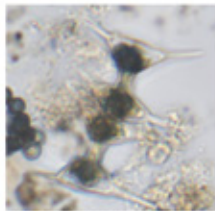


Staurastrum sp.1

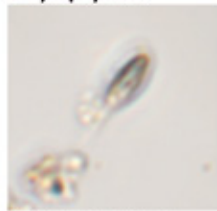


Staurodesmus
controversus var.
brasiliensis
Xanthophyceae

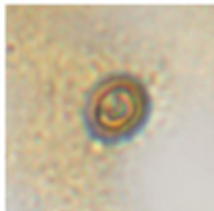
Chrysophyceae



Staurodesmus
cuspidatus



Chromulina gyrans



Kephyrion sp.2



Mallomonas
tonsurata

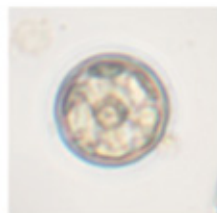


Ophiocytium
cochleare

Bacillariophyceae



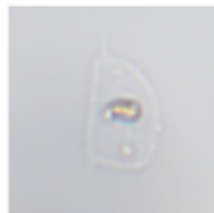
Aulacoseira pusilla
Cryptophyceae



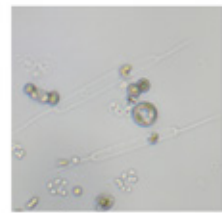
Discostella stelligera



Urosolenia braunii



Urosolenia obesa



Urosolenia sp.



Cryptomonas sp.1



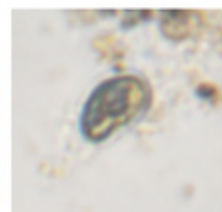
Cryptomonas sp.2



Cryptomonas sp.3



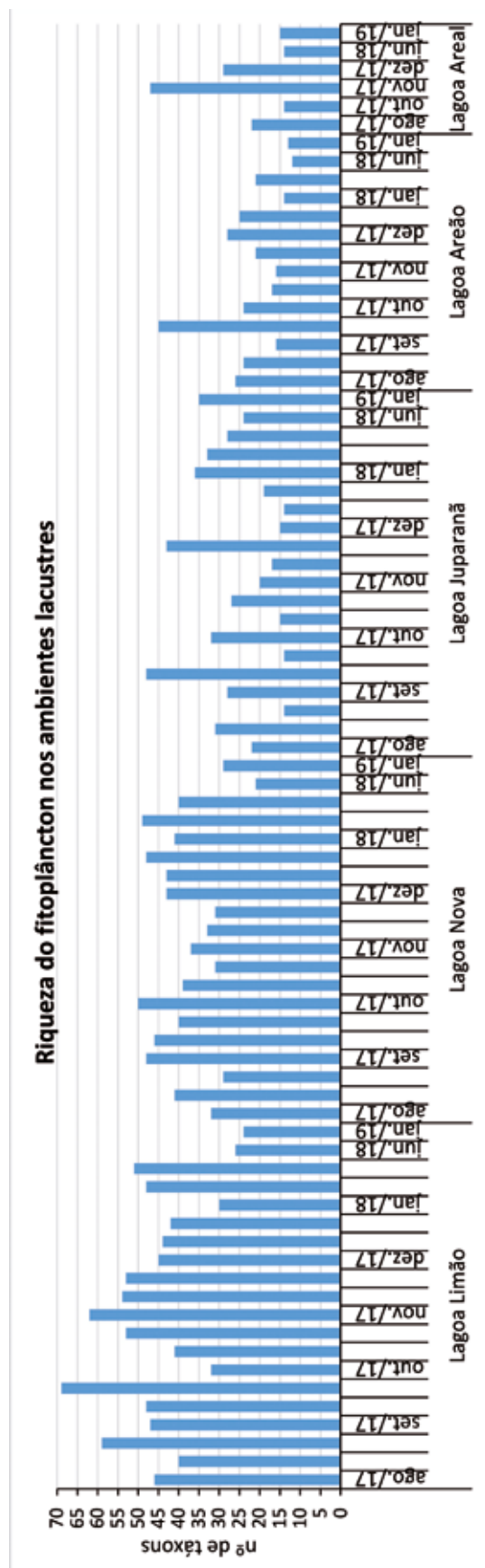
Plagioselmis lacustris



Plagioselmis
nannoplantica

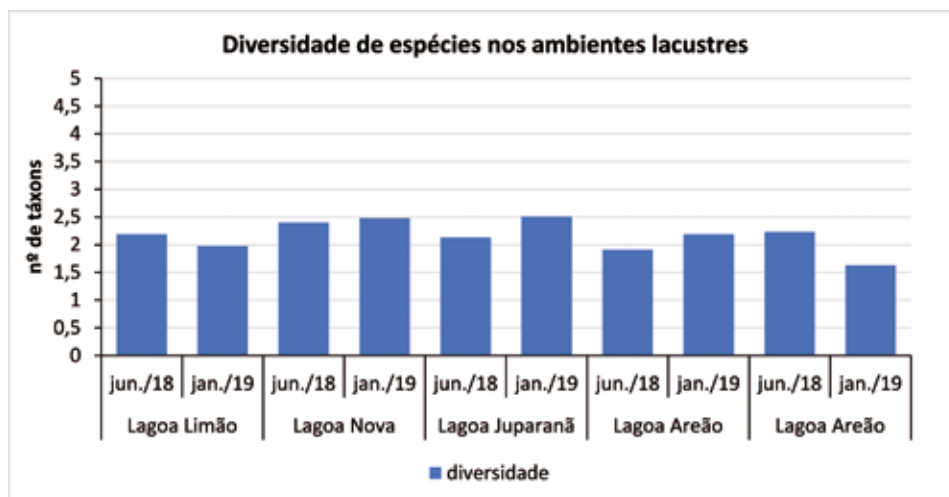
Em geral, os valores de riqueza oscilaram nas amostragens das lagoas (Figura 356), mas tenderam a ser mais elevados na lagoa Limão (24 a 69 espécies/coleta) e lagoa Nova (21 a 50 espécies/coleta). Estudos anteriores ao desastre registraram valores inferiores de riqueza para a lagoa Nova (18 a 23 espécies) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a) e para a lagoa Juparanã (16 a 25 espécies) (HUSZAR et al., 1990), podendo estes valores serem decorrentes do menor número de amostragens realizadas em cada estudo.

Figura 356 – Riqueza de espécies nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA e Lactec.



Baseando-se nas análises feitas pelo Lactec, constatou-se que a diversidade específica foi alta ($>2\text{bits/ind.}$) em praticamente todas as lagoas (Figura 357). A baixa diversidade na amostragem de janeiro/2019 na lagoa Areal ($1,63\text{ bits/ind.}$), possivelmente está relacionada a maior abundância da alga verde *Coelastrum reticulatum* e da cianobactéria *Cyanogranis ferruginea*. Em conjunto, essas espécies apresentaram mais que 50% da densidade deste período e, como a diversidade compreende a variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie, a maior abundância destas espécies promoveu uma diminuição da diversidade. Padrão similar foi observado na lagoa Limão, em que maior abundância da alga verde *Quadricoccus verrucosus* e da cianobactéria *Aphanocapsa delicatissima*, pode ter influenciado a redução da diversidade neste local em janeiro/2019 ($1,98\text{ bits/ind.}$). Para a lagoa Juparanã, Huszar et al. (1994) constataram elevada diversidade específica ($3,04$ a $3,62\text{ bits/ind.}$) e Gonçalves (2005) valores entre $0,79$ e $2,96\text{ bits/ind.}$ (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a). Desta forma, os valores encontrados nas campanhas (junho/2018: $2,13\text{ bits/ind.}$, janeiro/2019: $2,51\text{ bits/ind.}$) podem ser considerados dentro do padrão observado na linha-base.

Figura 357 – Diversidade de espécies nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.



De maneira quantitativa, valores mais elevados de densidade do fitoplâncton (ind./mL) foram obtidos nas amostragens realizadas em janeiro/2018 pela RENOVA e junho/2018 e janeiro/2019 pelo LACTEC, com maior número de organismos registrados para a lagoa Nova em janeiro/2018 (10.223 ind./mL) e lagoa Limão em junho de 2018 (10.072 ind./mL) (Figura 358).

Após o desastre, houve o represamento temporário da lagoa Juparanã para impedir a entrada da água do rio Doce, contaminada com rejeitos de mineração, pelo canal de comunicação, o rio Pequeno. Este barramento ocasionou alteração no fluxo hídrico, na qualidade da água e nas comunidades aquáticas da lagoa (IUCN, 2019). Entretanto, os efeitos do represamento da lagoa Juparanã não puderam ser observados com clareza na comunidade fitoplanctônica devido ao monitoramento tardio realizado após o desastre (ago./2017 a jan./2019) e a escassez de dados de linha-base para comparação.

Grande variação nos valores de densidade da lagoa Juparanã foi encontrada nas amostragens (65 a 2.052 ind./mL), porém concordando com os dados obtidos em estudos pretéritos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a). Huszar et al. (1990, 1994) encontraram densidade de organismos variando de 850 a 5.592 ind./mL e Gonçalves (2005), de 102 a 1.887 ind./mL . Para a lagoa Nova, também houve ampla variação na densidade do fitoplâncton (60 a 10.223 ind./mL), considerando as amostragens realizadas pela RENOVA e Lactec. Anteriormente, Huszar et al. (1990) registraram densidade acima de 14.500 ind./mL para o local e Gonçalves (2015) uma máxima de 3.131 ind./mL .

Figura 358 – Densidade do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA e Lactec.

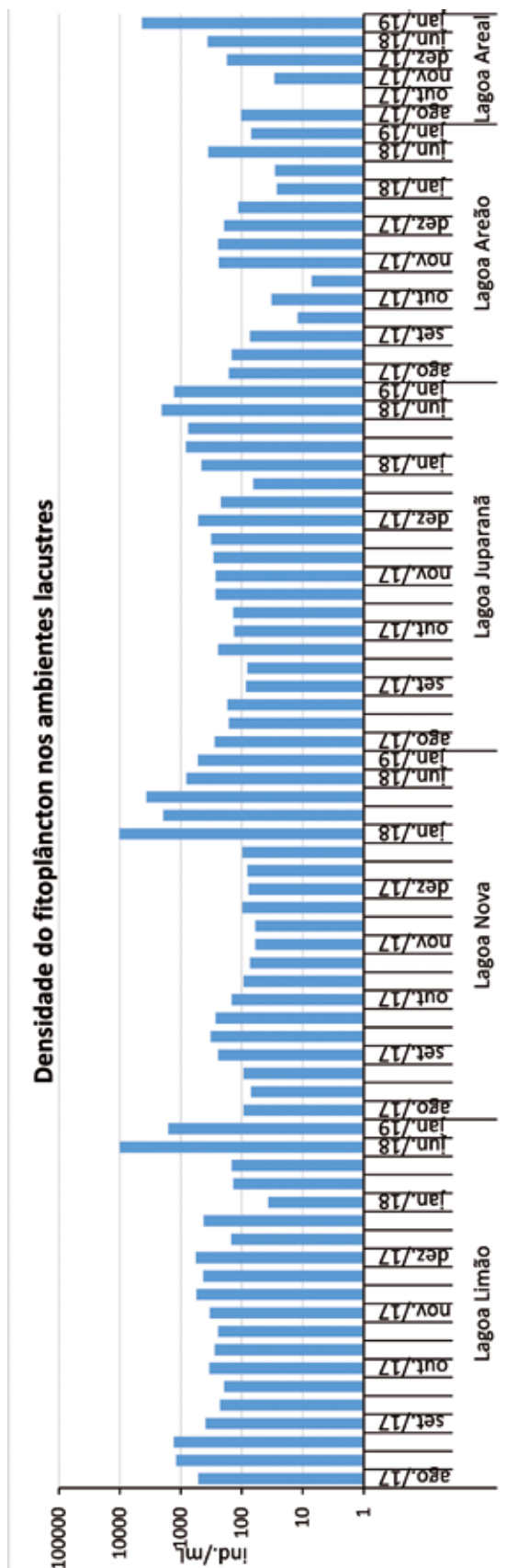
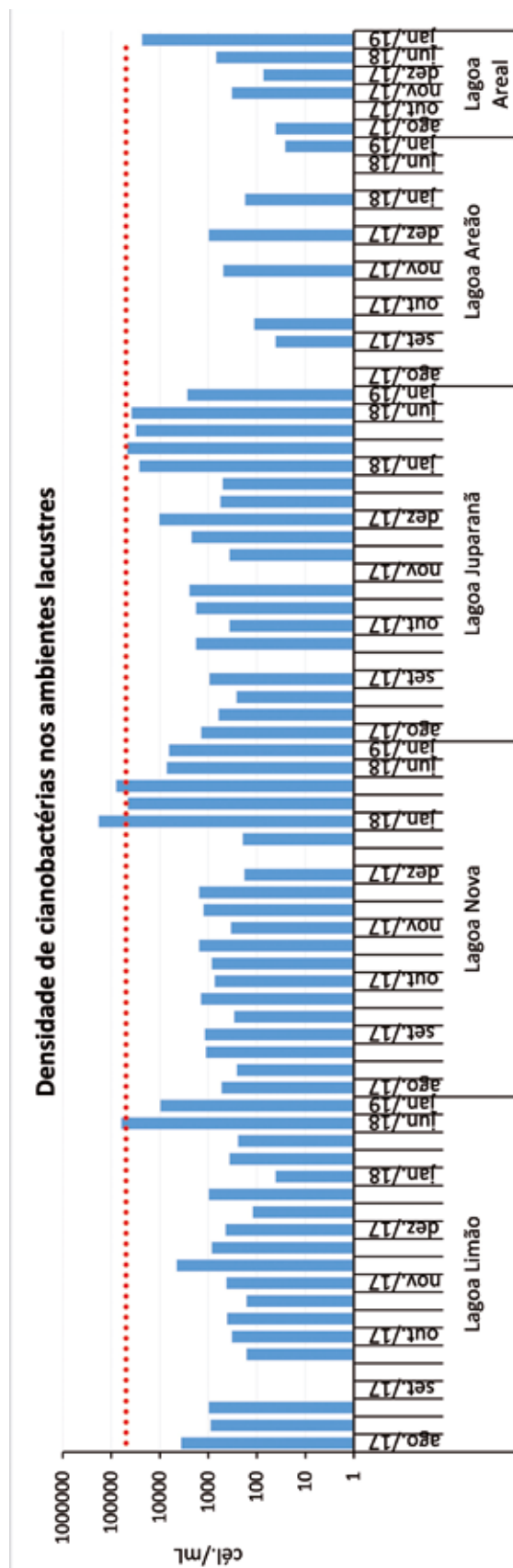


Figura 359 – Densidade celular das cianobactérias encontradas nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA e Lactec.



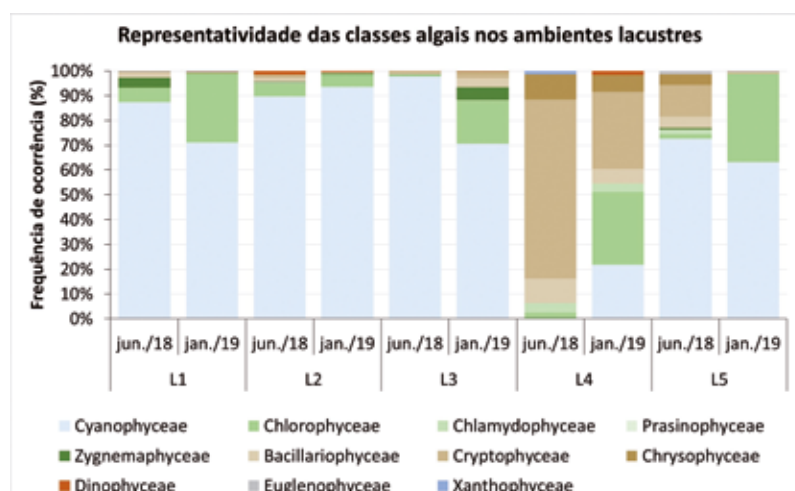
Cianobactérias ocorreram em número elevado nas lagoas Limão e Nova, excedendo o limite estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para corpos d'água de classe 2 nos meses de junho/2018 e janeiro/2019, respectivamente (Figura 359). Representantes deste grupo foram encontrados em todos os ambientes. Nas amostragens realizadas pelo Lactec, houve predomínio da cianobactéria colonial, *Aphanocapsa delicatissima* nas lagoas Limão, Nova e Juparanã, e de *Snowella lacustris* na lagoa Areal, sendo que ambas espécies possuem potencial para produção de toxinas (CETESB, 2013).

Em geral, a lagoa Areão apresentou menor densidade e frequência de ocorrência de cianobactérias em relação as demais lagoas, sendo a sua comunidade composta, principalmente por espécies de criptofíceas. Nas lagoas Limão e Juparanã houve predomínio de *Aphanocapsa delicatissima* e *Cylindrospermopsis raciborskii* nas amostragens do Lactec, ambas potencialmente produtoras de toxinas. Na lagoa Nova, *Planktolyngbya limnetica* e *Leptolyngbya* sp. foram as cianobactérias mais representativas em densidade celular. Em estudo anterior foram registradas duas espécies potencialmente produtoras de toxinas, *Limnothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis*, ocorrendo em abundância na lagoa Nova (GONÇALVES, 2015). Todavia, estas não foram encontradas nas análises mais recentes.

Os dados da linha-base da lagoa Juparanã indicaram a predominância de *Microcystis incerta* (HUSZAR et al., 1990) e da cianobactéria potencialmente tóxica, *Synechocystis* (GONÇALVES, 2005). Ambas não foram registradas nas amostragens realizadas pelo Lactec, mas como discutido anteriormente, outras cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas foram encontradas, inclusive do gênero *Microcystis* (*M. protocystis* e *M. wesenbergii*).

Para a maior parte das lagoas, a comunidade fitoplanctônica foi constituída principalmente por cianobactérias, algas verdes, Zygnemaphyceae e diatomáceas (Figura 360), com exceção da lagoa Areão, em que as criptofíceas e algas verdes foram os grupos com maior representatividade. Estudos anteriores realizados na lagoa Juparanã, também identificaram maior contribuição das cianobactérias, algas verdes e Zygnemaphyceae para a composição do fitoplâncton local. Para a lagoa Nova, a maior representatividade observada na linha-base também foi das cianobactérias, chegando a representarem 50% da comunidade (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a).

Figura 360 – Representatividade das classes do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.



Dados sobre o fitoplâncton das lagoas Limão, Areão/Pandolfi e Areal, anteriores ao desastre, não foram encontrados.

4.2.3 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

a) Inverno (junho de 2018)

A comunidade zooplancônica nas lagoas, no inverno, foi representada por 27 espécies, sendo 16 espécies de rotíferos, 10 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Lecanidae, Brachionidae (rotíferos), Daphniidae (cladóceros) e Diaptomidae (copépode) (Tabela 143). *Ceriodaphnia richardi* (cladóceros) ocorreu apenas na lagoa do Limão, em altas abundâncias (14.545 ind/m³), porém não foi registrada em estudos anteriores realizados na mesma lagoa (FEST, 2019).

Tabela 143 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplancônicas, nas lagoas, no inverno (os nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).

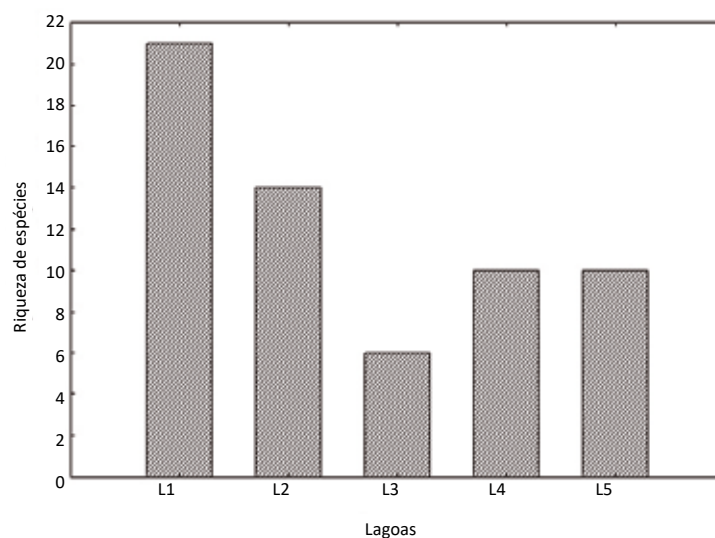
Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
ROTIFERA					
Brachionidae					
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	27	0	0	0	0
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	274	0	0	29	26667
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	82	52	3372	14	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1262	303	7488	79	303
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	887	97	0	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	37	6	0	0	0
Conochilidae					
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	1345	0	0	586	0
Collothecidae					
<i>Collotheca</i> sp.	1335	0	0	0	0
Filinidae					
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	0	13	0	0	303
Lecanidae					
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	9	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	27	45	0	0	0
<i>Lecane thienemmani</i> (Hauer, 1938)	0	13	0	0	0
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	91	0	0	0	0
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	9	0	0	0	0
Trichocercidae					
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	91	0	0	0	303
Synchaetidae					
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	0	1230	0	50	0
Bdelloidea					
	101	258	0	14	0
CLADOCERA					
Bosminidae					
<i>Bosmina haggmani</i> Stingelin, 1904	1143	32	777	729	19697
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	9960	90	0	36	0

Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
Chydoridae					
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	0	6	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	46	0	0	0	303
Daphniidae					
<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars, 1901	0	0	248	1729	14545
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	348	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	0	0	0	0	16061
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0	0	50	0	0
Ilyocryptidae					
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	9	6	0	0	0
Moinidae					
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	82	155	1107	1421	11212
COPEPODA					
Diaptomidae					
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	293	0	0	0	14545

O total de espécies registrada nesse estudo é superior ao verificado na lagoa Marola (20 espécies), em Belo Oriente (Médio rio Doce) (BONECKER et al, 1997), porém inferior ao constatado nas mesmas lagoas (48 espécies) (FEST, 2019) do presente estudo, e em outros lagos do Médio rio Doce (46 espécies, MAIA-BARBOSA et al., 2002a; 51 espécies, MAIA-BARBOSA et al., 2002b; 149 espécies, MAIA-BARBOSA et al., 2005). Ambos os estudos contemplaram uma maior escala temporal, do que o presente levantamento.

Os rotíferos também foram os principais representantes da comunidade nas lagoas, bem como em outros estudos (BONECKER et al, 1997; MAIA-BARBOSA et al, 2005; 2014; FEST, 2019), e os copépodes, o de menor contribuição (MAIA-BARBOSA et al., 2005).

A maior riqueza de espécies foi registrada na lagoa do Limão (L1) (21 espécies) e a menor na lagoa Juparanã (L3) (6 espécies) (Figura 361). Os rotíferos se destacaram mais uma vez, ocorrendo em todas as lagoas, bem como os cladóceros; os copépodes ocorreram apenas em duas lagoas (lagoas do Limão e Areal). Daphniidae, Bosminidae e Moinidae (cladóceros) ocorreram em todas as lagoas, Bdelloidea (rotíferos), em três lagoas, e Diaptomidae (copépodes), somente em duas lagoas (Tabela 143). A expressiva ocorrência desses cladóceros verdadeiramente planctônicos, nas lagoas, está relacionada com o aumento da profundidade e a redução da velocidade de corrente, quando comparado aos ambientes fluviais.

Figura 361 – Riqueza de espécies registradas nas lagoas, no inverno.

Fonte: Institutos Lactec.

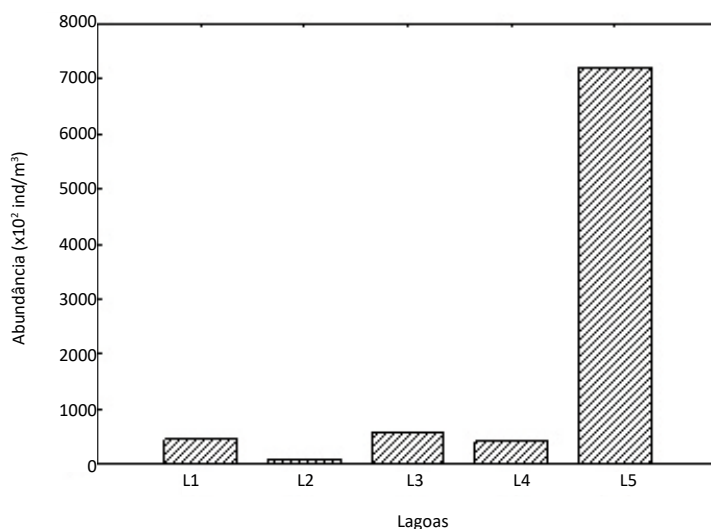
Ao contrário do constatado para os tributários, a maioria das espécies foi classificada como pouco frequente. Quatro espécies foram frequentes nas lagoas (*Brachionus falcatus*, *Keratella americana* - rotífero, *Bosminopsis deitersi* e *Ceriodaphnia cornuta* - cladóceros), além de Bdelloidea (rotífero), e três espécies, muito frequentes (*Keratella cochlearis*, *Bosmina hagmanni* – rotífero e *Moina minuta* – cladóceros) (Tabela 144). Todas essas espécies são consideradas verdadeiramente planctônicas, o que corrobora os resultados distintos registrados nesses ambientes. *M. minuta* também foi muito frequente na lagoa Marola (bacia do Médio rio Doce) (BONECKER et al., 1997). Estudos discorreram, ainda, que *Bosmina* e *Bosminopsis* são gêneros considerados *r* estrategistas, e *Moina*, como mais resistente a alterações ambientais (BOZELLI, 1998; MAIA-BARBOSA, 2000).

Tabela 144 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas nas lagoas, no inverno.

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Brachionidae				
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	20	Pouco frequente	0.02	Rara
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	60	Frequente	19.07	Pouco abundante
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	80	Frequente	2.49	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	100	Muito frequente	6.67	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	40	Pouco frequente	0.70	Rara
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 197)	40	Pouco frequente	0.03	Rara
Conochilidae				
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	40	Pouco frequente	1.36	Rara
Collothecidae				
<i>Collotheca</i> sp.	20	Pouco frequente	0.94	Rara
Filinidae				
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	40	Pouco frequente	0.22	Rara
Lecanidae				
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	20	Pouco frequente	0.01	Rara
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	40	Pouco frequente	0.05	Rara
<i>Lecane thienemmani</i> (Hauer, 1938)	20	Pouco frequente	0.01	Rara
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	20	Pouco frequente	0.06	Rara
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	20	Pouco frequente	0.01	Rara
Trichocercidae				
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	40	Pouco frequente	0.28	Rara
Synchaetidae				
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	40	Pouco frequente	0.90	Rara
Bdelloidea	60	Frequente	0.26	Rara
CLADOCERA				
Bosminidae				
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 194	100	Muito frequente	15.82	Pouco abundante
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	60	Frequente	7.13	Rara
Chydoridae				
<i>Alona rustica</i> Scott, 1895	20	Pouco frequente	0.00	Rara
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	40	Pouco frequente	0.25	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	60	Frequente	11.68	Pouco abundante
<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars, 191	20	Pouco frequente	0.25	Rara
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	20	Pouco frequente	11.36	Pouco abundante
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	20	Pouco frequente	0.04	Rara
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	40	Pouco frequente	0.01	Rara
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	100	Muito frequente	9.88	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
			0.00	
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	40	Pouco frequente	10.49	Pouco abundante

Em relação a abundância numérica, foi registrado um único padrão para todas as lagoas, sendo os maiores valores médios de todos os grupos, incluindo as formas jovens e os adultos de Cyclopoida e Calanoida, registrados na lagoa do Areal (L5), e menores, na lagoa Nova (L2) (Figura 362). Por outro lado, estudos realizados nessas mesmas lagoas encontraram maiores abundâncias na lagoa Aerão, e menores, na lagoa Areal (FEST, 2019). Estudos em 12 lagos do Médio rio Doce também destacaram a expressiva participação dos rotíferos e copépodes na estruturação da comunidade (TUNDISI; SAIJO, 1997).

Figura 362 – Abundância numérica dos organismos ($\times 10^2$ ind/ m^3) registrada nas lagoas, no inverno.



Fonte: Institutos Lactec.

As espécies que apresentaram expressiva abundância nas lagoas foram *Brachionus falcatus*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Conochilus unicornis* (rotífero), *Bosmina hagamanni*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Moina minuta* (cladóceros) e *Notodiaptomus henseni* (copépode). *B. falcatus*, *B. hagamanni*, *C. cornuta*, *D. gessneri*, *M. minuta* e *N. henseni* foram classificadas como espécies pouco abundantes, embora tenham sido as espécies que mais contribuíram para a abundância da comunidade nas lagoas (entre 10% e 40% da abundância total). As demais espécies foram classificadas como raras (< 10%). Mais uma vez, a hidrodinâmica e a maior profundidade desses ambientes parecem favorecer o estabelecimento das populações zooplanctônicas (BOMFIM et al., 2017).

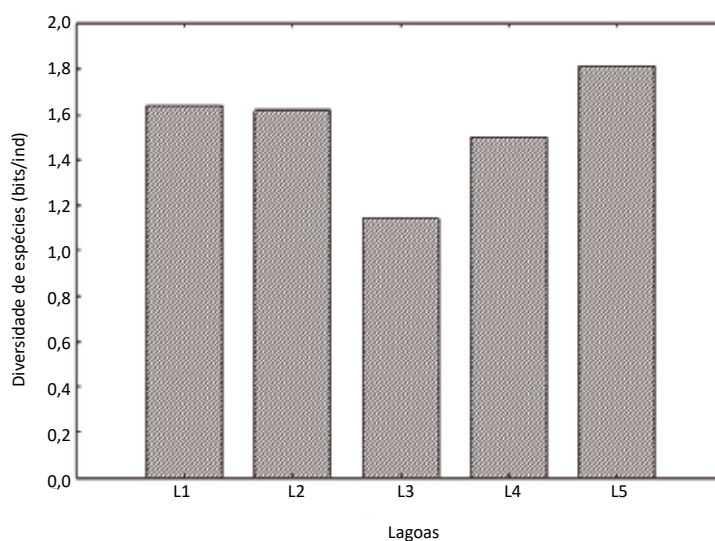
Estudos realizados na lagoa Areal apontaram que *D. gessneri* foi muito abundante nesse ambiente (FEST, 2019), como também observado no presente estudo. *B. deitersi* também predominou numericamente nessa lagoa, no outro estudo (FEST, 2019), e na lagoa do Limão, no presente estudo. A abundância numérica dessas espécies em ambientes lênticos estão relacionados a diferentes graus de trofia.

Os resultados da diversidade de espécies mostraram maiores valores na lagoa Areal (L5), e menores na lagoa Aerão (L4). No entanto, ao contrário dos tributários, a diversidade de espécies foi baixa em todas as lagoas (entre 1 e 2 bits/ind) (Tabela 145; Figura 363). Estudos realizados nessas mesmas lagoas também descreveram uma maior diversidade de espécies para lagoa Areal (FEST, 2019).

Tabela 145 – Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) estimados nas lagoas, no inverno.

Lagoas	H'	Diversidade de espécies	J'	Dominância de espécies
L1	1,642	Baixa	0,539	Alta
L2	1,617	Baixa	0,613	Média
L3	1,142	Baixa	0,638	Média
L4	1,500	Baixa	0,651	Média
L5	1,811	Baixa	0,787	Baixa

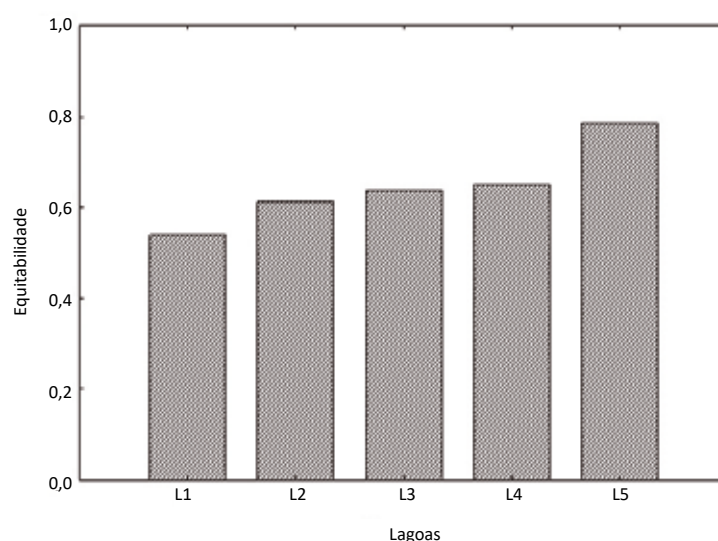
Figura 363 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas lagoas, no inverno.



Fonte: Institutos Lactec.

A equitabilidade da comunidade não diferiu expressivamente entre as lagoas (Figura 364). O maior valor foi verificado na lagoa Areal (L5), assim como a maior diversidade de espécies, e o menor valor, na lagoa do Limão (L1), onde foi constatada a maior abundância dos organismos.

Na lagoa Areal, a menor dominância de espécies ocorreu devido a expressiva abundância de seis espécies (*Brachionus falcatus* – rotífero, *Moina minuta*, *Bosmina hagdmani*, *Daphnia gessneri*, *Ceriodaphnia richardii* – cladóceros e *Notodiatomus henseni* – copépode). Por outro lado, a alta dominância de espécies na comunidade ocorreu devido a participação de uma espécie em 22% da abundância total (*Bosminopsis deitersi* – cladóceros). *B. deitersi*, em outro estudo, foi muito abundante na lagoa do Areão (FEST, 2019).

Figura 364 – Equitabilidade da comunidade registrada nas lagoas, no inverno.

Fonte: Institutos Lactec.

b) Verão (janeiro de 2019)

A comunidade zooplancônica nas lagoas, no verão, foi representada por 20 espécies, sendo 14 espécies de rotíferos, 5 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Brachionidae (rotíferos), Daphniidae e Bosminidae (cladóceros) e Diaptomidae (copépode) (Tabela 146). A riqueza de espécies é menor do que a registrada no inverno, provavelmente devido ao período maior de chuva no verão (efeito de diluição do plâncton), e o constatado em outros estudos (BONECKER et al., 1997; MAIA-BARBOSA et al., 2014; FEST, 2019).

Tabela 146 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplancônicas, nas lagoas, no verão (os nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).

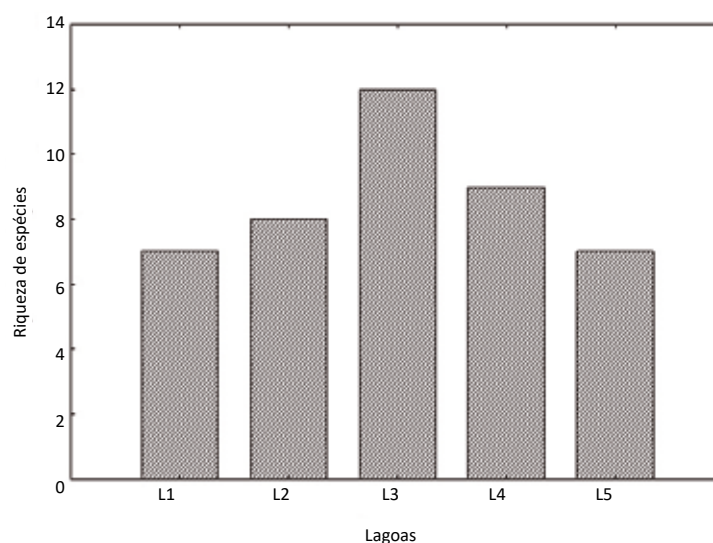
Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
ROTIFERA					
Lecanidae					
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0	1	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0	0	0	38	0
Brachionidae					
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	0	0	0	2550	25858
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914	201	0	45825	1600	28733
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	0	0	150	0	0
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	0	7050	600	125	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	0	0	75	38	0
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	0	0	75	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0	0	900	0	0
Trichocercidae					
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	76	0	0
Filiniidae					
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	0	0	600	0	0

Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
Synchaetidae					
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	100	0	0	0	0
Lepadellidae					
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	3100	3225	75	0	38
Bdelloidea	0	150	0	0	108
CLADOCERA					
Moinidae					
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	1500	1200	1125	38	2213
Bosminidae					
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	301	825	0	100	167
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	0	75	0	5438	0
Daphnidae					
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	1	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	0	0	75	38	0
COPEPODA					
Diaptomidae					
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	550	150	113	0	227

Uma maior riqueza de espécies foi constatada na lagoa Juparanã (12 espécies), e menor, nas lagoas do Limão (L1) e Areal (L5) (Figura 365; Tabela 147). No inverno, por outro lado, o menor número de espécies foi registrado na lagoa Juparanã. Esses resultados são inferiores ao registrado nessas mesmas lagoas em outro estudo, realizado durante cinco meses (lagoa Juparanã, 23 espécies; lagoa do Limão, 28 espécies; e lagoa Areal, 20 espécies) (FEST, 2019).

Os rotíferos, mais uma vez, foram os que mais contribuíram para a composição da comunidade, seguido dos cladóceros (Tabela 147), mesmo padrão observado no inverno. Assim como constatado para os tributários e o rio Doce, a maioria das espécies foi classificada como esporádica (Tabela 145).

Figura 365 – Riqueza de espécies registradas nas lagoas, no verão.



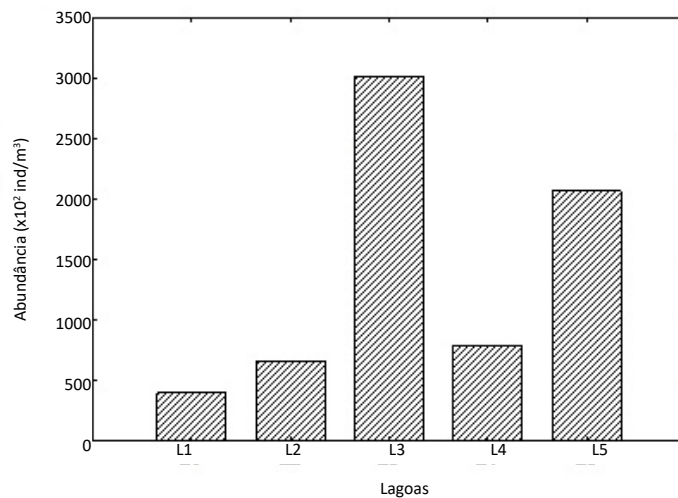
Fonte: Institutos Lactec.

Tabela 147 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplancônicas nas lagoas, no verão (classificação ver material e métodos).

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Lecanidae				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	20	Esporádica	0.03	Rara
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	20	Esporádica	0.03	Rara
Brachionidae				
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	40	Pouco frequente	19.59	Pouco abundante
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914	80	Frequente	52.65	Abundante
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	20	Esporádica	0.10	Rara
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	60	Frequente	9.34	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	40	Pouco frequente	0.08	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	20	Esporádica	0.05	Rara
<i>Keratella tropica tropica</i> (Apstein, 1907)	20	Esporádica	0.62	Rara
Trichocercidae				
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	20	Esporádica	0.00	Rara
Filinidae				
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	20	Esporádica	0.41	Rara
Synchaetidae				
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	20	Esporádica	0.07	Rara
Lepadellidae				
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	80	Frequente	6.61	Rara
Bdelloidea	40	Pouco frequente	0.44	Rara
CLADOCERA				
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	100	Muito frequente	4.19	Rara
Bosminidae				
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	80	Frequente	0.96	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	40	Frequente	3.80	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	20	Esporádica	0.03	Rara
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	40	Pouco frequente	0.08	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	80	Frequente	0.93	Rara

A comunidade também foi mais abundante na lagoa Juparanã (L3), seguida da lagoa Aereal (L5), e menos abundante na lagoa do Limão (L1) (Figura 366). No inverno, um maior número de indivíduos também foi observado na lagoa Areal. Em ambos os períodos, esses resultados foram explicados pela maior contribuição dos rotíferos e copépodes, principalmente das formas jovens (náuplios e copepoditos). *Brachionus mirus* (rotífero) foi a única espécie classificada como abundante (53%), *B. falcatus* (rotífero), como pouco abundante (20%), e as demais como raras (<10%) (Tabela 147). *B. falcatus* também foi classificada como pouco abundante no inverno.

Figura 366 – Abundância dos organismos ($\times 10^2$ ind/ m^3) registrada nas lagoas, no verão.



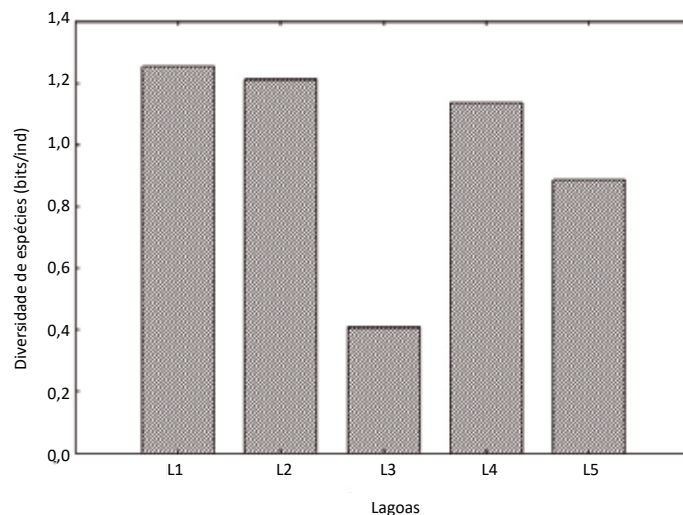
Fonte: Institutos Lactec.

A diversidade de espécies variou entre muito baixa e baixa nas lagoas (Tabela 148; Figura 367), menor do que o estimado no inverno. Especialmente, o menor valor foi registrado na lagoa Juparanã (L3), onde foi verificada uma maior riqueza de espécies e abundância da comunidade.

Tabela 148 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) estimados nas lagoas, no verão.

Pontos de amostragem	H'	Diversidade de espécies	J'	Dominância de espécies
L1	1,252	Baixa	0,643	Média
L2	1,212	Baixa	0,583	Média
L3	0,410	Muito baixa	0,171	Muito Alta
L4	1,138	Baixa	0,547	Média
L5	0,887	Muito baixa	0,456	Média

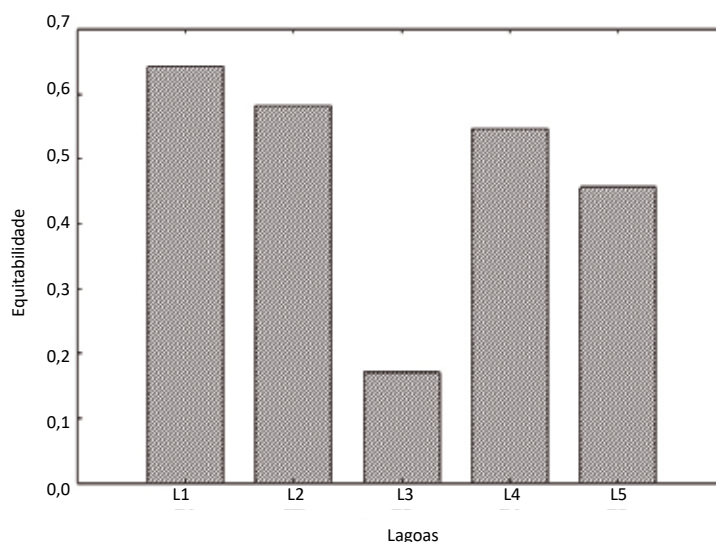
Figura 367 – Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas lagoas, no verão.



Fonte: Institutos Lactec.

A equitabilidade da comunidade foi maior na lagoa do Limão (L1) e menor na lagoa Juparanã (L3) (Figura 368). Por outro lado, nessa última lagoa foi sugerida uma dominância de espécies média, e na primeira lagoa, a menor dominância de espécies.

Figura 368 – Equitabilidade da comunidade nas lagoas, no verão.



Fonte: Institutos Lactec.

4.2.4 CONCLUSÃO

Notas técnicas do IEMA/ES asseguram que as lagoas Nova, Areão e Areal sofreram influência das águas alteradas do rio Doce, durante a cheia de janeiro/2016. Entretanto, a escassez ou inexistência de estudos sobre o plâncton destas lagoas, anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, e o monitoramento tardio e descontínuo da comunidade após o desastre, não permitiram avaliar possível alteração e mensurar danos causados pelos rejeitos de minério.

Com base nas amostragens realizadas no pós-desastre, observou-se que as comunidades fitoplanctônicas das lagoas capixabas apresentaram riqueza, diversidade e densidade elevada. Os dados obtidos para as lagoas Nova e Juparanã foram condizentes com os estudos pretéritos realizados nestes locais.

A estrutura da comunidade zooplânctônica nas lagoas apresentou uma variação espacial de acordo com a sazonalidade (inverno e verão), com exceção da abundância dos organismos que sempre aumentou na direção da lagoa do Areal até a lagoa do Limão (de L5 para L1). Esse mesmo padrão espacial foi encontrado, ainda, para a diversidade de espécies e equitabilidade da comunidade no inverno. Por outro lado, a riqueza de espécies, no inverno, aumentou na direção da lagoa do Limão para a lagoa do Areal (de L1 para L5), bem como a diversidade de espécies e equitabilidade da comunidade no verão. Portanto, as comunidades zooplânctônicas nas lagoas podem ter contribuído para estrutura das comunidades no trecho final do rio Doce tanto no verão, como no inverno. Em geral, maiores valores de abundância foram registrados no verão e de riqueza e diversidade de espécies, além da equitabilidade da comunidade, no inverno.

4.3 QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Neste capítulo são apresentados os resultados das análises físico-química dos sedimentos e os danos aos macroinvertebrados bentônicos nas lagoas do Espírito Santo, especificamente sobre as alterações físico-químicas, associadas ao eventual aumento de elementos tóxicos (EPTs) e às alterações referentes à comunidade macroinvertebrados bentônicos.

O ambiente lacustre analisado capítulo possui cinco pontos de coleta somente no estado do Espírito Santo, nomeados como L1 – Lagoa do Limão, L2 – Lagoa Nova, L3 – Lagoa Juparanã, L4 – Lagoa do Areão (Pandolfi) e L5 – Lagoa Areal (Figura 338). As respectivas regiões geomorfológicas correspondem as Planícies Costeiras onde estão localizadas as lagoas do Limão, do Areão e Areal; e os Piemontes Inumados onde estão localizados a lagoa Nova e Juparanã (INSTITUTO JONES DOS SANTOS NEVES, 2012). Ambas regiões geomorfológicas estão localizadas no ambiente de Depósitos Sedimentares próximos ou localizados na zona costeira do Espírito Santo, portanto, não apresentam elevações expressivas no relevo.

A lagoa do Limão localiza-se no município de Colatina e próximo a Linhares, coincidindo à uma significativa proximidade ao rio Doce, e sua altitude é de 30 m aproximadamente. A lagoa Nova localiza-se no município de Linhares, ao lado da rodovia ES-248 na altura do 62 Km, possui uma conexão com o rio Bananal, no qual tem sua foz diretamente ligada ao rio Doce (rio principal).

A lagoa Juparanã está localizada mais próxima à região urbana de Linhares, e sob as mesmas condições de interação com o rio Doce, ligado pelo rio São José e sua foz diretamente com o rio Doce. A lagoa do Areão se encontra próximo à rodovia ES-245, dentro do perímetro municipal de Linhares, sem escoamento direto para o rio Doce e por fim, a lagoa Areal se encontra no perímetro municipal de Linhares, neste caso localiza-se ao lado da rodovia ES-010 e mais próximo à zona costeira, entretanto, sua posição em relação ao rio Doce é um pouco mais distante que os demais pontos.

4.3.1 METODOLOGIA

A metodologia de amostragem tanto dos sedimentos, quanto dos macroinvertebrados bentônicos seguiu conforme a metodologia apresentada para o ambiente fluvial (2.6.1) e dos reservatórios hidrelétricos (3.4.1).

Para esse estudo, foram analisadas cinco lagoas no estado do Espírito Santo, conforme Tabela 80. Os sedimentos foram encaminhados para análises físico-químicas para a determinação da granulometria e quantificação das concentrações dos elementos analisados pelo método de ICP-OES. Nesse ambiente não foram realizadas comparações com dados pretréritos ao desastre em função de não haver trabalhos similares, compatíveis com a análise em questão, seja de órgãos ambientais regionais ou de âmbito estadual e/ou federal. Desta forma são apresentados aqui apenas os dados primários obtidos por meio de coletas realizadas pelo Lactec.

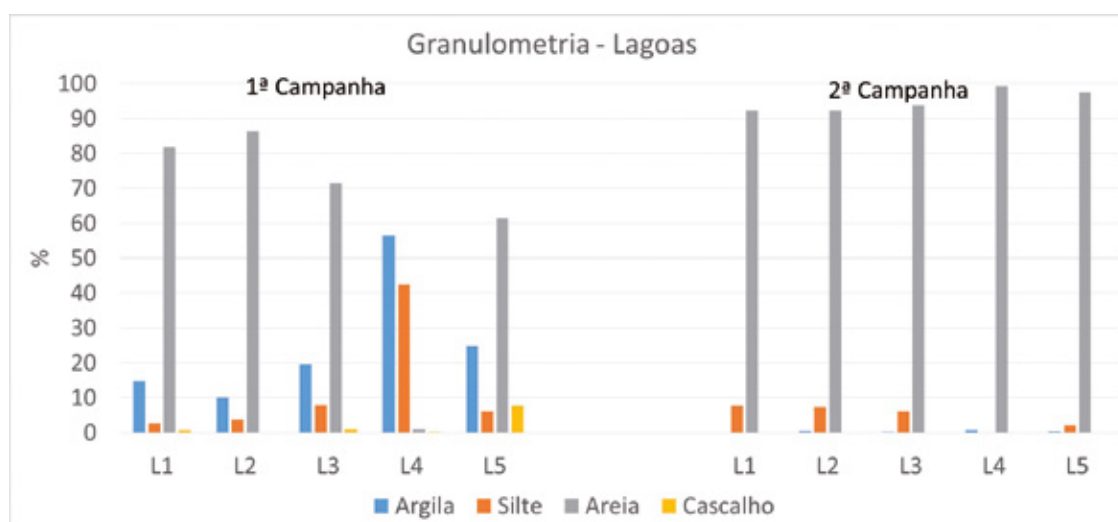
Para os macroinvertebrados bentônicos, sempre que possível, foram coletadas seis amostras, sendo três réplicas de região sublitoral e três réplicas de região profunda. Fazem parte desse diagnóstico os resultados de duas campanhas, a primeira na estação seca de 2018 (entre junho e julho de 2018) e a segunda na estação chuvosa de 2019 (janeiro de 2019).

As amostras coletadas em ambiente lacustre foram enviadas ao laboratório Controle Analítico, onde foram analisadas conforme CETESB, (2003). A metodologia de análise foi similar a adotada em ambiente fluvial, entretanto para essas amostras foi utilizada a peneira com abertura de malha de 0,50 mm na preparação da amostra.

4.3.2 COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA DO SEDIMENTO

No que se refere às lagoas, os resultados obtidos na 1ª campanha (inverno) foram identificadas as frações de argila e silte e um predomínio da fração areia. Na lagoa L5 (Areal) há também a fração cascalho. Na segunda campanha com os mesmos procedimentos de coleta e análise, foram identificadas na sua maioria, a fração areia, conforme mostra o gráfico da Figura 369.

Figura 369 – Distribuição das frações granulométricas das lagoas nas campanhas 1 e 2.



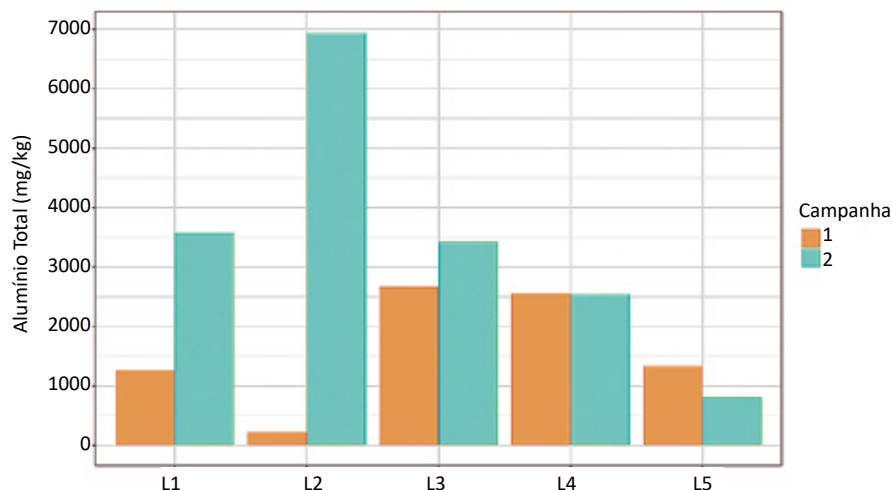
4.3.3 CONCENTRAÇÃO DE EPTS NOS SEDIMENTOS

Os resultados das análises dos sedimentos das coletas realizadas pelo Lactec nas lagoas são apresentados por gráficos da distribuição das concentrações por EPTs nas campanhas 1 e 2 ao longo da distância do rio Doce.

Alumínio

As concentrações de alumínio, indicadas no gráfico da Figura 370, mostram que na lagoa Nova (L2), as concentrações foram próximas a 70.000 mg/kg na campanha 2 e exatamente nessa mesma lagoa, a concentração foi de aproximadamente 2.000 mg/kg na campanha 1. Para as demais lagoas, as concentrações foram equivalentes, com concentrações entre 30.000 e 8.000 mg/kg.

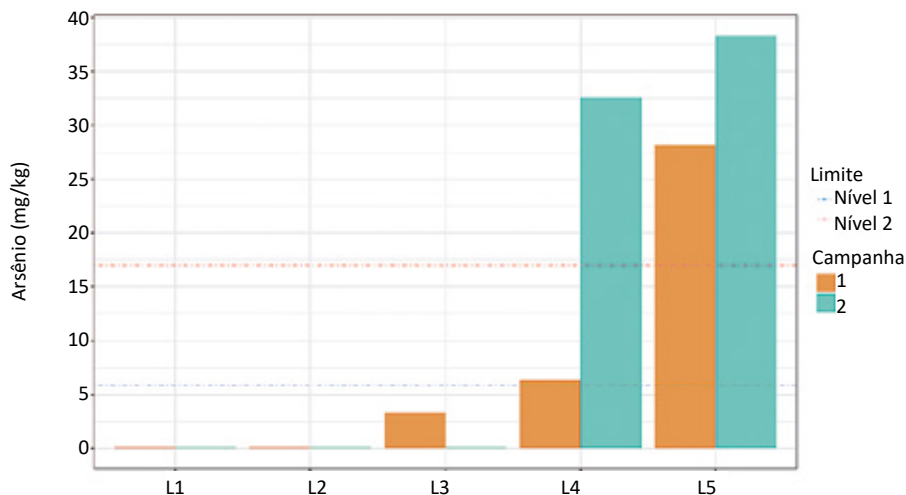
Figura 370 – Gráfico das concentrações de alumínio das lagoas analisadas



Arsênio

Na lagoa do Limão e na lagoa Nova as concentrações de alumínio foram inferiores ao limite de quantificação do método, que é de 0,1 mg/kg, sendo detectados apenas nas lagoas Juparanã, Areão e Areal. Na primeira campanha a lagoa do Areão (Pandolfi) apresentou concentrações de 6,32 mg/kg (acima do Nível 1 do CONAMA) e a lagoa Areal (28,17 mg/kg (acima do Nível 2 do CONAMA). Na segunda campanha os mesmos valores apresentaram-se acima do estabelecido pela Resolução CONAMA, sendo 32,58 mg/kg e 38,32 mg/kg, respectivamente, estando as duas com valores acima do Nível 2 (Figura 371).

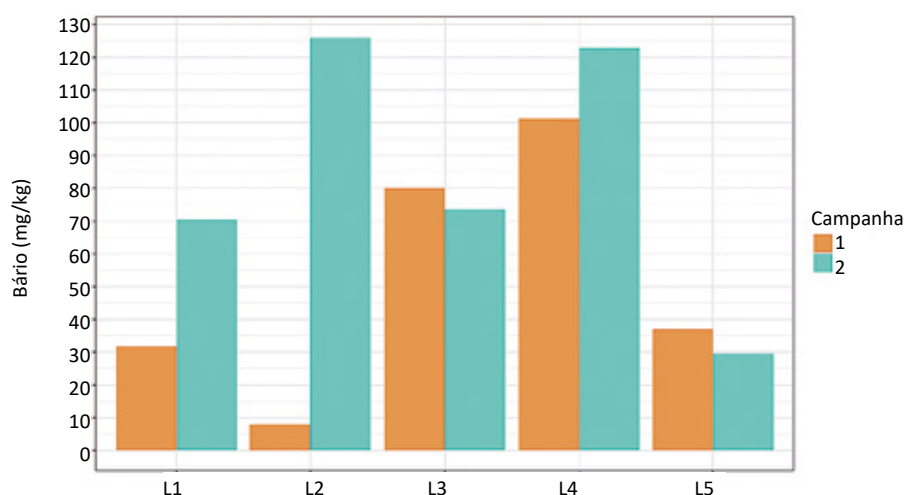
Figura 371 – Gráfico das concentrações de arsênio das lagoas analisadas.



Bário

As concentrações de bário obtidas nas lagoas, indicadas no gráfico da Figura 372, mostram que na lagoa Nova, as concentrações foram próximas a 120 mg/kg na campanha 2 e exatamente nessa mesma lagoa, a concentração foi de 7,9 mg/kg na campanha 1. Para as demais lagoas, as concentrações foram equivalentes.

Figura 372 – Gráfico das concentrações de bário das lagoas analisadas.



Cádmio

Todas as amostras coletadas nas lagoas apresentaram concentrações de cádmio abaixo do limite de quantificação de 0,02 mg/kg (Figura 373).

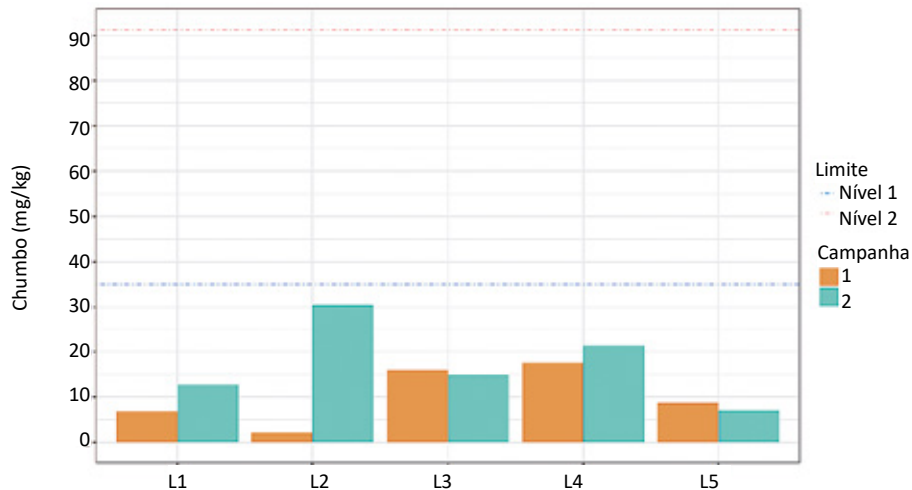
Figura 373 – Gráfico das concentrações de cádmio das lagoas analisadas.



Chumbo

Nas lagoas, as concentrações de chumbo observadas também foram inferiores ao Nível 1 da Resolução CONAMA. As concentrações foram similares entre as duas campanhas, com exceção das observadas na lagoa Nova, que teve uma concentração do elemento, de 30,39 mg/kg (Figura 374).

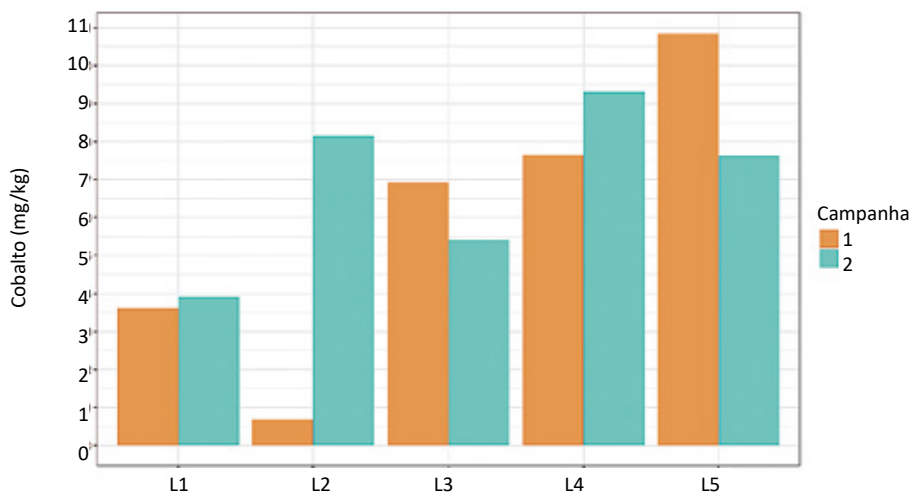
Figura 374 – Gráfico das concentrações de chumbo das lagoas analisadas.



Cobalto

As concentrações de cobalto obtidas nas lagoas, indicadas no gráfico da Figura 375, mostra que na lagoa Nova, as concentrações foram próximas a 8,15 mg/kg na campanha 2 e exatamente nessa mesma lagoa, a concentração foi de 0,68 mg/kg na campanha 1. Para as demais lagoas, as concentrações foram equivalentes, porém as concentrações tenderam a uma elevação da lagoa Juparanã, para Areão e Areal, respectivamente de valores aproximados de 7, 9 e 11 mg/kg.

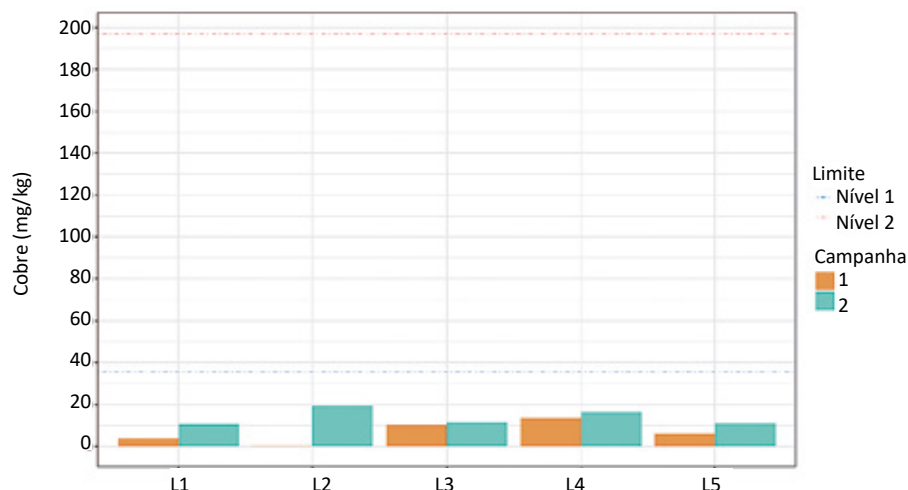
Figura 375 – Gráfico das concentrações de cobalto das lagoas analisadas.



Cobre

A concentração de cobre nas amostras de todas as lagoas analisadas variou entre 0,1 e 19,33 mg/kg, que estão abaixo do Nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 (Figura 376).

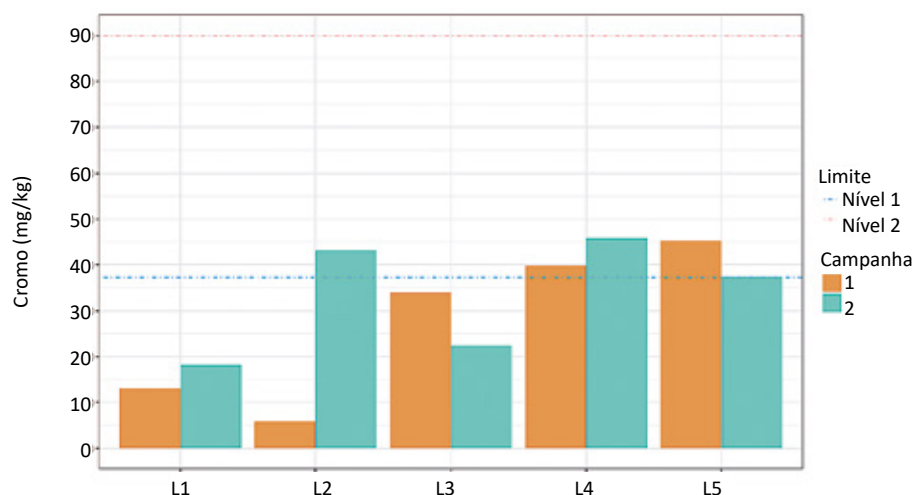
Figura 376 – Gráfico das concentrações de cobre das lagoas analisadas.



Cromo

A Figura 377 mostra que as concentrações de cromo nas lagoas analisadas foram mais elevadas na segunda campanha nas lagoas do Limão, lagoa Nova e lagoa do Areão, e mais elevadas na primeira campanha nas lagoas Juparanã e Areal. Valores acima do Nível 1 foram observados na lagoa do Areão (39,8 mg/kg) e lagoa Areal (45,4 mg/kg) na primeira campanha e na lagoa Nova (43,2 mg/kg), lagoa do Areão (45,9 mg/kg) e lagoa Areal (37,4 mg/kg) na segunda campanha.

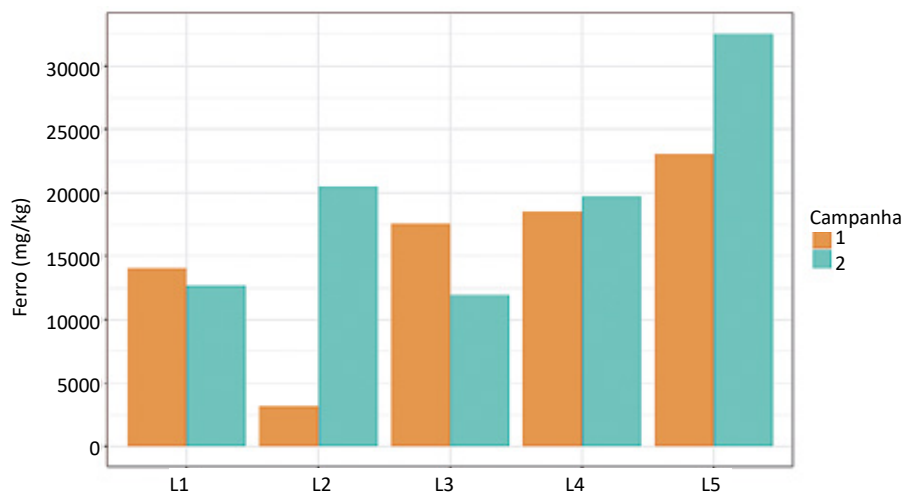
Figura 377 – Gráfico das concentrações de cromo das lagoas analisadas.



Ferro

Quanto às lagoas, a concentração de ferro foi ligeiramente mais elevada na segunda campanha de amostragem (Figura 378), a concentração variou entre 1.395 e 47.700 mg/kg. Todas as concentrações observadas foram inferiores ao UET definido por Buchman, (2008).

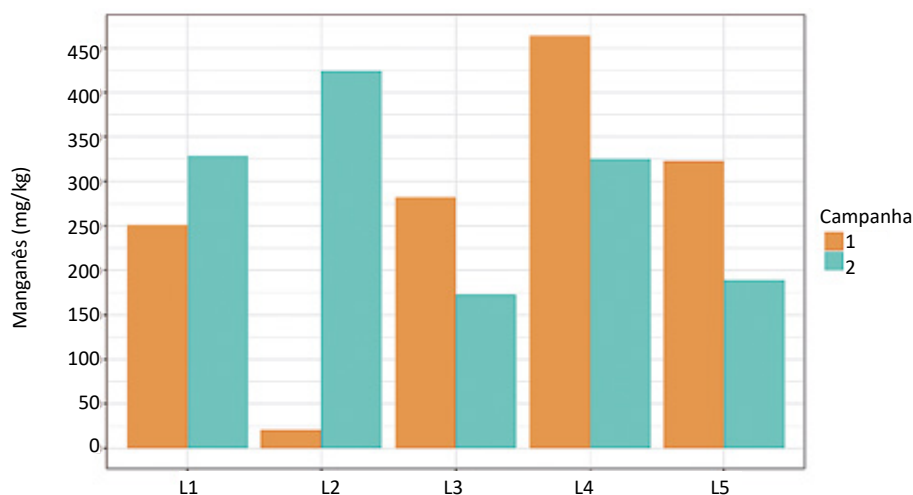
Figura 378 – Gráfico da concentração de ferro das lagoas analisadas.



Manganês

A distribuição espacial das concentrações de manganês mostrou concentrações semelhantes quando comparadas as duas campanhas, com exceção da lagoa Nova, na qual a concentração de manganês foi mais elevada na segunda campanha, com 424 mg/kg. Todas as concentrações observadas foram inferiores ao UET, que é 1.100 mg/kg (Figura 379).

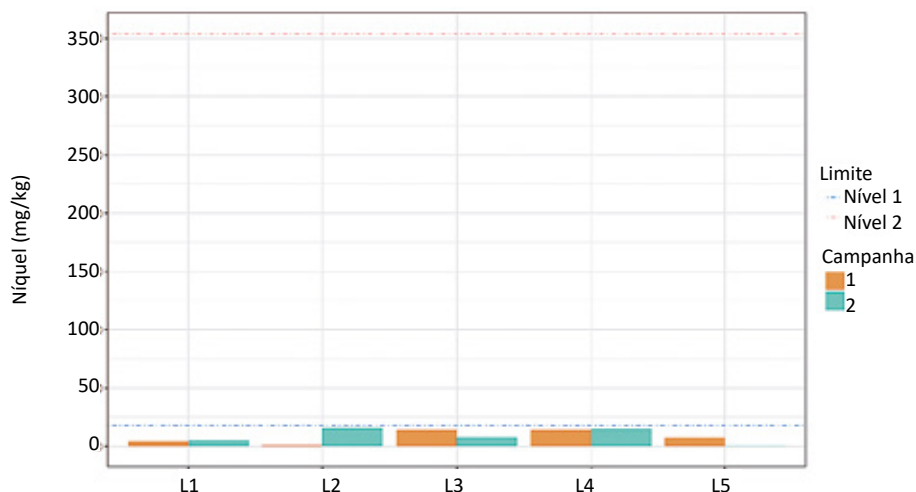
Figura 379 – Gráfico das concentrações de manganês das lagoas analisadas.



Níquel

Nas lagoas a concentração de níquel foi inferior ao Nível 1 do CONAMA, que é de 18 mg/kg, em todas as lagoas analisadas. Não foi observada diferença significativa entre as duas campanhas, como apresentado na Figura 380.

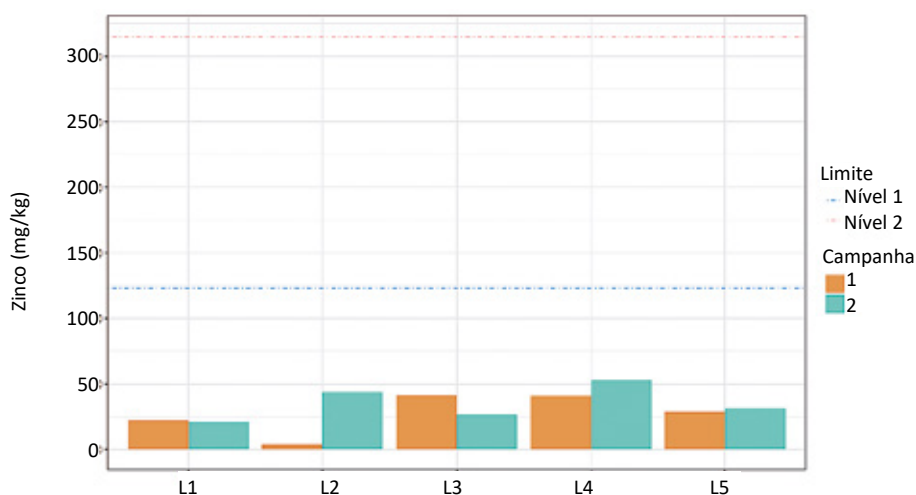
Figura 380 – Gráfico das concentrações de níquel das lagoas analisadas.



Zinco

As concentrações observadas nas lagoas foram inferiores ao Nível 1 da Resolução CONAMA 454/12 em todas as amostras analisadas. Os dados apresentados no gráfico da Figura 381, não evidenciam diferença significativa entre a primeira e a segunda campanha.

Figura 381 – Gráfico das concentrações de zinco das lagoas analisadas.



4.3.4 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS PRESENTE NO SEDIMENTO

Nas cinco lagoas analisadas nas duas campanhas de diagnóstico ambiental realizadas pelo Lactec, foram registrados os grupos Nematoda, Annelida (Oligochaeta, Hirudinea), Mollusca (Bivalvia e Gastropoda) e Arthropoda (Araneae, Acari, Palaemonidae, Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Plecoptera e Diptera) (Tabela 149). Os insetos foram o grupo com maior riqueza (63% do total de táxons). Oligochaeta (Annelida) e Chironomidae (Diptera) foram os grupos mais frequentes e com maior abundância relativa nas diferentes lagoas nos dois períodos analisados (Figura 382 e Figura 383). Conforme esperado, de maneira geral a região profunda das lagoas apresentaram menores riqueza, diversidade e densidade quando comparadas a região sublitoral (Figura 382).

Tabela 149 – Táxons de macroinvertebrados encontrados em ambiente lacustre nas duas campanhas do diagnóstico realizado pelo Lactec.

Filo Nematoda	Polymitarcyidae
Filo Annelida	Ordem Odonata
Classe Oligochaeta	Subordem Zygoptera
Classe Hirudinea	Coenagrionidae
Filo Mollusca	Gomphidae
Classe Bivalvia	Libellulidae
Corbiculidae	Ordem Hemiptera
Hyriidae	Corixidae
Sphaeriidae	Hebriidae
Psidiidae	Notonectidae
Classe Gastropoda	Pleidae
Ampularidae	Ordem Coleoptera
Ancilidae	Dytiscidae
Thiaridae	Elmidae
Hydrobiidae	Gyrinidae
Planorbidae	Hydrophilidae
Pleuroceridae	Anomalopsychidae
Filo Arthropoda	Hydropsychidae
Classe Chelicerata	Hydroptilidae
Ordem Araneae	Policentropodidae
Ordem Acari	Ordem Diptera
Hydracarina	Ceratopogonidae
Subfilo Crustacea	Chironomidae
Ordem Decapoda	Chaoboridae
Palaemonidae	Dixidae
Classe Inseta	Culicidae
Ordem Ephemeroptera	Ordem Plecoptera
Baetidae	Pyralidae
Caenidae	
Ephemeridae	
Leptohyphidae	
Leptophlebiidae	

Com relação as amostras coletadas em região sublitoral, nas cinco lagoas estudadas a menor riqueza em estação seca (junho e julho de 2018) foi de 11 táxons na Lagoa do Limão (L1), a maior riqueza foi de 24 táxons na Lagoa Areal (L5). Em período chuvoso (janeiro de 2019) a menor riqueza foi de 10 táxons na Lagoa Juparanã (L3) e a maior foi de 17 táxons na Lagoa do Limão (L1) (Figura 382). Todas as lagoas apresentaram maior riqueza na estação seca de 2018 quando comparada a estação chuvosa de 2019, exceto a Lagoa do Limão (L1). Entre todas as lagoas a diversidade em região sublitoral foi menor na Lagoa Nova (L2) e maior na Lagoa Areal (L5) em período seco (junho e julho de 2018) (Figura 383) e foi menor na Lagoa Areal (L5) e maior na Lagoa Nova (L2) em período chuvoso (janeiro de 2019) (Figura 384). Com relação a densidade em período seco a menor foi de 1,18 indivíduos/m² na Lagoa do Limão (L1) e a maior foi de 42 indivíduos/m² na Lagoa Juparanã (L3). Em período chuvoso na menor densidade foi de 11,2 indivíduos/m² na Lagoa Juparanã (L3) e a maior foi de 67,1 indivíduos/m² na Lagoa Nova (L2).

Com relação as análises de comunidades realizadas as cinco lagoas estudadas apresentaram resultados próximos. A ausência de linha base e a baixa quantidade de campanhas (apenas uma para período seco e uma para período chuvoso) não permitem quantificação de possíveis danos causados pelo desastre na comunidade de macroinvertebrados bentônicos de ambiente lacustres. Também não é possível realizar análise temporal da comunidade, sendo necessário período maior de monitoramento para tanto.

Figura 382 – Riqueza de táxons, diversidade (de Shannon) e densidade de macroinvertebrados bentônicos em ambiente lacustre. SL: região sublitoral e P: região profunda. L1: Lagoa do Limão; L2: Lagoa Nova; L3: Lagoa Juparanã; L4: Lagoa Areão (Pandolfi) e L5: Lagoa Areal.

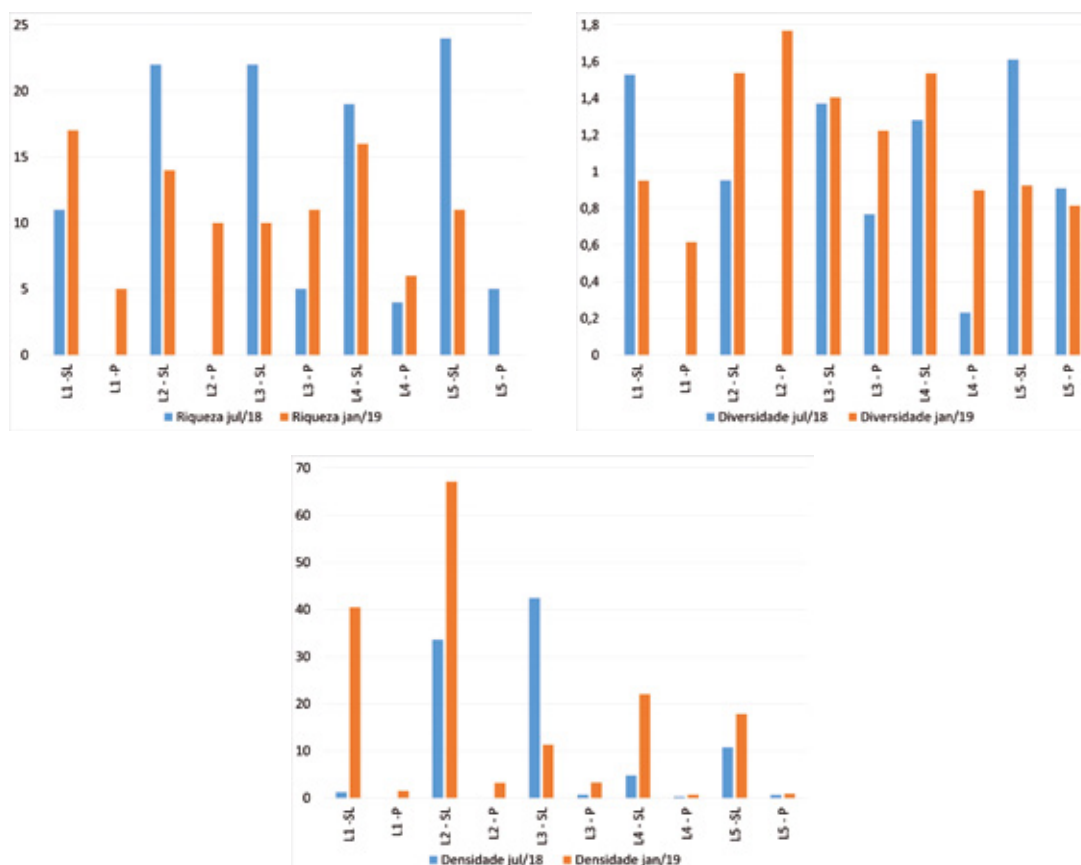


Figura 383 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em ambiente lacustre na campanha realizada pelo Lactec em período seco (entre junho e julho de 2018). L1: Lagoa do Limão; L2: Lagoa Nova; L3: Lagoa Juparanã; L4: Lagoa Areão (Pandolfi) e L5: Lagoa Areal.

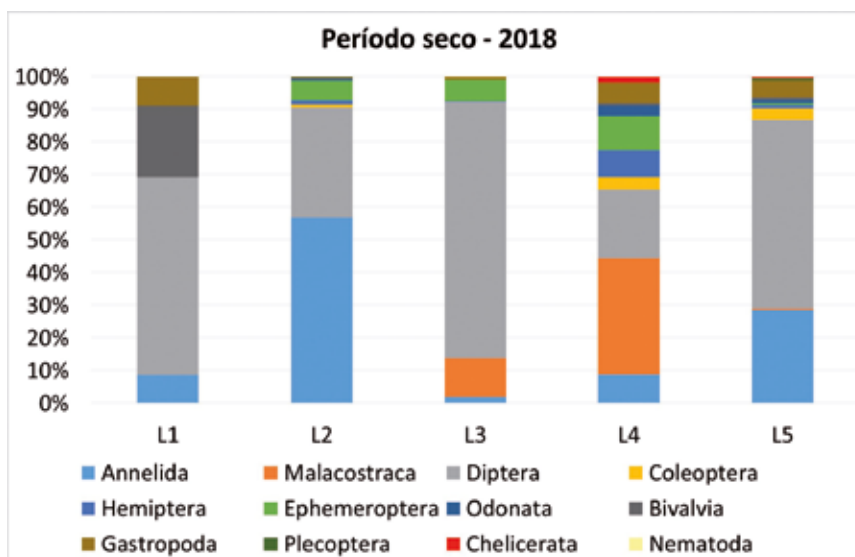
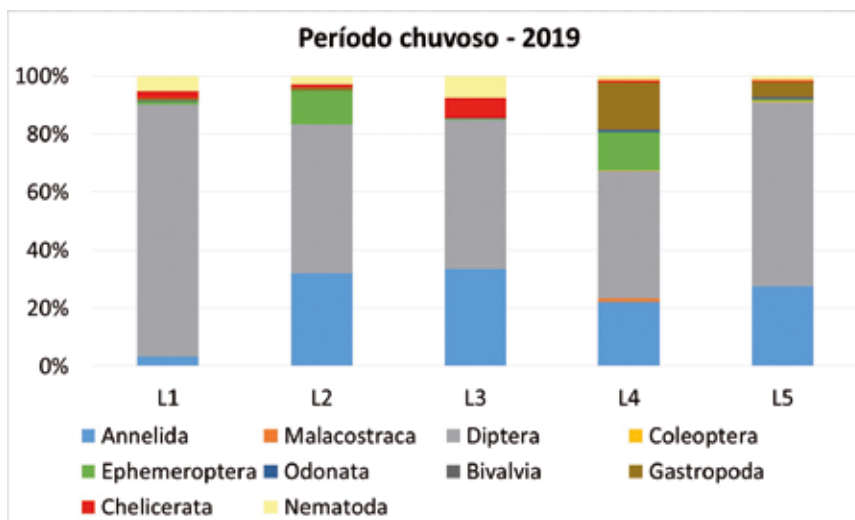


Figura 384 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em ambiente lacustre na campanha realizada pelo Lactec em período chuvoso (em janeiro de 2019). L1: Lagoa do Limão; L2: Lagoa Nova; L3: Lagoa Juparanã; L4: Lagoa Areão (Pandolfi) e L5: Lagoa Areal.



4.3.5 CONCLUSÕES

A ausência de linha base para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos e para a análise físico-química nas lagoas do Espírito Santo impossibilita a mensuração de danos a comunidade em decorrência do desastre. Entretanto estima-se que a entrada da lama na cheia de 2016, e consequente alterações das qualidades químicas e físicas da água e dos sedimentos nesse ambiente cause alterações expressivas na comunidade. Futuras entradas da lama em decorrência de altas precipitações de chuva também têm potencial para apresentar o mesmo efeito. Os dados das análises realizadas pelo Lactec, com coletas realizadas após o desastre em uma estação seca e uma estação chuvosa não possibilitam mensuração do dano e nem a análises mais aprofundadas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes nas lagoas analisadas.

4.4 ICTIOFAUNA

O sistema de lagos do vale do Rio Doce é considerado o terceiro maior do Brasil (TUNDISI et al., 1981). De acordo com Meis e Tundisi (1997), estes lagos apresentam variados estágios de evolução e foram formados a partir de complexos processos geológicos que modificaram o curso do rio Doce e seus tributários, isolando pequenos trechos, os quais deram origem às lagoas atuais. Grande parte das lagoas tem regime perene e a variação do nível da água está relacionada principalmente com regime pluviométrico.

As lagoas e as áreas alagáveis constituem ambientes com notáveis flutuações cíclicas, que impõe respostas adaptativas aos seus componentes biológicos de maneira a lhes permitir uma sobrevivência em condições estressantes (AGOSTINHO et al., 1995). Ao contrário de lagos clássicos, lagoas de planícies de inundação são submetidas a grandes oscilações de profundidade e de área durante o ano e apresentam diferentes níveis de comunicação com a drenagem local (AGOSTINHO e JÚLIO Jr, 1999). Estes ambientes aquáticos apresentam variações temporais de fatores físicos, químicos e biológicos, determinados, principalmente, pelos pulsos de inundação (JUNK et al., 1989).

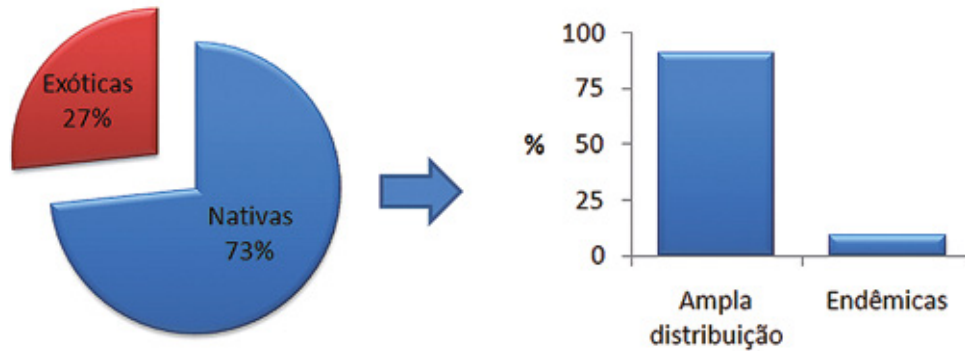
A flutuação dos fatores hidrológicos e limnológicos exercem grande influência sobre a disponibilidade de alimento e abrigo, sendo que esta grande diversidade de condições de habitats é favorável à propagação de inúmeras espécies que dependem das flutuações naturais do nível fluviométrico (WINEMILLER, 1990; KATTELMANN e EMBURY, 1996). O regime hídrico desse ambiente, por exemplo, pode ter papel fundamental na desova e desenvolvimento inicial de algumas espécies de peixes (JUNK, 1980; VAZZOLER et al., 1997).

A ictiofauna deste tipo de ambiente é representada por espécies de pequeno porte e por jovens de espécies de grande porte (normalmente de importância comercial) que utilizam estas lagoas para o desenvolvimento inicial. A predominância de pequenos Characiformes e Cichliformes está relacionada provavelmente com o refúgio e a disponibilidade de alimento, assim como a capacidade visual dessas espécies em detectar predadores (DELARIVA et al., 1994; PETRY et al., 2003; SÁNCHEZ-BOTERO et al., 2003).

As informações primárias e secundárias (LATINI e PETRERE, 2004; VIEIRA et al., 2005; VASCONCELLOS et al., 2008; SANTOS, 2008) levantadas para os ambientes lacustres do rio Doce indicam a ocorrência de pelo menos 30 espécies de peixes, distribuídas em seis ordens e 16 famílias, sendo as ordens Characiformes (46,7%; 14 espécies), Siluriformes (23,3%; 7 espécies) e Cichliformes (20%; 6 espécies) as mais representativas. Considerando as famílias, as maiores riquezas foram registradas para Cichlidae (20%; 6 espécies), Characidae (16,7%; 5 espécies) e Erythrinidae (10%; 3 espécies).

A ictiofauna registrada é composta principalmente por espécies de pequeno (< 20cm) e médio porte (entre 20 e 40cm), e a participação das diferentes ordens reflete a situação descrita para os rios neotropicais por LOWE-McCONNELL (1987), sendo que cerca de 70% dos peixes pertencem às ordens Characiformes e Siluriformes. Dentre as 22 espécies nativas registradas, apenas duas são consideradas endêmicas, ou seja, ocorrem exclusivamente na bacia do rio Doce (Figura 385). As informações levantadas indicam que 50% das espécies que ocorrem nestes ambientes aquáticos têm importância para a pesca.

Figura 385 – Frequência relativa (%) das espécies de peixes de água doce nativas (de ampla distribuição e endêmicas) e introduzidas (exóticas) levantadas para os ambientes lacustres da bacia do rio Doce.



As informações levantadas indicam que a ictiofauna destes ambientes é representada principalmente por espécies de pequeno porte e por juvenis de espécies de grande porte que utilizam as lagoas para o desenvolvimento inicial. Além disso, a grande ocorrência de espécies introduzidas (exóticas) é uma ameaça à diversidade da comunidade bentônica e de peixes nativos.

5 OUTROS TEMAS ESTUDADOS

Algumas áreas temáticas e parâmetros estudados apontaram para alterações e degradação ambiental, mas não puderam ser associadas, até o presente momento, ao desastre. Alguns outros não indicaram alterações, porém os danos do desastre podem ainda não ter aparecido, como em espécies de vida longa, ou podem não ter sido identificadas através das análises realizadas. Dessa forma, abaixo constam todos os resultados desses levantamentos que são de extrema importância para descrever a situação atual do ambiente, possibilitando acompanhamento e evolução das condições ao longo do tempo.

5.1 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

De início cabe salientar que o termo água, em hidrologia, se refere a uma solução onde o solvente é a água propriamente dita, daí ser com frequência utilizado o plural águas, representando na realidade soluções onde os solutos presentes diferenciam uma massa d'água de outra. Também é importante saber que mesmo a água cuja fórmula é H_2O , pode ter composições diferentes, dependendo dos isótopos de oxigênio e também de hidrogênio componentes da molécula. A água atmosférica normalmente é mais rica em isótopos mais leves do oxigênio (O^{16}) do que a água superficial ou subterrânea que já interagiu com minerais das rochas, adquirindo uma proporção maior de isótopos pesados (O^{18}).

A água subterrânea envolve a água, que após infiltrada na superfície do terreno, circula e se acumula em vazios das rochas e de sedimentos, se constituindo na principal fonte de alimentação dos rios e lagos em períodos de estiagem. A água precipitada durante a chuva é repartida entre uma fração que é devolvida para a atmosfera pela evaporação e evapotranspiração, uma fração que escorre pela superfície alimentando os rios e outros corpos de água superficial e uma fração que é infiltrada no terreno. A porção infiltrada, movida pela gravidade, vai se deslocando e ocupando vazios dos solos, sedimentos e rochas até atingir o nível hidrostático, abaixo do qual todos os vazios interconectados estão ocupados pela água. O corpo de água limitado superficialmente pelo nível hidrostático ou freático, flui lentamente em direção à drenagem superficial, alimentando-a. A superfície do freático tende a acompanhar a superfície do terreno sendo influenciada pela constituição do solo ou das formações geológicas superficiais, que possuem permeabilidades ou condutividades hidráulicas variáveis, o que controla a facilidade com a qual a água se desloca. Em seu percurso, a água, que possui uma estrutura molecular polar, bem como seus componentes dissolvidos, vão interagindo com os constituintes sólidos minerais, matéria orgânica e gases presentes, reagindo quimicamente com estes e mudando a composição de ambos.

Quando o meio por onde a água se desloca possui vazios interconectados maiores, ela se move mais rapidamente, por outro lado quando os vazios intergranulares ou fraturas são submilimétricos, seu fluxo é dificultado. Visto isso, alguns meios argilosos, apesar de possuírem uma relativamente grande porosidade, os poros ou vazios entre as partículas são muito pequenos, retêm a água com facilidade, levando a um meio praticamente impermeável. Por outro lado, materiais granulares com partículas de maiores dimensões, como areia e cascalho são muito mais permeáveis, permitindo à água circular mais livremente.

No trato da água subterrânea, o conjunto formado pelas rochas e vazios preenchidos pela água é denominado **aquífero**, quando a água é extratível economicamente. Quando o meio é praticamente impermeável, tem-se um **aquicludo**. Quando os vazios das rochas ou poros são espaços intergranulares, têm-se um **aquífero granular** e quando estes vazios são espaços abertos em fraturas e fissuras, os **aquíferos** são **fissurais**. O corpo de água próximo à superfície é conhecido como **aquífero freático**, simplesmente freático. Quando as rochas do substrato são muito solúveis, como é o caso de litologia carbonática, os vazios de fissuras são progressivamente alargados pela dissolução dos minerais do arcabouço rochoso, caracterizando um **aquífero cárstico**. A superfície do freático é também denominada **nível freático** ou **superfície potenciométrica**. Quando um corpo aquífero é limitado por camadas impermeáveis ou aquicludos ocorre um **aquífero confinado** ou **aquífero semi-confinado**. O aquífero livre é acessado com mais facilidade, por meio de poços escavados tipo cacimba ou tubulares rasos, sendo também o mais vulnerável a contaminações originárias da superfície do terreno. Os aquíferos mais profundos são acessíveis por meio de poços tubulares profundos e estão mais protegidos de contaminações pelas camadas superiores de solo ou formações superficiais que agem como filtros ou barreiras.

Uma feição muito importante da água subterrânea é a baixa velocidade de deslocamento do fluxo hídrico, comumente na ordem de alguns centímetros por dia, o que dificulta o deslocamento de partículas sólidas, com o arcabouço do aquífero agindo como um filtro. Por outro lado, o fluxo lento possibilita um maior tempo de contato da solução aquosa com a fase sólida das rochas, facilitando a interação química. A água, interagindo quimicamente com os meios onde circula, modifica sua própria composição química e também da fase sólida com a qual ela esteve em contato.

5.1.1 INTRODUÇÃO

Desta forma, neste item estão abordados os estudos realizados para a identificação de eventuais danos ocorridos às águas subterrâneas, relacionados aos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

A hidrogeologia envolve tanto aspectos relativos à hidráulica da circulação da água como da composição química do meio hídrico. Assim sendo, para avaliar a acessibilidade efetiva do material mobilizado pelo fluxo de massa liberado pelo evento desastroso, aos corpos aquíferos, podem ser utilizados conhecimentos dos níveis, direções de fluxo da água subterrânea em toda a região próxima à calha fluvial por onde fluiu e ainda fluem rejeitos, além da ciência de características da fase sólida, se destacando a porosidade e a condutividade hidráulica. Um levantamento detalhado das características do fluxo hídrico subterrâneo em toda a bacia hidrográfica do rio Doce, em princípio, possibilitaria a elaboração de um modelo de circulação de fluidos com condições de embasar avaliações de interações entre as massas de água presentes. A modelagem de fluxos em aquíferos fissurais, como é o caso da maior parte da bacia do rio Doce, é um campo de pesquisa bastante complexo devido principalmente à heterogeneidade da distribuição das fraturas, sendo necessário um volume muito grande de dados de difícil obtenção. Uma dificuldade para este tipo de trabalho é a grande dimensão e diversidade litoestrutural da bacia, demandando um levantamento geoestrutural, específico ao longo de toda a faixa marginal à calha principal do rio e um grande número de baterias de pontos de controle, ou poços construídos para este fim, além do tempo para as medições necessárias.

Outra abordagem passível de utilização na identificação de impactos do desastre, se baseia no conhecimento da composição química dos corpos de água envolvidos. Os contaminantes presentes na solução aquosa não se deslocam significativamente de modo isolado, porém solidariamente com toda a massa de água que os contêm. Deste modo, a avaliação dos impactos pode ser perpetrada com base na composição química das massas de água envolvidas, no caso a água dos diferentes aquíferos ao longo da bacia hidrográfica do rio Doce, desde Mariana (MG) até Linhares (ES), além da água do próprio rio. Se um contaminante eventualmente presente em um aquífero teve origem no rio que veiculou rejeito, a água do aquífero impactado deve registrar características tanto intrínsecas ao aquífero como também da água do rio.

Assim, o trabalho aqui relatado se valeu de comparações hidrogeoquímicas, dos componentes iônicos majoritários para estabelecer correlações que pudessem indicar misturas de águas capazes de promover danos às águas subterrâneas. Para estas correlações, além dos dados dos diferentes poços analisados, foram consideradas também informações hidroquímicas das águas superficiais.

A bacia do rio Doce é formada por rios efluentes, ou seja, rios alimentados pelo fluxo de água subterrânea (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010). Assim sendo, a possibilidade de contato direto ou contaminação da água subterrânea pela água fluvial se restringiria sobretudo à zona marginal desses cursos de água, notadamente nos locais onde houve acúmulo de rejeitos. Nesta faixa, eventuais anomalias na água subterrânea, relacionadas a altas concentrações de ferro (Fe), manganês (Mn) e arsênio (As), por exemplo, poderiam estar associadas a infiltração de material dissolvido transportado pelos rios. Conforme registros no banco de dados de águas subterrâneas do SIAGAS (CPRM, 2009), acessado em fevereiro de 2018, estes elementos foram anteriormente detectado bacia do rio Doce em concentrações superiores aos limites recomendados para o abastecimento humano, ou seja, 300 mg/L para o ferro e 100 mg/L para o manganês, conforme a Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008) e de 2.450 mg/L para o ferro e 300 mg/L para o manganês, conforme Deliberação Normativa nº 166 do COPAM (MINAS GERAIS, 2011).

Como parte significativa dos aquíferos presentes na bacia é do domínio fraturado, como consta do Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo (CPRM, 2014), apesar de não ter sido feito qualquer tipo de modelagem numérica, nesta avaliação, foi considerada também a provável influência das condicionantes geológicas estruturais, como indutora da circulação de fluídos que pudessem ter afetado as águas subterrâneas.

Danos indiretos, envolvendo a água subterrânea, consistem sobretudo em prejuízos ao abastecimento causados por perfurações emergenciais de poços em locais inadequados, devido a deficiências nos projetos de locação.

5.1.2 METODOLOGIA

A avaliação das possibilidades de interferência de água afetada pelos rejeitos de Fundão nos aquíferos da Bacia Hidrográfica do rio Doce (BHRD) pode ser feita pela determinação das direções dos fluxos subterrâneos ao longo da faixa territorial marginal à calha fluvial. Este procedimento necessitaria um número muito grande de informações a serem levantadas em conjuntos de piezômetros, a

serem construídos, distribuídos ao longo de toda a bacia. Este tipo de levantamento é mais adequado quando se trata de pequenas bacias de drenagem, o que absolutamente não é o caso da BHRD.

Para o presente diagnóstico optou-se por uma outra abordagem mais direta, baseada na qualidade da água, o possível de se obter a partir de amostras coletadas em poços já existentes. O princípio deste diagnóstico é baseado na comparação das condições atuais da qualidade da água subterrânea com o que poderia ser considerado como uma condição anterior à influência do desastre de Fundão, sendo assim identificadas alterações ocorridas.

As alterações nas condições da água subterrânea podem ser estimadas pelo estabelecimento de uma linha base para a qualidade da água subterrânea, considerado o contexto ambiental em que estão inseridos os aquíferos. A dificuldade maior está na carência de bons dados de qualidade de água em quantidade suficiente.

De posse de dados de qualidade de água, os eventuais impactos e danos são passíveis de determinação por meio de legislação ou comparação das condições atuais com parâmetros legais. Para tal, são também importantes os subsídios fornecidos por estudos e levantamentos de outros meios afetados pelo desastre.

Na abordagem principal adotada neste Diagnóstico, as alterações foram avaliadas com base na possibilidade de mistura de água superficial contaminada por rejeitos da represa de Fundão com a água subterrânea nos locais considerados. A inexistência de um acervo minimamente suficiente de análises hidroquímicas de aquíferos na bacia do rio Doce em datas pré-desastre, impossibilitou o estabelecimento de uma linha base da composição química da água subterrânea. Assim sendo, a referência de uma água classificada como normal foi estabelecida pela comparação da composição atual da água de pontos de coleta de água subterrânea, com a água do rio Doce, Carmo e Gualaxo do Norte, por onde percorreram os rejeitos.

Como qualquer componente químico veiculado pela água não se desloca isoladamente, a menos que seja por difusão em distâncias muito pequenas, sua condução de uma massa de água para outras se dá por advecção, quando as suas massas são misturadas.

Para a melhor compreensão da relação de dependência entre a água fluvial e a subterrânea faz necessário verificar também a convergência química entre as mesmas nestes dois tipos de corpos hídricos.

Uma massa de água subterrânea estabelece sua composição natural por interferência da água com a atmosfera, antes da precipitação, bem como com o solo e as rochas do substrato após a infiltração e circulação nos aquíferos, podendo a ação química de organismos ser fator importante em ambientes específicos. Nesse sentido, há que se verificar, na medida do possível, a convergência da composição da água com as rochas da região.

A identificação objetiva e direta dos danos à qualidade da água subterrânea pelos rejeitos de Fundão não pode ser feita atualmente, uma vez que se trata de um processo dinâmico, e o fluxo pelos rios da fase mais solúvel dos rejeitos já passou. Por outro lado, a fase particulada, pouco solúvel, dos rejeitos, permanece em parte depositada em trechos das planícies de inundação do rio Doce e, portanto, passível de influenciar a água subterrânea na medida em que é solubilizada total ou parcialmente.

A pretensão principal da avaliação de danos à qualidade da água é o bem estar da população que faz uso da água, independente de fatores impactantes serem originários dos rejeitos ou não. Por este motivo os trabalhos realizados visaram, de início, levantar a composição química da água subterrânea em toda a extensão da bacia, identificando variáveis desconformes com as normas vigentes no País. Identificadas as desconformidades o passo seguinte foi avaliar a possibilidade delas terem ligação com os rejeitos de Fundão.

Como complemento à presente abordagem foi feita uma avaliação da vulnerabilidade e dos riscos à qualidade da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Doce como um todo, com base em informações secundárias, o que consta no documento suplementar “Vulnerabilidade dos Aquíferos e Zoneamento de Riscos Potenciais”.

Foram estabelecidas para a bacia hidrográfica do rio Doce zonas de risco de influência direta da água do rio na água subterrânea, com base em fatores espaciais passíveis de mensuração ou estimativa, com maior ou menor precisão. A sobreposição destes fatores possibilita um zoneamento orientativo de porções territoriais da bacia, quanto à sua vulnerabilidade e risco potencial de contaminação dos aquíferos. O método utilizado nessas análises foi uma adaptação (LIMA, 2009) do método DRASTIC (ALLER et al., 1985), cujos resultados estão expressos em mapas que não se restringem à faixa marginal das calhas fluviais. Os mapas gerados são indicadores da vulnerabilidade intrínseca de diferentes compartimentos da bacia, sem focalizar diretamente a origem das contaminações.

5.1.2.1 Fatores influentes na contaminação dos aquíferos pelo rejeito de Fundão

Independentemente da significância de cada um, no caso específico dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão, alguns fatores capazes de interferir negativamente na qualidade dos aquíferos, detalhados a seguir, podem ser destacados, tais como: a presença de depósitos de rejeitos; litologia do substrato; arcabouço geo-estrutural e presença de fraturas abertas com condições de permitir fluxos de água; profundidade do nível estático dos aquíferos livres e tipos de solo.

5.1.2.1.1 *Presença de depósitos de rejeitos*

A presença de depósitos de rejeitos foi identificada e mapeada na área de passagem e deposição da lama de rejeito (APLD), constituindo-se em um fator que marca uma zona de influência incontestável dos rejeitos na água contida, no aquífero sotoposto.

5.1.2.1.2 *Litologia do substrato*

O tipo de rocha ou formação superficial com suas características intrínsecas ou geradas secundariamente por esforços deformantes, influencia diretamente o risco de contaminação da água subterrânea, na medida em que interfere na velocidade de trânsito da água de infiltração no caráter hidroquímico dos corpos de água subterrâneos e nas possibilidades de interação dos contaminantes com o arcabouço sólido do meio percolado. As características litológicas estabelecem os grandes domínios hidrogeológicos, delineados com base no mapa geológico e já apresentados para a Bacia Hidrográfica do rio Doce – (MPF)/Lactec (2017). A BHRD possui dois grandes domínios hidrogeológicos: a) o domínio

fissural que abrange praticamente toda a bacia desde suas cabeceiras até a região de Aimorés, no estado do Espírito Santo, área estabelecida sobre rochas cristalinas magmáticas e metamórficas proterozóicas e; b) o domínio poroso, estabelecido nas rochas sedimentares e sedimentos clásticos do Grupo Barreiras que vai desde a região de Aimorés até a foz do rio Doce. Corpos do domínio poroso de pequena expressão ocorrem em sedimentos depositados em regiões restritas às margens do rio Doce.

5.1.2.1.3 *Arcabouço geo-estrutural da região do entorno da Barragem de Fundão*

Das feições estruturais o tipo e as características das fraturas têm influência na possibilidade de acesso da água fluvial aos aquíferos e também na infiltração e na circulação de soluções. A região de interesse para esta avaliação foi compartimentada em diferentes zonas, quanto à presença de evidências mapeáveis de lineamentos estruturais. O mapeamento de fraturas e lineamentos, sua densidade e intensidade de intersecções, são fatores fundamentais para a identificação de zonas com maior ou menor facilidade de circulação da água subterrânea. Esta feição tem especial destaque em áreas de rochas cristalinas metamórficas e magmáticas, como é o caso da maior parte da BHRD. Informações complementares sobre estudos geológicos – estruturais, em específico nas regiões do Complexo Alegria e adjacências, estão apresentadas no documento suplementar “Geologia Estrutural da região do entorno da barragem de Fundão”.

5.1.2.1.4 *Profundidade do nível estático*

A profundidade onde ocorre a passagem da zona do solo insaturada em água para a zona saturada, coincide com o nível de água observado nos poços de captação constituindo o chamado nível estático. Por sua vez, o nível da água quando se estabiliza com o poço operante e fornecendo uma determinada vazão, é denominado nível dinâmico. Quanto mais profundo é o nível estático, ou seja, o nível freático do aquífero livre, maior é o percurso percorrido pelo fluxo vertical da água infiltrada pela superfície, assim sendo, também maior é o potencial de depuração do meio em relação a contaminantes provenientes da superfície.

Os dados da situação geral da profundidade do nível estático, empregada em estimativas realizadas neste trabalho foram obtidos principalmente de registros de poços no SIAGAS (CPRM, 2009) e ajustados para situações localizadas mediante evidências indiretas.

Cabe salientar que nos domínios de aquíferos fraturados, estabelecidos em rochas magmáticas e metamórficas com comportamento rúptil, como é o caso da bacia do rio Doce, os aquíferos são geralmente livres, não havendo uma camada confinante superficial, assim sendo o nível estático mesmo de poços que possuem entradas de água a profundidades superiores a 100 m coincide com o nível freático.

5.1.2.1.5 *Faixa marginal ao curso do rio inferior à cota de cheia*

A faixa marginal ao rio que pode ser alagada por ocasião de cheias estabelece uma zona de vulnerabilidade do aquífero subjacente, com relação a contaminantes veiculados pelo fluxo superficial. Essa faixa corresponde às planícies de inundação do rio, onde a fase solúvel ou dissolvida deste material pode acessar o aquífero.

5.1.2.1.6 *Composição química da água*

A quantificação dos componentes químicos e variáveis físico-químicas da água subterrânea foi feita por meio de procedimentos executados no campo e em laboratório. Em campo foram determinados, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico e temperatura. Em laboratório foram identificados os analitos aniônicos, a alcalinidade, sulfato, cloreto, nitrato e fluoreto. Os procedimentos analíticos estão indicados nos laudos emitidos pelos laboratórios, bem como no ANEXO VII, ANEXO VIII, ANEXO IX E ANEXO X. Alíquotas das amostras foram também encaminhadas para análise por ICP-MS a um laboratório internacional, visando a identificação de Elementos Potencialmente Tóxicos - EPTs com concentração em solução abaixo daquela permitida por ICP-OES.

A coleta de água nos poços ou estações amostrais, foi executada diretamente na saída de poços dotados de sistemas de bombeamento, após uma purga monitorada por medidas de pH, condutividade e temperatura, até a estabilização das citadas variáveis. Para os componentes aniônicos a coleta foi feita diretamente nos frascos de coleta fornecidos pelos laboratórios. No caso das amostras para análise elementar a coleta foi feita em frascos de um litro, donde foram extraídas alíquotas para análise da fase dissolvida e total.

As amostras foram enviadas para os laboratórios credenciados e acreditados in natura, em recipientes isotérmicos no prazo máximo de 24 h para a análise de componentes aniônicos. Para a análise elementar, no mesmo dia da coleta, alíquotas de amostra in natura foram acidificadas com ácido nítrico suprapur para determinação de elementos totais, seguindo protocolo recomendados pelas normas e recomendado pelos laboratórios. Amostras para a determinação de elementos em solução foram submetidas a filtração em membrana 0,45 μm , igualmente acidificadas e posteriormente encaminhadas para análise por ICP-OES e por ICP-MS.

5.1.2.1.7 *Referências legais de qualidade da água*

Para a normatização da qualidade da água subterrânea em território brasileiro, os instrumentos legais específicos são a Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008) e a COPAM (MINAS GERAIS, 2011) que foram aqui utilizadas como referência.

5.1.2.1.8 *Métrica para a identificação da interferência da água do rio nos aquíferos*

A avaliação da interferência de água do rio Doce em poços monitorados está sendo feita principalmente com base nos componentes catiônicos majoritários Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} e K^{+} na água. As relações entre estes componentes permitem a identificação do tipo hidroquímico da amostra considerada. Com o auxílio de representações gráficas clássicas em hidrogeoquímica, como diagramas triangulares, simples ou compostos (PIPER, 1944) elaborados usando logiciais como o DIAGRAMME (SIMLER, 2007). Deste modo são evidenciadas as relações ou quocientes entre os componentes mencionados, estabelecendo numericamente os campos ocupados por diferentes tipos de água. Quanto mais uma massa de água interfere na outra, a menos que tenha as mesmas características químicas, mais os campos nos diagramas se aproximam. Pelo comportamento das misturas simples de água, vale a equação, onde: C_p é a concentração de determinado componente no poço considerado; $\%V_{rio}$ é a proporção de água do rio; C_r é a concentração do componente na água do rio; $\%V_a$ é proporção de água do aquífero sem interferência; C_a é a concentração no aquífero sem interferência.

$$100 \times C_p = (\%V_r \times C_r) + (\%V_a \times C_a)$$

A composição do aquífero sem contaminação varia ao longo do curso do rio Doce, portanto, foram feitas simulações tomando por base diferentes poços monitorados.

A concentração total de material dissolvido na água, também expressa pela condutividade iônica, possibilita uma avaliação da interferência da água do rio na água armazenada no aquífero. Normalmente, o aquífero contém água com condutividade elétrica maior do que a do rio em seu trecho próximo, pois a essa última é, na maioria dos casos, mais diluída, pelo menor tempo de residência em contato com as rochas e solo pela interferência da água pluvial. Esta não é uma assertiva absoluta, no entanto, pois no caso de águas recém infiltradas estas podem apresentar concentração de material dissolvido que pode ser inferior à água que corre pela calha fluvial. A solubilidade dos minerais componentes do arcabouço dos aquíferos exerce influencia na composição da água. Outra situação em que o rio apresenta maior condutividade do que o aquífero, ocorre quando o rio é alimentado por soluções mais concentradas à montante.

Ademais dos dados analíticos correspondentes aos constituintes majoritários que acompanham a água, foram utilizados dados analíticos de constituintes minoritários, dentre os quais os elementos potencialmente tóxicos (EPTs), sendo entre estes incluídos os elementos terras raras (ETR), obtidos por espectrometria de emissão de plasma ICP-OES e/ou ICP-MS.

5.1.2.2 A distribuição das estações de amostrais

O critério empregado no estabelecimento de estações amostrais da água subterrânea, na primeira fase dos trabalhos, priorizou pontos de coleta de água em uso para abastecimento de comunidades maiores, nas proximidades do curso percorrido pelo rejeito de Fundão. Na ausência de pontos de água com estas características, foram estabelecidas estações em pontos de captação de consumidores individuais, desde que estivessem dotados de bombas em operação. Foi estabelecido um total de 31 estações amostrais, sendo 28 em poços tubulares, um em poço cacimba e dois em lagoas sem contato direto com o rio Doce.

A localização de todas as estações amostrais de qualidade da água subterrânea na área contígua ao rio Doce, está registrada na Figura 386 e Tabela 150, onde estão também representadas as estações amostrais correspondentes à água superficial. Nesta consta a localização de cada estação, o domínio aquífero local e a distância do poço à calha fluvial mais próxima ou do oceano, no caso das estações amostrais na área da Comunidade Remanescente Quilombola (CRQ) de Degredo, em Linhares (ES). A identificação das estações amostrais foi feita sequencialmente, em conformidade com a posição da estação, desde a nascente em direção à foz do rio Doce. Foi feita uma indicação geral do aquífero principal, apesar de alguns poços captarem água do regolito.

No ANEXO VII, estão contidos os dados analíticos obtidos em campo para todas as amostras coletadas. Já no ANEXO VIII e no ANEXO IX estão registrados os resultados da análise elementar de ânions e de elementos por ICP-OES e os resultados da análise por ICP-MS, respectivamente.

Figura 386 – Disposição dos pontos de água subterrânea e água superficial na BHRD e proximidades, amostrados para este Diagnóstico. Observar que os pontos de água superficial correspondentes a tributários do Rio Doce estão apresentados com a letra “T”.

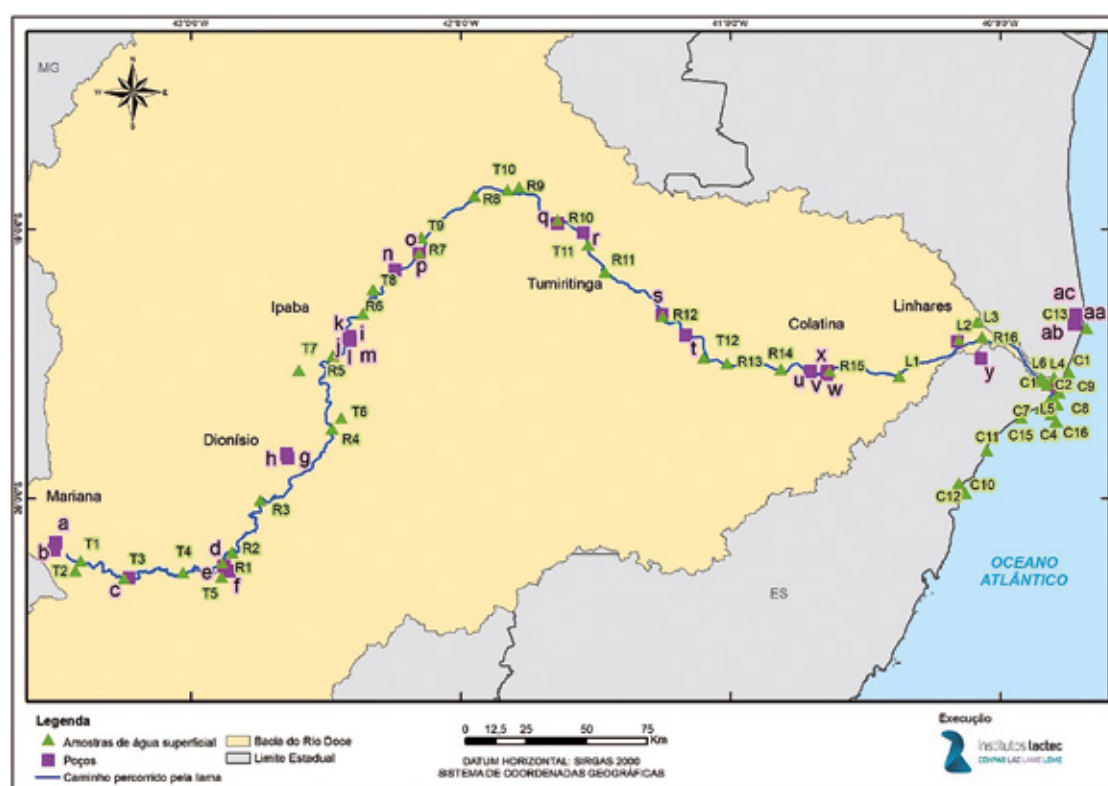


Tabela 150 – Localização das estações de amostrais do Lactec relativas à água subterrânea na área contígua ao rio Doce, implantadas até dezembro de 2018.

Estações amostrais- Localização	Coordenadas	Aquífero principal	Distância mínima ao rio (m)
A Mina Alegria N	-20,164411 -43,502784	Dom. fissural – Aquífero Cauê	Piracicaba – 1.119,51
B Mina Alegria S	-20,191070 -43,509161	Dom. fissural – Aquífero Cauê	Piracicaba – 773,68
C N. Paracatu	-20,250708 -42,878177	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Santa Bárbara	Gualaxo do Norte – 388,3
D Nova Soberbo, S.C. do Esc.	-20,252883 -42,881067	Dom. fissural – Complexo Santa Bárbara	Rio Doce - 775,81
E Nova Soberbo 2, S.C. do Esc.	-20,164411 -43,502784	Dom. fissural – Complexo Santa Bárbara	Rio Doce - 447,52
F Gongo, S.C. do Esc.	-20,269799 -42,860330	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Piedade	Rio Doce - 3.122,71
G Posto Ponte Alta	-19,835333 -42,647294	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Santa Bárbara	Rib. Mombaça – 171,76
H Poço Ponte Alta 2	-19,835090 -42,647230	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Santa Bárbara	Rib. Mombaça – 215,43
I Ipaba sede COPASA	-19,412826 -42,411928	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 1.065,25
J Ipaba – COPASA poço mato	-19,407690 -42,412676	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 804,77

	Estações amostrais- Localização	Coordenadas		Aquífero principal	Distância mínima ao rio (m)
K	Ipaba – COPASA C-05	-19,402211	-42,416683	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 212,85
L	Ipaba – COPASA C-06	-19,400462	-42,415588	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 190,39
M	Ipaba– COPASA poço C-07	-19,397195	-42,413803	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 175,19
N	Periquito - COPASA	-19,150842	-42,244871	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 1238,93
O	Pedra Corrida - Prefeitura	-19,091922	-42,154557	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 127,65
P	P. Corrida - COPASA	-20,269799	-42,860330	Dom. fissural – Complexo Piedade	Rio Doce - 148,78
Q	Tumiritinga - Sra. M	-18,977994	-41,641775	Dom. fissural – Formação Tumiritinga	Rio Doce - 358,9
R	São Tomé de Tum.	-19,011355	-41,547038	Dom fissural/poroso - Alteritos da Fm. Tumiritinga	Rio Doce - 98,6
S	Resplendor - COPASA	-19,316432	-41,255193	Dom. fissural – Suíte Galiléia	Rio Doce - 14,5
T	Itueta – COPASA poço C-01	-19,394190	-41,168446	Dom. fissural – Suíte Galiléia	Rio Doce - 15,83
U	Colatina ETA 04	-19,529060	-40,705326	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul	Rio Doce - 60,13
V	Colatina ETA 01	-19,538941	-40,644750	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul	Rio Doce - 22,83
W	Colatina ETA	-19,529903	-40,644487	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul	Rio Doce - 73,8
X	Colatina ETA 02	-19,529336	-40,642683	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul	Rio Doce - 189,8
Y	Areal – Sra.	-19,479868	-40,071756	Dom. poroso - Formação Barreiras	Rio Doce - 6,924
Z	Povoação -	-19,580263	-39,794557	Dom. poroso - Formação Barreiras	Rio Doce - 173
AA	Degredo – Sr. Carbin.	-19,353568	-39,724875	Dom. poroso - Formação Barreiras	Oceano – 3.000±
AB	Degredo – Sra. Ivanete	-19,353925	-39,726015	Dom. poroso - Formação Barreiras	Oceano – 3.000±
AC	Degredo - Bar do Mel	-19,318777	-39,721395	Dom. poroso - Formação Barreiras	Oceano – 3.000±
LA	Lagoa Nova - ES	-19,415894	-40,158545	Dom. poroso - Formação Barreiras	Rio Doce
LB	Lagoa Baianinho - MG	-19,850485	-42,643918	Dom. fissural - Complexo Piedade	Rio Doce

A distribuição geral das grandes unidades geológicas ao longo do curso do rio Doce (CPRM, 2004), está ilustrada na Figura 387, sob a forma de um perfil, já apresentado no Relatório de Linha-Base (MPF)/Lactec (2017), no qual estão locados os poços ou estações amostrais. Os quatro compartimentos considerados para a sistematização das estações amostrais na BHRD estão indicados na referida figura. No ANEXO VII, estão contidos os dados analíticos obtidos em campo para todas as amostras coletadas. Já no ANEXO VIII e no ANEXO IX estão registrados os resultados da análise elementar de ânions e de elementos por ICP-OES e os resultados da análise por ICP-MS, respectivamente.

Figura 388 – Elementos analisados e identificados na água subterrânea da BHRD em pontos amostrais do Lactec entre 2017 e 2018, por ICP-OES pelo laboratório Controle Analítico e por análises aniônicas.

H																		He
Li	Be <0,001											B	C	N	O	F		Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl		Ar
K	Ca	Sc	Ti <0,025	V <0,025	Cr <0,025	Mn	Fe	Co	Ni	Cu <0,005	Zn	Ga	Ge	As <0,005	Se <0,005	Br		Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo <0,025	Tc	Ru	Rh <0,025	Pd <0,025	Ag <0,005	Cd	In	Sn <0,025	Sb <0,005	Te <0,025	I		Xe
Cs	Ba	ETR	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt <0,025	Au	Hg <0,0001	Tl <0,005	Pb <0,005	Bi <0,025	Po	At		Rn
Fr	Ra	U <0,001	Db	Jl	Rf	Bh	Hn	Mt										

Li	Elemento com presença comprovada na água subterrânea da BHRD (24)
Ca	Elementos mais abundantes na crosta terrestre (8)
Cr <0,025	Elementos com concentração abaixo do limite de detecção (20)
Ga	Elementos não analisados

Os limites de detecção relativamente elevados para a água de alguns elementos minoritários, permitidos pela metodologia ICP-OES, levou a que se recorresse a resultados analíticos obtidos por ICP-MS, no caso de EPTs e também de elementos terras raras (ETR), que são importantes para a caracterização da água subterrânea. Um panorama das condições de detecção elementar por ICP-MS (APÊNDICE W) está apresentado na Figura 389.

Figura 389 – Elementos analisados e identificados na água subterrânea da BHRD em pontos amostrais do Lactec amostrados em 2017 e 2018, analisadas por ICP-MS pelo laboratório Bureau Veritas no Canadá e por análises aniônicas.

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru <5 10 ⁻⁵	Rh	Pd	Ag <5 10 ⁻⁵	Cd	In	Sn	Sb	Te <5 10 ⁻⁵	I	Xe
Cs	Ba	ETR L	Hf	Ta	W	Re <10 ⁻⁵	Os	Ir	Pt <10 ⁻⁵	Au <5 10 ⁻⁵	Hg	Tl	Pb	Bi <5 10 ⁻⁵	Po	At	Rn
Fr	Ra	ETR	Db	Jl	Rf	Bh	Hn	Mt									

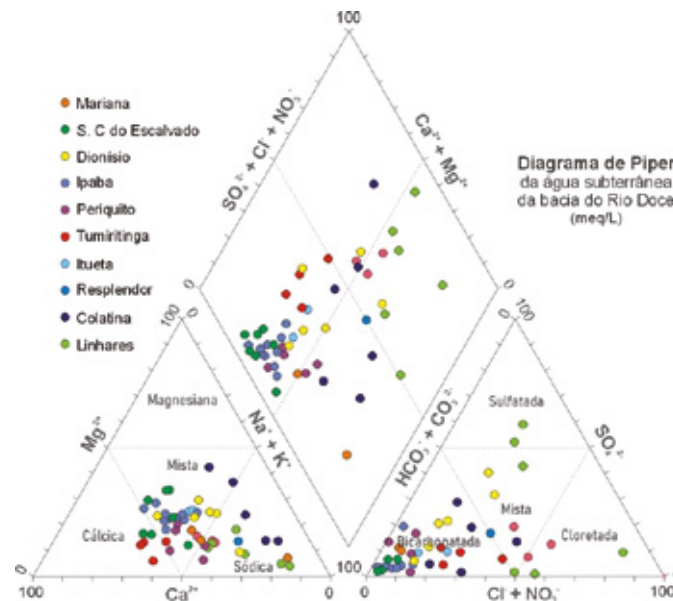
La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr

Li	Elemento com presença comprovada na água subterrânea da BHRD (67)
Ca	Elementos mais abundantes na crosta terrestre (8)
Pt <10 ⁻⁵	Elementos com concentração abaixo do limite de detecção (7)
Ga	Elementos não analisados

Na Figura 390, está ilustrada a composição química da água subterrânea, coletada pelo Lactec em campanhas realizadas entre 2016 e 2018, em estações de amostrais estabelecidas desde o município de Mariana no estado de Minas Gerais até Linhares, no estado do Espírito Santo.

A água subterrânea avaliada nas estações amostrais do Lactec na BHRD, na maioria dos casos teve composição bicarbonatada mista e bicarbonatada sódica, como explicitado no diagrama de Piper (PIPER, 1944) da Figura 390, elaborado com dados constantes do APÊNDICE V. Em Tumiritinga e em uma estação de Santa Cruz do Escalvado, a água teve composição bicarbonatada cálcica, enquanto em Linhares predominou a composição cloretada ou sulfatada sódica.

Figura 390 – Composição da água subterrânea nas estações amostrais do Lactec na BHRD, em termos dos macro-constituintes iônicos.



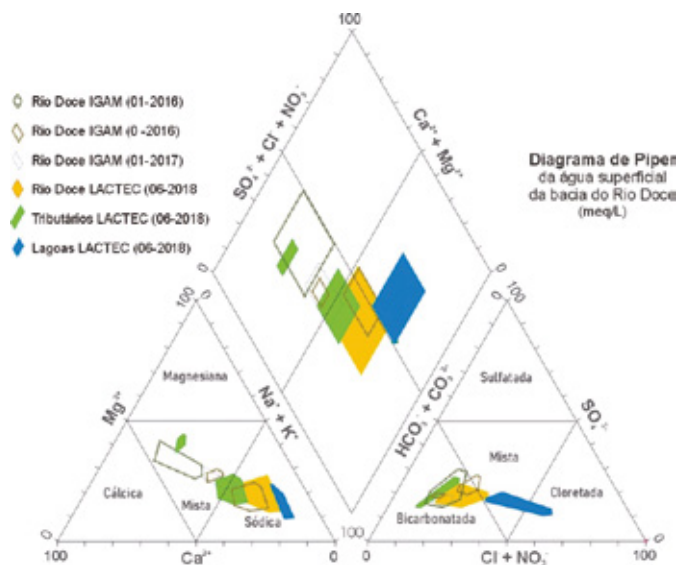
Uma análise mais detalhada de cada estação amostral, está apresentada quando da discussão do comportamento da água subterrânea nos diferentes segmentos da bacia hidrográfica, quanto às possibilidades de interferência da água afetada pelo rejeito da barragem de Fundão nos aquíferos locais.

Uma primeira avaliação da convergência da composição da água subterrânea com a água superficial na BHRD, foi possível, lançando na mesma base gráfica utilizada para a água subterrânea, os dados obtidos pelo IGAM e pelo Lactec nas campanhas realizadas entre 2016 e 2018. Os conjuntos de dados da água superficial estão apresentados na Figura 385, em termos de seus polígonos de relações iônicas (PRI), lembrando que estes polígonos nos triângulos estão limitados pelos quocientes máximo e mínimo de pares de íons representados nos vértices dos triângulos dos cátions e dos ânions.

Comparando a Figura 390 com a Figura 391, foi observado que no rio Doce não foram caracterizadas águas com caráter sulfatado, o que ocorreu com a água subterrânea em Colatina e Povoação. Em relação aos cátions, no rio Doce não foi identificada a presença de águas com predomínio do cálcio, como observado na água subterrânea em Tumiritinga e Santa Cruz do Escalvado.

A água fluvial em determinado ponto, tem a propriedade de integrar todas as contribuições de água subterrânea que afluem ao rio, à montante da secção de amostragem, visto isso, o quimismo das águas tem a tendência a ser homogeneizado pela mistura da água de diferentes segmentos aquíferos. A análise da Figura 391 mostra que o rio Doce possui em seu curso, água com caráter bicarbonatado a misto quanto aos ânions e misto a sódico quanto aos cátions. Águas superficiais cloretadas foram detectadas pelo Lactec apenas nas lagoas de Linhares, desconsiderando-se os pontos sob influência direta do oceano na desembocadura do rio Doce.

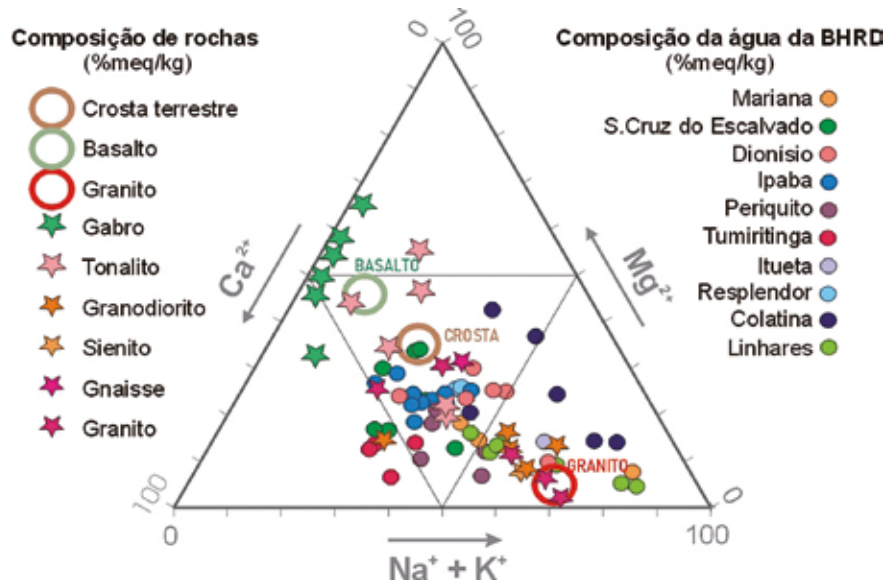
Figura 391 – Composição da água superficial na BHRD, em termos de macro-constituintes iônicos, conforme medições realizadas pelo IGAM e pelo Lactec entre 2017 e 2018.



A fonte mais importante de elementos químicos presentes nas águas naturais em uma bacia hidrográfica normalmente está nas rochas drenadas. Por este motivo, como referência, a composição das rochas foi locada no diagrama trilinear Ca, Mg, Na+K, constante da Figura 392. O emprego destes quatro cátions na caracterização hidrogeoquímica é comum na hidrogeologia por serem eles abundantes nas rochas e os mais presentes na água, por sua solubilidade.

Os dados composicionais das rochas, originalmente em percentagens ponderais dos óxidos, foram convertidos em valores molares e multiplicados pela valência, de modo a serem compatíveis com o diagrama de cátions empregado para a água.

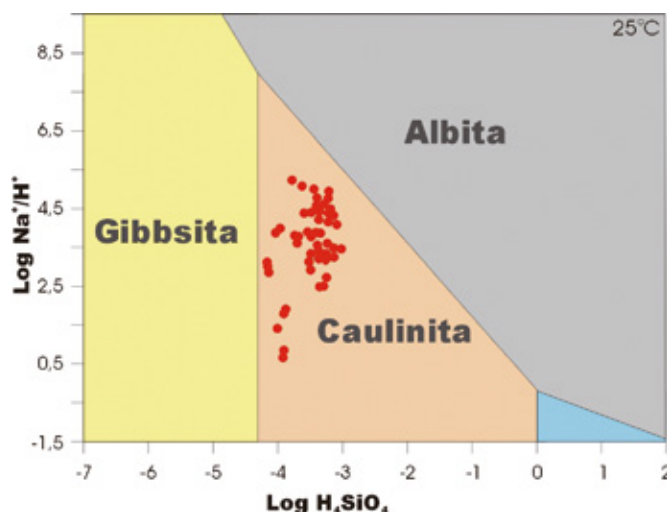
Figura 392 – Representação em diagrama tripolar (Na+K; Ca; Mg) da composição de águas subterrâneas e rochas presentes na BHRD e médias da crosta terrestre. Fonte: Rochas da BHRD – Vieira (1997); Evangelista (1992); Nalini Jr.; Machado e Bilal (2005).



Os trabalhos de Nalini Jr e Machado e Bilal (2005), fornecem dados analíticos da suíte Galiléia, caracterizada por um magmatismo cálcio-alcálico, abrangendo parte da região do médio rio Doce, no Compartimento 2B. O trabalho de Vieira (1997), é referência para as análises de granitos e tonalitos do maciço Lagoa Preta, que ocorrem na BHRD na divisa de Minas Gerais com o Espírito Santo, no Compartimento 3. Evangelista (1992), desenvolveu trabalhos em gnaisses granodioríticos, tonalíticos, xistos e rochas ricas em minerais ferromagnesianos da bacia do rio Doce em seu curso médio, relacionadas ao Grupo Dom Silvério. Em sua porção norte, a Faixa Dom Silvério, atinge as proximidades de Santa Cruz do Escalvado, próxima ao limite entre os Compartimentos 1 e 2A. Deste grupo fazem parte xistos, mármore, rochas calciossilicáticas e gonditos. Estas últimas são especialmente concentradas em minerais manganésíferos.

O tipo geoquímico de alteração intempérica dominante na região é a monossilicização, ou seja, conduz à formação de caulinita, que necessita para sua estrutura essencial apenas os metais alumínio e silício (PEDRO, 1966; TARDY, 1970; PEDRO; MELFI, 1983). A presença de solos contendo gibbsita (Al(OH)₃), remete à alitização, que reflete localmente um processo intempérico ainda mais agressivo que também remete à solução os elementos cálcio, magnésio, sódio e potássio. Assim sendo, o cálcio, magnésio, sódio e potássio são todos incorporados pela água, que tende a mantê-los na mesma proporção em que se encontram nas rochas de onde vieram. Na Figura 393, está ilustrada a situação da água dos diversos pontos amostrais em um diagrama de fases minerais aluminossilicatadas em equilíbrio termodinâmico. Os pontos no campo da caulinita indicam a monossilicização.

Figura 393 – Representação da distribuição da água subterrânea dos pontos amostrais do Lactec na BHRD conforme os domínios de estabilidade de espécies minerais no sistema Si – Al- Na a 25 °C em equilíbrio termodinâmico em ambiente aquoso.



O diagrama para os domínios de estabilidade de compostos aluminosos no sistema Si – Al - Na a 25 °C (FRITZ, 1981), construído com o auxílio do programa computacional DIAGRAMME (SIMLER, 2007) foi elaborado para os compostos sódicos. Considerando os sistemas Si - K – Al e Si - Ca - Al, o quadro foi semelhante onde os pontos continuam localizados no domínio da caulinita.

Um outro aspecto relevante a ser considerado é que a interação água e rocha não se processa estritamente do mesmo modo no interior dos aquíferos e na superfície do terreno, pois os fatores influentes, dentre os quais a ação biológica, variam, sendo esta muito mais atuante nos solos do que nas paredes das fissuras de rochas em maior profundidade (WHITE, 2005). Por outro lado, alguns autores (MORTATTI e PROBST, 1998) reputam as feições geomorfológicas como fator mais marcante no intemperismo em contraposição aparente a outros que tomam o clima como o fator mais influente. Em todos os casos para a abordagem geral da interação água-rocha, estes aspectos não alteram o que se está considerando.

A sobreposição da maioria dos pontos correspondentes à água subterrânea com aqueles das rochas intermediárias e aquelas mais silicosas, observada na Figura 393, converge com a distribuição das unidades litológicas na BHRD, onde predominam rochas ácidas e intermediárias. As rochas com maior proporção de minerais máficos, ricos em magnésio, se concentram no gráfico tripolar no setor pobre em álcalis, não havendo dentre as estações de coleta do Lactec para avaliação da qualidade da água, alguma com amostras ocupando aquele mesmo setor. Pode-se concluir que as unidades mais máficas, apesar de sua maior suscetibilidade ao intemperismo, têm uma importância subordinada no estabelecimento do quimismo geral das águas naturais da bacia. Como a base da composição química das rochas está relacionada à da média da crosta terrestre os valores propostos por Taylor (1964), para o total da crosta, para os granitos e para os basaltos, foram também locados no mesmo diagrama tripolar.

Em um outro tipo de avaliação relativa da composição das rochas da bacia, de interesse para o conhecimento do quimismo das águas, foi avaliada a composição normatizada das rochas, referidas à média dos granitos (TAYLOR, 1964), enfatizando o ferro e o manganês. Verificou-se que, na maioria

dos casos, o manganês esteve mais concentrado nas rochas intermediárias da bacia do rio Doce do que na média dos granitos, conforme ilustrado na Figura 394 e na Figura 395. Os granitos e granodioritos da suíte Galiléia apresentaram teores em ferro e manganês na mesma ordem de grandeza da média mundial. Os troctolitos, semelhantes aos gabros e tonalitos, ou quartzo dioritos são rochas magmáticas holocristalinas ricas em minerais máficos, que além do ferro e magnésio, contém proporções variáveis de manganês.

O comportamento químico do ferro, elemento abundante e, também, do manganês na água subterrânea em ambiente superficial ou próximo a este, não depende apenas da presença dos referidos elementos, porém muito mais das condições físico químicas do local onde as amostras foram tomadas. Estando presentes na maioria das rochas, suas presenças em solução são mormente controladas pelas características físico-químicas do ambiente, como o pH e o potencial de oxidação da água, fatores estes bem estudados, conhecidos, conforme consta de Hem (1963) e (1985).

Figura 394 – Teores de Fe e Mn em rochas da BHRD. Fontes: Vieira (1997); Evangelista (1992); Nalini Jr., Machado e Bilal (2005).

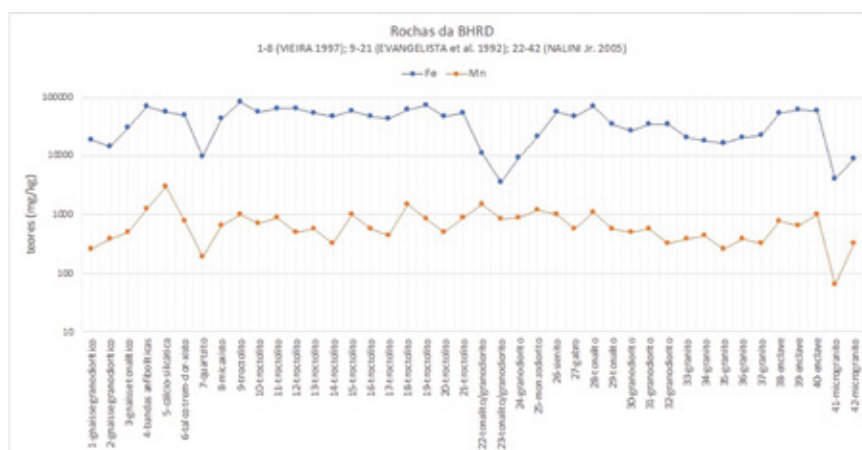
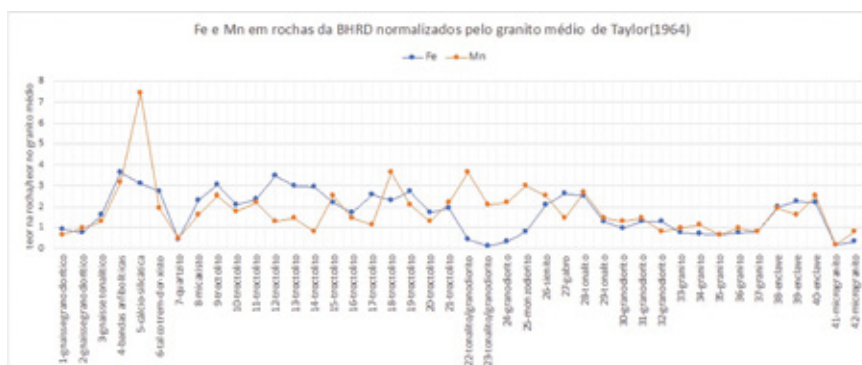


Figura 395 – Teores de Fe e Mn em rochas da BHRD, normalizados pela composição média global dos granitos apresentada por TAYLOR (1964). Fontes: Vieira (1997); Evangelista (1992); Nalini Jr. (2005).



Considerando o conjunto das análises elementares realizadas nas estações amostrais selecionadas pelo Lactec para água subterrânea, registrados no documento suplementar, no APÊNDICE U e no APÊNDICE V se observou o quadro de elementos presentes registrado na Tabela 151. Na referida tabela fica ressaltada a maior riqueza em termos de analitos elementares das estações sobre o Grupo Barreiras em Linhares - ES, mas também a estação de Gongo (F), em Santa Cruz do Escalvado - MG. O

valor da riqueza tem dependência direta da concentração total de material dissolvido e consequentemente da condutividade iônica, ficando, portanto, evidenciado o interesse em análises com limites de detecção mais baixos para avaliações mais detalhadas sobre a convergência entre o quimismo das rochas e da água.

Tabela 151 – Número de elementos identificados por ICP-MS, pelo Lactec em pontos amostrais de água subterrânea da BHRD.

Estação	Riqueza média*	Estação	Riqueza média*	Estação	Riqueza média*
A- Mariana	23	J- Ipaba	27	T- Itueta	29
A- B- Mariana	18	K- Ipaba	25	U- Colatina	29
B- C- Mariana	22	L- Ipaba	20	V- Colatina	28
D- S.C.Esc.	23	M- Ipaba	21	W- Colatina	32
E- S.C.Esc.	27	N- Periquito	27	X- Colatina	29
F- S.C.Esc.	53	O- Periquito	30	Y- Linhares	48
G- Dionísio	29	P- Periquito	28	Z- Linhares	49
H- Dionísio	23	Q- Tumiritinga	31	LA- Linhares	32
I- LB- Dionísio	29	R- Tumiritinga	29	AC- Linhares	35
I- Ipaba	25	S- Resplendor	27	AC- Linhares	35

Observação: * número de analitos identificados por análise elementar em cada ponto amostral

5.1.3.1.2 Distribuição geral de variáveis químicas da água subterrânea na BHRD

5.1.3.1.2.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica ou condutância específica é uma variável bastante útil por sua facilidade de medição em campo e sobretudo por ser uma maneira aproximada de avaliar a salinidade da água. A relação precisa da condutividade elétrica com a salinidade e com a concentração de sólidos dissolvidos depende da proporção e dos solutos presentes (DREVER, 1982). Appelo e Postma (2005), indicam que a condutividade elétrica em $\mu\text{S}/\text{cm}$ de uma solução aquosa natural é aproximadamente 100 vezes a concentração dos cátions ou ânions em termos de miliequivalentes/L.

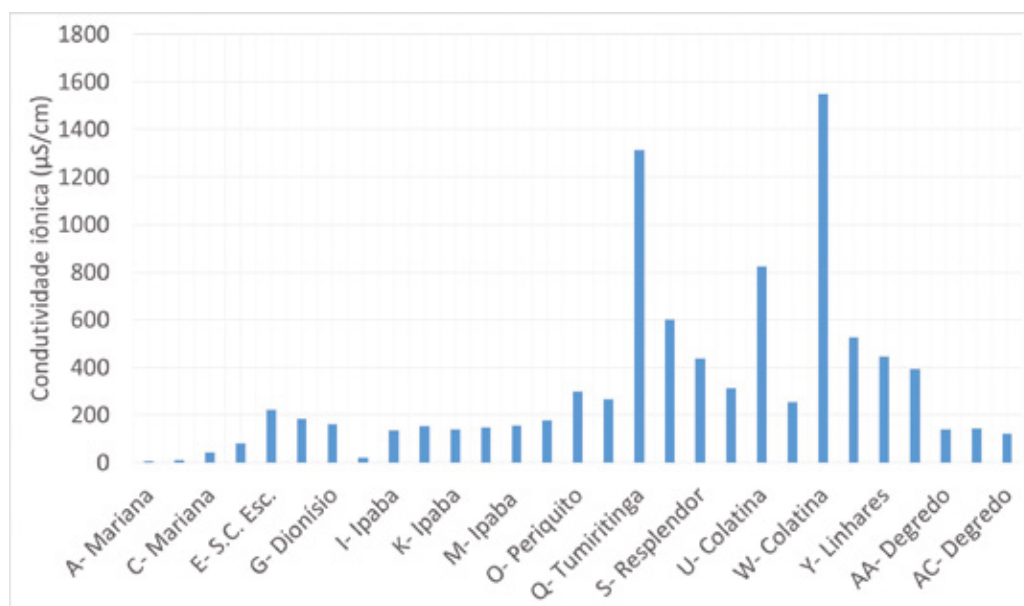
A condutividade elétrica medida nas amostras de água tem seus valores ilustrados na Figura 396. Apesar da variabilidade ao longo da bacia, alguns aspectos ficaram evidenciados na referida figura, tais como: a) Valores inferiores a 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas estações de Mariana; b) valores relativamente baixos em Dionísio até as estações I, J, K e L de Ipaba; c) valor relativamente elevado em Tumiritinga; d) valor de 1312 $\mu\text{S}/\text{cm}$, extremo da série, observado em Colatina, estação “W”; e) valores inferiores a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas estações “Y”, “Z”, “AA”, “AB” e “AC” em Linhares. A média dos valores de condutividade para o rio Doce obtidos pelo Lactec foi de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sensivelmente mais baixos do que os anotados para a água subterrânea e registrados na Figura 396.

Os valores de condutividade elétrica inferiores a 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ remetem geralmente a água com pouco tempo de residência em contato com rochas e solos, o que ocorre comumente em aquíferos de baixa profundidade, em solos ou formações superficiais pouco solúveis. No caso dos pontos de coleta utilizados pelo Lactec para controle da água subterrânea, os poços das minas Alegria são profundos, porém, produzem água com condutividade pouco elevada, como mostrado na Figura 396. Neste

caso, o que provavelmente ocorre, é que o aquífero Cauê é composto por minerais pouco solúveis nas condições vigentes e o tempo de residência da água é baixo pelas suas condições de porosidade e faturamento (MOURÃO, 2007).

As condutividades elétricas mais elevadas ocorreram nas estações “U” e “W” em Colatina e também na estação “Q” em Tumiritinga. A Figura 396 mostra uma tendência geral de elevação da condutividade desde as estações de montante do curso do rio Doce em direção à sua foz. As estações de Degredo, “AA”, “AB” e “AC” não estão propriamente na BHRD.

Figura 396 – Valores medidos de condutividade elétrica obtidos pelo Lactec nos pontos amostrais da água subterrânea da BHRD.



5.1.3.1.2.2 Ferro e manganês

O ferro e o manganês se destacaram neste diagnóstico pela sua presença na água subterrânea e superficial pela frequência em que foram detectados com concentrações superiores aos limites recomendados para abastecimento humano, ou seja, 0,3 mg/L para o ferro e 0,1 mg/L para o manganês, conforme a Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008). A Deliberação Normativa nº 166 do COPAM (MINAS GERAIS, 2011) em seu recomenda que sejam investigados os valores de concentração superiores a 2,45 mg/L para o ferro e 0,3 mg/L para o manganês. A distribuição dos referidos elementos metálicos nas estações de controle amostral do Lactec e em outras constantes dos registros do SIAGAS, está registrada em um mapa de densidade de fraturas elaborado para a área de aquíferos do Domínio Fraturado na BHRD.

A presença de ferro dissolvido está registrada na Figura 397 onde se observa que as concentrações mais elevadas, chegando em um caso extremo a 29 mg/L, ocorreram nas vizinhanças das porções média e inferior do curso do rio Doce. Não está evidenciado um padrão relacionado às zonas de maior densidade de fraturas, onde, em princípio, ocorreriam os maiores fluxos de água nos segmentos do aquífero fraturado. Também, foi notável a ocorrência de concentrações muito baixas nas estações “A” e “B”, que produzem água utilizada pela Samarco e pela Vale, que circula em contato direto com o minério de ferro presente no aquífero Cauê, estabelecido nas rochas ferríferas que constituem o referido minério, explorado nas porções mais ocidentais da BHRD.

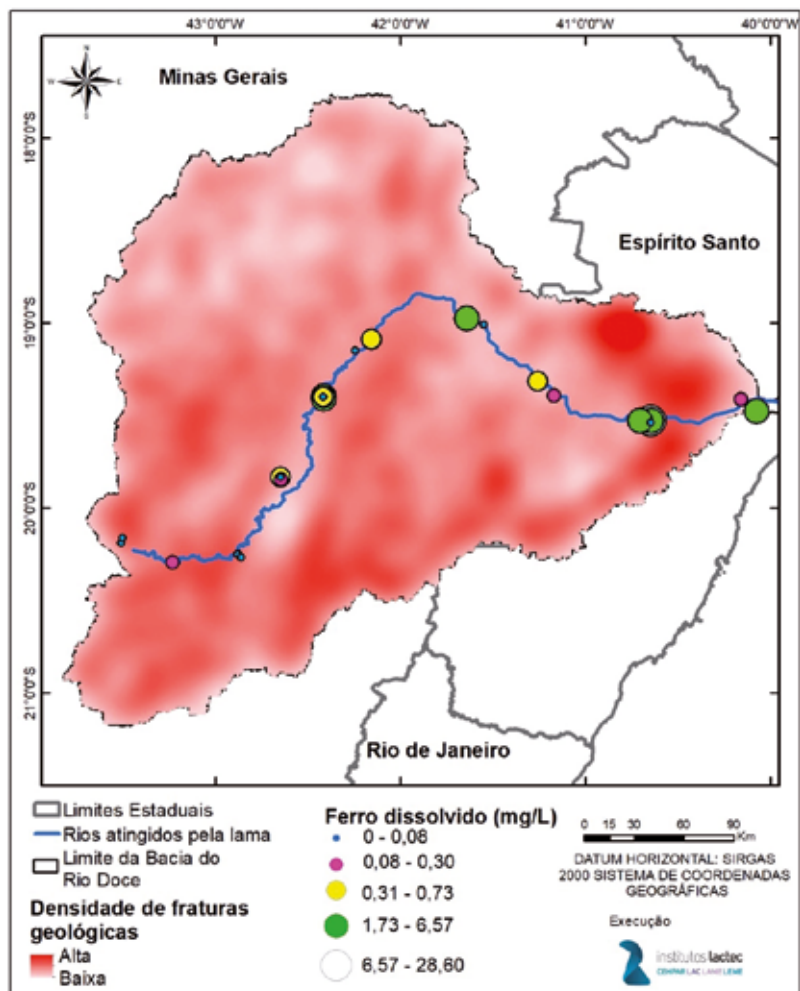
O manganês em solução, foi detectado em maior concentração na água subterrânea nas estações amostrais vizinhas ao curso do rio Doce a partir de Ipaba em direção à sua desembocadura como ilustrado na Figura 398.

Como referência, na Figura 399 estão apresentadas as concentrações de ferro total registradas no SIAGAS, até fevereiro de 2018 (CPRM, 2009). A referida figura mostra que concentrações mais elevadas de ferro total, que chegam a atingir um extremo de 24 mg/L não se restringiram às vizinhanças da calha do rio Doce, porém, ocorrem esparsas por toda a bacia.

Os valores relativamente mais elevados da concentração de manganês, superiores aos limites do CONAMA (BRASIL, 2008) como no caso do ferro, apontados na Figura 400, não ocorreram apenas em locais próximos ao curso do rio Doce, tendo lugar também em pontos dispersos na BHRD.

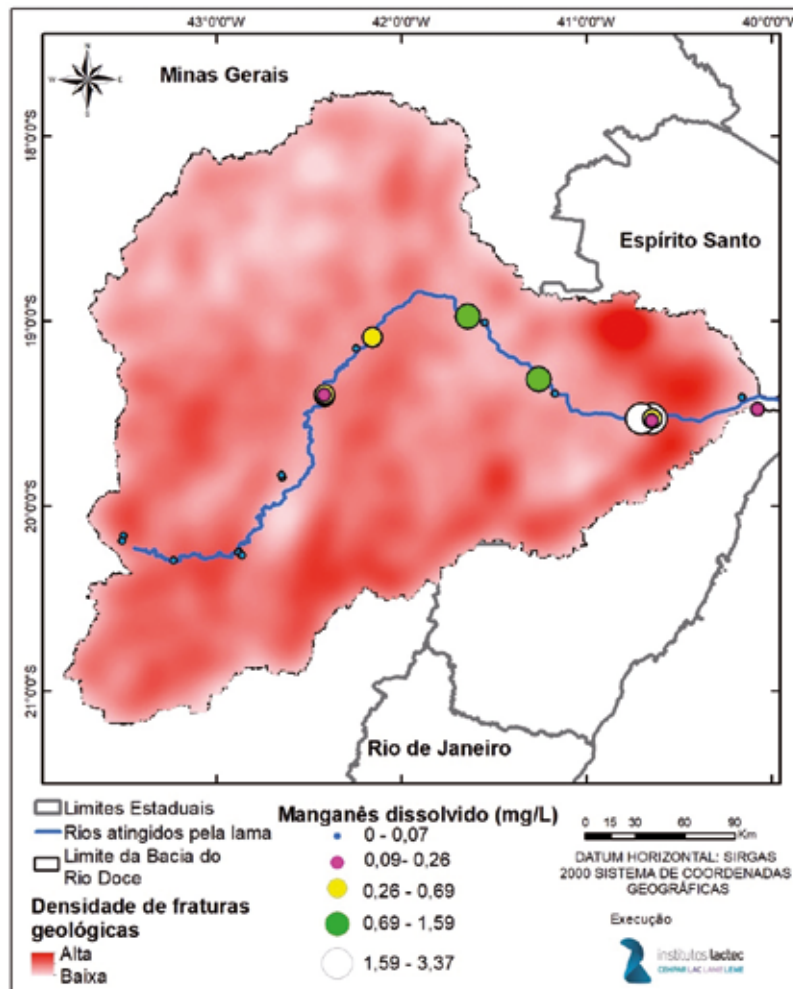
A partição destes dois elementos metálicos entre a fase aquosa e a fase sólida é essencialmente regida não pela disponibilidade individual, pois se tratam de elementos abundantes na região, mas sim pelas características físico-químicas do ambiente supérgeno, como atestam alguns autores dentre os quais Hem (1963; 1985) e Leprun (1979).

Figura 397 – Concentração de ferro dissolvido nas estações de controle do Lactec locadas no mapa de densidade de fraturas elaborado para a BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.



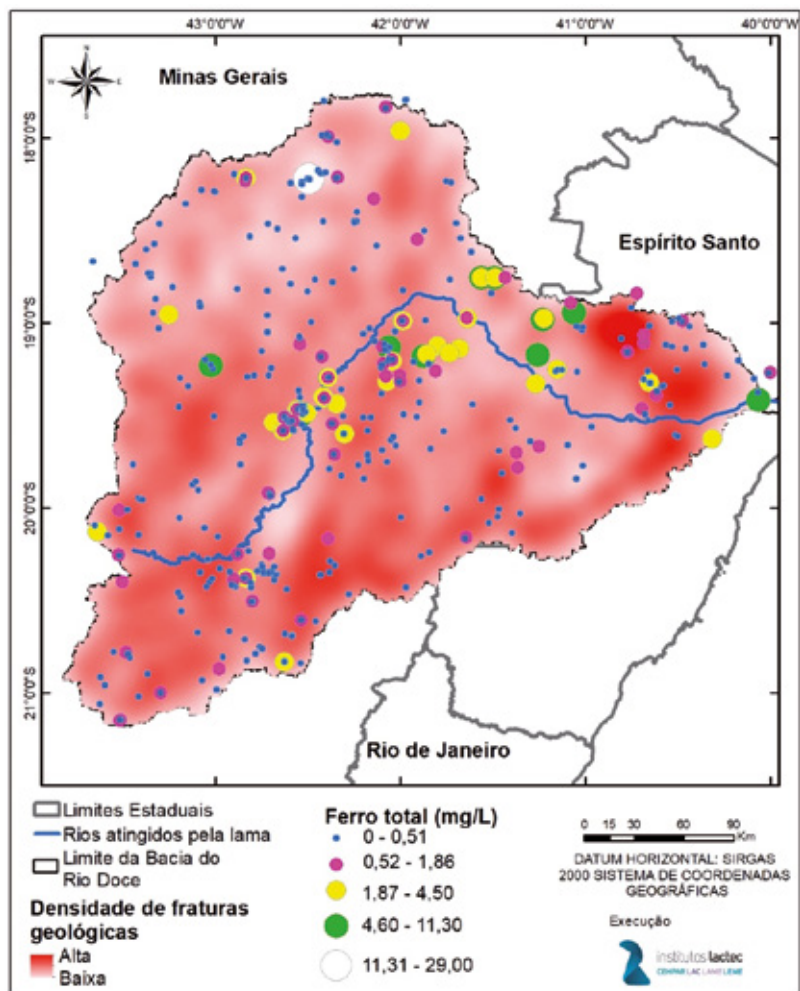
Fonte: Lactec

Figura 398 – Concentração de manganês em solução nas estações de controle do Lactec, localizadas em mapa de densidade de fraturas da BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.



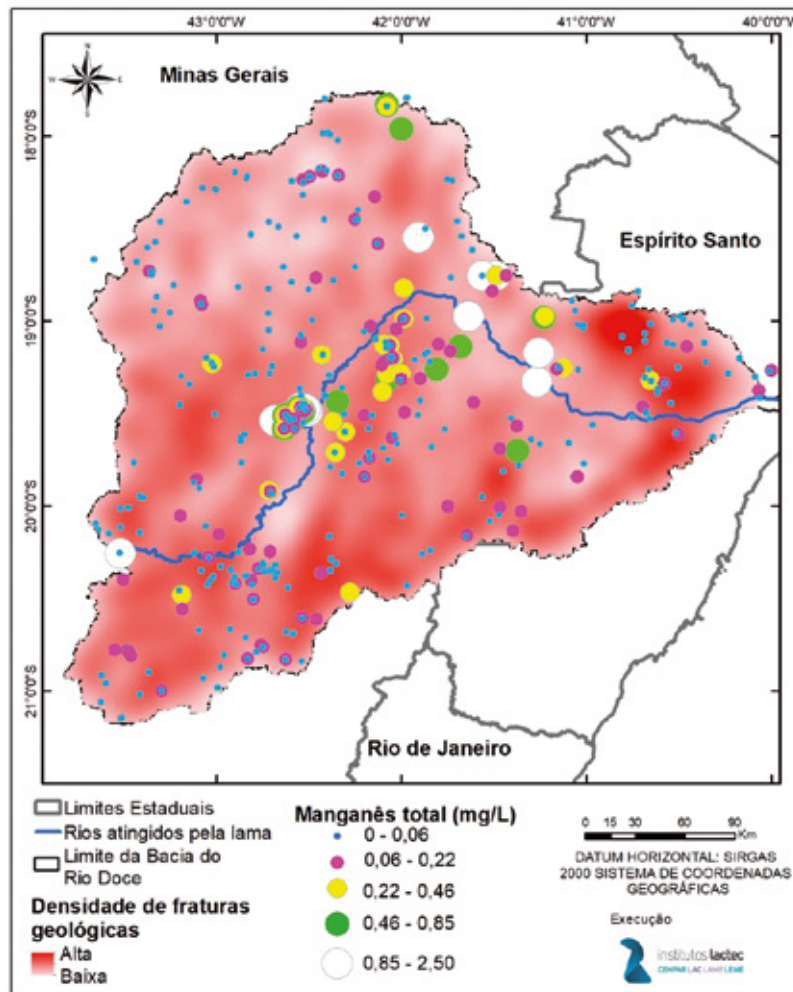
Fonte: Lactec

Figura 399 – Concentração de ferro total em poços registrados no SIAGAS, até 02/2018
localadas em mapa de densidade de fraturas da BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.



Fonte: Lactec

Figura 400 – Concentração de manganês em solução em poços registrados no SIAGAS até 02/2018, locados em mapa de densidade de fraturas da BHRD em aquíferos do Domínio Fraturado.



Fonte: Lactec

5.1.3.1.2.3 Arsênio, cádmio, chumbo e antimônio

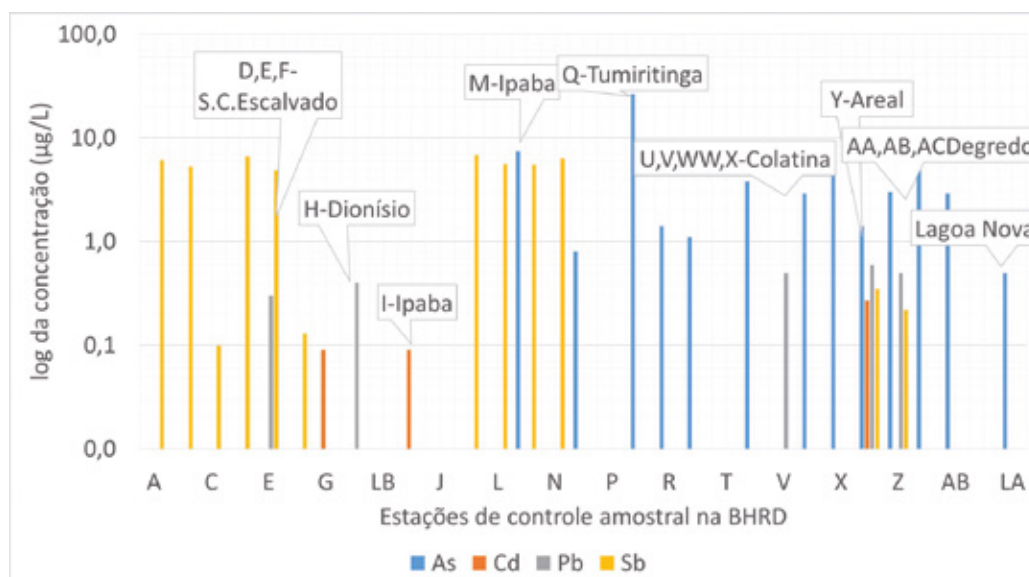
No que se refere a estes elementos calcófilos, ou seja, afins ao enxofre em ambientes magmáticos, em sua maior parte incluídos dentre os EPTs, sua distribuição ao longo da BHRD está ilustrada na Figura 401. Um dos aspectos mais evidentes é o aparecimento de arsênio em concentrações detectáveis por ICP-MS apenas a partir da estação amostral “M” em Ipaba. A máxima concentração foi anotada em Tumiritinga, sendo que desde Ipaba até a região da foz do rio Doce apenas não foi detectado na estação “N” em Periquito e “T” em Itueta. Em Tumiritinga o arsênio apresentou valores até 26,5 µg/L, portanto acima dos limites de potabilidade, que é de 10 µg/L e na estação “M” em Ipaba foi constatada a concentração de 7,4 µg/L.

O cádmio foi detectado na água subterrânea em três estações, sendo uma no distrito de Gongo em Santa Cruz do Escalvado (F), outra em Pedra Corrida e outra em Areal, Linhares. Até Colatina sua origem pode ser atribuída à concentração em ambiente magmático, porém, na região de aquíferos do domínio poroso relacionados à Formação Barreiras, sedimentar, ele foi possivelmente redistribuído por fatores do ambiente supérgeno.

O chumbo foi detectado em cinco estações de controle, ou seja: Nova Soberbo em Santa Cruz do Escalvado (E); Ponte Nova em Dionísio (H); Colatina (V); Areal em Linhares (Y); e Povoação (Z). A maior concentração detectada foi de 0,0006 mg/L, na estação Y, em Linhares, ressaltando-se que onde houve a detecção deste metal sua concentração variou entre 0,0002 mg/L e o referido valor máximo.

O antimônio foi detectado acima do limite recomendado pelo CONAMA e pelo COPAM (0,005 mg/L) em: Mariana (A e B); Santa Cruz do Escalvado (D); Periquito (N); Ipaba (K, L e M). Dentro dos limites permitidos, foi detectada em: Mariana (C); Santa Cruz do Escalvado (E); Areal em Linhares (Y); e Povoação, também em Linhares (Z). A fonte primária de contaminação ambiental é comumente geogênica (HERATH, I.; VITHANAGE, M.; BUNDSCHUH, J., 2017), no entanto há que se investigar sua origem nas condições específicas da BHRD, pois é conhecida sua ligação com compostos ferríferos, manganésíferos e aluminosos, como também citado pelos referidos autores.

Figura 401 – Concentração de arsênio, cádmio e chumbo nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.

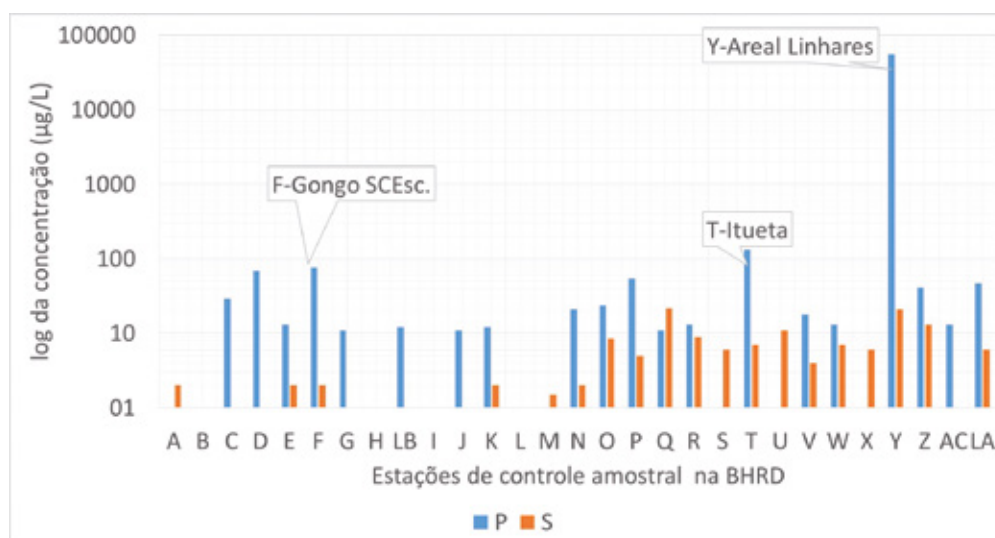


5.1.3.1.2.4 Fósforo e enxofre

O fósforo e o enxofre são elementos não metálicos que apresentaram um padrão diferente de distribuição nas estações de amostragem de água subterrânea monitoradas na BHRD.

Na Figura 402 está apresentada a concentração do fósforo e do enxofre em todas as estações de amostragem de água subterrânea utilizadas pelo Lactec. Destaca-se a concentração do fósforo na estação Y em Areal, Linhares. Por ser um elemento essencial para a atividade biológica, é um componente fundamental de fertilizantes agrícolas. Em associações minerais ligadas a corpos magmáticos carbonatíticos, continentes tanto de matéria prima de calcários como de fosfato, há uma concentração excepcional de vários elementos normalmente minoritários, como é o caso do urânio, elementos terras raras – ETRs leves, bário e outros, além do nióbio.

Figura 402 – Concentração de fósforo e de enxofre nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.



A possível aplicação de fertilizantes em solos na BHRD, notadamente em áreas sobre o Grupo Barreiras, em Linhares, pode estar contribuindo para a concentração de determinados elementos na água subterrânea, como é o caso do fósforo (81,85 mg/L em 01/2018, 85,208 mg/L em 06/2018 e 0,4 mg/L em 12/2018), do urânio (0,06 mg/L em 01/2018, <0,07 mg/L em 06/2018 e <0,02 mg/L em 12/2018) e de ETRs conforme APÊNDICE E. Os elementos citados, quando contemplados, estão em concentrações inferiores aos limites para o uso da água (BRASIL, 2008) todavia este aspecto há que ser considerado na interpretação dos fatores que estabelecem a composição da água subterrânea e superficial na BHRD. A contribuição de fertilizantes para a composição dos solos e da água subterrânea, por sua relevância tem sido tratada por muitos pesquisadores, tais como Mirlean e Rosenberg (2006); Otero et al., (2005) e Vargas, (2010). A associação destes elementos com fertilizantes originários de jazidas de fosfato associado aos carbonatitos, como é o caso de Araxá, Jacupiranga e Catalão, é bem conhecida (BIONDI, 2003) e o fato de a única detecção de nióbio dissolvido ter ocorrido na estação de Areal pode apontar para esta possibilidade. Vargas, (2010) evidenciou a concentração de elementos maiores e traços em solos e água subterrânea de áreas fertilizadas para a produção de arroz em Viamão no Rio Grande do Sul. A região e o clima são diferentes na BHRD, porém os processos se assemelham.

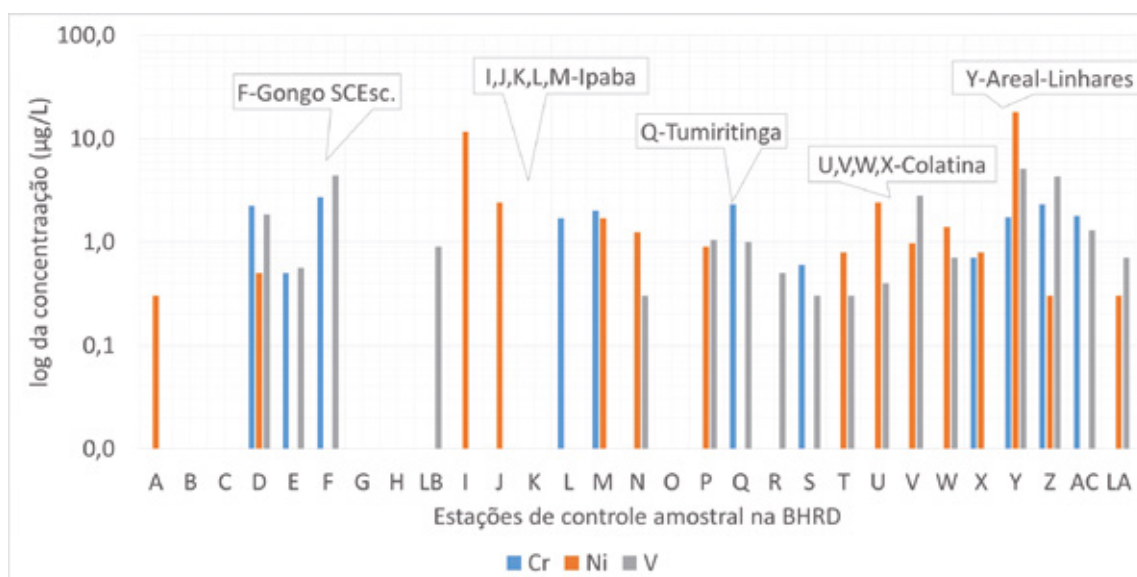
As observações apresentadas são importantes para se levar em consideração, haja vista que os fertilizantes agrícolas possuem em sua composição grande parte da assembleia de elementos minoritários, que serão liberados ao ambiente onde forem aplicados. Salienta-se que na estação amostral de Areal, por exemplo, há o único registro de nióbio em solução na água, com concentração de 0,00147 mg/L em 01/2018 (amostra 9 no ANEXO X), junto com urânio, ETRs, tório e outros EPTs.

O enxofre, por sua vez, ocorre em baixa concentração ou não foi detectado desde as minas Alegria até Pedra Corrida em Periquito (O). Daquele ponto para jusante, a concentração passou para um patamar mais elevado, culminando com 28 mg/L em Tumiritinga (Q). Comumente os valores de enxofre em águas subterrâneas se encontram sob a forma de sulfeto ou principalmente sulfato, no caso de aquíferos livres, em contato com a atmosfera. A origem mais generalizada do enxofre está ligada a sulfetos presentes nas rochas, mais comumente a pirita. Cabe salientar que na BHRD mineralizações importantes de ouro exploradas até passado recente tinham como minério a arsenopirita, sulfeto de ferro contendo arsênio como componente fundamental (BORBA et al., 2004; BORBA e FIGUEIREDO, 2004).

5.1.3.1.2.5 Cromo, níquel, vanádio e cobalto

Estes quatro elementos siderófilos, ou afins à fase ferrífera em ambiente magmático, tiveram um comportamento diferente no ambiente superficial, como indicam a Figura 403 e a Figura 404. O níquel foi detectado na água da estação “A”, na mina Alegria Norte, na estação “D” em Nova Soberbo, distrito de Santa Cruz do Escalvado, em duas estações de Ipaba, na Estação “P” em Pedra Corrida, e em todas as estações a partir da estação “T” em Itueta. Exceção f a estação “AC” em Degredo, onde não foi detectado.

Figura 403 – Concentração de cromo, níquel e vanádio nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.

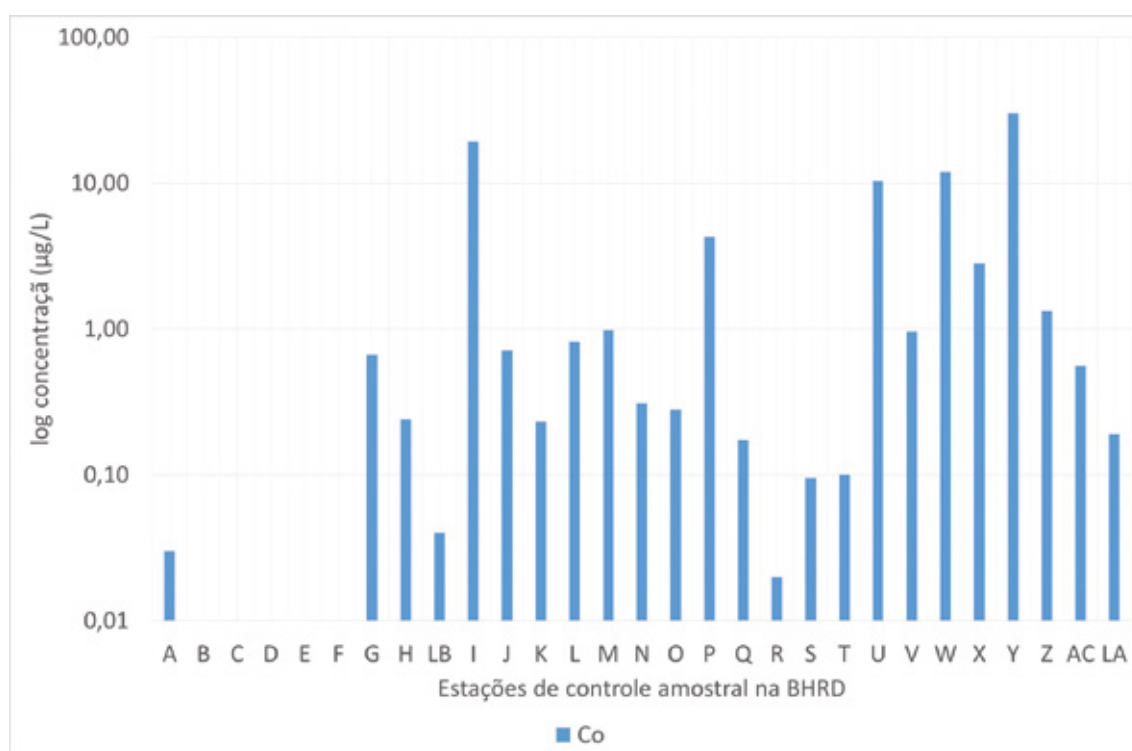


O cromo não foi detectado nas estações “A”, “B” e “C” em Mariana, porém foi detectado e medido em todas as estações de Santa Cruz do Escalvado, não foi identificado nas três estações de Dionísio e foi identificado nas estações “L” e “M” em Ipaba. Ocorreu na estação “Q” em Tumiritinga, na estação “S” em Resplendor, na estação “X” em Colatina e nas estações “Y”, “Z” e “AC” em Linhares.

O vanádio foi detectado em todas as estações de Santa Cruz do Escalvado, na lagoa Baianinho em Dionísio, e esteve presente em todas as demais estações desde Pedra Corrida em Periquito até a estação “AC” na Comunidade Remanescente Quilombola (CRQ) Degredo.

O cobalto (Figura 404) apenas não foi identificado nas estações amostrais “A”, “B”, “C”, “D”, “E” e “F”. Concentrações acima de 0,01 mg/L foram detectadas apenas na estação de Areal “Y”, “I” na área urbana de Ipaba e nas estações “U” e “W” da margem esquerda do rio Doce em Colatina.

Figura 404 – Concentração de cobalto nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.



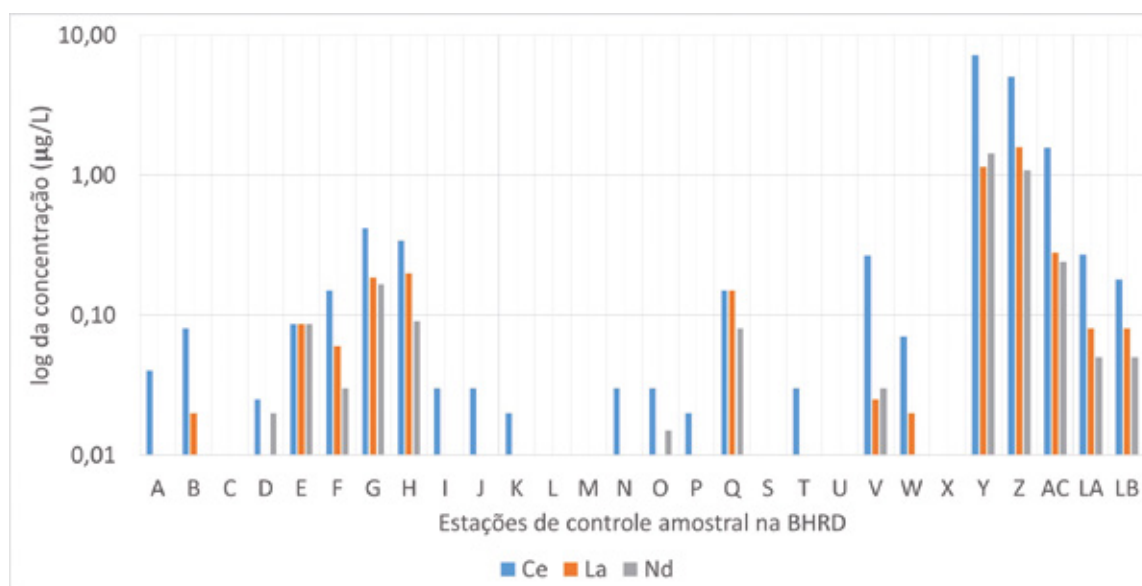
5.1.3.1.2.6 Elementos terras raras e ítrio

Uma feição geoquímica destacada foi a presença de elementos terras raras (ETRs) na água subterrânea. Este grupo de elementos geoquimicamente classificados como incompatíveis, tende a se concentrar na crosta terrestre em rochas magmáticas formadas a temperaturas mais baixas (MASON, 1971), como é o caso das rochas graníticas e sieníticas, que ocorrem nos compartimentos 2B e 3 da BHRD.

Normalmente, os ETRs estão concentrados em minerais pouco solúveis em água, no entanto, desde que disponíveis nas rochas, estão compartilhados com a água durante o intemperismo (FORTIN, 1989; GAILLARDET et al., 2005), pois não se concentram nas argilas. Soluções residuais do intemperismo, contendo ítrio e ETRs leves levam a que haja a diadoquia (intersubstituição) com o cálcio em sedimentos carbonáticos (RANKAMA e SAHAMA, 1962). Os ETRs por possuírem estruturas atômicas semelhantes têm um comportamento químico também muito parecido e boas interações, visto isso, eles estão aqui representados pelos elementos terras raras mais abundantes que são o cério, o lantânio e o neodímio, mais facilmente detectáveis.

Observando-se na Figura 405 o comportamento das concentrações dos ETRs na água subterrânea desde Mariana até Povoação em Linhares, evidencia a presença de concentrações superiores a 10^{-4} mg/L apenas nas estações Areal (Y), Povoação (Z) e na CRQ de Degredo, em Linhares (AC). Estas estações de Linhares estão todas estabelecidas em rochas sedimentares do Grupo Barreiras. Com concentrações superiores a 10^{-3} mg/L apareceram mais três situações: em Dionísio (G, H e LB), em Santa Cruz do Escalvado (F) e em Tumiritinga (Q).

Figura 405 – Concentração de ETRs nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.

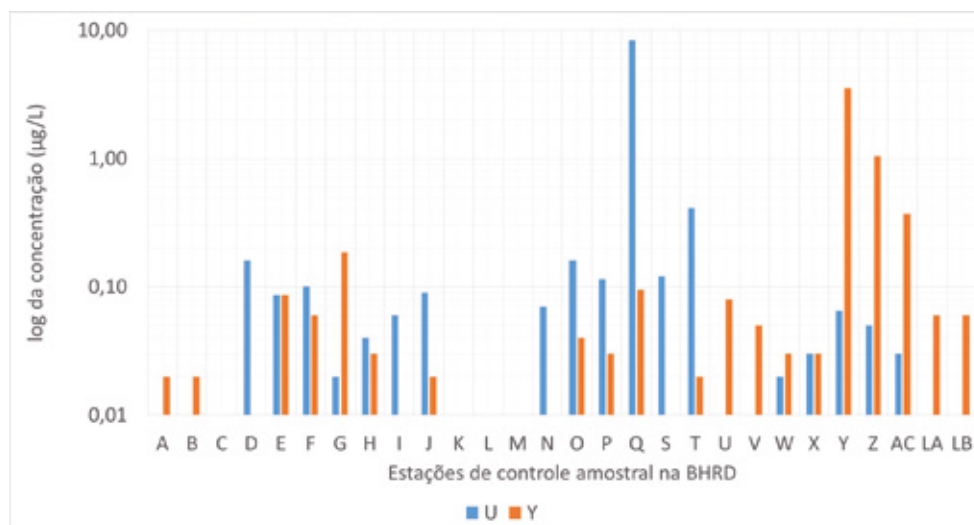


Em ambientes de pH entre 7 e 9, conforme relatado por Gaillardet, Viers e Dupré (2005), com base em modelagens de especiação por diversos autores, os ETRs e ítrio são movimentados em solução sob a forma de complexos carbonatados. Em ambientes ácidos as espécies dominantes são os cátions livres.

As particularidades hidroquímicas dos aquíferos da BHRD ficam também evidenciadas pelas concentrações de urânio e de ítrio (Figura 406), este último um elemento com características químicas bastante afins aos ETRs leves. Como no caso de cério, lantânio e neodímio, pela presença de urânio ficam evidenciados três grupos de pontos amostrais: pontos D, E, F, G, H, I e J; pontos N, O, P, Q, S e T; pontos W, X, Y, Z e AC. Os pontos A, B, C, K, L, M, U, V, LA e LB se destacaram pela não detecção de urânio. Os pontos A, B, U, V, LA e LB foram particulares pela presença de ítrio, mas, não de urânio. Nos pontos C, K, L e M não houve detecção de urânio e de ítrio.

A associação do ítrio e terras raras leves com formações sedimentares ferríferas e manganesíferas foi relatada desde Goldschmidt e Peters (1931) apud Rankama e Sahama (1962).

Figura 406 – Concentração de urânio e ítrio nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.

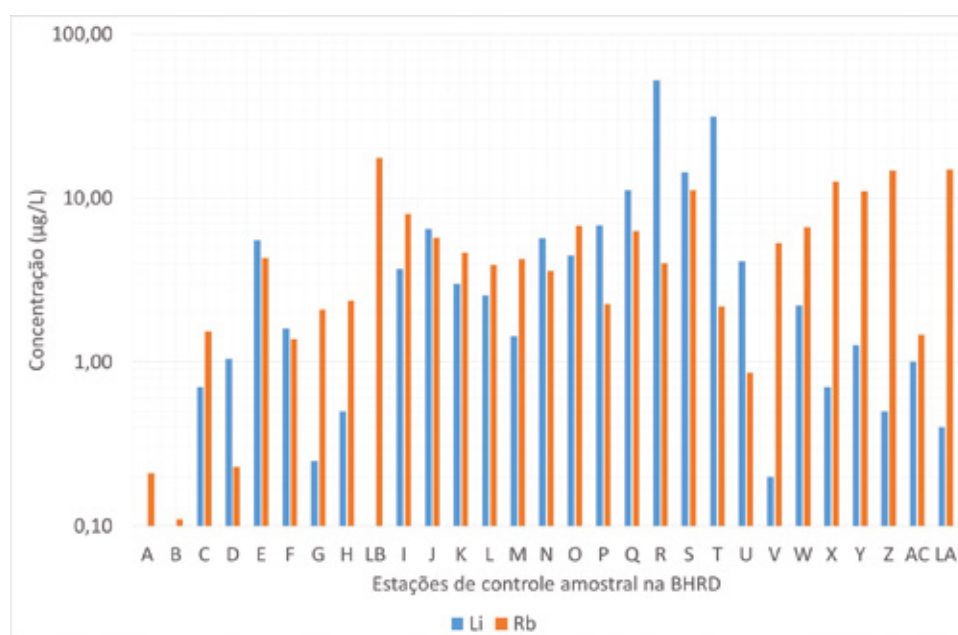


5.1.3.1.2.7 Lítio e rubídio

O lítio e o rubídio (Figura 407) são elementos alcalinos e sua concentração na água subterrânea da BHRD apresentaram semelhanças, porém, o rubídio se apresentou na maior parte dos casos com maiores concentrações. O lítio foi mais abundante do que o rubídio em Santa Cruz do Escalvado, estações “D”, “E” e “F”, na estação “J” em Ipaba, na estação “N” em Periquito e nas estações de Pedra Corrida, Tumiritinga, Resplendor e Itueta.

O rubídio foi detectado em todas as estações, sendo mais abundante do que o lítio em algumas delas, cabendo destacar as grandes diferenças em relação ao lítio desde a estação “V” em Colatina até a estação “AC” em Linhares.

Figura 407 – Concentração de lítio e rubídio nas estações amostrais do Lactec para controle da água subterrânea na BHRD.



5.1.3.1.3 *Características químicas do conjunto dos compartimentos da BHRD.*

No Quadro 1 está resumida a situação de cada uma das estações de controle amostral de interesse do diagnóstico da qualidade da água subterrânea avaliadas pelo Lactec na BHRD em campanhas realizadas em 2017, 2018 e 2019. As células em verde representam as situações em que em nenhuma das análises foi detectado o analito, por ICP-MS. As células em amarelo indicam situações em que o analito foi quantificado em ao menos uma das análises em amostras daquele ponto. As células em vermelho ressaltam os pontos em que ao menos uma das análises foi ultrapassado o valor limite permitido para o analito pela Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008).

O referido quadro evidencia as estações em que as variáveis ultrapassaram as concentrações recomendadas pela legislação, especificamente o ferro e o manganês, todas estas se situando a partir da estação “G” em Dionísio. Outro aspecto evidenciado no quadro é a presença do arsênio com presença detectada apenas a partir da estação “M” em Ipaba. No caso do antimônio, este elemento calcófilo (afim ao enxofre em ambiente magmático), deixou de ser detectado apenas em três amostras, estando presente em concentrações acima dos limites do CONAMA em sete pontos, até o município de Periquito.

Quadro 1 – Situação das estações de análise por ICP-MS de água subterrânea na BHRD quanto à presença de elementos analisados (sombreamento verde), identificados (sombreamento amarelo) e valores desconformes com a resolução CONAMA nº 396 (sombreamento vermelho), desconformes com COPAM 166 (letra “C”).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	LA	LB	AC
Al																													
As																	C												
Sb	C	C		C							C	C	C	C															
Ba																													
Be																													
B																													
Cd																													
Pb																													
Cu																													
Cr																													
Fe																	C	C	C			C	C	C	C	C			
Li																													
Mn											C	C	C	C		C	C	C	C			C	C	C	C				
Hg																													
Mo																													
Ni																													
Ag																													
Se																													
Na																													
U																													
V																													
Zn																													
	Compart. 1				Compart. 2a				Compart. 2b								Compartimento 3												

5.1.3.1.4 Compartimento 1

Na abordagem da água subterrânea, o segmento superior da BHRD compreendeu os aquíferos presentes desde as cabeceiras do tributário Gualaxo do Norte no município de Mariana, até o reservatório Risoleta Neves, no município de Santa Cruz do Escalvado. O compartimento superior foi representado por três estações de controle amostral da água subterrânea, “A” na mina Alegria Norte, da Samarco, “B” na mina Alegria Sul da Vale e “C” em Paracatu. O perfil do curso do rio Doce, em termos da distribuição das unidades geológicas dominantes no segmento considerado, pode ser esquematicamente visualizado na Figura 387.

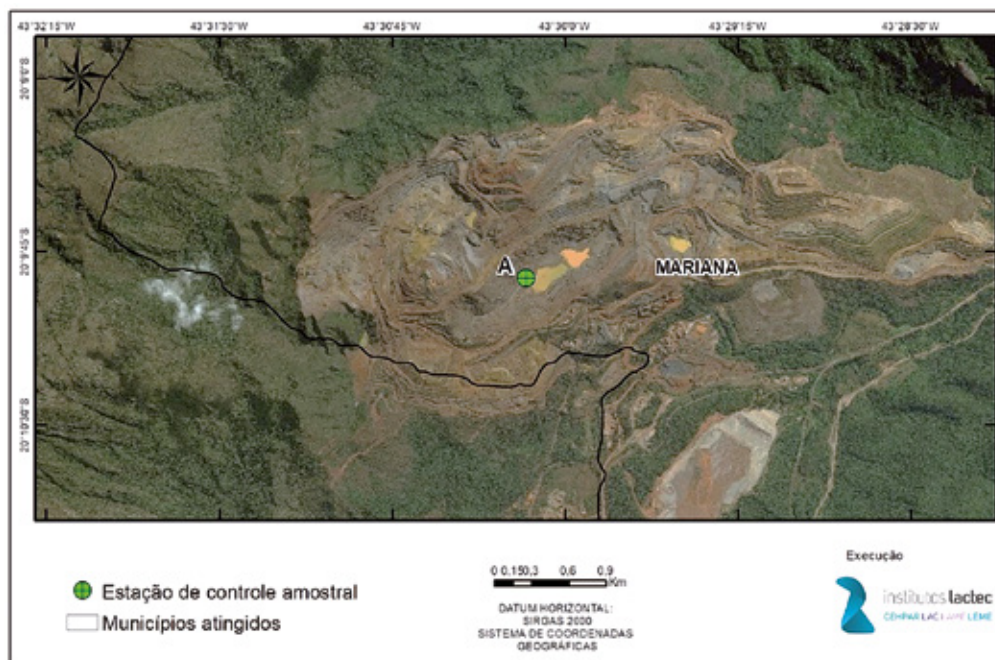
O arcabouço geológico, constituído por rochas metassedimentares e metavulcânicas (CPRM, 2004), normalmente com comportamento rúptil, comporta principalmente aquíferos do domínio fissural. Sobre este substrato, em condições geomorfológicas adequadas, como baixas encostas e pequenos vales, o elúvio, ou regolito, colúvio e aluviões das drenagens abrigam aquíferos livres, em condições de abastecer pequenas demandas de água. Na porção de jusante do segmento superior da BHRD, na região entre Barra Longa e Santa Cruz do Escalvado o domínio aquífero, também fissural envolve rochas cristalinas dos complexos Acaiaca e Mantiqueira. As rochas do Grupo Maquiné, de ocorrência restrita na BHRD, possuem localmente características do domínio poroso, em função do

conteúdo de carbonatos, que se solubilizam principalmente nas proximidades de fraturas. A presença de carbonatos nesta região não é refletida na composição da água subterrânea avaliada nas estações de controle, uma vez que a água com caráter hidroquímico cálcio ou cálcio-magnésio bicarbonatado não foram identificadas.

5.1.3.1.4.1 Mariana/Ouro Preto – Minas Alegria

Os poços perfurados nas dependências das minas Alegria Sul (Figura 408) e Alegria Norte (Figura 409) são operados para abastecer necessidades locais das mineradoras e correspondem, respectivamente, às estações de controle amostral “A” e “B”. Ambos os poços estão na área de drenagem do rio Piracicaba, porém se constituem em uma referência importante para a avaliação da relação da água subterrânea com o minério de ferro antes de sua extração e beneficiamento.

Figura 408 – Situação da estação de controle amostral “A”, poço na Mina Alegria Sul da Samarco em Mariana-MG.

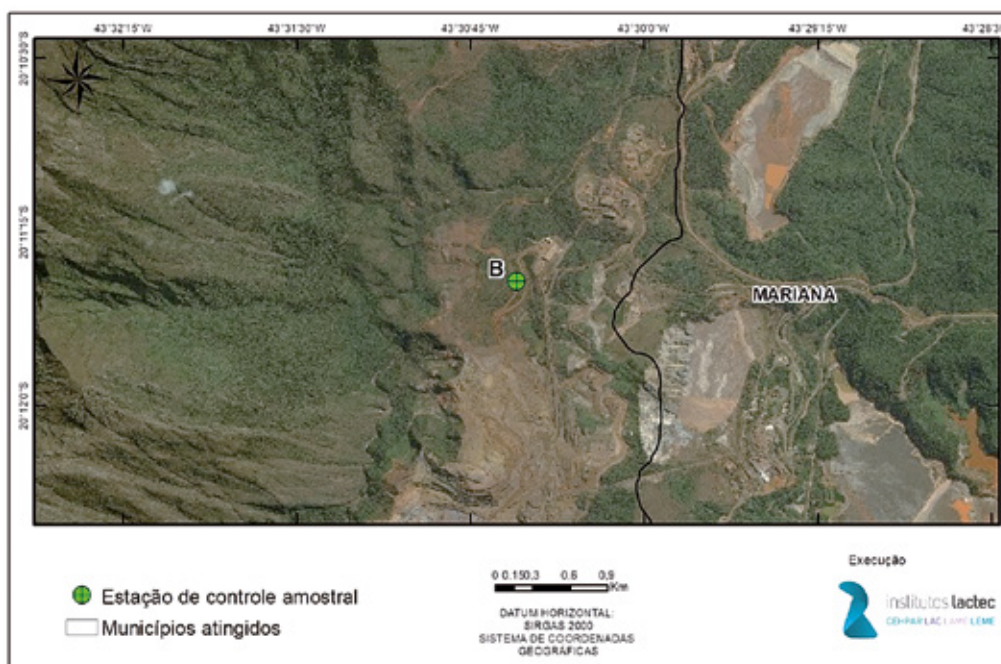


Fonte: EsriDigital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/
Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Uma característica dos dois poços é a baixa concentração de sólidos dissolvidos na água e sua alta produtividade hidráulica, superior a 200 m³/h (SAMARCO, 2017), consequentes da baixa solubilidade do arcabouço mineral da Formação Cauê, o aquífero acessado e também do pequeno tempo de residência da água em contato com as rochas. A baixa salinidade foi verificada por condutividades na ordem de 10 µS/cm, sendo o nitrato o único ânion detectado nas análises das amostras coletadas pelo Lactec. Cálcio, magnésio, sódio, potássio, fósforo, ferro e silício foram os únicos elementos identificados por ICP-OES, como registrado no APÊNDICE V.

Mourão (2007), em um trabalho de caracterização do aquífero Cauê, em um total de 61 amostras distribuídas em toda sua extensão no quadrilátero ferrífero, anotou a condutividade média do aquífero de 13,22 $\mu\text{S}/\text{cm}$, comprovando a baixa concentração em material dissolvido. O manganês está referido no trabalho citado, com concentração média de 0,02 mg/L.

Figura 409 – Situação da estação de controle amostral “B”, poço na Mina Alegria Norte da Vale em Ouro Preto-MG.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

5.1.3.1.4.2 Mariana - Paracatu

No trecho da calha percorrida pela lama de Fundão, entre a sede dos municípios de Mariana e o distrito de Paracatu, foi considerado como estação amostral um poço construído pela Renova na bacia do rio Gualaxo do Norte, a 388 m da margem do referido rio, em cota superior ao nível atingido pelo fluxo de rejeitos, como está indicado na Figura 410. O poço, em regime de bombeamento projetado para atender a demanda de 11,85 m³/dia leva o nível dinâmico a 12 m a partir do nível estático de 3,8 m, valores constantes do Relatório Técnico para a outorga do poço (RENOVA, 2017).

O arcabouço geológico da área de influência do poço, é constituído por rochas metassedimentares e metavulcânicas do Complexo Santa Bárbara (CPRM, 2007).

Figura 410 – Situação da estação amostral “C”, poço na Fazenda Paracatu em Mariana – MG.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

A composição química da água do aquífero acessado pelo poço, representada pelos cátions majoritários, foi comparada com a composição do rio Gualaxo do Norte em seu ponto “T2”. A relação completa das características químicas levantadas em duas campanhas de amostragem no poço considerado, consta do APÊNDICE U, do qual foram extraídos os dados apresentados na Tabela 152 e gerados os valores da Tabela 153.

Tabela 152 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais “A” e “B, nas minas Alegria, na estação amostral “C” na Fazenda Paracatu em Mariana (amostras 21 e 56) e no rio Gualaxo do Norte (T2).

Amostra	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade (µS/cm)	pH	Temperatura (°C)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
A(01) Mina Alegria N	-20,164411	-43,502784	06/11/2017	7,99	5,09	20,3	<0,025	<0,025
B(02) Mina Alegria S	-20,191070	-43,509161	06/11/2017	8,57	4,94	22,3	0,026	<0,025
C(21) Fazenda Paracatu	-20,295828	-43,232330	18/06/2018	42,40	6,17	22,7	0,089	<0,025
C(56) Fazenda Paracatu	-20,295828	-43,232330	07/12/2018	39,90	6,04	22,8	0,480	0,028
Gualaxo ponto T2	-43,43180	-20,27651	19/06/2018	99,4	7,49	20,36	<0,025	0,191

Tabela 153 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas na estação amostral “C” na Fazenda Paracatu, na estação “A”, na estação “B 1 e no ponto T2 no rio Gualaxo do Norte.

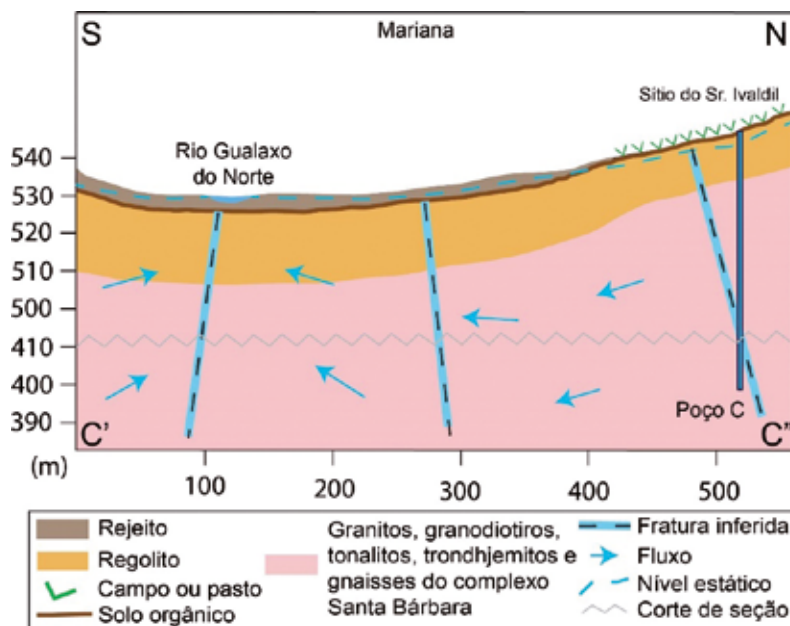
Amostra	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
A(01)	37,6	18,2	39,9	4,2				
B(02)	36,2	17,7	45,8	0,3				
C(21)	74,7	6,9	10,8	7,6	86,5	1,5	10,8	1,2
C(56)	45,3	4,1	36,3	14,2	86,1	1,6	11,5	0,9
Gualaxo ponto T2	22,2	2,1	33,9	41,8	86,0	5,5	8,1	0,3

De todos os 43 elementos analisados por ICP-OES nos poços, além dos macro-constituintes Na, K, Ca, Mg e Si, foram detectadas nesta estação específica, concentrações de Fe, Mn, S, Sr e Ba, registradas nas tabelas do APÊNDICE V. Na mesma estação, além dos elementos já citados, foram detectados por ICP-MS (APÊNDICE W) concentrações de B, Br, ETRs, Cs, Cu, Li, P, Rb, Sc, Tl, U, W, Zn. No que se refere aos elementos potencialmente tóxicos (EPTs), nas duas amostragens realizadas, à exceção do ferro, os elementos analisados não apresentaram concentrações superiores aos limites preconizados pela Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008).

A condutividade elétrica de cerca de 40 µS/cm foi relativamente baixa frente ao registrado no SIAGAS, onde 63% dos poços registrados (SIAGAS, acessado em 02/2018), apresentaram condutividade superior a 100 µS/cm.

Foram determinadas na estação amostral “C”, na Fazenda Paracatu, cuja situação em perfil está esquematicamente apresentada na Figura 411, concentrações de ferro dissolvido de 0,089 mg/L na amostra 21 e 0,48 mg/L na amostra 56, inferiores ao limite de 0,3 mg/L preconizado pela Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008). Conforme consta no Relatório de Linha-Base (MPF)/Lactec (2017), apenas cerca de 30% das análises realizadas em toda a BHRD apresentou valores registrados no SIAGAS superiores a 0,5 mg/L. No ponto amostral T2 a concentração de ferro dissolvido foi inferior ao LD de 0,025 mg/L.

Figura 411 – Perfil esquemático da situação do poço tubular implantado na Fazenda Paracatu, em Mariana.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017);
Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/
Lactec; Poços - Renova e anotações de campo

Quanto ao manganês, as concentrações <0,025 mg/L na amostra 21 e 0,028 mg/L na amostra 56, foram superadas pelo 0,191 mg/L detectado em T2, no rio Gualaxo do Norte.

Em todas as medições realizadas pelo LACTEC nas estações no compartimento 1 o pH foi ácido, inferior a 6,2. A estação T2 do Lactec no rio Gualaxo do Norte apresentou o pH alcalino de 7,5 como constado da Tabela 153.

A água subterrânea na estação “C”, com composição catiônica entre mista e sódica, estando a baixa concentração total de sólidos totais dissolvidos, representada por condutividade inferior a 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 152 e Figura 412). Na seção T2 do rio Gualaxo do Norte, em amostragem realizada pelo Lactec em junho de 2019 foi anotada uma condutividade cerca de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A variação observada na concentração relativa de sódio entre as campanhas, sugere alterações na composição da recarga refletindo prováveis contaminações oriundas na superfície, devido ao uso do solo nas proximidades, o que pode ser observado na Tabela 154 e Figura 412.

Na Figura 412 está ilustrada a relação entre a água do aquífero, amostrada em duas campanhas, com a água do rio Gualaxo em sua estação de controle T2. É feita uma simulação de mistura simples entre água da amostra C (21) e a amostra T2 do rio, em proporções de 0%, 25%, 50%, 75% e 100% de água do rio, para que se possa ter uma ideia da composição da água resultante.

Seja por fatores topográficos hidráulicos ou químicos, foi evidenciada a impossibilidade de interferência da água do rio na porção do aquífero acessado pelo poço, mesmo considerando o tempo de trânsito da água no aquífero e que a água que hoje flui do poço foi carregada no aquífero há algum tempo. Admitindo-se, hipoteticamente, uma velocidade de fluxo equivalente à condutividade hidráulica de 10^{-5} m/s para o aquífero fissural, tem-se a água do rio avançando cerca de 388 m até a estação

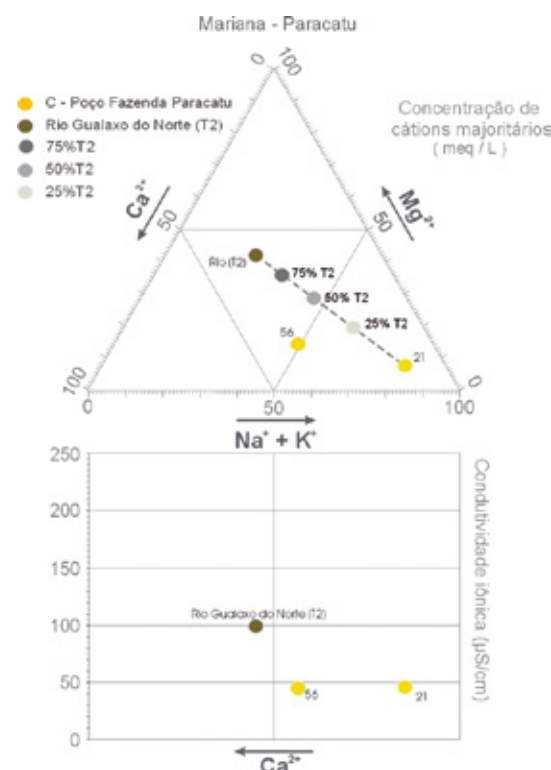
de controle amostral “C” (Figura 412) em mais de um ano. Isto só poderia acontecer caso o rebaixamento do nível potenciométrico do poço, sob operação contínua permanecesse inferior ao nível do rio durante todo este tempo. Esta situação não ocorre, haja vista que a demanda de água pelo usuário é inferior a 12 m³/dia e o nível dinâmico para extração deste volume é de 12 m, conforme os testes de vazão constantes do Relatório de outorga do referido poço (ITA POÇOS, 2017), fornecido pela RENOVA.

Neste segmento da bacia hidrográfica, a água subterrânea contribui para diluir a água do rio, o que normalmente reflete em uma melhora de sua qualidade.

Tabela 154 – Relações entre os cátions majoritários referente à água subterrânea nas estações amostrais “C” na fazenda Paracatu em Mariana, nos poços “A” e “B”, minas Alegria e no rio Gualaxo do Norte na secção T2.

Amostra	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
A(01)	0,85	2,42	0,48
B(02)	0,79	2,60	0,49
C(21)	0,13	10,69	0,70
C(56)	0,74	3,47	0,39
Gualaxo ponto T2	1,40	0,58	1,23

Figura 412 – Diagrama tripolar de cátions majoritários representando a composição da água do poço de controle “C” na Fazenda Paracatu em Mariana e de um ponto de referência no rio Gualaxo do Norte.



Quanto à possibilidade de influência direta de material originado da barragem de Fundão no segmento do aquífero acessado pelo poço “C”, esta é praticamente nula, a menos que o rejeito de Fundão seja disposto na área de recarga do referido posto.

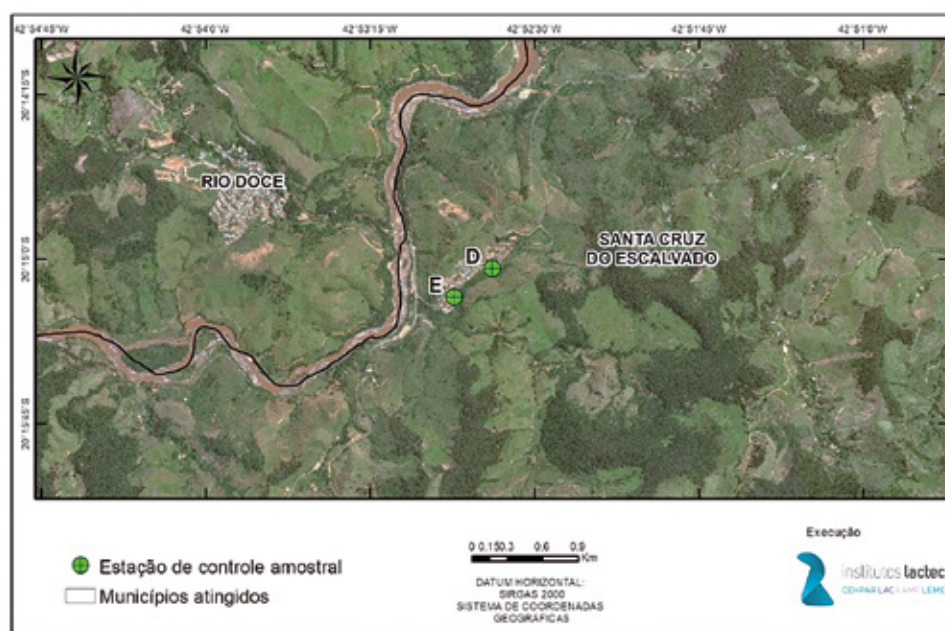
5.1.3.1.4.3 Santa Cruz do Escalvado

As condições da água subterrânea neste município da BHRD são representadas por três estações amostrais, “D”, “E” e “F” nas quais foram realizadas sete análises no total. A localização em relação ao rio Doce das estações “D” e “E” está apresentada na Figura 413 e na estação “F” na Figura 414 . Os poços “D” e “E” na localidade de Nova Soberbo, estão em uma área de aquífero fraturado em rochas paragnáissicas do Complexo Piedade com ocorrência de ortognaisse, micas claras, biotita, quartzo e feldspato (CPRM, 2007). O poço “F” no distrito de Gongo também foi perfurado em ortognaises bandados com intercalações de anfibolito e rochas metaultramáficas do Complexo Piedade, como indicado na Figura 387, elaborada com base na Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo (CPRM, 2004). A cobertura inconsolidada tem a espessura na ordem de 20 m.

A localização exata de cada estação amostral, bem como os valores de variáveis físico-químicas medidos no local estão apresentados na Tabela 155.

Na Figura 415 está apresentada a situação esquemática de uma secção vertical entre o poço da estação amostral “E” e o rio Doce em sua secção transversal mais próxima, na área do reservatório Risoleta Neves, diretamente afetada pela lama veiculada pelo desastre de Fundão.

Figura 413 – Situação das estações amostrais “D” e “E”, Nova Soberbo, município de Santa Cruz do Escalvado-MG. Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community.



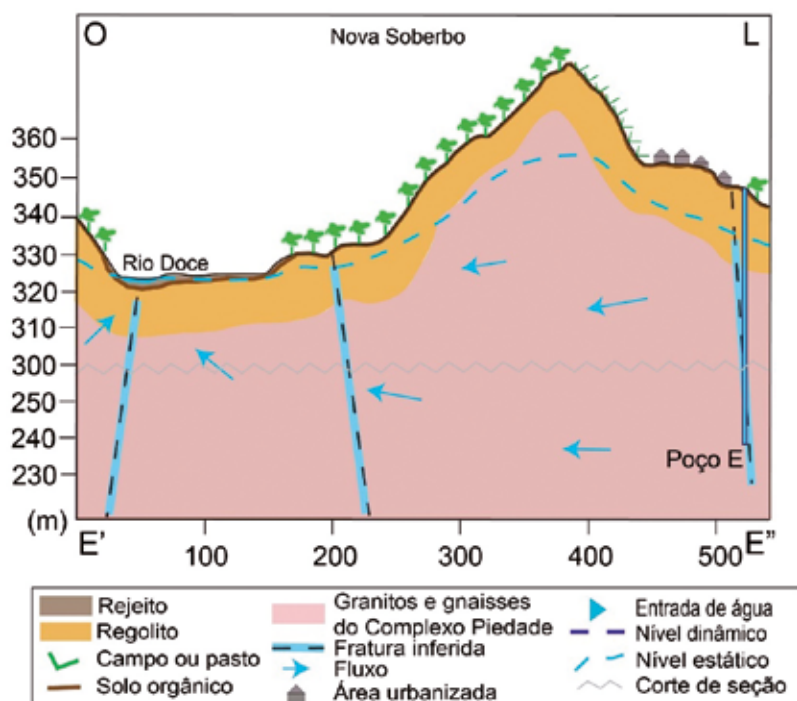
Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 414 – Situação da estação amostral “F”, na Localidade de Gongo, município de Santa Cruz do Escalvado-MG.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 415 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “E”, implantado em Nova Soberbo, Santa Cruz do Escalvado.



Fonte de dados: Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação – (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo – Geosoluções/Lactec; Poços – Anotações de campo

Tabela 155 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo em Santa Cruz do Escalvado e na estação de controle amostral “R1” no rio Doce.

Ponto amostral (Amostra)	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	pH	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Fe _{dissolvido} (mg/L)	Mn _{dissolvido} (mg/L)
Nova Soberbo D – (03)	-20,250708	-42,878177	06/11/2017	73,5	6,22	25,0	<0,025	<0,025
Nova Soberbo D – (22)	-20,250708	-42,878177	18/06/2018	80,6	6,35	25,0	<0,025	<0,025
Nova Soberbo D – (55)	-20,250708	-42,878177	06/12/2018	76,8	6,34	25,6	<0,025	<0,025
Nova Soberbo E - (04)	-20,252883	-42,881067	06/11/2017	206,0	7,92	25,0	<0,025	<0,025
Nova Soberbo E - (23)	-20,252883	-42,881067	18/06/2018	222,0	7,88	25,0	<0,025	<0,025
Nova Soberbo E - (54)	-20,252883	-42,881067	06/12/2018	208,0	7,93	25,7	<0,025	<0,025
Gongo F - (53)	-20,926980	-42,860330	06/12/2018	184,0	7,43	25,1	0,029	<0,025
Rio Doce – (R1)			20/06/2018	68,1	7,00	21,3	0,268	

Pela condutividade se observaram dois grupos de resultados analíticos: um, formado pelas análises das estações “D” e “F”(Tabela 155) e outro correspondente às análises da estação “E”. A condutividade na estação “R1” do Lactec, tomada como referência (68,1 $\mu\text{S/cm}$) esteve muito próxima aos valores anotados na estação “E”.

As estações “D” e “F”, possuem águas bem mais condutivas (184 a 206 $\mu\text{S/cm}$) do que o rio Doce em R1. Na Tabela 156, estão apresentados os valores percentuais dos miliequivalentes dos cátions e ânions majoritários nas estações amostrais consideradas.

Tabela 156 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nos pontos “D”, “E” e “F” em Santa Cruz do Escalvado, bem como no ponto R1 no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
D – (03)	23,5	4,7	38,2	33,5	91,6	6,8	0,9	0,7
D – (22)	22,6	6,4	37,1	33,8	88,9	6,5	3,8	0,9
D – (55)	32,3	3,2	41,2	23,3	88,9	7,0	3,2	0,9
E - (04)	26,9	1,9	54,4	16,8	95,1	2,5	2,4	0,0
E - (23)	43,0	2,8	41,6	12,5	94,6	2,3	2,9	0,2
E - (54)	29,7	2,1	51,8	16,5	94,6	2,4	2,9	0,2
F- (53)	19,3	4,8	46,4	29,6	95,1	2,6	1,9	0,4
Rio Doce – (R1)	46,3	8,4	24,1	21,2	67,5	19,1	11,9	1,5

O relativo agrupamento dos pontos de água subterrânea observado no diagrama tripolar da Figura 416, sugere um processo de diluição.

Os valores menos magnesianos e mais condutivos do ponto “E”, frente aos valores muito próximos, obtidos no ponto de controle amostral “D”, foram coerentes com o aquífero fissural, onde a água pode percorrer caminhos diferentes até ser captada em poços relativamente próximos. O ponto “D” indica uma solução aquosa com tempo de residência mais reduzido no aquífero, ou seja, uma água mais nova, de circulação mais rápida. Mesmo com esta circulação mais breve no interior do aquífero, houve tempo suficiente para a água adquirir os elementos mais móveis da rocha, que são os macro-constituintes Na, K, Ca e Mg, na mesma proporção da água das estações “E” e “F”.

Na Figura 416 está ilustrada uma mistura hipotética entre uma água com composição semelhante à amostra “22” do ponto “D” e também do ponto “4”, com água da estação amostral R1. Pode ser concluído que a água captada nos poços não foi influenciada por misturas com a água do rio.

O ponto de controle amostral “F”, no distrito de Gongo, o mais afastado do rio Doce, se assemelhou ao ponto “E” pelas relações intercатиônicas, como ilustrado pela Figura 416 e também pela Tabela 157. Nesta última, está expressa a composição das amostras em termos de suas relações intercатиônicas, base para a delimitação das regiões de agrupamento das amostras nos diagramas tripolares constantes das figuras correspondentes.

Figura 416 – a) Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e condutividade iônica, representando a composição da água das estações de controle amostral “D”, “E”, “F” em Santa Cruz do Escalvado e do ponto de referência R1 no rio Doce. b) Representação de simulações de misturas entre a água do aquífero e água do rio Doce.

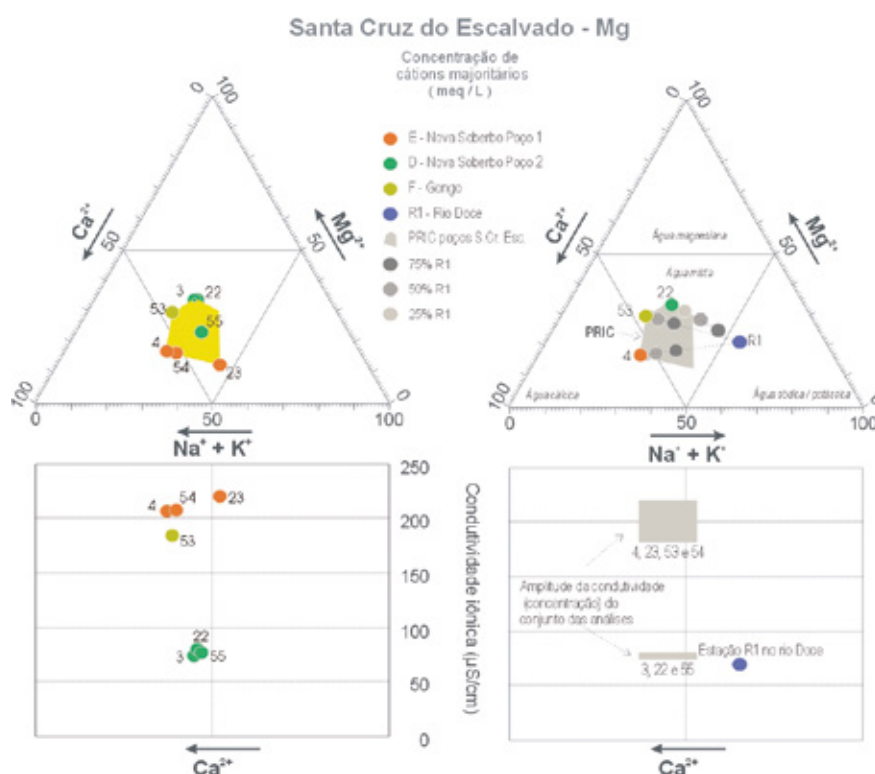


Tabela 157 – Delimitação dos campos das amostras de Santa Cruz do Escalvado, em termos de suas relações intercатиônicas – PRIC.

S. CRUZ DO ESCALVADO (7 amostras)			
	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
média	1,5	1,6	0,6
máximo	1,9	3,7	0,9
mínimo	0,9	0,8	0,3

De todos os 43 elementos analisados por ICP-OES nos poços, além dos macro-constituintes N, K, Ca, Mg e Si, em uma ou mais amostras, foram detectadas concentrações de Al, P, S, Fe, Zn, Sr e Ba. As concentrações dos demais elementos estiveram abaixo dos limites de detecção do procedimento analítico adotado. Nas sete amostragens realizadas, nenhum dos elementos apresentou concentrações superiores aos limites preconizados pela Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008).

O ferro apresentou na estação amostral R1, no rio Doce, valor de 0,268 mg/L. A condutividade iônica medida no rio foi inferior a de todas as amostras coletadas nas estações de controle da água subterrânea.

A título de ilustração, se observa na Figura 416, que seria necessária uma mistura de 25% de água de R1 com uma solução aquosa com composição semelhante à amostra 22 para haver uma água mista com composição interna ao PRIC. Levando em consideração as mesmas proporções de mistura (25% de R1 e 75% da amostra 22) na referida figura, em uma mistura conservativa hipotética, onde o ferro em solução na água do poço fosse igual ao limite de detecção de 0,025 mg/L e na água de R1 fosse igual à 0,268 mg/L, a concentração de ferro na solução final seria 0,0245 mg/L.

Os resultados analíticos obtidos para o ferro e manganês em todas as amostras de Santa Cruz do Escalvado, comparados visualmente com resultados em estações do IGAM (RD072) e do Lactec (R1) mais próximas, no rio Doce, estão ilustrados na Figura 417. Percebe-se a grande diferença na concentração do ferro e do manganês entre a água subterrânea amostrada nos poços e a água do rio. Fica evidente a não favorabilidade das condições físico-químicas do ambiente do aquífero em sua captação para manter ferro e manganês em solução.

Figura 417 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Santa Cruz do Escalvado. Concentrações anotadas pelo Lactec em estação próxima (R1) e pelo IGAM (RD072).



5.1.3.1.5 Compartimento 2A

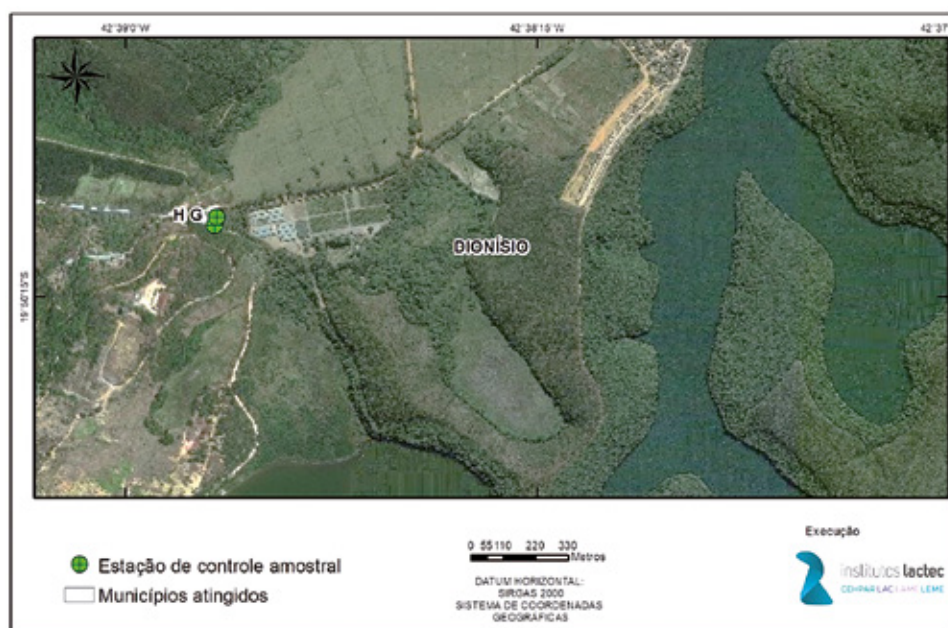
O segmento médio superior do compartimento 2 da BHRD foi aqui considerado como a porção da BHRD que vai da UHE Risoleta Neves em Santa Cruz do Escalvado até Governador Valadares. As estações amostrais situadas no município de Dionísio, Ipaba e Periquito estão neste compartimento, que se estende majoritariamente sobre rochas graníticas e gnáissicas do complexo Piedade.

5.1.3.1.5.1 Dionísio

No município de Dionísio foram feitas análises de água subterrânea em dois poços particulares, “G” e “H”, sendo também tomadas duas amostras na lagoa do Baianinho, considerada como estação de amostrais “LB”. Tratam-se de poços tubulares com menos de 40 m de profundidade, que foram selecionados como representantes de uma litologia com grande representatividade naquela região da BHRD, apesar de estarem relativamente afastados do curso do rio considerado. A lagoa não está em contato direto com o rio e representaria, em parte, a composição do freático local, ao menos quanto aos cátions majoritários. A localização das estações “G” e “H” está ilustrada na Figura 418.

No total foram analisadas 6 amostras nas duas estações de água subterrânea, constantes da Tabela 158, e são tomadas como referência, dados das estações amostrais de águas superficiais R3 e R4 no rio Doce. Na referida tabela também constam dados de condutividade elétrica, pH e temperatura da água, medidos em campo.

Figura 418 – Situação das estações amostrais “G” e “H”, em Ponte Alta, Dionísio-MG.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

A área está no domínio de aquíferos fraturados estabelecidos em rochas predominantemente félsicas silicosas, como pode ser observado na Figura 387, se bem que os poços são abastecidos sobretudo pelo aquífero estabelecido no manto de intemperismo, conforme informações de laudo de perfuração apresentado pelo proprietário dos poços.

Tabela 158 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nos poços “G” e “H” em Ponte Alta e na lagoa Baianinho em Dionísio e nos pontos R3 e R4 no rio Doce.

Ponto - amostra	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade (μS/cm)	pH	Temperatura (°C)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
Ponte Alta G - (20)	-19,835333	-42,647294	25/01/18	44,20	5,62	26,8	1,010	0,051
Ponte Alta G - (31)	-19,835333	-42,647294	20/06/18	54,30	5,80	25,2	1,300	0,074
Ponte Alta G - (52)	-19,835333	-42,647294	06/12/18	162,20	5,95	25,5	0,618	0,101
Ponte Alta H - (32)	-19,835090	-42,647230	20/06/18	20,20	5,41	24,1	<0,025	<0,025
Lagoa B. LB - (19)	-19,850485	-42,643918	25/01/18	93,80	8,64	31,7	0,131	0,040
Lagoa B. LB - (30)	-19,850485	-42,643918	20/06/18	93,70	7,84	23,2	0,055	<0,025
Rio Doce R3				59,9	7,51	20,94	0,461	<0,025
Rio Doce R4				60,0	7,70	22,81	0,428	<0,025

De todos os 43 elementos analisados por ICP-OES nos poços, cujos dados estão constantes no (APÊNDICE V), além dos macro-constituintes N, K, Ca, Mg e Si, em uma ou mais amostras, foram detectadas por ICP-OES, concentrações de Al, P, S, Fe, Zn, Sr e Ba. Os elementos minoritários detectados por ICP-MS, constantes do Apêndice E, além dos mencionados, são Br, Mo, Sn, ETRs, Co, Cs, Cu, Li, Pb, Rb, Tl, U e Y. Os outros elementos estiveram abaixo dos limites de detecção do método adotado. Nas seis análises realizadas, ademais do Fe e Mn, com concentrações máximas de 1,3 mg/L e 0,101 mg/L respectivamente, nenhum dos outros elementos apresentou concentrações superiores aos valores máximos preconizados pela Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008).

Pelas relações entre os cátions constante da Tabela 159, da Tabela 160 e ilustrada na Figura 419, ficam bem caracterizados dois grupos de água, sendo um formado pelas amostras coletadas na estação de controle “G” e também na estação “LB” na lagoa Baianinho e outro na estação amostrais “H”. A estação amostral “H”, amostra 32, não foi incluída no PRIC, pela baixa condutividade, inferior ao rio Doce e caráter hidroquímico sódico, caracterizando uma água diluída, mais do que as estações amostrais de água superficial R3 e R4.

Tabela 159 – Valores dos cátions majoritários medidos nas amostras de água dos poços “G” e “H” em Ponte Alta e no ponto “LB” na lagoa Baianinho em Dionísio e também nos pontos R3 e R4 no rio Doce.

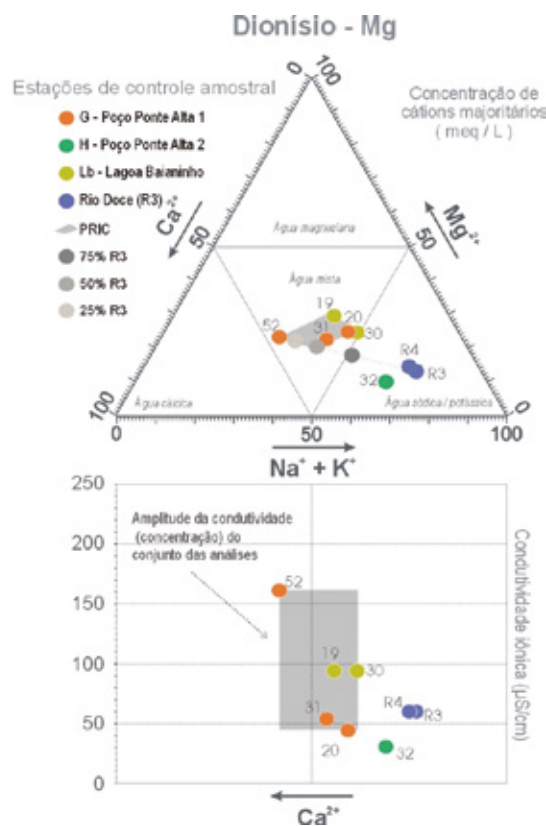
Ponto - amostra	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
G- (20)	43,3	3,5	28,3	25,0	39,1	40,4	20,4	0,1
G- (31)	37,2	5,5	34,7	22,5	73,2	11,6	14,9	0,2
G- (52)	27,4	2,8	46,4	23,3	63,7	22,6	12,8	0,9
H- (32)	64,1	0,2	25,9	9,9	44,8	34,3	18,6	2,3
LB- (19)	30,6	10,5	29,4	29,5	81,5	6,1	12,1	0,2
LB- (30)	38,9	10,6	25,8	24,6	66,4	21,0	12,2	0,4
R3	66,0	4,4	16,5	13,1	63,3	22,4	13,2	1,1
R4	63,1	5,2	17,3	14,4	66,3	19,1	13,5	1,2

Tabela 160 – Delimitação dos campos das amostras de Dionísio, em termos de suas relações intercатиônicas -PRIC.

S. CRUZ DO ESCALVADO (7 amostras)			
	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
média	1,5	1,6	0,6
máximo	1,9	3,7	0,9
mínimo	0,9	0,8	0,3

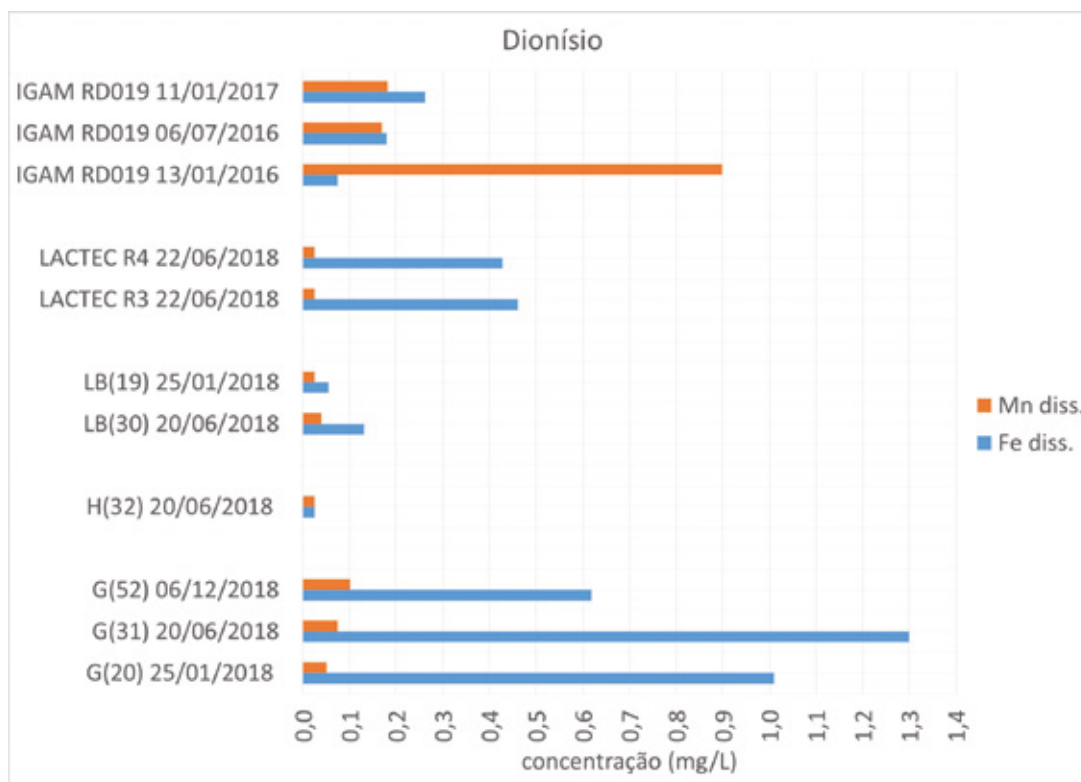
À exceção do citado ponto amostral “H”, as outras amostras apresentaram um caráter hidroquímico misto, contrastando com o caráter claramente sódico das estações amostrais R3 e R4. Trata-se de águas subterrâneas bicarbonatadas mistas. As proporções entre os ânions majoritários não estão aqui incluídas nas representações gráficas, devido ao fato de o sulfato não ter sido detectado em valores mensuráveis pela metodologia analítica utilizada o que iria comprometer a representação das proporções aniônicas.

Figura 419 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e condutividade iônica, representando a composição da água das estações amostrais “G”, “H”, “LB” em Dionísio e das estações de referência R3 e R4 no rio Doce. Está expresso o PRIC.



Uma visão comparativa das concentrações de ferro e manganês entre as estações amostrais da água subterrânea em Dionísio e pontos amostrais do Lactec e do IGAM no rio Doce, mais próximos, é possibilitada pela Figura 420. Nessa figura está realçada a alta concentração de manganês na medição do IGAM em janeiro de 2006. O manganês foi o componente presente em quantidades mensuráveis em todas as amostras independentemente de estar em concentrações inferiores ao limite estabelecido pela Resolução nº 396 do CONAMA.

Figura 420 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais e água subterrânea em Dionísio. Concentrações anotadas pelo Lactec em estação próxima (R4) e pelo IGAM (RD035).



No caso da lagoa Baianinho, sua semelhança química com o ponto amostral “G” sugere que a referida lagoa é alimentada, sobretudo, pelo freático cuja água conduz proporções de elementos compatíveis com as rochas das vizinhanças, sob intemperismo monossialitizante, ou seja: conduz à formação de caulinita. Se, em termos dos cátions, a convergência da composição química é boa, com respeito aos ânions estes são controlados pelo sistema biogeoquímico estabelecido na lagoa (TUNDISI e TUNDISI, 2008). A concentração de molibdênio (0,0194 mg/L) é a mais elevada dentre todas as demais amostras analisadas para este Diagnóstico.

5.1.3.1.5.2 Ipaba

No município de Ipaba foram estabelecidos cinco pontos amostrais, “I”, “J”, “K”, “L” e “M”, em poços operados pela Copasa, cuja localização pode ser visualizada na Figura 421. Nas três campanhas realizadas, foram coletadas 11 amostras sendo 10 bicarbonatadas mistas e uma bicarbonatada cálcica.

A localização das estações amostrais de Ipaba e das estações fluviais do rio Doce estão registradas na Tabela 161, que também contém os valores da condutividade iônica, pH e temperatura da água, medidos em campo.

Os perfis esquemáticos dos poços das estações amostrais “I” e “K”, estão, respectivamente, apresentados na Figura 422 e Figura 423.

Figura 421 – Situação das estações de controle amostral “I”, “J”, “K”, “L” e “M”, em Ipaba-MG.



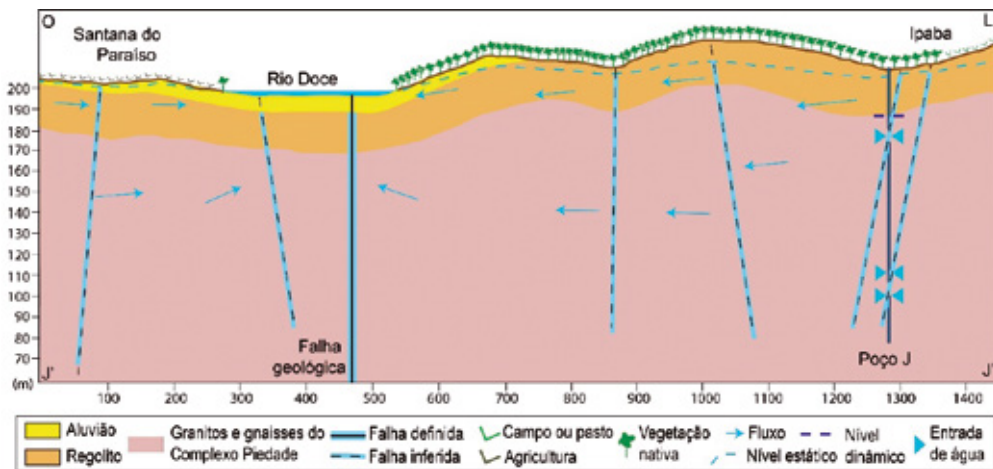
Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Tabela 161 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nos poços “I”, “J”, “K”, “L” e “M” em Ipaba. Como referência foi considerado o ponto R rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
Ipaba sede I – (29)	-19,412826	-42,411928	20/06/18	134,8	6,65	24,0	3,760	0,693
Ipaba sede I – (48)	-19,412826	-42,411928	05/12/18	111,3	6,43	25,7	0,037	0,725
Ipaba mato J – (28)	-19,407690	-42,412676	20/06/18	153,0	6,53	24,1	0,829	0,532
Ipaba mato J – (49)	-19,407690	-42,412676	05/12/18	141,5	6,63	25,1	1,590	0,529
Ipaba C-05 K – (06)	-19,402211	-42,416683	07/11/17	138,4	6,75	24,6	0,075	0,232
Ipaba C-06 L – (07)	-19,400462	-42,415588	07/11/17	137,2	6,77	24,0	1,590	0,529
Ipaba C-06 L – (27)	-19,400462	-42,415588	19/06/18	146,5	6,86	24,3	0,829	0,532
Ipaba C-06 L – (50)	-19,400462	-42,415588	05/12/18	143,1	6,91	25,9	2,280	0,355
Ipaba C-07 M – (08)	-19,397195	-42,413803	07/11/17	153,3	6,92	23,7	6,800	0,429
Ipaba C-07 M – (26)	-19,397195	-42,413803	19/06/18	155,9	6,76	24,2	3,760	0,693
Ipaba C-07 M – (51)	-19,397195	-42,413803	05/12/18	151,6	6,86	25,1	0,205	<0,025
Rio Doce – (R5)			25/06/2018	68,7	7,35	22,0	3,760	0,693

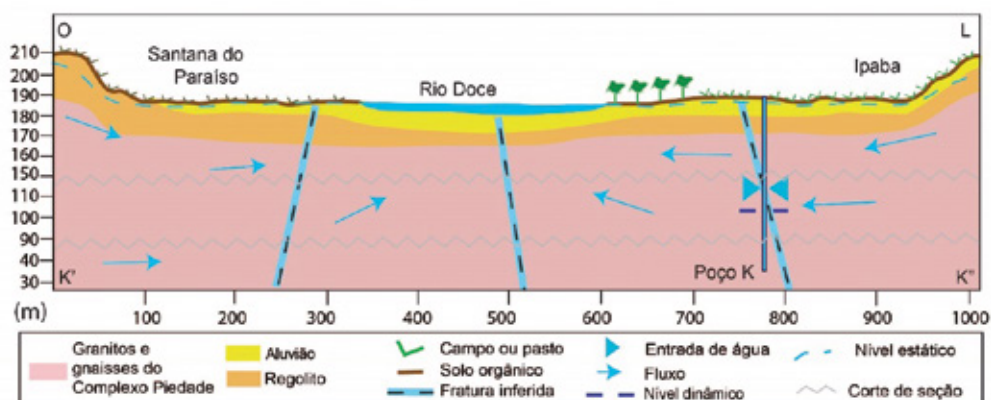
O perfil ilustrativo da secção vertical contendo o poço “J” é apresentado na Figura 422, enquanto a situação do poço “K” é ilustrada na Figura 423.

Figura 422 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “J”, implantada em Ipaba.



Fonte de dados: Fonte de dados: Geologia - (IBGE,2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - COPASA e anotações de campo

Figura 423 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “K”, implantada em Ipaba.



Fonte de dados: Fonte de dados: Geologia - (IBGE,2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - COPASA e anotações de campo

A região de Ipaba sedia o maior conjunto de pontos amostral deste trabalho. Isto viabiliza uma boa avaliação da possibilidade de misturas entre água do aquífero com a água de um ponto de água superficial no rio Doce. Tratam-se de águas com caráter hidroquímico misto quanto aos cátions conforme apresentado na Tabela 162 e na Figura 424.

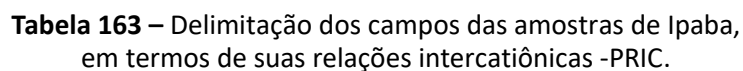
Os valores das relações entre pares de cátions, expressos em termos de equivalentes grama, utilizados na elaboração do polígono de relações intercatiônicas (PRIC) estão apresentados na Tabela 163.

As estações “K”, “L” e “M” são relativamente próximas umas das outras e todas a poucas centenas de metros do rio Doce, como constado na Tabela 161. Duas ilustrações de perfis da secção entre às estações amostrais correspondentes aos poços “J” e “R” constam, respectivamente da Figura 422 e da Figura 423. Nas figuras ilustrativas estão registradas apenas as falhas mais evidentes, determinadas em imagens aéreas o sistema de falhas e fissuras associados, fundamental para a porosidade secundária das rochas não está explicitamente apresentado. Apesar desta proximidade com o rio, se observou que, a relação composicional de cada estação com o rio foi um pouco diferente. O caráter hidroquímico do rio na estação amostral R5 foi bem mais sódico frente ao caráter misto da água do aquífero. A estação “L” é predominantemente a que apresenta água mais condutiva, vindo em seguida a estação amostral “J”, depois a estação “I”, sendo a estação “I” aquela com água mais diluída. A água da estação amostral “I”, situada na sede municipal e mais longe do rio Doce, foi a mais diluída.

Tabela 162 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras obtidas nas estações amostrais “I”, “J”, “K”, “L” e “M” em Ipaba, bem como no ponto R5 no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
I – (29)	33,3	4,7	37,8	24,2	87,9	4,2	7,2	0,6
I – (48)	33,1	3,7	40,4	22,8	86,4	5,0	7,0	1,6
J – (28)	34,7	5,5	37,8	22,0	90,4	3,4	6,0	0,2
J – (49)	30,1	3,5	44,7	21,7	89,0	3,6	7,0	0,3
K – (06)	31,4	4,4	45,9	18,3	77,8	19,5	2,7	0,1
L – (07)	23,9	3,2	44,3	28,6	94,5	3,7	1,7	0,1
L – (27)	38,9	3,7	32,5	24,9	91,1	3,9	4,9	0,1
L – (50)	30,9	3,8	43,2	22,1	91,7	3,9	4,1	0,2
M – (08)	21,3	2,9	49,3	26,4	93,6	3,7	2,7	0,1
M – (26)	27,6	4,5	43,4	24,5	91,4	3,6	4,9	0,1
M – (51)	30,5	2,8	44,7	22,1	92,5	3,8	3,5	0,2
Rio Doce – (R5)	49,3	7,0	25,2	18,5				

Ipaba - Mg



IPABA (12 amostras)			
	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
média	1,28	1,50	0,56
máximo	2,04	1,95	0,77
mínimo	0,76	0,92	0,40

As águas de todas as estações de Ipaba apresentaram boa similaridade, porém o caráter fissural do aquífero faz com que a água percorra caminhos diferentes até ser captada por cada poço. Uma avaliação hipotética de misturas da água do rio com a água das estações amostrais, proporciona um quadro que não permite descartar a possibilidade de alguma mistura entre a água do rio com uma água “típica” do aquífero fissural local. Se observa na Figura 424, que para a hipótese de mistura de água com composição de 70% da amostra 8, da estação “M”, com 30% da água de “R1”, resultaria em água registrada dentro do polígono PRIC que representa o conjunto das amostras da água subterrânea de Ipaba.

Com base na distância de cerca de 800 m entre o ponto amostral “J” e o rio Doce, admitindo uma condutividade hidráulica de 10^{-3} m/s, em condições ideais de fluxo livre, a água percorreria este trajeto em cerca de dois anos e meio. Considerando a estação “M”, que dista 175 m do rio Doce, o tempo requerido nas mesmas condições, seria um pouco superior a seis meses. Estes são cálculos teóricos de uma situação hipotética irreal, pois admite um fluxo contínuo do rio em direção ao poço, considera um bombeamento também contínuo. Na realidade os poços normalmente não operam continuamente e no período em que o poço não está operando o fluxo é invertido, ou seja, no sentido do poço para o rio.

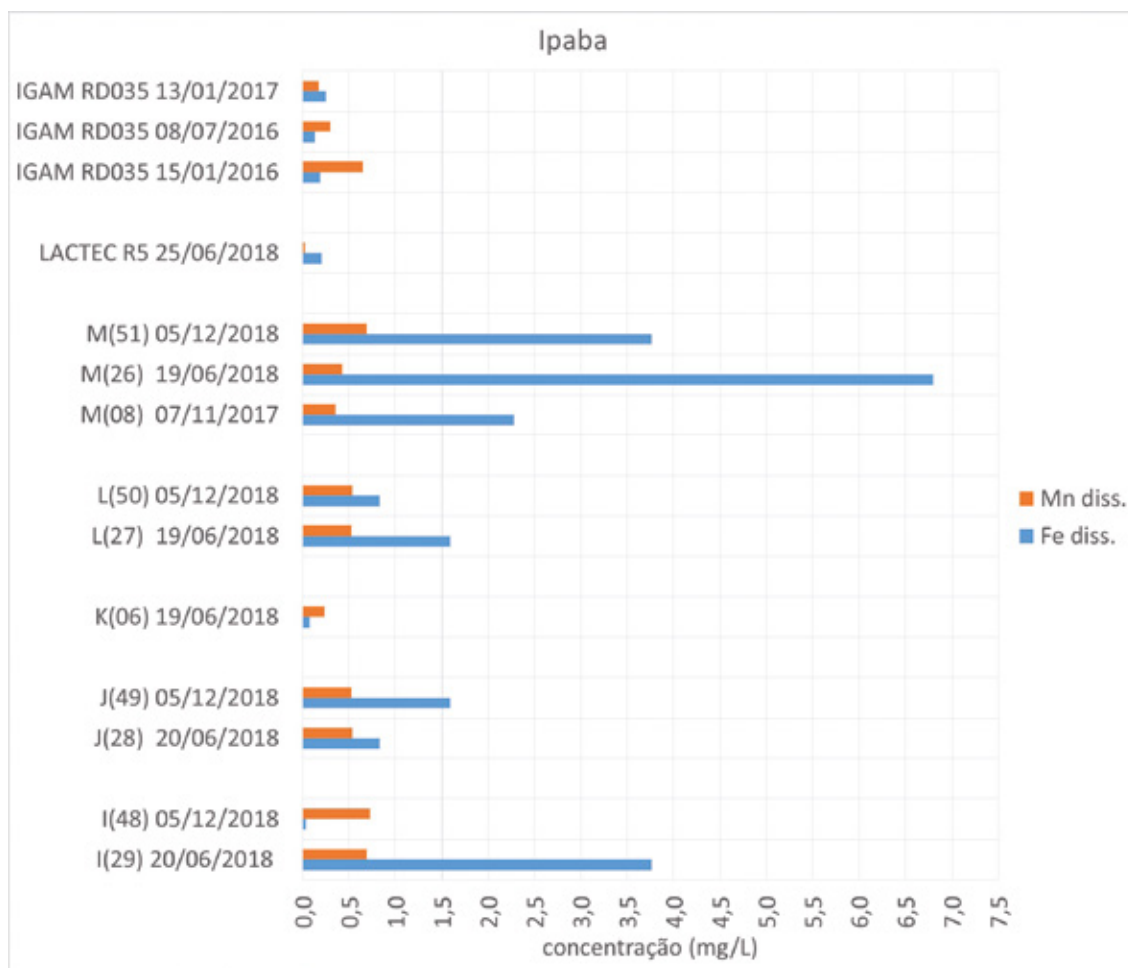
É significativo na Figura 424, o fato de que a estação amostral “M”, a mais próxima do rio Doce é a que apresenta maior distância gráfica do rio Doce em “R5”.

Além dos íons majoritários, ferro e manganês, em Ipaba foram detectadas em solução, concentrações de enxofre, cobalto, níquel, zinco, estrôncio, bário e alumínio, todas abaixo dos limites da Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008). Ademais dos elementos citados foram determinados por ICP-MS arsênio, bromo, ETRs, cromo, cério, cobre, lítio, molibdênio, rubídio, antimônio, escândio, estanho e volfrâmio, todos dentro dos limites preconizados pelo CONAMA.

Na Figura 425, estão ilustradas as concentrações de ferro e de manganês anotadas em estações amostrais de água subterrânea em Ipaba. Como referência de água superficial do rio Doce foram consideradas as estações R5 do Lactec e RD035 do IGAM.

O ferro, com concentrações de até 6,8 mg/L e o manganês com até 0,7 mg/L se apresentaram com valores acima dos limites em muitas situações. Chama a atenção a variabilidade da concentração do ferro mesmo em uma mesma estação de amostrais em diferentes campanhas, o que remete à ação de processos físico-químicos atuantes no ambiente do ponto amostral e na área de recarga do poço. Estes processos locais estão influenciados pelo regime de bombeamento do poço considerado, que pode alterar a condição de oxido-redução da água desenvolvendo uma barreira geoquímica para o ferro que se insolubiliza por oxidação. O manganês apresentou com maior constância valores em solução acima do preconizado pelo CONAMA (BRASIL, 2008), por sua mobilidade superior à do ferro. Na estação amostral R5 do rio Doce, a amostra coletada no dia 25/06/2018 mostrou 0,205 mg/L de ferro dissolvido e de manganês <0,025 mg/L. Também, como simples referência, em amostragens em 20/01/2016, 13/07/2016 e 18/04/2017 na estação RD33 do IGAM, próxima à R5, os valores para o ferro dissolvido foram respectivamente 0,325 mg/L, 0,179 mg/L e 0,412 mg/L, inferiores ao valor de máximo de 6,8 mg/L medido na estação.

Figura 425 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea em Ipaba. Concentrações anotadas pelo Lactec em estação próxima (R5) e pelo IGAM (RD035).

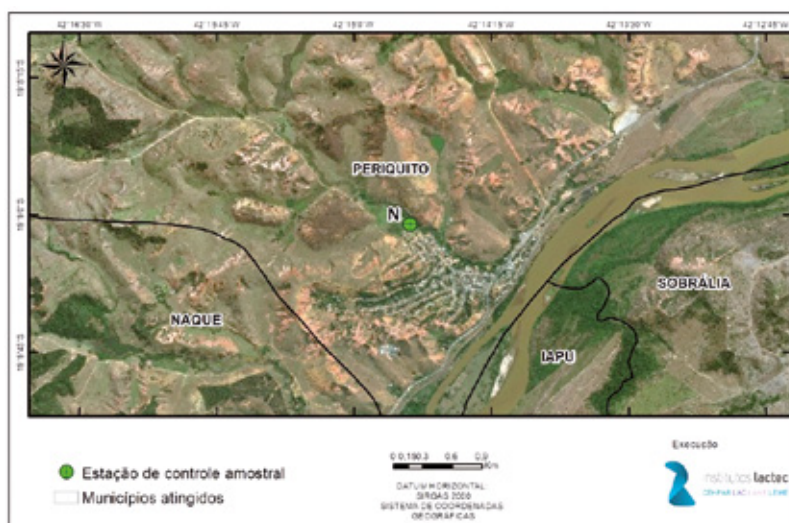


Dos dados químicos obtidos nas estações amostrais, pode ser concluído que a água subterrânea da região de Ipaba contribuiu para o aumento da concentração de ferro em solução no segmento contíguo do rio Doce. No caso do manganês, as concentrações encontradas nos poços utilizados pelo Lactec e no rio Doce pelo IGAM, foram mais aproximadas, porém geralmente superiores no aquífero.

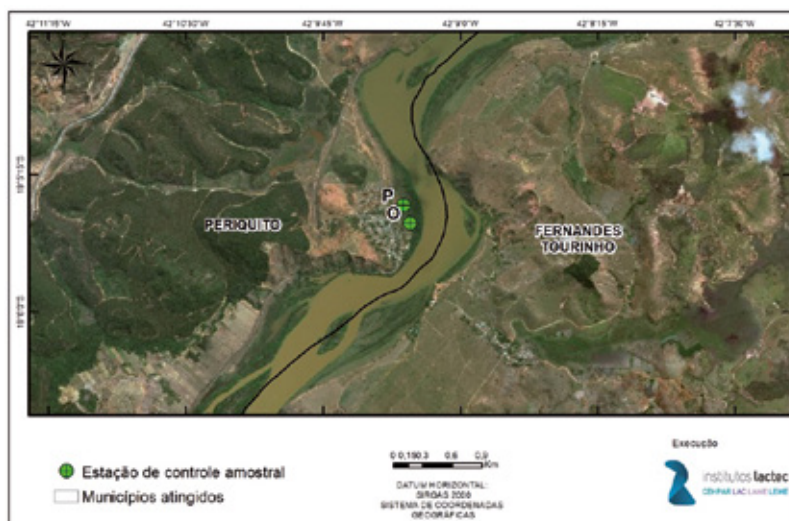
5.1.3.1.5.3 Periquito

Entre Ipaba e Governador Valadares, no município de Periquito foram estabelecidas duas estações de amostrais, sendo o ponto “N” na sede municipal e os pontos “O” e “P” no distrito de Pedra Corrida, conforme indicado na Figura 426 e na Figura 427. Os pontos “N” e “P” correspondem aos poços operados pela Copasa, enquanto o ponto “O” é um poço construído emergencialmente, agora desativado. A localização dos pontos está registrada na Tabela 164, onde também estão registrados valores de condutividade iônica, pH e temperatura, medidos em campo.

Na Figura 428 está apresentado um perfil ilustrativo de uma secção transversal contendo o poço da estação “N” e o rio Doce.

Figura 426 – Situação da estação amostral “N” em Periquito-MG.

Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

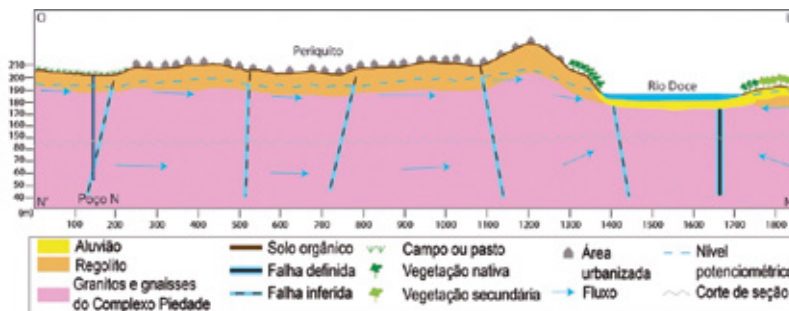
Figura 427 – Situação das estações de controle amostrais em Periquito.

Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Tabela 164 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações de amostrais “N”, “O” e “P” em Periquito. Como referência foi considerado o ponto R5 rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
N (05)	-19,150842	-42,244871	07/11/2017	124,10	6,75	24,6	0,041	0,057
N (47)	-19,150842	-42,244871	5/12/2018	178,30	7,39	25,1	0,058	0,032
O (18)	-19,091922	-42,154557	25/01/2018	325,00	7,07	26,5	3,440	0,616
O (24)	-19,091922	-42,154557	19/06/2018	299,00	7,20	25,5	<0,025	0,345
P (25)	-20,269799	-42,860330	19/06/2018	212,00	7,02	25,4	0,819	0,429
P (46)	-20,269799	-42,860330	05/12/2018	265,00	6,69	26,2	3,590	1,620
Rio Doce – (R6)			25/06/2018	103,5	7,26	23,27	0,259	<0,025
Rio Doce – (R7)			26/06/2018	80,2	7,75	23,20	0,224	<0,025

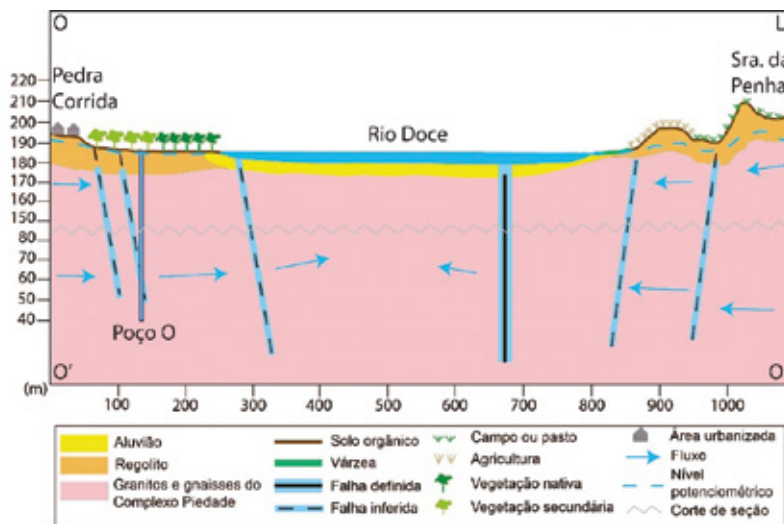
Figura 428 – Representação ilustrativa de uma secção entre o rio Doce e o poço do ponto “N” em Periquito.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - COPASA e anotações de campo

Na Figura 429, está ilustrada a situação da estação amostral do poço “P” em relação ao rio Doce em um perfil entre Pedra Corrida e Senhora da Penha.

Figura 429 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “O”, implantado em Pedra Corrida, município de Periquito – MG.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - COPASA e anotações de campo

A estação amostral “N” apresentou grande semelhança química nas duas campanhas de amostragem, produzindo água bicarbonatada mista, como está registrado na Tabela 165 e Figura 430. A condutividade iônica desta estação amostral foi a mais baixa das três avaliadas, no entanto, foi superior aos valores anotados nas estações amostrais “R6” e “R7” do Lactec no rio Doce. Na Tabela 165, estão representadas as composições das amostras de água coletadas nos pontos de amostrais de água subterrânea no município de Periquito, além de pontos amostrais da qualidade da água no rio Doce. Fica explícita a convergência da composição da água dos aquíferos locais, em termos de seus componentes catiônicos majoritários. O campo no gráfico fica delimitado pelo polígono de relações intercatiônicas (PRIC), relações estas constantes da Tabela 166.

Tabela 165 – Valores dos íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nas estações de controle amostral “N”, “O” e “P” em Periquito, bem como nos pontos R6 e R7 no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
N (5)	31,7	6,3	40,3	21,7	85,7	13,7	0,5	0,1
N (47)	31,9	6,3	41,2	20,6	95,4	0,3	4,1	0,2
O (18)	37,9	3,2	48,7	10,2	84,8	1,8	13,3	0,1
O (24)	50,5	3,5	39,5	6,4	75,4	16,9	7,6	0,1
P (25)	46,3	5,5	36,1	12,0	80,9	8,6	10,3	0,1
P (46)	32,9	6,3	43,1	17,7	84,2	11,3	4,2	0,3
Rio Doce – (R6)	61,4	6,1	19,7	12,8				
Rio Doce – (R7)	56,3	6,5	21,6	15,6				

Figura 430 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários, condutividade iônica, representando a composição da água das estações de amostrais “N” na sede municipal de Periquito, “O” e “P” no distrito de Pedra Corrida e dos pontos de amostrais “R7” e “R6” no rio Doce.

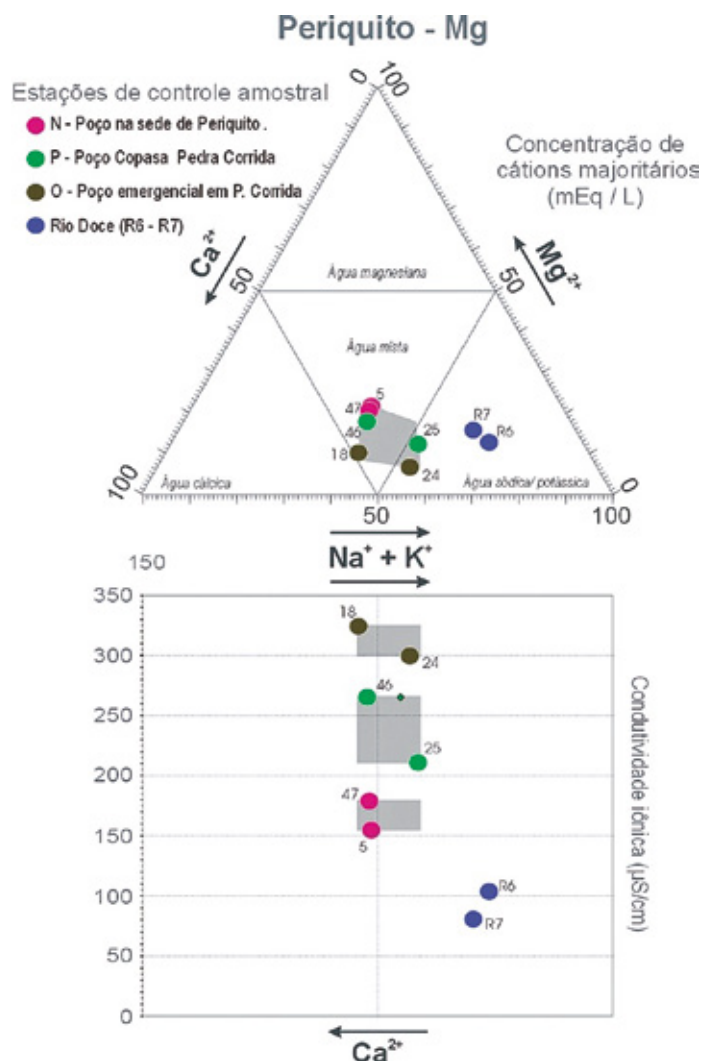


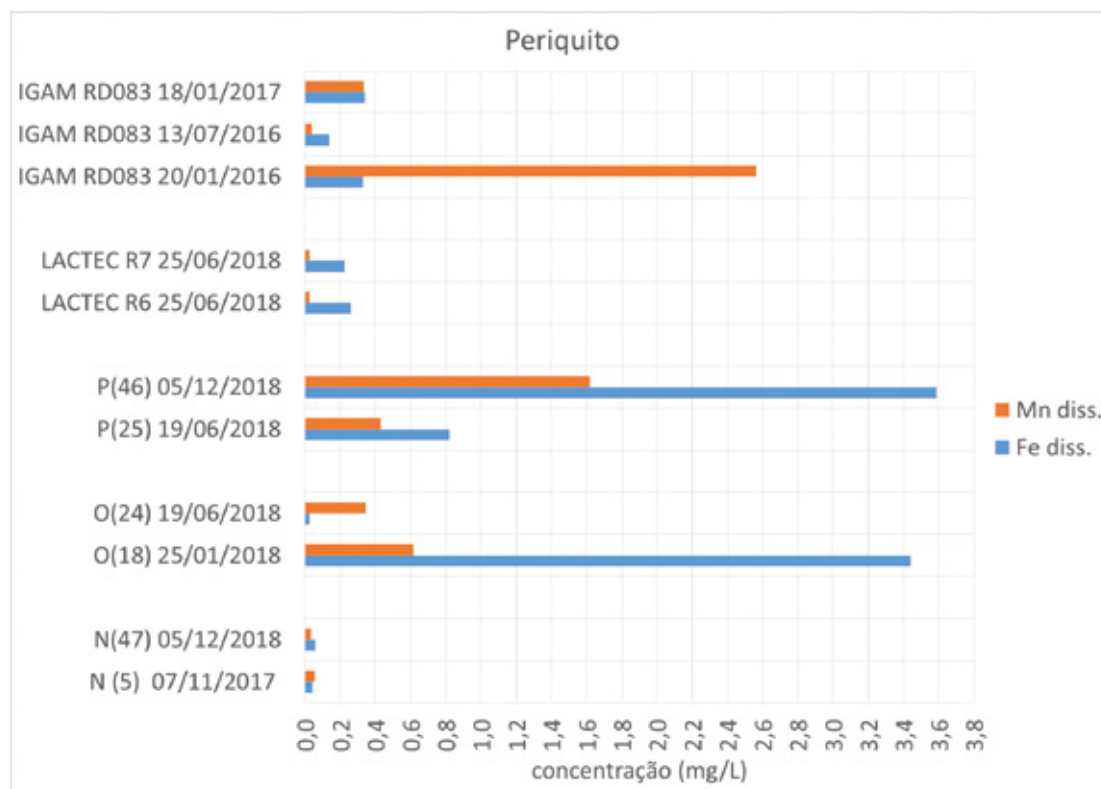
Tabela 166 – Delimitação dos campos das amostras de Periquito, em termos de suas relações intercatiônicas.

Periquito (6 amostras)			
	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
média	0,47	10,32	0,52
máximo	0,79	20,57	0,81
mínimo	0,14	2,95	0,32

Na estação amostral “P” em Pedra Corrida, foi verificado que a água tinha uma concentração maior em sólidos dissolvidos do que a da estação “N”, no entanto, inferior aos valores anotados em “O”, correspondente a poço emergencial com menor profundidade. A água do aquífero acessado por cada poço foi nitidamente diferente, tanto quanto aos constituintes majoritários em solução como em relação ao ferro e ao manganês dissolvidos. Cabe ser salientado que o poço emergencial “O” por ser mais raso, estar situado em um sítio à jusante do núcleo urbano, em área utilizada para depósito de resíduos sólidos e captar água do manto de alteração, está muito vulnerável à contaminação.

Os valores da concentração de ferro e manganês (Figura 431) estão muito baixos na estação “N”, inferiores ao observado nas estações “R6” e “R7” no rio Doce. Nos poços “O” e “P” os valores foram mais elevados do que está registrado no rio Doce, a menos da medição realizada na amostra coletada pelo IGAM em 20/01/2016, onde a concentração de manganês atingiu 2,56 mg/L.

Figura 431 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea no município de Periquito. Concentrações anotadas pelo Lactec nas estações amostrais próximas (R6 e R7) e pelo IGAM (RD083).



Ademais dos macro-constituintes elementares, do ferro e do manganês, foram identificados em solução, acima dos limites de detecção por ICP-OES: alumínio, fósforo, enxofre, cromo, zinco, estrôncio e bário. Todos estes abaixo dos limites máximos recomendados pela resolução nº 386 do CONAMA (BRASIL, 2008). Ademais dos elementos citados, as análises por ICP-MS identificaram e quantificaram os seguintes elementos: arsênio, boro, cádmio, ETRs, cério, cobre, germânio, lítio, molibdênio, níquel, paládio, rubídio, antimônio, escândio, estanho, tálio, urânio, vanádio, volfrâmio e ítrio.

Tanto as relações intercatiônicas, bem como as concentrações de ferro e manganês e a comparação dos valores de condutividade iônica, sugerem que não há contribuição significativa da água do rio Doce nos poços avaliados em Periquito.

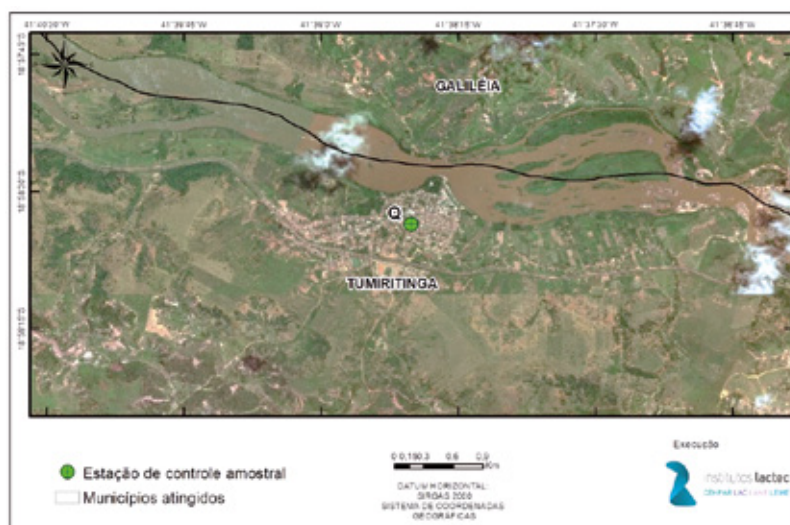
5.1.3.1.6 Compartimento 2B

5.1.3.1.6.1 Tumiritinga

No município de Tumiritinga foram considerados como pontos amostrais o poço tubular particular “Q”, com localização visualizada na Figura 432, onde foram coletadas amostras em três campanhas e o poço “R”. Na Figura 432, está mostrada a situação da estação amostral “Q” em um perfil vertical entre a cidade e o flanco da margem esquerda do rio Doce. Na Figura 433, e também na Figura 434, encontram-se indicadas as situações da estação amostral “R”, cujo poço abastece a localidade de São Tomé do Rio Doce. Este último é dotado de equipamentos para tratamento da água. Na Tabela 167, constam os dados de localização das estações amostrais de água subterrânea em Tumiritinga e também em Resplendor e Itueta. Foram tomados como referência de água superficial os dados obtidos pelo Lactec no rio Doce em 27/06/2018.

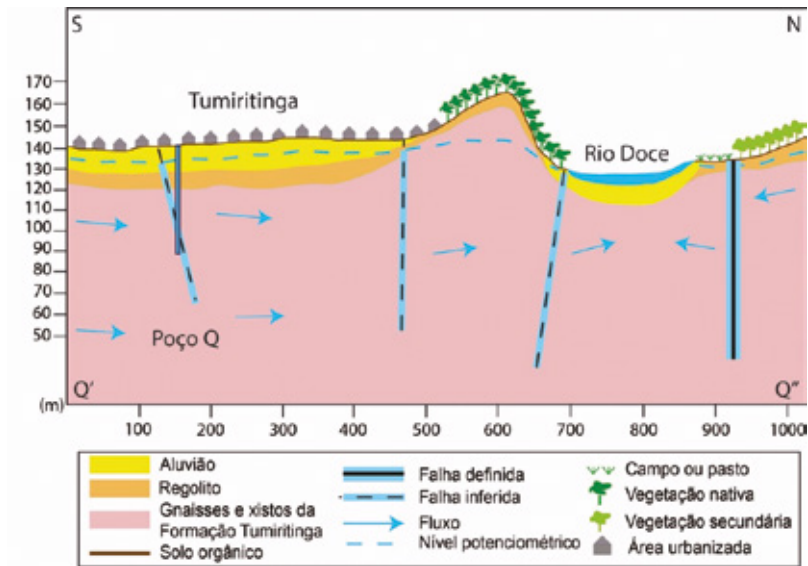
Nesta localidade, um poço operado pela Copasa, ao lado da estação de coleta de água no rio Doce, para abastecimento público, foi desativado antes do início deste projeto, segundo o funcionário da empresa que deu apoio à equipe de campo do Lactec, por excesso de ferro dissolvido. A Renova promoveu a construção de um outro poço tubular profundo às margens do rio Doce, poço este que não chegou a operar.

Figura 432 – Situação da estação amostral “Q”, no núcleo urbano de Tumiritinga- MG.



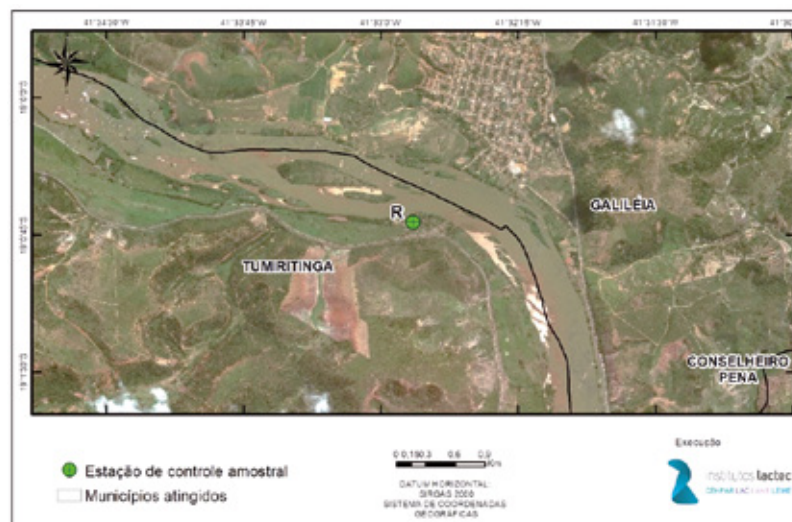
Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 433 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “Q”, em Tumiritinga – MG.



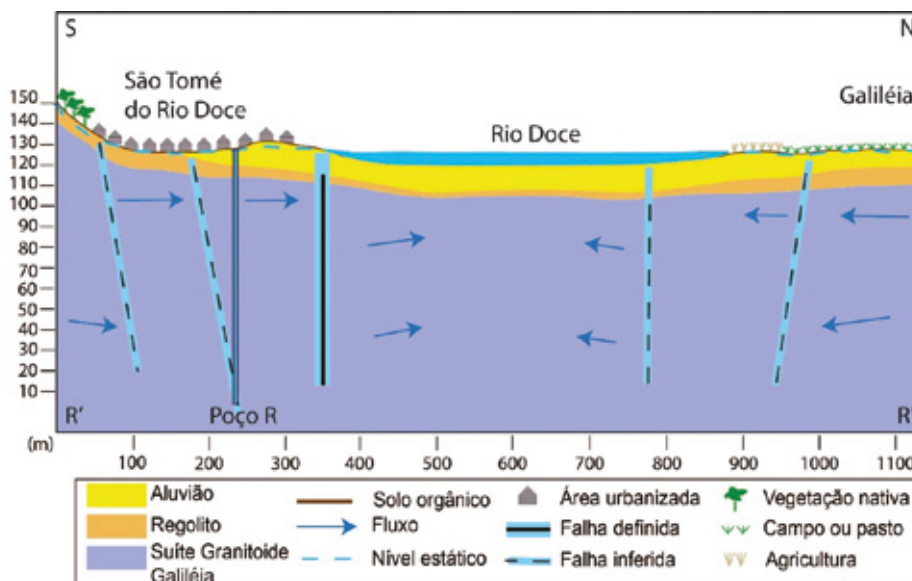
Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - COPASA e anotações de campo

Figura 434 – Situação da estação amostral “R”, na localidade de São Tomé do Rio Doce.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 435 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “R”, em São Tomé do Rio Doce, município de Tumiritinga – MG.



A seleção da estação “R” foi feita devido a particularidades identificadas na composição da água coletada na estação amostral “Q”.

A estação “Q” apresentou pH entre 6,76 e 6,94, condutividade relativamente elevada, entre 825 e 1312 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto na estação “R” a condutividade elétrica medida foi de 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, como registrado na Tabela 167. Na estação de coleta do Lactec no rio Doce mais próxima, R11 o pH foi mais básico, 7,76 e a condutividade também mais baixa, na ordem de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$, caracterizando uma água bem mais diluída. Estes valores constam na Tabela 167, onde já é possível verificar características físico-químicas conjuntas e distintas entre a água subterrânea representada por cada uma das estações de Tumiritinga.

A composição percentual dos íons majoritários nas estações de Tumiritinga consta da Tabela 168, que agrupa também dados de Resplendor e Itueta. Os dados expressos na referida tabela estão apresentados graficamente no diagrama tripolar da Figura 436. O diagrama contém também, além de dados da condutividade, a concentração de ferro dissolvido de cada uma das amostras representadas.

O diagrama contém informações já apresentadas na Figura 390, onde um diagrama de Piper (PIPER, 1944) contém os dados de todas as estações amostrais do Lactec na BHRD apresentados em conjunto e salientam particularidades da água subterrânea de Tumiritinga. Pelas características gráficas mostradas nas figuras pode-se inferir pelo caráter bicarbonatado cálcico de três das quatro amostras de água das estações amostrais de Tumiritinga. A quarta amostra, possui caráter misto, porém, está muito próxima ao conjunto das outras três amostras.

Muito possivelmente este caráter está relacionado à composição litológica da Formação Tumiritinga, unidade geológica que agrupa biotita gnaisses, biotita xistos, granitos, intrusões tonalíticas, contendo também mármores e afetada por intrusões pegmatíticas (KAWATA, 2018), o que poderia igualmente auxiliar na compreensão das particularidades em termos das concentrações de outros elementos minoritários. O lítio, que é um elemento enriquecido em pegmatitos e litologias mais silicosas

ligadas a atividades magmáticas e hidrotermais (RANKAMA e SAHAMA, 1962) com presença conhecida na região da BHRD (BILAL et al., 2000). A presença deste elemento na água das estações “Q” e “R” corrobora este fato.

Nas amostras das estações de Tumiritinga, além dos componentes majoritários, foram identificadas, em solução, concentrações mensuráveis de lítio, já mencionado, bem como de alumínio, enxofre, zinco, estrôncio e bário, como consta do APÊNDICE E. Pela análise por ICP-MS pode-se identificar e quantificar os seguintes elementos: arsênio, boro, bromo, ETRs, cobalto, cromo, cério, cobre, germânio, molibdênio, fósforo, chumbo, paládio, rubídio, ródio, escândio, selênio, estanho, urânio, vanádio, volfrâmio, ítrio e zircônio. Cobre e chumbo foram detectados por ICP-OES em amostra total “Q (33)”, sem filtração, obtida na campanha de 20/06/2018. Com exceção do ferro, do manganês e também do arsênio (0,0265 mg/L), os outros valores determinados para a concentração elementar estão todos dentro dos limites preconizados pela resolução nº 386 do CONAMA (BRASIL, 2008).

Tabela 167 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais “Q” na sede de Tumiritinga e “R” em S. Tomé, “S” em Resplendor e “T” em Itueta. Como referência foram consideradas as estações R11 e R12, no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade (µS/cm)	pH	Temperatura (°C)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
Q-(45)	-18,977994	-41,641775	04/12/2018	1312,0	6,76	26,8	0,546	1,320
Q-(15)	-18,977994	-41,641775	24/01/2018	825,0	6,94	26,6	4,320	1,330
Q-(33)	-18,977994	-41,641775	20/06/2018	1115,0	6,85	26,4	1,650	1,180
R-(44)	-19,011355	-41,547038	04/12/2018	600,0	7,28	26,2	0,124	0,101
S-(16)	-19,316432	-41,255193	24/01/2018	353,0	7,20	28,8	1,190	1,590
T-(17)	-19,394190	-41,168446	24/01/2018	314,0	6,18	28,0	0,300	0,070
R11	-19,16540	-41,46670	27/06/2018	79,8	7,76	23,62	0,157	<0,025
R12	-19,32870	-41,25274	28/06/2018	80,9	8,12	24,20	0,116	<0,025

Tabela 168 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em “Q”, sede de Tumiritinga e “R” em S. Tomé, “S” em Resplendor e “T” em Itueta bem como nos pontos R11 e R12 no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
Q-(45)	29,9	0,9	55,9	13,3	64,0	9,6	26,0	0,2
Q-(15)	28,7	1,4	57,6	12,3	72,1	4,7	22,6	0,1
Q-(33)	37,1	1,0	48,0	13,8	69,9	11,5	18,2	0,2
R-(44)	35,8	1,5	56,6	6,2	51,2	6,9	41,0	0,2
S-(16)	37,0	3,8	33,7	25,6	78,3	9,4	11,8	0,1
T-(17)	56,5	5,6	24,0	14,0	50,7	17,0	29,9	0,4
R11	46,8	9,4	25,0	18,8	70,2	18,8	9,1	1,9
R12	40,1	9,5	27,8	22,5	65,9	21,7	9,3	3,0

No que se refere ao ferro e ao manganês, os valores da estação amostral “Q” foram todos superiores ao encontrado no rio Doce, à exceção da medida pelo IGAM em 20/01/2016, como ilustrado na Figura 437.

Na amostra 44 da estação “R”, os valores de ambos os metais foram bem inferiores. Estes fatos indicam que a concentração de ferro da água subterrânea captada em ambos os poços, independe da concentração deste elemento no rio Doce.

A estação amostral “R” em São Tomé de Tumiritinga, apesar de estar muito próxima à calha do rio Doce, não apresentou evidências de ter em sua composição uma proporção significativa de água do rio, mesmo porque seu caráter geoquímico é bem mais cálcico e com concentração relativa de magnésio mais baixa do que no rio Doce nas proximidades.

Figura 436 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários, condutividade iônica, concentração de ferro e manganês, representando a composição da água das estações amostrais “Q” e “R” em Tumiritinga, “S” em Resplendor, “T” em Itueta e “R11” e “R12” no rio Doce.

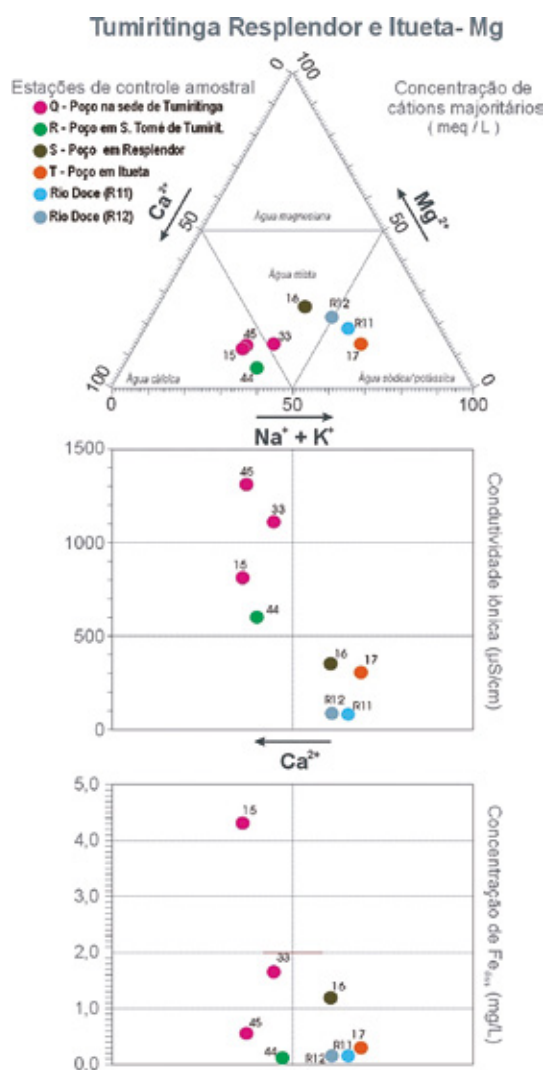
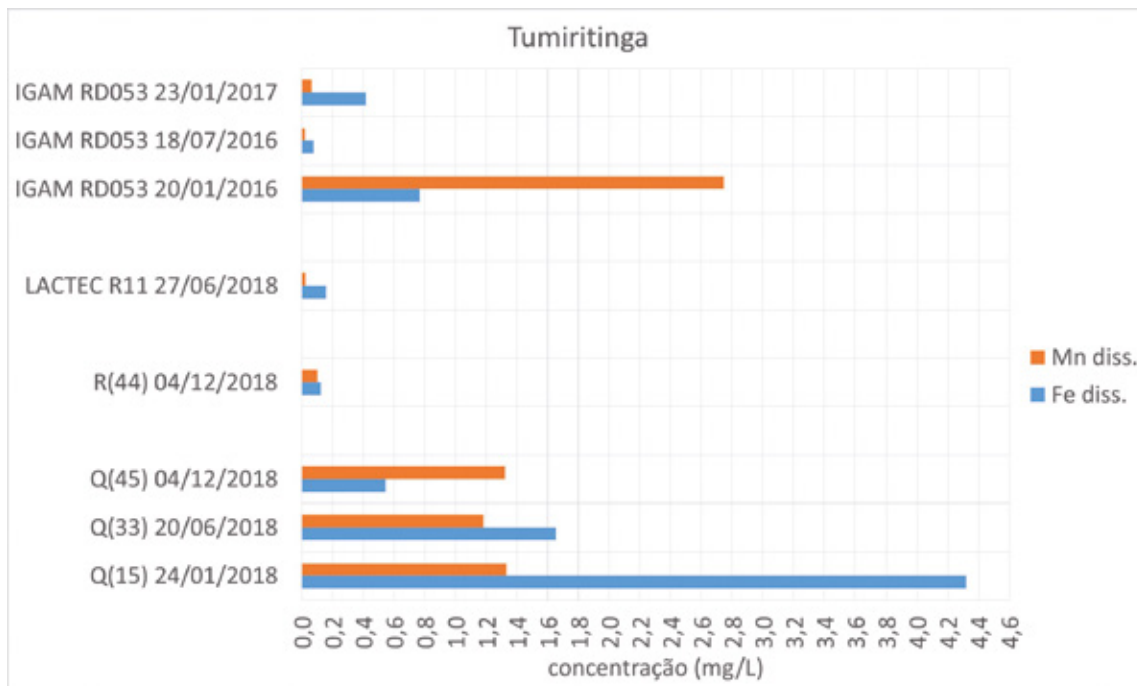


Figura 437 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais água subterrânea no município de Tumiritinga. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação amostral (R11) e pelo IGAM (RD053).



5.1.3.1.6.2 Resplendor e Itueta

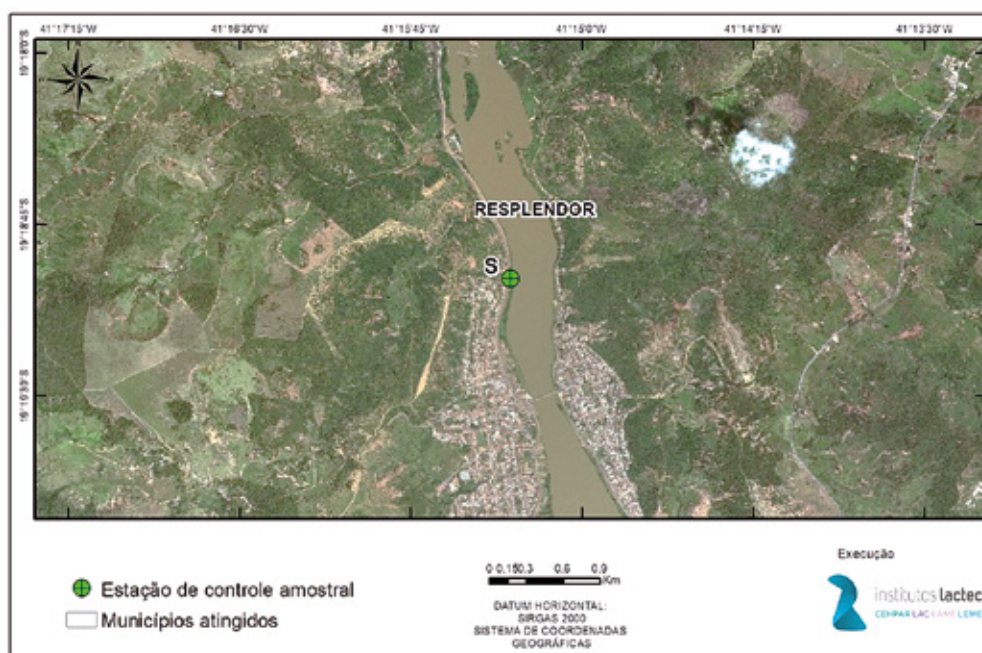
Foi amostrada água em dois poços, sendo “S” em Resplendor e “T” em Itueta, ambos operados pela Copasa. A localização e medidas em campo de condutividade, temperatura e pH constam da Tabela 167. Embora situados ambos os poços muito próximos à calha do rio Doce, suas características químicas divergem, sendo o aquífero acessado em Itueta com características mais sódicas.

As estações de Resplendor e de Itueta, estão situadas em poços construídos muito próximos à calha do rio Doce. Na Figura 438, está indicada a situação da estação “S”, e na Figura 439 o correspondente perfil, mostrando a situação relativa do poço, do rio Doce e a área urbana de Resplendor.

Com relação à cidade de Itueta, na Figura 440 está mostrada a localização do poço “T”, com o correspondente perfil ilustrado na Figura 441.

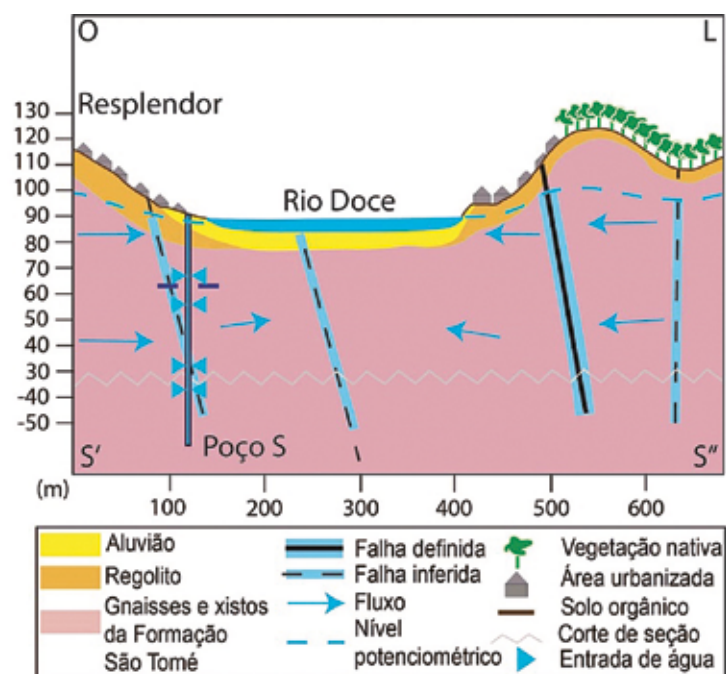
Pode ser observado que, enquanto o poço de Resplendor está situado à jusante da cidade, o poço de Itueta está mais afastado do núcleo urbano.

Figura 438 – Situação da estação amostral “S”, no núcleo urbano de Resplendor- MG.



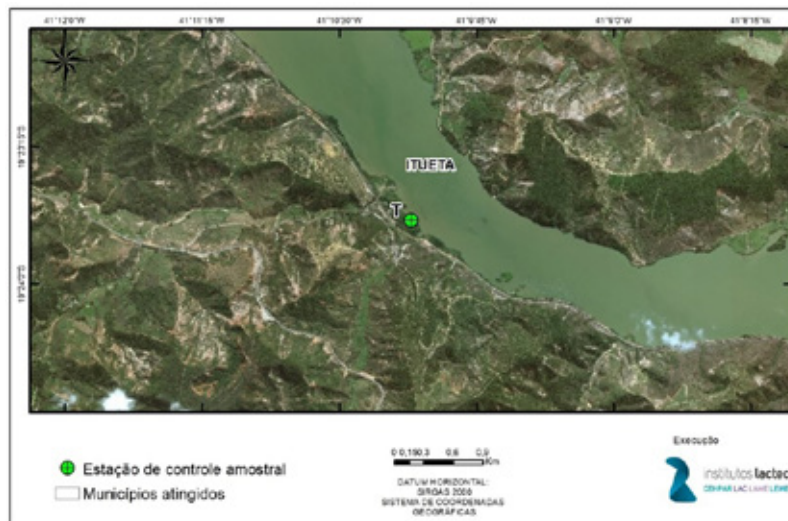
Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 439 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação amostral “S”, em Resplendor – MG.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - COPASA e anotações de campo

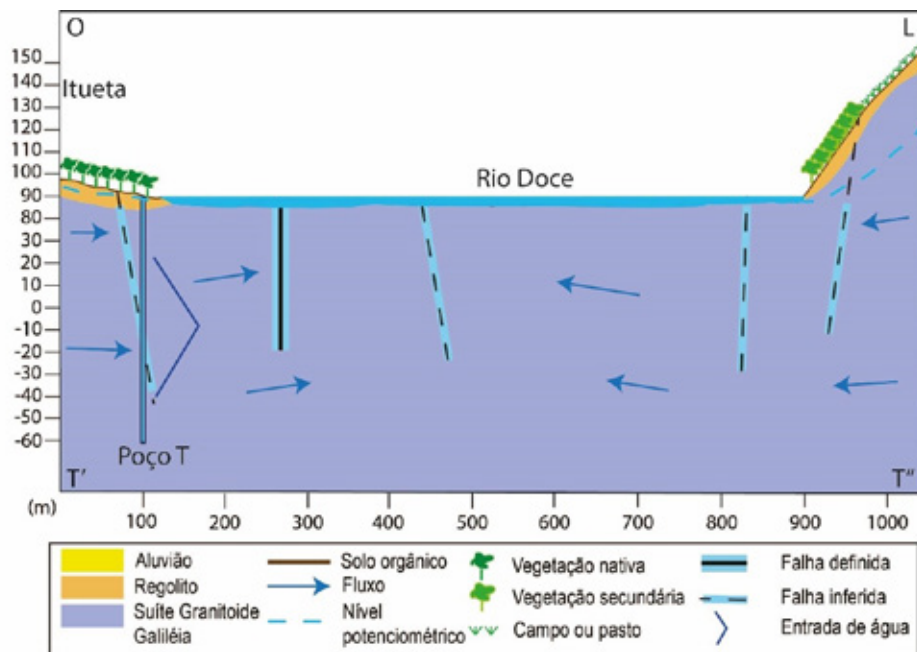
Figura 440 – Situação da estação amostral “T”, em Itueta-MG.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

A água subterrânea amostrada em Resplendor é bicarbonatada mista enquanto em Itueta é bicarbonatada sódica, como se observa na Tabela 168 e na Figura 441. Ambas se assemelham quanto à condutividade, com valores superiores aos medidos pelo Lactec no rio Doce em R11.

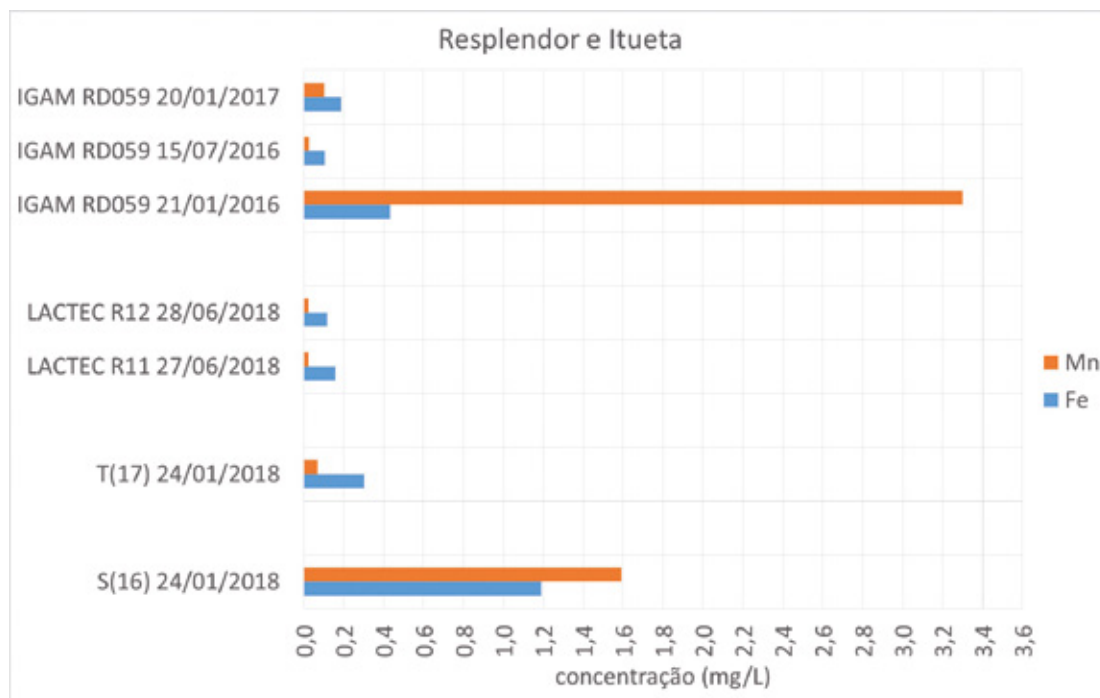
Figura 441 – Perfil esquemático da situação do poço tubular correspondente à estação de amostral “T”, na região de Itueta- MG.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE,2017); Elevação – (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo – Geosoluções/Lactec; Poços – COPASA e anotações de campo

No que se refere ao ferro e manganês, como ilustrado na Figura 442, a estação “S” em Resplendor, apresenta valores significativamente mais elevados do que Itueta. Itueta, na estação “T”, apresenta valores na ordem daqueles observados nas medições do LACTEC em “R11” e “R12”, bem como nas medições do IGAM em julho de 2016 e janeiro de 2017 no rio Doce.

Figura 442 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea nos municípios de Resplendor e Itueta. Concentrações anotadas pelo Lactec nas estações de amostrais (R11) e (R12) e pelo IGAM.



5.1.3.1.7 Compartimento 3

5.1.3.1.7.1 Colatina

Neste município foram estabelecidos como estações de amostrais de água subterrânea os poços “U”, “V”, “W” e “X”, operados pela companhia de águas municipal (Tabela 169).

Os poços de abastecimento foram estabelecidos próximo à calha do rio Doce ou em sua planície de inundação, de modo a se obter vazões de exploração mais expressivas. Outro aspecto que pode ser observado é a proximidade dos poços com estações de captação de água superficial, de modo a requerer menores custos de adução. As estações “U”, “W” e “X” (Figura 443 e Figura 444) se situam na margem esquerda do rio Doce e a estação “V” (Figura 444) está na margem direita. Todas as estações de Colatina se situam à jusante de áreas urbanizadas, o que aumenta a vulnerabilidade do segmento dos aquíferos a contaminações antrópicas. Análises recentemente fornecidas pela Renova, indicam inclusive a presença de altas concentrações de coliformes fecais, o que levou à não utilização dos postos “U”, “W” e “X” para abastecimento.

Tabela 169 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais “U”, “V”, “W” e “X” em Colatina. Como referência foi considerada a estação R15, no rio Doce.

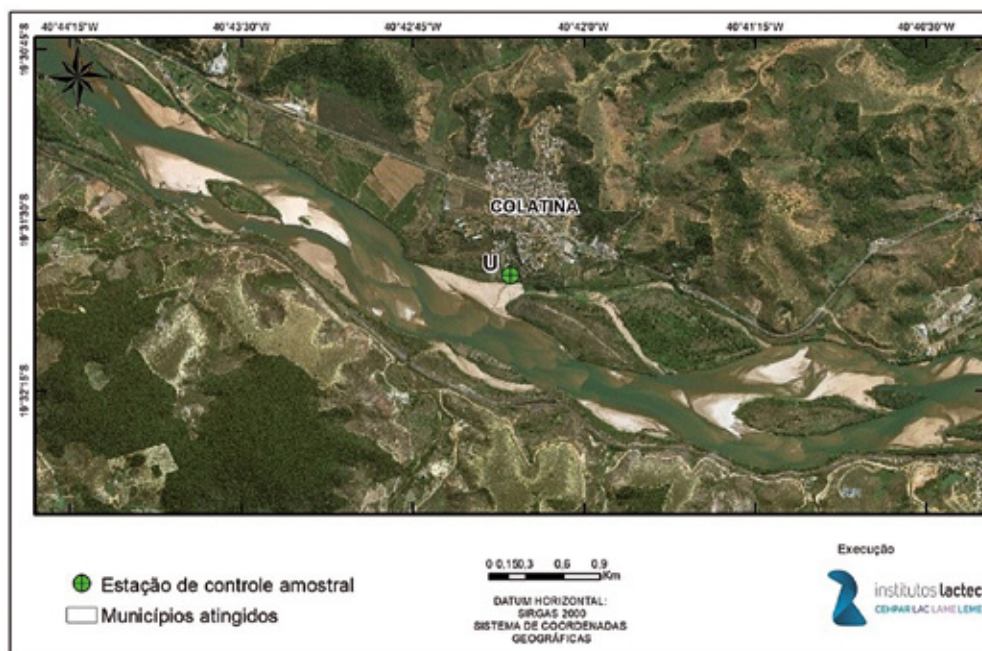
Ponto – (Amostra)	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade (μS/cm)	pH	Temperatura (°C)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
Colatina ETA 04 U-(14)	-19,529060	-40,705326	23/01/18	823,0	6,74	27,9	2,740	2,860
Colatina ETA 01 V-(11)	-19,538941	-40,644750	23/01/18	256,0	6,69	27,9	0,048	0,200
Colatina ETA 01 V-(34)	-19,538941	-40,644750	21/06/18	165,3	6,81	27,1	0,077	0,320
Colatina ETA 01 V-(42)	-19,538941	-40,644750	04/12/18	114,0	6,96	27,1	0,479	0,297
Colatina ETA 03 W-(13)	-19,529903	-40,644487	23/01/18	1551,0	6,43	27,5	28,600	3,370
Colatina ETA 02 X-(12)	-19,529336	-40,642683	23/01/18	527,0	7,03	27,6	3,350	0,471
Rio Doce R15			29/06/2018	118,0	7,69	23,168	0,094	<0,025

Na Figura 443 está ilustrada a posição dos poços “V” e “W”, situados em margens opostas do rio Doce. Um aspecto notável da Figura 445 o contato litológico entre o Complexo Paraíba do Sul e as rochas gnáissicas do Complexo Nova Venécia.

Na Figura 444, está apresentado o diagrama tripolar de cátions majoritários e da condutividade iônica, representando a composição da água das estações amostrais da água subterrânea no município de Colatina.

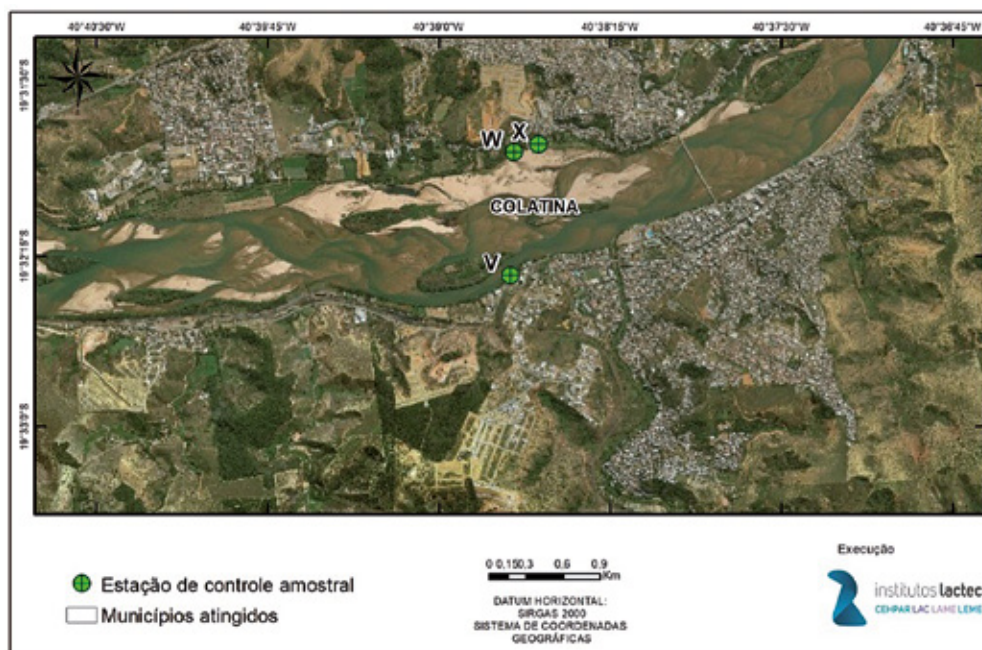
A única estação amostral que atualmente vem sendo utilizada é a estação “V” justamente aquela que apresenta água com mais baixa condutividade. Esta estação produz água menos condutiva inclusive do que o rio Doce em sua estação “R15” (Figura 447).

Figura 443 – Situação da estação amostral “U” para água subterrânea em Colatina – ES.



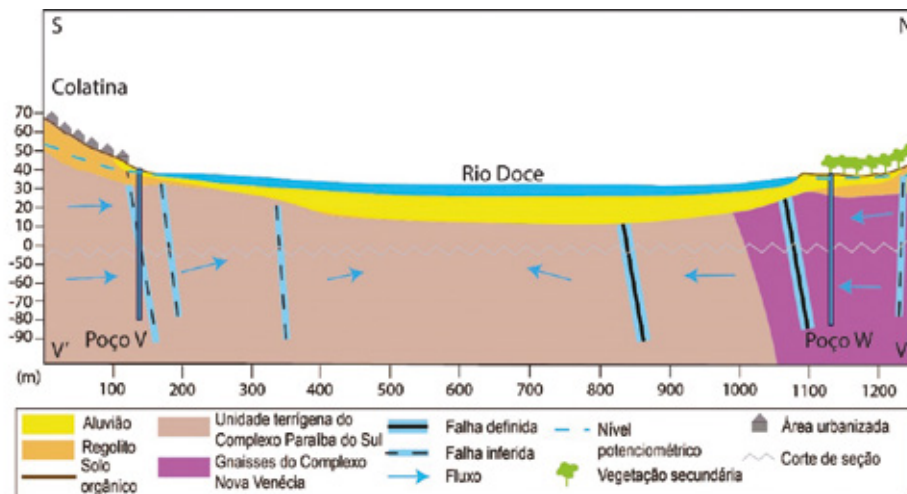
Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 444 – Situação das estações amostrais “V”, “W” e “X” em Colatina – ES.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 445 – Ilustração de secção vertical desde a estação amostral “V” e a estação “W”, quanto aos fluxos de água subterrânea.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação – (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo – Geosoluções/Lactec; Poços – Anotações de campo

Na Tabela 170 e na Tabela 171 estão apresentados os valores dos resultados obtidos nas estações amostrais “U”, “V”, “W” e “X” e a delimitação dos campos das amostras de Colatina.

Tabela 170 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em “U”, “V”, “W” e “X” na cidade de Colatina. Como referência foi considerada a estação R15, no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
u-(14)	47,3	1,4	14,3	37,0	43,2	14,1	42,3	0,4
v-(11)	66,8	4,1	14,8	14,3	57,8	20,0	20,8	1,4
v-(34)	72,2	3,1	10,6	14,0	69,4	1,7	28,0	0,9
v-(42)	41,3	4,0	34,5	20,2	56,2	29,7	13,4	0,7
w-(13)	37,0	1,1	19,1	42,7	21,6	4,5	73,3	0,5
x-(12)	55,8	3,8	16,8	23,6	76,7	5,0	18,1	0,2
R15	58,8	5,6	15,3	20,3				

Tabela 171 – Delimitação dos campos das amostras de Colatina, em termos de suas relações intercatiônicas.

Colatina (6 amostras)			
	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
média	0,36	2,88	1,52
máximo	0,76	5,36	2,59
mínimo	0,14	0,89	0,58

Figura 446 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e da condutividade iônica, representando a composição da água das estações amostrais da água subterrânea no município de Colatina.

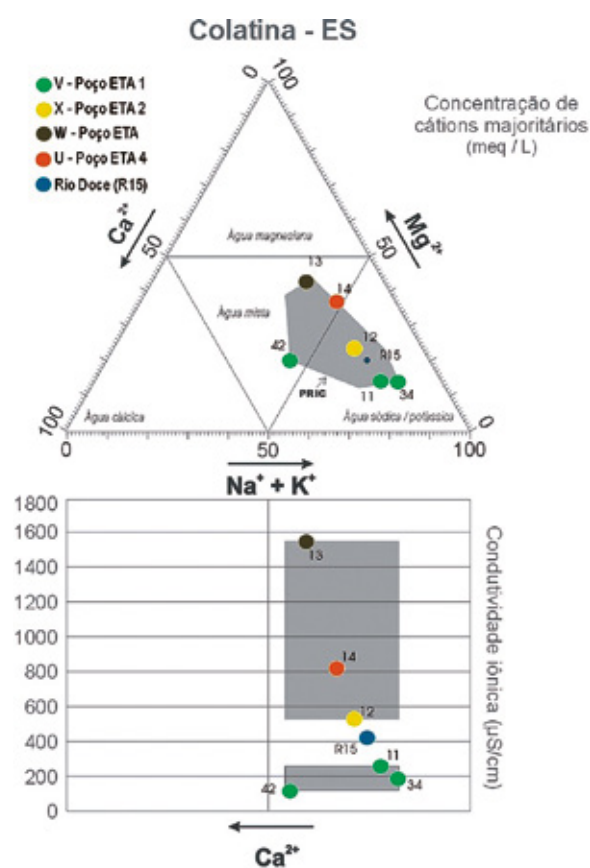
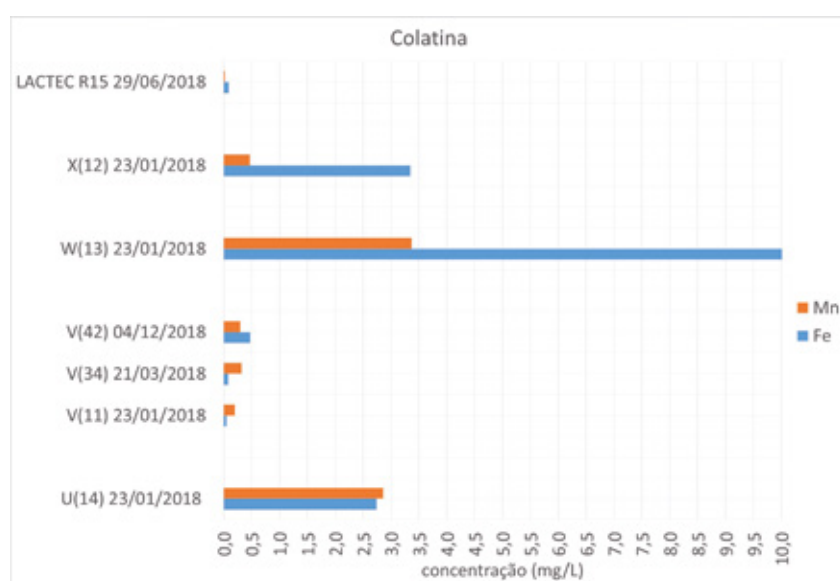


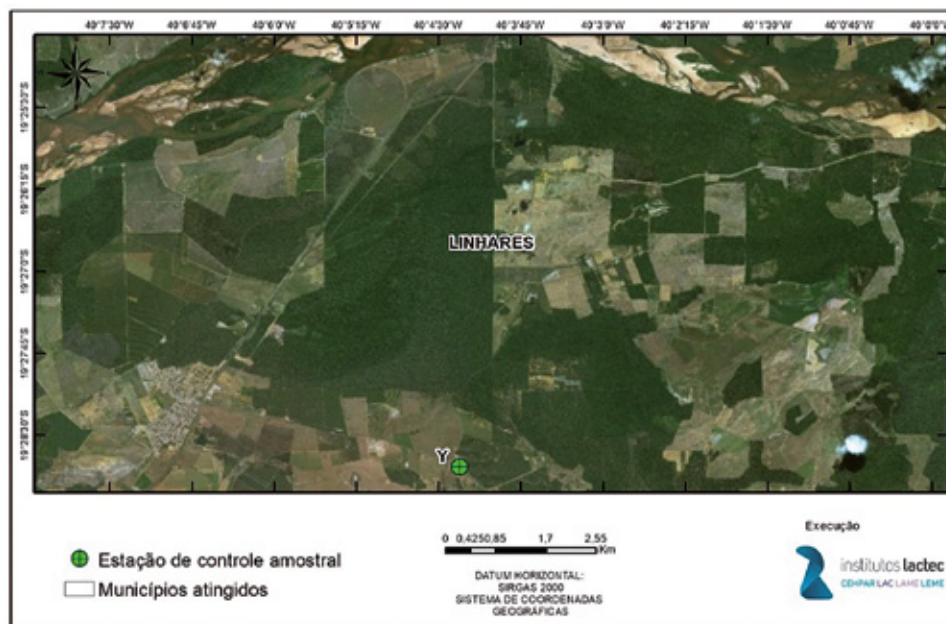
Figura 447 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea no município de Colatina. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação amostral (R15).



5.1.3.1.7.2 Linhares

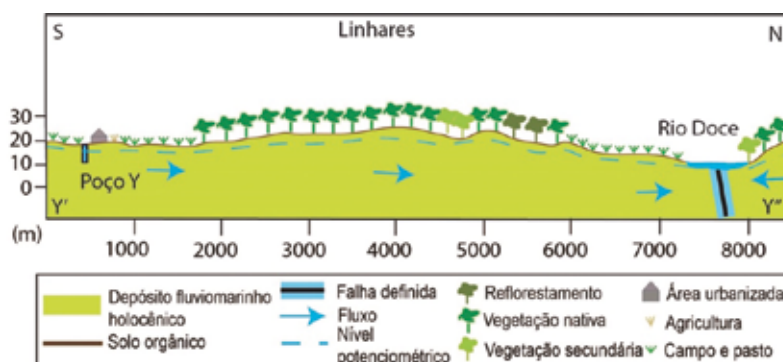
Em Linhares foi estabelecido um ponto amostral na localidade de Areal, poço “Y”, cuja localização está indicada na Figura 448 e no perfil da Figura 449. Em Povoação, foi considerado como estação amostral o poço cisterna “Z” (Figura 450). Os poços “AA” (Figura 451), “AB”, “AC” (Figura 452) estão situados na área da Comunidade Remanescente Quilombola (CRQ) de Degredo, município de Linhares. A estação “LA” foi considerada na Lagoa Nova conforme registrado na Tabela 172. A referida lagoa não tem contato direto com o rio Doce e, em princípio, guarda algumas características do aquífero poroso livre local estabelecido nos cordões litorâneos da Formação Linhares.

Figura 448 – Situação da estação amostral “Y” na localidade de Areal, município de Linhares – ES.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 449 – Perfil esquemático representando secção vertical entre a estação amostral “Y” em Areal, município de Linhares – ES.



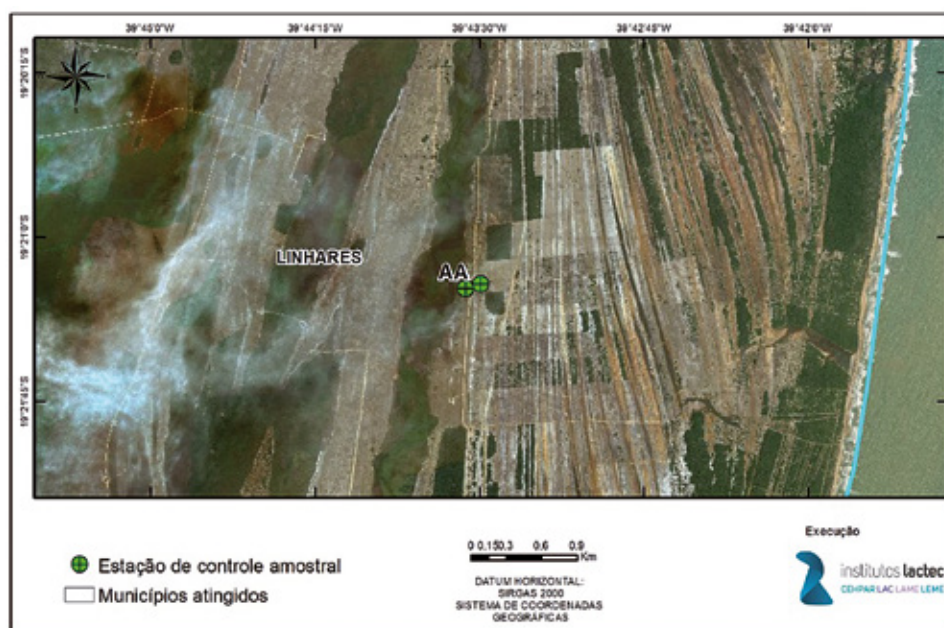
Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005); Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - Anotações de campo

Figura 450 – Situação da estação amostral “Z”, na localidade de Povoação, em Linhares – ES.



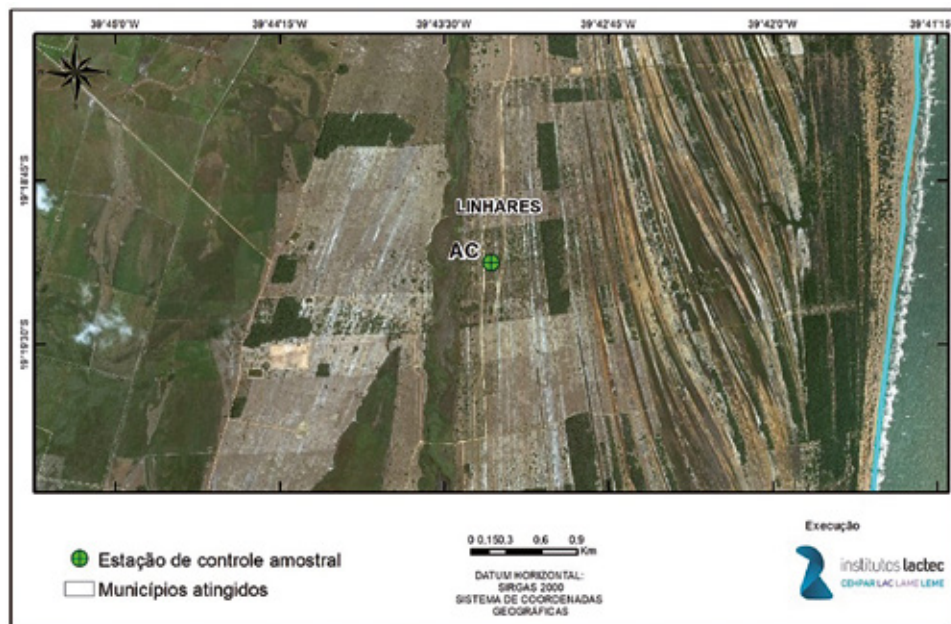
Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Figura 451 – Situação da estação amostral “AA”, na CRQ Degredo, em Linhares – ES.



Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community.

Figura 452 – Situação da estação amostral “AC”, na CRQ Degredo, em Linhares – ES.

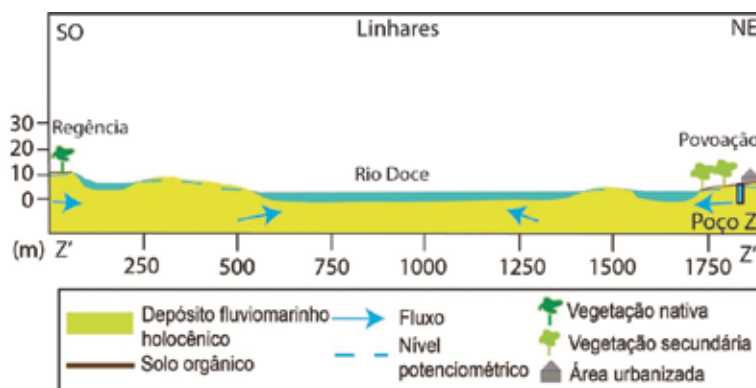


Fonte: Esri Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, ICN, e GIS User Community

Na Figura 453 está ilustrado um perfil seccionando o rio Doce próximo a sua foz, incluindo o poço cacimba da estação “Z” na localidade de Povoação.

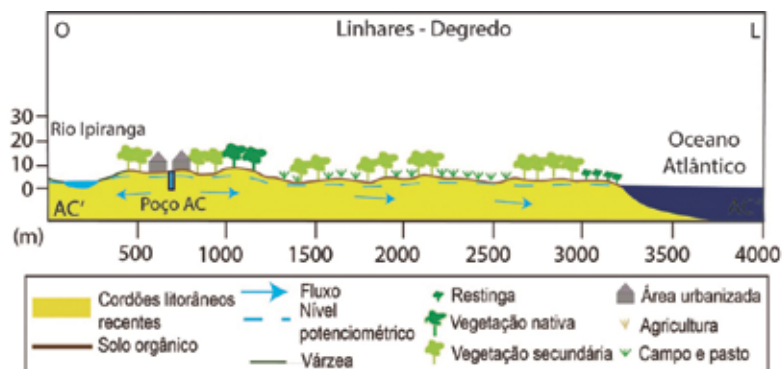
O perfil ilustrando a situação do poço “AC” na CRQ Degredo está apresentado na Figura 454. Este perfil mostra a proximidade do poço tanto em relação ao oceano como ao rio Ipiranga, que tem mais características de uma lagoa estabelecida nos cordões litorâneos do que um rio propriamente dito.

Figura 453 – Perfil esquemático representando secção vertical entre o rio Doce e a estação amostral “Z” em Povoação, município de Linhares- ES.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005);
Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - Anotações de campo

Figura 454 – Perfil esquemático representando secção vertical entre a estação amostral “AC” na CRQ Degredo, município de Linhares – ES.



Fonte de dados: Geologia - (IBGE, 2017); Elevação - (IBGE, 2005);
Uso e ocupação do solo - Geosoluções/Lactec; Poços - Anotações de campo

Os dados obtidos em campo estão registrados na Tabela 172 e os dados químicos correspondentes aos componentes catiônicos majoritários constam da Tabela 173. Trata-se de águas com característica cloretada sódica no caso de “AA”, “AB”, mista no caso de “AC”, ou sulfatada sódica no caso de Areal “Y”, como pode ser verificado na Figura 455.

O poço correspondente à estação “Y” situado em uma área com cultivos agrícolas, apresentou uma variação nas proporções dos cátions majoritários, que pode refletir modificações induzidas por contaminação. A hipótese de contaminação por insumos agrícolas, como é o caso de fertilizantes não pode ser descartada, como já foi mencionado neste relatório. Notadamente pela diversidade de componentes químicos elementares. Por outro lado, qualquer influência direta da água do rio Doce pode ser descartada.

O poço da estação “Z” em Povoação, é uma cisterna que capta água do freático, é menos concentrada do que a água da estação “Y”, porém mais concentrada do que a água das estações “AA”, “AB” e “AC” da CRQ Degredo, estas também proveniente diretamente do aquífero poroso livre raso estabelecido em sedimentos arenosos da Formação Linhares.

A amostra de água do rio Doce, coletada pelo Lactec na estação R16 é menos condutiva do que a água de todas as outras estações amostradas em Linhares, inclusive a água da Lagoa Nova.

Observando na Figura 455, o PRIC de todas as estações em que é captada diretamente água subterrânea em Linhares, é verificado que a relação Mg^{2+}/Ca^{2+} apresenta pequena amplitude.

Na água da estação R16 do Rio Doce e também na água estação “LA” da Lagoa Nova a relação Mg^{2+}/Ca^{2+} é sensivelmente maior, o que caracteriza águas diferentes.

A impossibilidade de interferência da água do rio Doce no aquífero que abastece a CRQ Degredo é evidente, pois caso isto ocorresse, seria após contato com a água do mar, o que acarretaria valores elevados de salinidade e um caráter francamente sódico, o que não é verificado. O segmento de aquífero poroso que abastece os poços amostrados na CRQ se situa acima da cunha salina. Apesar disso, há que se manejar com cuidado a exploração deste tipo de aquífero evitando poços muito profundos que poderiam aduzir água salinizada de níveis mais profundos.

Tabela 172 – Dados de localização e variáveis levantadas em campo nas estações amostrais em Linhares. Como referência foi considerada a estação R16, no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Latitude	Longitude	Data de amostragem	Condutividade (μS/cm)	pH	Temperatura (°C)	Fe _{diss.} (mg/L)	Mn _{diss.} (mg/L)
Y-(9)	-19,479868	-40,071756	22/01/18	444,0	6,06	27,1	7,560	0,262
Y-(41)	-19,479868	-40,071756	03/12/18	245,0	6,56	25,9	0,254	0,242
Y-(35)	-19,479868	-40,071756	21/06/18	401,0	6,27	26,7	5,590	0,210
Z-(36)	-19,580263	-39,794557	21/06/18	360,0	6,31	26,1	1,310	0,153
Z-(37)	-19,580263	-39,794557	03/12/18	392,0	6,45	26,2	0,805	0,106
AA-(39)	-19,353568	-39,724875	03/12/18	138,9	5,96	27,0	3,480	0,043
AB-(40)	-19,353925	-39,726015	03/12/18	142,5	6,01	26,5	2,340	0,028
AC-(38)	-19,318777	-39,721395	03/12/18	122,2	6,06	27,1	10,200	0,070
LA-(10)	-19,415894	-40,158545	22/01/18	138,4	8,34	34,2	0,104	<0,025
R16			02/07/2018	103,2	24,690	24,690	0,262	0,036

Tabela 173 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em “Y”, localizada em Areal, “Z” em Povoação e “AA”, “AB”, “AC” em Degredo, bem como a “LA” na Lagoa Nova, todas no município de Linhares. Como referência foi considerada a estação R16, no rio Doce.

Ponto – (Amostra)	Na ⁺ (%meq/L)	K ⁺ (%meq/L)	Ca ²⁺ (%meq/L)	Mg ²⁺ (%meq/L)	HCO ₃ ⁻ (%meq/L)	SO ₄ ²⁻ (%meq/L)	Cl ⁻ (%meq/L)	NO ₃ ⁻ (%meq/L)
Y-(9)	78,1	2,6	14,3	5,0	18,8	62,3	17,4	1,5
Y-(41)	48,2	5,2	33,5	13,0	24,4	53,1	22,1	0,4
Y-(35)	81,6	2,4	11,9	4,1	50,6	1,8	46,8	0,7
Z-(36)	61,3	5,6	24,3	8,8	43,3	1,0	55,6	0,1
Z-(37)	47,7	5,4	35,5	11,4	9,4	9,7	80,0	0,9
AA-(39)	50,5	4,1	32,0	13,4	32,2	12,9	54,5	0,4
AB-(40)	50,7	2,5	32,7	14,1	41,3	19,5	38,9	0,3
ACc-(38)	45,0	2,0	37,0	15,9	43,0	7,9	48,5	0,6
LA-(10)	52,8	6,3	22,5	18,4	26,2	43,2	30,4	0,2
R16	63,0	7,0	14,3	15,7				

As concentrações elevadas de ferro em solução nas estações de Degredo e em duas das três amostras do poço de Areal “Y” (Figura 456) também reforçam a hipótese da não influência da água do rio Doce nos aquíferos acessados pelos poços das estações avaliadas em Linhares. Se o ferro ocorre em concentrações que chegam a alcançar 10 mg/L, como na Tabela 172, o mesmo não ocorre com o manganês, que está em concentrações bastante reduzidas.

Figura 455 – Representação em diagrama tripolar de cátions majoritários e da condutividade iônica, representando a composição da água das estações amostrais da água subterrânea no município de Linhares.

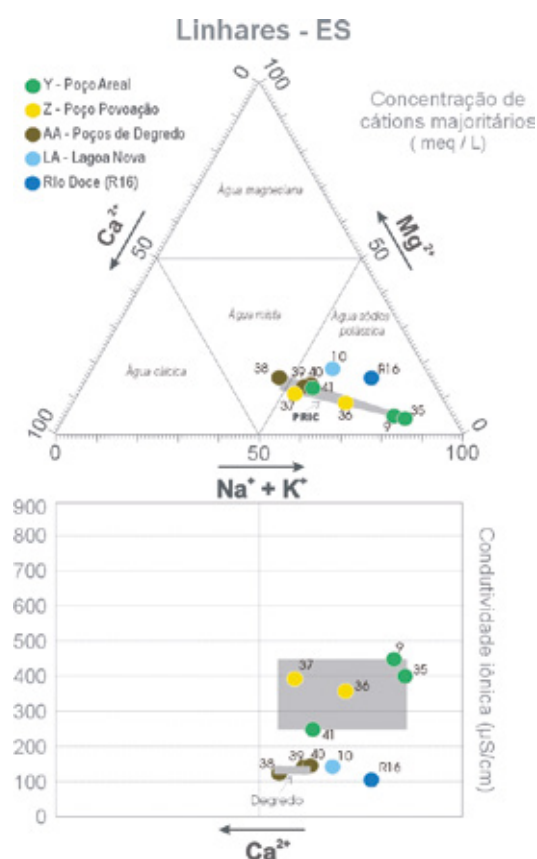
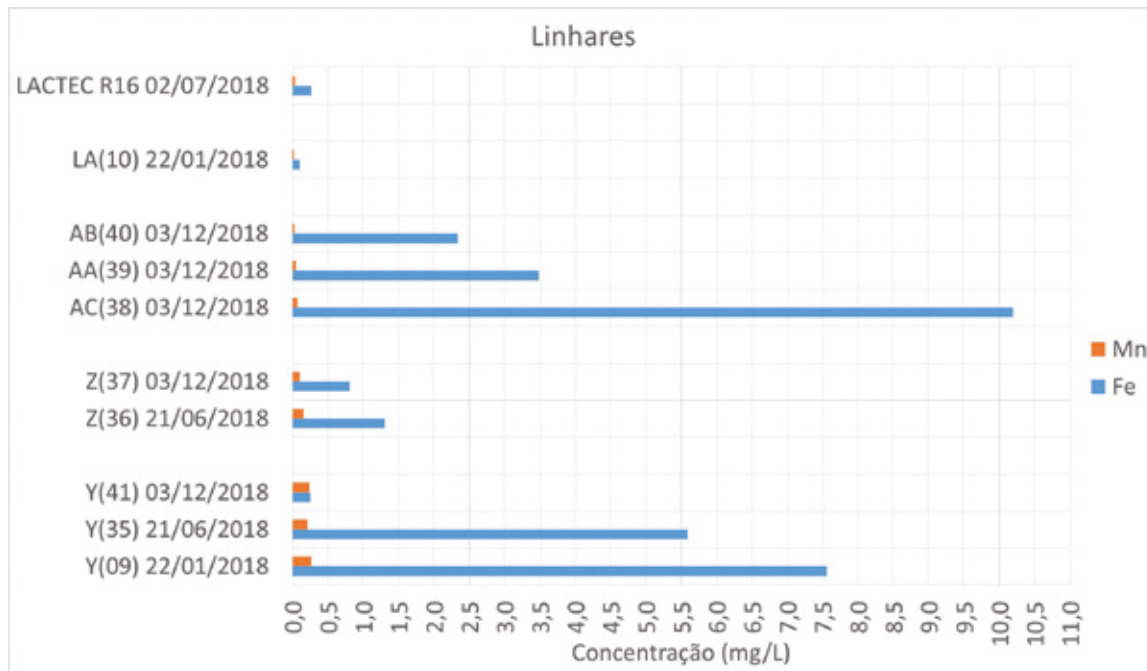


Tabela 174 – Delimitação dos campos das amostras de poços no município de Linhares, em termos de suas relações intercатиônicas.

Colatina (8 amostras – sem a Lagoa Nova LA-(10))			
	Ca/(Na+K)	(Na+K)/Mg	Mg/Ca
média	0,50	7,97	0,38
máximo	0,79	20,57	0,43
mínimo	0,14	2,95	0,32

Figura 456 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações amostrais de água subterrânea no município de Linhares.



5.1.4 CONCLUSÕES GERAIS

Com base nas informações levantadas em campo nas estações amostrais, no ambiente em que elas estão inseridas, com o suporte da literatura e com dados levantados no estabelecimento da linha base, pode ser afirmado que:

- Embora tenham sido identificadas anomalias de Fe, Mn e As em alguns poços analisados, cujos valores encontram-se acima dos limites estabelecidos pelas normas vigentes para consumo humano, os dados de linha base e de literatura, sugerem que estas eram condições pré-existentes e que portanto não indicam alterações que possam caracterizar um dano decorrente do desastre. A presença destes elementos é controlada principalmente por fatores geológicos, sendo comuns em rochas e solos da região, independentes de sua presença nos rejeitos.
- Como a velocidade de circulação do fluxo de água subterrânea é muito baixa, principalmente em profundidades superiores a 100 m, onde as fissuras são mais fechadas, há uma possibilidade de que os aquíferos possam ser ainda influenciados pelos rejeitos. Esta é uma condição potencial para uma eventual contaminação nas áreas onde houve a passagem da lama de rejeitos e sobretudo nas áreas onde ainda há rejeito acumulado. Obviamente esta situação não impede os usos e aproveitamentos da água subterrânea, desde que sua qualidade seja devidamente aferida e monitorada constantemente nos pontos de captação.
- Uma condição semelhante poderá ocorrer nas áreas de planícies de inundação, nas quais, devido a eventuais alagamentos, pode ocorrer influências de EPTs solúveis, liberados devido a condições físico-químicas nos ambientes nos quais os rejeitos estiverem depositados. Um exemplo é o caso do arsênio sorvido por compostos oxidados de ferro, que é liberado quando

o composto hospedeiro é solubilizado sob condições físico-químicas específicas, principalmente em ambientes ácidos e redutores, comuns em várzeas vegetadas. Igualmente o uso da água nestas áreas deve ser devidamente monitorado.

- Os metais ferro e manganês, além do arsênio e antimônio, foram os únicos elementos potencialmente tóxicos identificados acima das concentrações recomendadas pelas normas anteriormente citadas.
- Conforme mencionado, as estações amostrais da água subterrânea não apresentaram evidências incontestes de contaminação pelos rejeitos, mesmo que os elementos mencionados, como o ferro e o manganês tenham sido detectados com frequência em concentrações acima das normas regulatórias para a água subterrânea (Resolução nº 396 do CONAMA e Deliberação Normativa nº 166 do COPAM).
- Algumas estações amostrais da água subterrânea indicaram anomalias localizadas de EPTs. Entretanto, dadas as características dos sistemas aquíferos desta região, com rios efluentes, ou seja, onde as águas subterrâneas alimentam os rios, pode haver eventualmente liberação diferencial de alguns destes elementos do arcabouço rochoso para o rio Doce. Esta condição pode ser potencialmente maximizada devido à carga associada ao desastre de Fundão. Um destaque neste sentido cabe à estação amostral de Tumiritinga, região na qual é identificada uma anomalia geoquímica natural, marcada pela presença atípica de EPTs em várias matrizes analisadas, inclusive em pontos de controle.
- Não foram identificados casos de superexploração de aquíferos, devido a poços recentemente implantados por entidades públicas ou pela Renova, que possam ter prejudicado poços já existentes. Este aspecto, todavia, ainda está sendo avaliado no prosseguimento do monitoramento.
- Foram identificados poços implantados em locais inadequados, para atender emergencialmente comunidades com abastecimento prejudicado pela deterioração da qualidade da água do rio Doce logo após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão. Como exemplos cita-se o caso dos poços “U”, “W” e “X” em Colatina e do poço “O” em Pedra Corrida, no município de Periquito. Todos estes poços possuem parte de suas áreas de recarga em áreas urbanas, vulneráveis a contaminações. Atualmente, os poços citados estão inoperantes.

5.2 QUELÔNIOS

Em função de seu aspecto peculiar, com um corpo essencialmente revestido por uma carapaça óssea que recobre seu esqueleto apendicular, os quelônios abrangem um grupo bastante característico e único dentre os vertebrados. Seus hábitos refletem diretamente sua morfologia, sendo que a maioria das espécies atuais vive especialmente em ambientes de água doce. Entretanto, essa condição não implica um padrão único de hábitos para todas as espécies (PRITCHARD, 1967; ERNST e BARBOUR, 1989). De fato, nesse ambiente ocorre elevada diversificação de modos de vida, com muitas espécies ocorrendo exclusivamente em banhados e açudes, outras ocorrendo apenas em rios encachoeirados serranos até espécies associadas a grandes rios e lagos, algumas das quais sendo migradoras de longas distâncias. Esta diversidade de hábitos tem implicações diretas na conservação das espécies frente a impactos ambientais os mais diversos, tais como, no caso de ambientes fluviais, modificações hidrológicas impostas pela formação de reservatórios, interrupção de fluxos gênicos decorrentes do estabelecimento de barragens, trânsito de grandes embarcações e eventos poluentes, dentre outros (ERNST e BARBOUR, 1989; SOUZA e MOLINA, 2007; OLIVEIRA et al., 2018).

Os quelônios desempenham importantes papéis nas cadeias alimentares nos ambientes em que habitam, podendo atuar como consumidores primários, no caso de espécies que se alimentam de vegetais, até serem consumidoras de níveis tróficos superiores, predando invertebrados, peixes, anfíbios, répteis e até mesmo filhotes de mamíferos e de aves, atuando assim parcialmente no controle de populações de tais grupos. Há, ainda, espécies que se alimentam de animais mortos, participando da ciclagem de nutrientes nos ambientes. Em função de todos esses tipos de hábitos, os quelônios podem acumular toxinas provenientes dos componentes de sua dieta em seus tecidos, fornecendo importantes informações sobre a qualidade ambiental e atuando, assim, como bioindicadores dos sistemas que habitam (MOLL e MOLL, 2004; OLIVEIRA et al., 2018).

5.2.1 INTRODUÇÃO

O diagnóstico ambiental dos quelônios da bacia hidrográfica do rio Doce objetiva avaliar o estado atual de conservação das espécies integrantes do grupo frente aos efeitos do rompimento da barragem de Fundão, tendo por base análises da ocorrência, diversidade e condições do habitat. Tal estudo se justifica em função da alta sensibilidade natural das espécies aquáticas desse grupo frente a alterações de seus habitats, bem como pelo status de ameaça de extinção atualmente incidente sobre algumas espécies.

Os quelônios destacam-se por ocuparem posição ápice ou no mínimo intermediária em cadeias alimentares. Nessa posição, tais espécies podem ser utilizadas como indicadoras do estado de saúde dos ecossistemas em que habitam, dado o fato de que influências sentidas pelos organismos que constituem a base de sua dieta poderão gerar danos à estrutura das populações das espécies em questão. O diagnóstico ambiental dos quelônios, portanto, é capaz de subsidiar discussões referentes aos estudos sobre demais grupos biológicos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; RHODIN et al., 2008).

O rompimento da barragem de Fundão e o decorrente aporte de lama ocasionou uma modificação rápida e intensa das condições hidrológicas e da paisagem ao longo da calha do rio Doce e de suas margens. Tais ambientes consistem no habitat de diversas espécies de quelônios. Segundo dados

da literatura (e.g., IVERSON, 1992; ALMEIDA et al., 2007; RUEDA-ALMONACID et al., 2007; COSTA et al., 2015; VOGT et al., 2015), pelo menos quatro espécies ocorrem nos sistemas fluviais do rio Doce e/ou em áreas alagadiças e várzeas marginais aos mesmos (*Phrynops geoffroanus*, *Acanthochelys radiolata*, *Rhinoclemmys* sp. e *Hydromedusa maximiliani*). Dentre tais espécies, *H. maximiliani* ocorre associada a rios de menor porte e com corredeiras (COSTA et al., 2015), sendo considerada como espécie ameaçada de extinção, na categoria Vulnerável, tanto nos estados de Minas Gerais (Deliberação Normativa COPAM nº 147/2010) e Espírito Santo (ALMEIDA et al., 2007) quanto em nível mundial (IUCN, 2018), enquanto *A. radiolata* é uma espécie típica de sistemas de várzeas e lagoas (MOCELIN, 2001; ALMEIDA et al., 2007), sendo considerada como espécie quase ameaçada também pela União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN, 2018). Já as duas demais espécies são formas associadas a rios de maiores dimensões ou a grandes lagos, apresentando, ambas, status taxonômico ainda indefinido. *Rhinoclemmys* sp., por exemplo, é uma espécie ainda não descrita e cuja presença na região da Floresta Atlântica no Espírito Santo (bem como no sul da Bahia e no Rio de Janeiro) indica antigas ligações entre este bioma com a Amazônia (uma vez que a espécie mais próxima conhecida, *R. punctularia*, é endêmica desta última região) (e.g., SICILIANO et al., 2014), ao passo que as populações de *Phrynops geoffroanus* da bacia do rio Doce apresentam um estoque genético único, podendo consistir também em uma nova espécie para a ciência (FRIOL, 2014). Desta forma, percebe-se claramente a relevância da conservação de todas as espécies de quelônios de água doce da bacia em questão.

O presente estudo sobre quelônios parte da premissa de que o intenso aporte de material oriundo da barragem possa ter ocasionado danos sobre as populações de tais espécies, sobre seus habitats e/ou sobre seus recursos alimentares. De maneira mais específica, o estudo busca responder às seguintes questões:

- a) O rompimento da barragem do Fundão ocasionou a perda direta de populações e/ou de indivíduos das espécies de quelônios ao longo da bacia do rio Doce afetada pelo escoamento dos rejeitos da mineração?
- b) Em caso positivo, há como mensurar o número de indivíduos ou populações afetadas?
- c) O rompimento da barragem do Fundão ocasionou a perda de habitats e/ou de áreas de alimentação e reprodução das espécies de quelônios ao longo da bacia do rio Doce afetada pelo escoamento dos rejeitos da mineração?

5.2.2 METODOLOGIA

Para a mensuração dos possíveis efeitos do rompimento da barragem do Fundão sobre os quelônios aquáticos continentais da bacia do rio Doce, o estudo vem sendo conduzido mediante avaliações de campo ao longo do ambiente fluvial do rio Doce desde sua foz até as proximidades da barragem do Fundão em Minas Gerais, incluindo os tributários pelos quais a lama escoou ao rio. Até o momento, foram realizadas quatro campanhas de campo, em caráter trimestral.

Nesse percurso, o estudo até a terceira campanha foi realizado em 21 pontos amostrais, selecionados considerando-se a área de abrangência da pluma de rejeitos, os diferentes ambientes afetados e as condições de acesso a essas áreas. Ressalta-se que um desses pontos se localiza no reservatório do Baguari, sendo, entretanto, aqui reunido em função da possibilidade de ocorrência local de espécies de

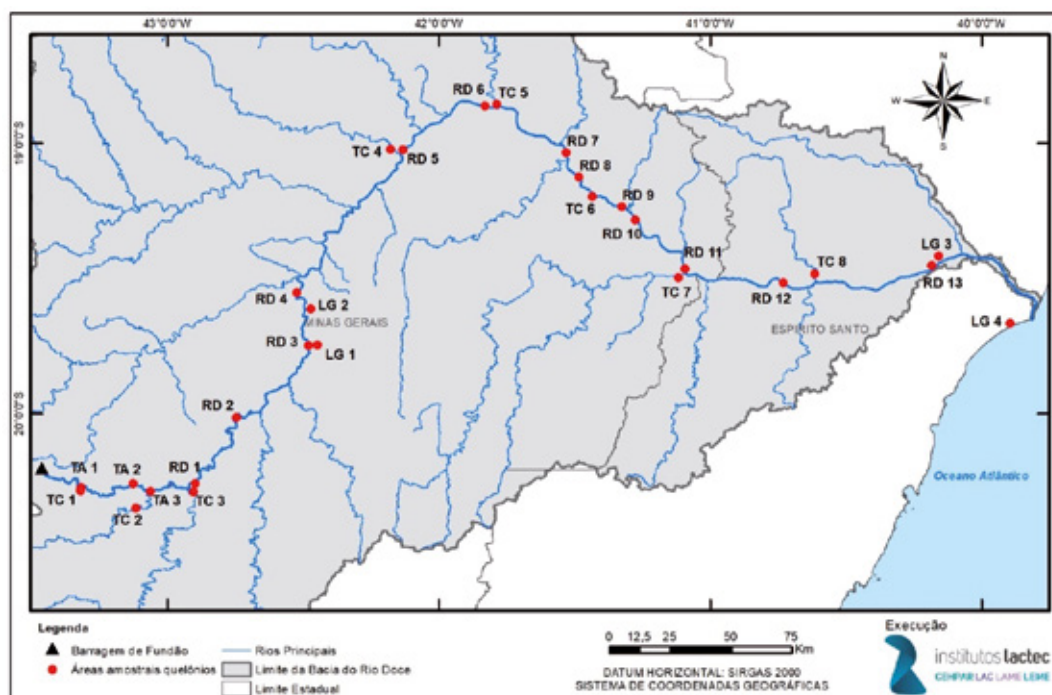
hábitos fluviais, como *P. geoffroanus*. Além disso, alguns pontos localizados fora da área de deposição da lama de rejeitos foram selecionados como controle. Por ocasião da quarta campanha de campo, foram inseridos quatro novos pontos de amostragem, sendo um no rio Gualaxo do Norte, em Monsenhor Horta, consistindo em área amostral no tributário afetado; um ponto controle também em Monsenhor Horta, em área de mata; um ponto controle em Conselheiro Pena; e um ponto controle em ambiente lacustre na região da REBIO de Comboios.

A Tabela 175 e a Figura 457 apresentam a relação e a distribuição dos pontos na área de estudo amostrados nestas campanhas, indicando pontos que foram relocados e/ou renomeados a partir da segunda campanha.

Tabela 175 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios aquáticos em ambiente fluvial durante as campanhas de campo e suas respectivas coordenadas em Universal Transversa de Mercator. Siglas: RD=Rio Doce, TA=Tributário afetado; TC=Tributário controle.

Sigla	Ambiente	Fuso	Coordenadas (UTM)	Campanhas
LG 4	Lacustre (Rebio Comboios)	24 K	0406294 / 7825246	4, 5
RD 13	Fluvial (Linhares)	24 K	0375897 / 7848702	1, 2, 3, 4, 5
LG 3	Lacustre (Linhares-Lagoa Nova)	24 K	0378476 / 7852463	1, 2, 3, 4, 5
RD 12	Fluvial (Colatina)	24 K	0318534 / 7841023	2, 3, 4, 5
TC 8	Fluvial (Pancas)	24 K	0330625 / 7844964	2, 3, 4
RD 11	Fluvial (Aimorés)	24 K	0280338 / 7846312	2, 3, 4, 5
TC 7	Fluvial (Manhuaçu)	24 K	0277783 / 7842799	2, 3, 4, 5
RD 10	Fluvial (Resplendor I)	24 K	0261005 / 7866169	2, 3, 4, 5
RD 9	Fluvial (Resplendor II)	24 K	0255601 / 7871548	2, 3, 4, 5
TC 6	Fluvial (rio Itatiaia- Cons. Pena)	24 K	2442222 / 7875598	4, 5
RD 8	Fluvial (Conselheiro)	24 K	0238750 / 7883480	2, 3, 4, 5
RD 7	Fluvial (Acerola)	24 K	0233755 / 7893319	2, 3, 4
RD 6	Fluvial (Valadares)	24 K	0202014 / 7912140	2, 3, 4, 5
TC 5	Fluvial (Rio Suaçuí)	24 K	0206436 / 7912774	2, 3, 4, 5
RD 5	Reservatório (Baguari)	23 K	0802158 / 7894001	2, 3, 4, 5
TC 4	Fluvial (Corrente)	23 K	0797244 / 7894235	2, 3, 4, 5
RD 4	Fluvial (Ponte Perdida)	23 K	0760060 / 7836043	2, 3, 4, 5
LG 2	Lacustre (Lagoa Cristal)	23 K	0765324 / 7829421	1, 2, 3, 4, 5
RD 3	Fluvial (Ponte Queimada)	23 K	0764328 / 7814445	2, 3, 4, 5
LG 1	Lacustre (Pingo D'água)	23 K	0767682 / 7814513	1, 2, 3
RD 2	Fluvial (S.J. Goiabal)	23 K	0736005 / 7785430	2, 3, 4, 5
RD 1	Fluvial (Rio Doce)	23 K	0719815 / 7758488	2, 3, 4, 5
TC 3	Fluvial (Piranga)	23 K	0719117 / 7755120	2, 3, 4, 5
TC 2	Fluvial (do Carmo)	23 K	0696883 / 7748836	2, 3, 4, 5
TA 3	Fluvial (do Carmo)	23 K	0702660 / 7755498	1, 2, 3, 4, 5
TA 2	Fluvial (Gualaxo do Norte-Ges)	23 K	0695966 / 7758792	1, 2, 3, 4, 5
TA 1	Fluvial (Gualaxo do Norte-Mon)	23 K	0675991 / 7757457	4, 5
TC 1	Fluvial (riacho em mata)	23 K	0675793 / 7756062	4, 5

Figura 457 – Áreas amostrais de quelônios aquáticos continentais.



Os procedimentos para amostragem de quelônios em campo consistiram na instalação de duas redes de espera por ponto, com 25 metros de comprimento e dois metros de altura cada uma (Figura 458, Figura 459 e Figura 460), as quais permaneceram ativas por cerca de seis horas em cada ponto amostral, sendo revisadas a cada hora no intuito de evitar o afogamento de espécimes do grupo (BATISTELLA, 2008; OLIVEIRA et al., 2018). Além disso, também foram instaladas quatro armadilhas do tipo “covo” iscadas com peixe (Figura 461 e Figura 462), as quais permaneceram ativas por cerca de 20 horas em cada ponto e mantendo uma porção emersa, para garantir a capacidade de respiração para indivíduos de quelônios eventualmente capturados. Outro método de captura foi a utilização de puçás durante os deslocamentos de barco nas áreas amostrais e entorno, durante buscas embarcadas, caminhamentos e buscas noturnas (Figura 463, Figura 464, Figura 465 e Figura 466), em momentos em que os espécimes emergem para respirar (INGOLD et al., 1986; ERNST e BARBOUR, 1989; RUEDA-ALMONACID et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2018).

Por fim, caminhamentos foram realizados nas margens do rio Doce, tributários e lagoas em busca de carcaças e indivíduos realizando termorregulação (e.g., BATISTELLA, 2008) (Figura 464). Nos tributários, ainda, foram realizadas investigações noturnas (Figura 465 e Figura 466) com vistas à localização de espécies do gênero *Hydromedusa*, notadamente *H. maximiliani*, considerada como ameaçada e de hábitos predominantemente noturnos e crepusculares associados a rios de pequeno porte (e.g., GUIX et al., 1992; FAMELLI et al., 2011; COSTA et al., 2015).

As carcaças encontradas foram avaliadas, por médicos veterinários, quanto ao grau de decomposição, fator que indica a possibilidade de eventuais análises toxicológicas mais detalhadas, onde o Código 1 corresponde a espécimes vivos; o Código 2 se refere a indivíduos recém mortos, apresentando aparência normal, ausência de inchaço, desidratação ou enrugamento de pele, olhos e mucosas, sem mau odor e músculos firmes; o Código 3 apresenta a carcaça intacta, porém com inchaço evidente, odor moderado, mucosas desidratadas, olhos fundos ou faltando, gordura oleosa e tingida por sangue e músculos macios e mal definidos; o Código 4 pode apresentar carcaça intacta mas, colapsada, com pele solta, gordura macia, sangue ralo escuro, odor forte, musculatura próxima da liquefação, soltando dos ossos; o Código 5 é caracterizado pela total desidratação dos tecidos (GERACI e LOUNSBURY, 2005).

Figura 458 – Instalação de redes de espera na área amostral RD 7, no rio Doce, município de Conselheiro Pena/MG.



Figura 459 – Área amostral TC 1, rio Pancas, margem esquerda do rio Doce, Município de Colatina/ES, com rede de espera instalada.



Figura 460 – Rede de espera instalada próximo à confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, área amostral TA 2, em Barra Longa/MG.



Foto: Fabrício Locatelli Trein, 2018

Figura 461 – Armadilha do tipo covo instalada na área amostra RD 3, no rio Doce, a jusante da UHE de Aimorés, localizada no município homônimo, em Minas Gerais.



Figura 462 – Armadilha do tipo covo instalada na no rio Doce (ponto RD 13) no município homônimo, em Minas Gerais.



Figura 463 – Busca ativa por exemplares de quelônios dulcícolas no rio Doce por meio de observação durante deslocamento de barco na área amostral RD 12, em Rio Casca/MG.



Figura 464 – Observação do rio Doce durante o caminhamento na área amostral de ambiente fluvial RD 4, em Resplendor/MG.



Figura 465 – Buscas noturnas em pequenos riachos, município de Rio Doce, com vistas à procura de espécies de quelônios de hábitos noturnos, como espécies do gênero *Hydromedusa*.



Figura 466 – Busca ativa noturna em ambiente lacustre na região da REBIO de Comboios, Linhares/ES, em busca de espécimes de quelônios continentais.



Todos os registros de quelônios obtidos durante os trabalhos de campo foram demarcados mediante aparelho GPS, bem como descritos os aspectos gerais evidenciados quanto aos habitats, número de indivíduos avistados, aspectos biológicos evidenciados (tais como sexo, idade, reprodução, alimentação, dentre outros) e o estado aparente de saúde dos indivíduos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2018).

Uma vez capturados, os quelônios foram acondicionados em caixas plásticas para os devidos procedimentos, que consistem em tomadas de medidas de tamanho (Figura 467 e Figura 468), peso, marcação e coleta de tecido para análises laboratoriais (RUEDA-ALMONACID et al., 2007). As carcaças encontradas foram recolhidas para análise de presença de elementos traço nos tecidos, sendo ainda submetidas a análise da *causa mortis*.

A retirada de tecido para análise em laboratório ocorreu a partir de incisões, preferencialmente nas membranas interdigitais, quando o porte do animal permite a aquisição de material biológico suficiente para análise ecotoxicológica sem interferir na capacidade motora do mesmo (aproximadamente dois gramas). Quanto à marcação dos espécimes capturados, a mesma se deu por meio de corte nos escudos marginais da carapaça, seguindo uma ordem pré-estabelecida de identificação (RHODIN et al., 2008).

Figura 467 – Tomada de medida de largura de casco em espécime de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado na área amostral RD4, município de Resplendor/MG.



Figura 468 – Tomada de medida de largura de plastrão de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturada em covo na área amostral RD4.



Além das observações diretas, também se contou com auxílio dos profissionais das demais equipes de pesquisadores no registro de espécimes de quelônios, em especial a equipe de Ictiologia, a qual atuou nas mesmas regiões da presente pesquisa. Parte dos trabalhos de campo foi realizada concomitante com essa equipe. Os profissionais de Ictiologia e das demais equipes foram instruídos a efetuarem, sempre que possível quando do avistamento de quelônios, notas sobre aspectos gerais das espécies (coloração, forma do corpo, forma de retração da cabeça, desenhos da carapaça, tamanho, dentre outros), registro do local mediante GPS e fotografias.

Por fim, em cada área amostral também se buscou entrevistar moradores e frequentadores, visando à obtenção de informações acerca da ocorrência das espécies de quelônios previamente e após o rompimento da barragem de Fundão e a passagem da lama de rejeitos. Nestas entrevistas foram inicialmente buscadas descrições livres das características das espécies, para somente após serem utilizadas pranchas e fotografias dos quelônios com possibilidade de ocorrência na região. Este procedimento visou maior confiabilidade das informações, uma vez que muitos entrevistados, no ensejo de colaborar com o estudo, podem por vezes informar a ocorrência de espécies que não ocorram de fato na região. Por sua vez, também se permitiu ao entrevistado discorrer livremente sobre as condições de registro de cada espécie (local, época, horário, condições do local, forma de registro) (BATISTELLA, 2008; OLIVEIRA et al., 2018).

A bacia do rio Doce apresenta poucas informações pretéritas sobre a fauna local de quelônios. Desta forma, para a análise dos danos incidentes sobre o grupo, decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, alguns indicadores vêm sendo adotados, conforme seguem:

- a) Confronto entre registros de espécies na literatura com os dados obtidos nos trabalhos de campo. Muito embora haja poucos registros disponíveis na literatura científica, os mesmos indicam localidades onde as espécies se faziam presentes previamente ao rompimento da barragem. A constatação da permanência ou não de tais espécies na área fornece evidências sobre a incidência ou não de danos sobre as mesmas.
- b) Confronto entre informações obtidas mediante entrevistas e dados de campo. As entrevistas podem fornecer evidências da presença de espécies antes ou após o rompimento da barragem. Entretanto, deve-se tomar o cuidado para que tais entrevistas expressem as reais condições das áreas avaliadas. Desta forma, os dados serão considerados como fundamentados mediante um mínimo de três entrevistas que sejam concordantes entre si.
- c) Avaliação das condições atuais da paisagem. A presença remanescente de resíduos decorrentes do rompimento da barragem em áreas consideradas como relevantes para alimentação ou abrigo das espécies (tais como em áreas de corredeiras e várzeas) pode indicar danos potenciais sobre as mesmas, em especial no que tange à disponibilidade de recursos alimentares (com especial destaque a invertebrados aquáticos).
- d) Comparações da incidência de espécies e da densidade populacional entre áreas afetadas e áreas-controle. Este parâmetro poderá ser utilizado para inferência da intensidade dos danos, desde que as condições ambientais sejam similares (p.ex., rios de portes e com áreas marginais equivalentes).
- e) Avaliação da *causa mortis* de indivíduos encontrados em óbito. Os quelônios são, em geral, animais resistentes à baixa disponibilidade de recursos alimentares ou inclusive à poluição (e.g., SOUZA e ABE, 2000). Desta forma, é esperado que muitos indivíduos tenham permanecido vivos durante longo tempo após a incidência da deposição de lama sobre seus habitats. A análise de carcaças de animais encontrados mortos, mesmo atualmente, pode indicar a permanência de efeitos ao longo do tempo. Indicativos podem consistir em danos aos sistemas respiratórios, digestórios e/ou aos olhos em função da presença de lama, ausência de conteúdo alimentar no tubo digestório (em função da indisponibilidade de recursos alimentares nas áreas afetadas), danos a órgãos moles (e.g., fígado e pulmões) em função da

presença de EPT, dentre outros aspectos. Entretanto, o encontro de um ou poucos indivíduos com essas condições não necessariamente atestará a incidência do dano.

- f) Presença de populações reprodutivamente ativas ou de filhotes. Nesses casos, o encontro de indivíduos juvenis poderá indicar a resiliência das populações ou a possibilidade das condições ambientais estarem em processo de recuperação.

Tendo-se por base os indicadores acima, apresentam-se a seguir os resultados até então obtidos referentes aos potenciais efeitos do rompimento da barragem do Fundão sobre os quelônios da bacia do rio Doce.

5.2.3 RESULTADOS

5.2.3.1 Riqueza de Espécies e/ou de Indivíduos nas Populações

Conforme citado, ao longo da calha do rio Doce são conhecidas quatro espécies de quelônios aquáticos. Nenhuma dessas espécies é considerada endêmica da bacia, não obstante o cágado *Phrynops geoffroanus* (Figura 469) poder contar com um estoque genético específico que ainda demanda avaliação pormenorizada (FRIOL, 2014).

Ao longo dos trabalhos de campo, três das quatro espécies foram registradas na região de estudo (*P. geoffroanus*, *A. radiolata* e *H. maximilianii*), porém, dentre estas, apenas a primeira contou com registros em área afetada pela pluma de rejeitos da barragem. Um indivíduo, inclusive, foi registrado mediante o encontro de uma carcaça em estágio avançado de decomposição (Figura 470). Entretanto, pela ausência de evidências, não se pode afirmar que o óbito deste exemplar foi decorrente da presença de rejeitos no rio.

Figura 469 – Espécime juvenil de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado em armadilha do tipo covão na área controle TC2, em Aimorés/MG, durante a segunda campanha.



Figura 470 – Carcaça de indivíduo adulto de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) em código 5 de estado de decomposição, coletado na área amostral RD 6.



As duas demais espécies, cágado-amarelo (*Acantochelys radiolata*) e cágado-da-serra (*Hydromedusa maximilianii*), foram registradas apenas em pontos-controle. Esta condição é uma evidência empírica de que o rompimento da barragem afetou tais populações, em especial nos rios imediatamente a jusante da mesma. Entretanto, mesmo nas áreas controle os registros de tais espécies

foram ainda pouco expressivos (apenas três registros para *H. maximiliani* – Figura 471 - e um para *A. radiolata* – Figura 472), dificultando a análise da magnitude do dano sobre as mesmas. Deve-se salientar, nesse sentido, que *H. maximiliani* é uma espécie com baixa densidade natural (sendo inclusive uma espécie ameaçada de extinção) (COSTA et al., 2015), ao passo em que *A. radiolata* ocorre em ambientes alagados e lodosos, sendo assim de difícil visualização (MOCELLIN, 2001).

Figura 471 – Espécime de cágado-da-serra (*Hydromedusa maximiliani*) capturado em área controle (novo TC), distrito de Monsenhor Horta, próximo ao rio Gualaxo do Norte, Município de Mariana/MG.

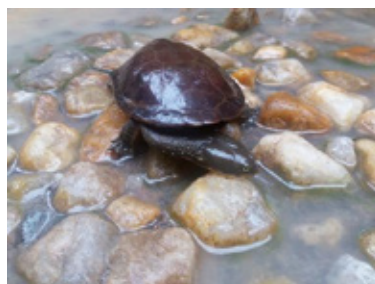


Figura 472 – Espécime de cágado-amarelo (*Acanthochelys radiolata*) capturado nas imediações da REBIO de Comboios/ES, durante a quarta campanha.



Já quanto a *P. geoffroanus*, a espécie contou até o momento com 53 registros em sete localidades (sendo duas áreas-controle e uma observação oportunística em local distinto dos pontos amostrais). Em um dos pontos amostrais afetados pela pluma (São José do Goiabal – pontos RD12 e RD13) foram encontradas duas ninhadas da espécie em três das campanhas, indicando recrutamento recente (Figura 473). Entretanto, tais pontos encontram-se nas proximidades da foz de afluentes do rio Doce, podendo este ser o motivo de tal recrutamento. Nos demais locais afetados os registros foram pontuais e isolados.

Quanto a *Rhinoclemmys* sp., esta espécie não foi registrada em campo, nem na área afetada, nem em áreas-controle. Aparentemente, trata-se de uma espécie rara e possivelmente nova para a ciência (SICILIANO et al., 2014), sendo difícil a mensuração quanto ao efeito do rompimento da barragem. A continuidade do monitoramento é requerida com vistas a se buscar avaliar a ocorrência e o status dessa espécie na área, especialmente se considerando que espécies naturalmente raras podem ser suscetíveis a extinções locais quando da perda de seus habitats (e.g., PRIMACK e RODRIGUES, 2001), condição esta inerente ao rompimento da barragem de Fundão.

Figura 473 – Indivíduo filhote de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado por ocasião da terceira campanha na área amostral RD 12, uma área antropizada por areal, na qual encontra uma população estabelecida dessa espécie.



A Tabela 176 apresenta os números de registros por espécie e os pontos de coleta e campanhas respectivos.

Tabela 176 – Quelônios registrados nos pontos amostrais do monitoramento durante as campanhas de campo e seus respectivos números de registro e observações.

Campanha	Unidade Amostral	Espécie	N	Observação
1	RD 6	<i>Phrynops geoffroanus</i>	1	Carcaça adulto - margem do rio Doce
1	---	<i>Phrynops geoffroanus</i>	1	Visualização – adulto (área externa)
1	RD 12	<i>Phrynops geoffroanus</i>	8	Juvenis e adultos
2	TC 2	<i>Phrynops geoffroanus</i>	1	Visualização – adulto
2	TC novo	<i>Hydromedusa maximiliani</i>	3	Registro de terceiros – adulto
3	RD 4	<i>Phrynops geoffroanus</i>	1	1 espécime adulto capturado em covo
3	RD 12	<i>Phrynops geoffroanus</i>	26	2 Adultos e ninhada – 4 capturas
3	TC 1	<i>Phrynops geoffroanus</i>	2	Visualização – adultos
4	LG novo	<i>Acanthochelys radiolata</i>	1	Visualização – adulto
4	RD 4	<i>Phrynops geoffroanus</i>	1	Visualização – indivíduo jovem
4	RD 12	<i>Phrynops geoffroanus</i>	10	Visualização – juvenis e adultos
4	RD 10	<i>Phrynops geoffroanus</i>	2	Visualização – 1 adulto e 1 jovem
4	TC novo	<i>Hydromedusa maximiliani</i>	1	Visualização – adulto

Tendo por base os dados de *Phrynops geoffroanus*, infere-se que a espécie é capaz de suportar certo nível de impacto sobre seu hábitat, bem como capacidade de recolonização de parte das áreas afetadas pelo rompimento da barragem. De fato, a espécie é tida como adaptável a níveis elevados de alteração ambiental, desde que haja manutenção, ainda que parcial, de elementos utilizados como alimento (e.g., SOUZA e ABE, 2000; SOUZA et al., 2008). Ainda assim, a ocorrência da espécie no compartimento 1, que compreende o rio Gualaxo do Norte, rio do Carmo e o rio Doce até a barragem da UHE de Candonga não foi ainda confirmada, sugerindo a possibilidade de que o rompimento da barragem possa ter comprometido parte das populações locais. A quantificação da magnitude do dano, entretanto, não é passível de mensuração, haja vista a inexistência de dados pretéritos sobre a distribuição exata da espécie na bacia ou de sua densidade populacional em nível local.

5.2.3.2 Hábitat

Conforme citado anteriormente, dentre as espécies de quelônios de água doce registradas, apenas o cágado *Phrynops geoffroanus* contou com um número razoável de indivíduos capaz de permitir inferências sobre as alterações ambientais decorrentes do rompimento da barragem do Fundão. Também conforme citado, esta espécie apresenta capacidade de suportar certo nível de alteração de seu hábitat, desde que haja manutenção de parte de seus recursos alimentares, em geral constituídos de invertebrados aquáticos (SOUZA et al., 2008).

Considerando-se as características do rio Doce (rio de grande porte e com diversas corredeiras), seria esperada a ocorrência dessa espécie em diversos outros locais além dos registrados, em especial a partir de RD 12 em direção a jusante (totalizando, portanto, pelo menos 15 pontos com expectativa de registros). Entretanto, a espécie foi registrada em apenas cinco de tais pontos (33,3%). Esta condição sugere que o dano decorrente do rompimento da barragem possa ter comprometido o habitat da espécie e/ou a manutenção da macrofauna bentônica local que serve como base de sua dieta. Nessa condição, é possível que indivíduos remanescentes da espécie possam ter se deslocado para áreas não afetadas pela lama, tais como a foz dos afluentes regionais. A continuidade do diagnóstico requer análises específicas nesses pontos. Para tanto, serão efetuadas novas buscas pela espécie nos mesmos, bem como realizadas novas entrevistas com moradores das imediações.

Os dados das entrevistas realizadas são pouco informativos ainda para subsidiar a avaliação deste dano. Entretanto, alguns dos entrevistados informam que cágados eram comuns em alguns pontos antes do rompimento da barragem (pela descrição todos seriam *P. geoffroanus*), porém após o evento não foram mais avistados. Parte desses pontos informados, em áreas diretamente atingidas pela lama, coincide com aqueles avaliados ao longo do estudo (Figura 474), sendo que, em apenas dois, foram confirmadas as ocorrências da espécie, a saber, o ponto RD 4, em Resplendor, e o ponto RD 12, em São José do Goiabal, ambos em Minas Gerais, no compartimento 2 do rio Doce, que compreende o trecho de rio entre a UHE de Candonga até a UHE Mascarenhas.

Em relação às demais espécies, destaque deve ser dado a *Hydromedusa maximiliani*, a qual habita principalmente os rios e riachos encachoeirados de menor porte nas porções mais a montante da bacia. Este tipo de ambiente foi o mais impactado pelo rompimento da barragem, uma vez que se localizava imediatamente a jusante da mesma. Neste sentido, pode-se considerar que este hábitat foi inteiramente suprimido localmente. Entretanto, registros da espécie em áreas próximas marginais à impactada foram obtidos (tais como riachos que desaguam nesta área, localizados no ponto TC novo e TC novo' - ver Tabela 176). Considerando tratar-se de uma espécie ameaçada, recomendam-se ações de compensação pela perda de parte do hábitat da mesma (vide recomendações). As fichas das entrevistas encontram-se no ANEXO XIII.

Figura 474 – Rio Gualaxo do Norte, em Monsenhor Horta/MG. Note-se a mata ciliar extensamente suprimida pela passagem da lama.



5.2.3.3 Recursos alimentares e estado de saúde

As quatro espécies de quelônios de água doce registradas na bacia do rio Doce têm sua dieta fundamentada principalmente em invertebrados aquáticos, embora possam eventualmente também preda peixes ou ingerirem matéria orgânica (PRITCHARD, 1967; ERNST e BARBOUR, 1989; SOUZA e ABE, 2000). Nesse processo, é possível que as espécies possam ter se contaminado com metais pesados presentes na lama oriunda do rompimento da barragem do Fundão.

Ao longo do presente estudo, um total de sete indivíduos de quelônios de água doce (seis *P. Geoffroyanus* e uma *H. Maximilianii*) foram capturados mediante os procedimentos adotados e tiveram avaliações clínicas veterinárias quanto a seu estado de saúde. Todos os indivíduos demonstraram bom estado de saúde, sem lesões cutâneas ou corporais que indicassem contaminação.

Um dos indivíduos de *P. Geoffroyanus* capturado veio a óbito por ocasião de sua coleta com covo em função da elevação rápida do nível de água do rio. A necropsia desse exemplar indicou a presença de lesões difusas puntiformes esbranquiçadas no miocárdio, sugerindo algum tipo de contaminação. Entretanto, tais lesões são superficiais, e possivelmente não decorrem de comprometimento por metais pesados (estes possivelmente os principais tipos de elementos contaminantes lançados pelo rompimento da barragem).

Diante do citado não se pode afirmar que as lesões sejam decorrentes do derramamento de lama em si, podendo ser derivadas de alguma outra fonte. Nesse sentido, ressalta-se que o rio Doce recebe diversos efluentes domésticos, de áreas agrícolas ou inclusive industriais, os quais podem gerar efeitos deletérios sobre a biota aquática. Por sua vez, o rompimento da barragem possivelmente tenha sido o principal fator gerador de grandes aportes repentinos de contaminantes na bacia, com destaque novamente aos metais pesados.

Os laudos clínicos de avaliação médico-veterinária encontram-se em anexo (ANEXO XI e ANEXO XII). Pelos resultados até então obtidos, não é possível se afirmar que os quelônios da área de estudo estejam contaminados com metais pesados, uma vez que não foram evidenciadas lesões em órgãos como fígado e rins, os quais são rapidamente sujeitos a patologias na presença de tais contaminantes.

5.2.4 CONCLUSÕES

Tendo-se por base os resultados e as discussões ora apresentados, para o momento as seguintes conclusões podem ser apresentadas no tocante aos quelônios dulcícolas fluviais.

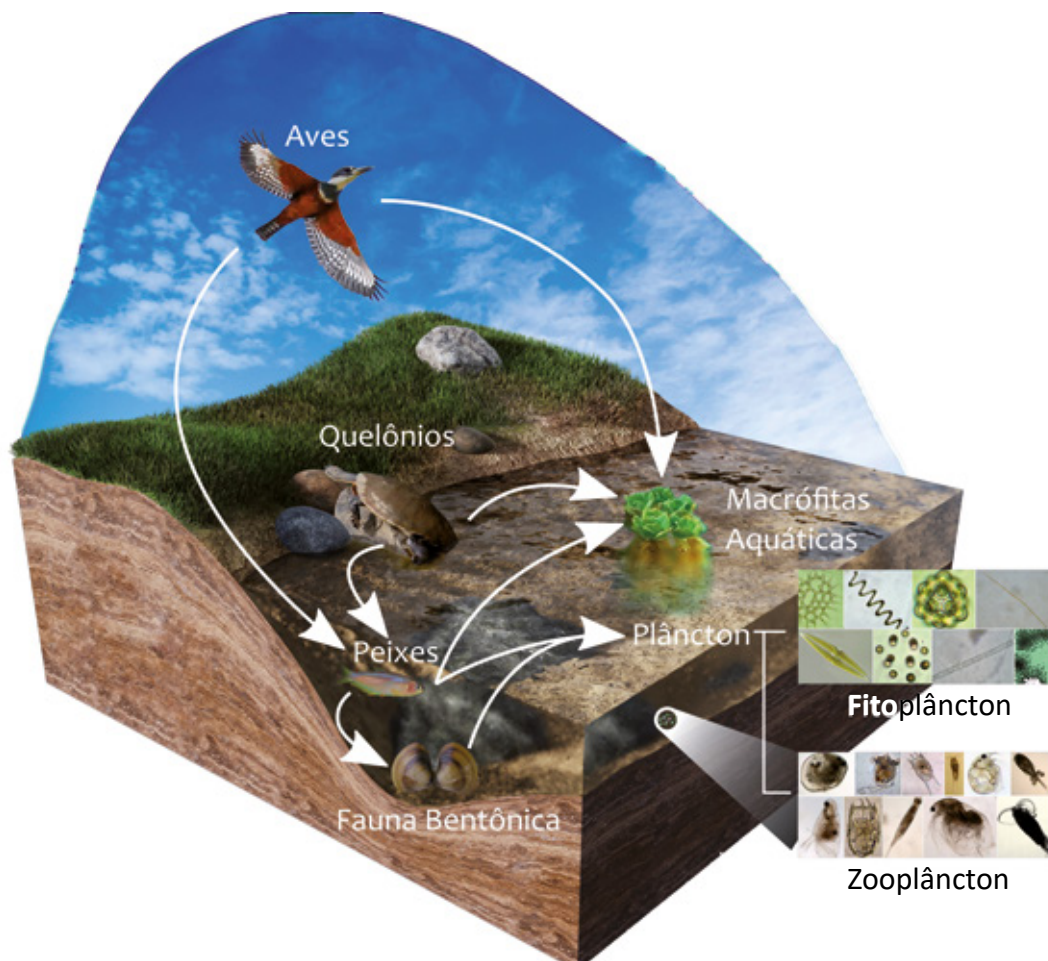
- O rompimento da barragem do Fundão certamente implicou em efeitos deletérios sobre o hábitat e possivelmente sobre alguns indivíduos das populações de quelônios fluviais da bacia do rio Doce. As alterações ambientais mais severas devem ter ocorrido principalmente nas porções imediatamente a jusante da barragem, afetando especialmente o hábitat da espécie *Hydromedusa maximiliani*, espécie considerada ameaçada de extinção nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Entretanto, registros de campo indicam a permanência da espécie em áreas próximas à afetada (tais como riachos localizados no ponto TC Novo), denotando a possibilidade de realização de ações de compensação ambiental (tais como a proteção das áreas de ocorrência da espécie).
- Em relação ao cágado *Phrynops geoffroanus*, os dados obtidos indicam que a espécie se mantém na calha do rio Doce, habitando inclusive áreas afetadas pelo rompimento da barragem. Esta condição condiz com o predito na literatura, a qual informa que a espécie é capaz de suportar determinados níveis de impactos ambientais, desde que haja condições mínimas em termos de estrutura de hábitat e alimentos. Por sua vez, seria esperada a ocorrência da espécie em um número maior de pontos ao longo do rio, o que não foi até o momento verificado. Desta forma, sugere-se que a continuidade do diagnóstico e que esse passe a abordar análises na foz dos principais afluentes do rio Doce, em área não impactada, de forma a se verificar se a distribuição da espécie na bacia condiz com o esperado.
- Quanto às espécies *Acanthochelys radiolata* e *Rhinoclemmys* sp., sua raridade na região não permite ainda efetuar quaisquer discussões acerca da possibilidade da incidência de impactos sobre as mesmas, demandando a continuidade do diagnóstico.

6 ANÁLISE INTEGRADA

O ambiente aquático continental é a região que compreende o segmento da bacia do rio Doce entre a barragem de Fundão, no município de Mariana (MG) e o estuário na região da foz do rio Doce, no distrito de Regência, no Espírito Santo. Corresponde aos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, os 4 reservatórios das usinas hidrelétricas e as lagoas situadas no Espírito Santo. A área de estudo nesse ambiente foi dividida em 3 compartimentos, sendo que o primeiro se refere à região entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, o segundo entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Mascarenhas e o terceiro entre a UHE Mascarenhas e o estuário do rio Doce. Esse ambiente, além de sustentar a biodiversidade em geral, tem a importância em suprir demandas de água para o abastecimento público, agricultura e industriais, geração de energia, atividades de pesca, lazer e cultura.

Os componentes físico e biótico presentes nesse ambiente, ilustrados de forma simplificada na Figura 475, estão interligados em um ecossistema equilibrado, no qual alterações discretas ou importantes, podem ser afetados diretamente ou a médio e longo prazo com efeitos acumulativos, bio-acumulativos ou por biomagnificação, além de perdas e estresse na biota. Por fim, o ambiente aquático beneficia a sociedade com seu valor estético, espiritual, turístico, educacional e histórico.

Figura 475 – Resumo simplificado dos componentes físico e biótico presentes no ambiente aquático continental.



Devido à grande extensão da região atingida pelo desastre que não somente compreende ao leito das drenagens afetadas, como a região do entorno também, o ambiente foi avaliado por diversas áreas temáticas, sendo elas: morfologia dos cursos d'água; qualidade das águas; abastecimento público; comunidades plantônicas; flora aquática; transporte de sedimentos; qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas; peixes (ictiofauna); quelônios e água subterrânea.

No levantamento realizado pelas áreas citadas, foram identificados 26 danos ao total no ambiente aquático continental, distribuídos ao longo dos 3 compartimentos que foram afetados em diferentes intensidades ao longo do caminho percorrido pela lama.

No contexto do desastre o ambiente aquático recebeu a carga do rejeito resultante do rompimento soterrando cavas, rios, alterando seus cursos naturais, causando a morte de organismos por sufocamento devido a elevada quantidade de sólidos, que também impediu ou dificultou a passagem de luz pela coluna de água o que afetou processos importantes de base da cadeia alimentar como a fotossíntese.

Para os cursos de água as nascentes mapeadas não foram afetadas, porém 20% das sub-bacias tiveram pelo menos 10% de suas áreas afetadas. A alteração na rede de drenagem, que estava ajustado às condições de equilíbrio, foi modificada com a ocorrência de eventos extremo e ainda poderá sofrer alterações ao longo do tempo pela dinâmica hidrológica da bacia, quando da ocorrência de eventos extremos. Essas alterações foram identificadas essencialmente no Compartimento 1 onde também foram identificados soterramento de cavas e açudes marginais, cujas principais funções ecológicas é para a reprodução e desenvolvimento de peixes. Estes ambientes servem como viveiros naturais para as espécies, sendo de suma importância para a sobrevivência das espécies. O levantamento realizado permitiu contabilizar um total 161 feições afetadas, sendo 115 classificadas como antrópicas, 36 como naturais e 10 indefinidas.

O aporte de lama de rejeito promoveu alteração dinâmica no transporte de sedimentos, principalmente no Compartimento 1. Essa alteração foi importante logo após o desastre, porém com medições realizadas até o presente, sugerem que as quantidades de sedimentos transportadas pelo rio Doce estão diminuindo. O volume total de rejeitos depositados no interior da calha do rio, na área que abrange o Compartimento 1, foi de 2,90 hm³, podendo variar de 1,13 hm³ a 4,67 hm³. Para os reservatórios das usinas hidrelétricas, a UHE Risoleta Neves teve 18% do seu volume total assoreado, a UHE Baguari teve 8% e a UHE Aimorés 2%. Já para o reservatório da UHE Mascarenhas, esse já se encontrava com nível de assoreamento alto e após o desastre indicou erosão no reservatório ao invés de assoreamento.

Com o advento do desastre, além da remobilização dos sedimentos já depositados ao longo da calha do rio, houve também o transporte e deposição das frações granulométricas associadas ao rejeito. No Compartimento 1 houve o aumento da fração argila, porém para os demais compartimentos a fração areia foi superior à identificada na linha-base. O aporte de rejeito na calha do rio, além ressuspender sedimentos contaminados, oriundos também de décadas de mineração, além de resíduos industriais, promoveu o aumento de concentrações de alumínio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel e zinco que comparados à linha-base, foram classificados como pouco grave no Compartimento 1, grave entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari

e gravíssimo entre Baguari e a UHE Mascarenhas. Para o Compartimento 3 em função de poucos dados de linha-base, as concentrações de EPTs foram medidas, porém não classificadas. A avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos tanto nas drenagens, quanto nos reservatórios mostrou queda nos indicadores da comunidade de forma acentuada nos primeiros meses após o rompimento.

O aporte da lama de rejeito foi o potencial contaminante da biota como um todo e além do trajeto principal da lama no ambiente fluvial, pode ter se estendido também para as lagoas adjacentes ao rio Doce nas proximidades do estuário, situado no Espírito Santo. A redução do oxigênio dissolvido aliado ao aumento da concentração de sólidos e EPTs na água são os danos imediatos advindos do desastre. Entretanto, destaca-se também a dificuldade no tratamento da água bruta para abastecimento público, amplificando ainda mais a extensão do desastre.

Nos primeiros dias após o rompimento, chegaram a ser registrados valores de turbidez nos corpos de água entre 400.000 e 600.000 UNT entre a barragem de Fundão e a barragem da UHE Baguari, ultrapassando os máximos históricos pré-desastre. Para os valores de sólidos suspensos totais, na mesma região, foram registrados valores de até 300.000 mg/L, ultrapassando o máximo histórico em até 1.300 vezes. As análises de concentração de EPTs na água, indicaram que as alterações foram expressivas para os indicadores ferro dissolvido, manganês total, chumbo total e alumínio dissolvido. As alterações relacionadas ao arsênio total, cádmio total, cobre dissolvido, mercúrio total e níquel total não foram tão expressivas comparadas aos elementos mencionados, porém apresentaram elevação de concentração, inclusive superando os máximos históricos pré-desastre.

O volume de rejeitos despejado nos corpos d'água alterou sobremaneira a qualidade das águas na região, afetando a vida aquática e os usuários da água. Para o sistema de abastecimento de água, em virtude das alterações na qualidade da água dos rios Gualaxo do Norte, Doce e Carmo, os sistemas de abastecimento de água que dependiam destes rios como fonte de água bruta foram paralisados. Assim, entre os 39 municípios localizados ao longo dos rios afetados, 18 localidades tiveram seus sistemas de abastecimento diretamente inviabilizados temporariamente.

O fluxo gerado pelo rompimento causou supressão da vegetação com perda da biodiversidade e recursos vegetais. Apesar de grande parte do rejeito ter sido retido pelo barramento UHE Risoleta Neves (Candonga), situado no Compartimento 1, uma parte do mesmo transpôs esta barreira física e os danos se estenderam por todo o rio Doce chegando a sua foz. Para a comunidade fitoplanctônica ocorreram alterações na composição e na estrutura da comunidade de microalgas, pois logo após o desastre, observou-se ausência ou diminuição drástica no número de espécies e densidade de organismos e com isso, houve o estabelecimento de uma nova comunidade. Essa situação foi identificada de forma semelhante para a comunidade zooplanctônica representada por um reduzido número de espécies nos ambientes fluviais, e a quantidade de organismos, assim como a diversidade biológica, foi muito baixa na maioria das estações da APDL, sendo os maiores valores registrados no Compartimento 3, seguido pelos Compartimentos 2 e 1.

A passagem da onda de rejeito suprimiu ambientes de vegetação nativa com influência fluvial (várzeas) dentro do Compartimento 1, em um total de 67,39 hectares, valor este que corresponde a 7,84% do total de formações nativas suprimidas. Para a flora, ao total com o desastre houve a perda em número de espécies nos três Compartimentos de 31 reófitas, 215 macrófitas aquáticas, sendo que

uma era espécie protegida, e 289 espécies de várzea, sendo 2 são consideradas ameaçadas. Dentre essas espécies afetadas houve a perda como recursos vegetais destacando-se a utilização no meio medicinal, alimentício, construção, ambiental, ornamental, ritualístico, lenha e tecnológico.

A mortandade significativa de peixes nos corpos d'água afetados, cerca de 21.616 carcaças, pertencentes à 16 espécies, foi um dos principais danos evidenciados, sendo que dentre essas 16 espécies, 12 estão em situação de ameaça de extinção. Foram constatadas também alterações na composição e estrutura da comunidade que indicaram o estabelecimento de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, típica de ambientes degradados, aumento da riqueza e abundância de espécies de peixes exóticos, que é superior a 90% aos valores obtidos nos programas de monitoramento. Houve também a redução do tamanho das populações, o que implica na redução da diversidade genética e, conseqüentemente, maiores taxas de endocruzamento, o que diminui a aptidão das populações mesmo em curto prazo. Foi avaliada a alteração da dinâmica populacional, cujos resultados são ainda mais preocupantes considerando o cenário de liberação da pesca na APDL, onde fica evidenciada a tendência à extinção local de espécies da ictiofauna.

As condições corporais dos peixes foram avaliadas e em todas as espécies de peixes capturadas nos diferentes pontos do ambiente de água doce apresentaram alterações na estrutura das brânquias. Essas alterações foram identificadas principalmente nos indivíduos que vivem no fundo, com hábito alimentar associado ao sedimento. As funções fisiológicas desses indivíduos apresentaram alterações na manutenção do equilíbrio funcional, com danos nos processos de regulação na concentração de íons e na quantidade de água nas células manutenção do pH do organismo. Por fim teve o aumento do estresse e aumento na bioacumulação com presença de 17 EPTs avaliados no tecido muscular com as maiores concentrações no Compartimento 1 em alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn) e zinco (Zn); no Compartimento 2 foram: Al, prata (Ag), Ba, Cu, Fe, Hg, Mn, selênio (Se) e Zn e, no Compartimento 3 foram: Al, Ba, cromo (Cr), Cu, Fe, Hg, Mn, Se e Zn. A presença de EPTs no tecido muscular dos peixes avaliados pode indicar risco de exposição humana a estes contaminantes por meio do consumo destes indivíduos.

Os rejeitos que extravasaram a calha dos rios encontram-se depositados nas margens e devido ao alto potencial de erodibilidade deste material a cada grande evento chuvoso os mesmos são novamente incorporados ao fluxo de água aumentando o potencial de contaminação dos mesmos e de toda a comunidade biológica que ali vive. O mesmo ocorre para o material aprisionado no reservatório da UHE Risoleta Neves, pois na estação chuvosa, ou quando do processo de dragagem, este material pode ultrapassar o anteparo físico do barramento e ir para jusante reiniciando o ciclo de contaminação.

Devido à ausência ou limitação de dados de linha-base, algumas áreas temáticas não conseguiram caracterizar e mensurar os danos, como por exemplo a hidrogeologia e os quelônios.

Já os danos mensurados foram classificados quanto sua abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade.

Em geral, o desastre no ambiente aquático continental abrangeu principalmente os compartimentos 1 e 2. A maior parte dos danos foi classificado como gravíssimo e grave, com tendência a redução e parcialmente reversível. Isso remete a um cenários em que os ambientes foram afetados de forma tão significativa que dificilmente serão como antes do rompimento da barragem de Fundão.

Poucos danos foram considerados cessados, o que significa que depois de anos, os danos decorrentes dos desastres ainda persistem na região afetada.

Importante destacar que associadas a este ambiente encontram-se diversas necessidades e demandas da sociedade. Estas demandas são chamadas de serviços ecossistêmicos, dentre os quais, pode-se mencionar o uso da água para abastecimento, irrigação, dessedentação animal, habitat, biodiversidade, além da pesca, geração de energia, uso em indústrias e no comércio. Além destes, devem ser mencionados àqueles de caráter sociocultural, com por exemplo a questão do valor estético, espiritual, turístico, educacional e histórico, que o rio exerce sobre as comunidades ribeirinhas, ou seja, qualquer mudança no suprimento destes serviços, afeta a sociedade e a biota em vários níveis e intensidades, muitas vezes de forma irreversível.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AADLAND, L. p. Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 13, p. 790-806, 1993
- Abell, R.; Thieme, M.L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Contreras Balderas, S.; Bussing, W.; Stiassny, M.L.J.; Skelton, P.; Allen, G.R.; Unmack, P.; Naseka, A.; NG, R.; Sindorf, N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, J.V.; Heibel, T.J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H.L.; Reis, R.E.; Lundberg, J.G.; Sabaj Pérez, M.H.; Petry, p. 2008. Freshwater Ecoregions Of The World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservations. **BioScience**. 58(5): 406-414.
- ADAMS, S. M., SHEPARD, K. L., GREELEY, M. S., JIMENEZ, B. D., JR., RYON, M. G., SHUGART, L. R., & MCCARRTHY, J. F. The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. **Marine Environmental Research**, v. 28, p. 459-464, 1989.
- ADAMS, S.M., CRUMBY, W.D., GREELEY JUNIOR, M.S., SHUGART, L.R. and SAYLOR, C.F. Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: a holistic assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 24, n. 3, p. 347-360, 1992.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce**. Escala 1:50.000/1:100.000. Brasília, DF: ANA, 2013.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2015**. Encarte Especial sobre a bacia do rio Doce: rompimento da barragem em Mariana/MG. Brasília DF: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR, 2016. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 3 abr. 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>. Acesso em: 2 dez. 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Encarte Especial Sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da Barragem em Mariana MG**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF: ANA, 2016.
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO JÚNIOR, H. F. Peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, v. 21, n. 124, p. 36-44. 1996.
- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M. L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognoses on aging. - In: TUNDISI, J.; STRAŠKRABA, M. (eds.), **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, São Carlos, 1999. p. 227-265.
- AGOSTINHO, A.A., VAZZOLER, A.E.A.M., THOMAZ, S.M., **The high River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects**. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M., Tundisi, T.M. (Eds.), **Limnology in Brazil**. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, São Paulo, pp. 59-103. 1995.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR. H.F. **Peixes da bacia do Alto rio Paraná**. In **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais** (R.H. Lowe-McConnell). Edusp, São Paulo, p. 374-400. 1999.
- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Braz. J. Biol.**, vol.68, n.4, p.1119-1132, 2008.
- ALCARAZ, M.; CALBET, A. Zooplankton ecology. In: DUARTE, C.; HELGUERAS, A. L. (Ed.). **Marine ecology**. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS) UNESCO. Oxford, UK: Eolss Publishers, 2003. p. 295-318.
- ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **American Naturalist**. 1976. v. 110, n. 971, p. 165-180.
- ALLER, L.; BENNET, T.; LEHER, J.; PETTY, R. **DRASTIC: A standardized system for evaluation groundwater pollution potential using hydrogeologic settings**. USEPA Report. 600/2-85/018, 1985.
- ALMEIDA, A.P.; GASPARINI, J.L.; ABE, A.S.; ARGOLLO, A.J.S.; BAPTISTOTTE, C.; FERNANDES, R.; ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M. **Os Répteis Ameaçados de Extinção no Estado do Espírito Santo**. In **Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo** (M. Passamani e S.L. Mendes). Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória, p.65-74. 2007.

- ALTSCHUL, S.F.; GISH, W.; MILLER, W.; MYERS, E.W.; LIPMAN, D.J. Basic local alignment search tool. **Journal of Molecular Biology** 215, 403-410. 1990.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Port City Press, Baltimore, Maryland, 2005.
- _____. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23rd ed. Washington, 2017.
- ARAÚJO, F.G., FICHBERG, I., PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environ. Manage.**, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- ARMITAGE, p. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F., & FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macro-invertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Research**, 17, 333-347, 1983
- ARNDT, H. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. **Hydrobiologia**. 1993, v. 255/256, p. 231-246.
- ARTIMO P, JONNALAGEDDA M, ARNOLD K, BARATIN D, CSARDI G, de Castro E, DUVAUD S, FLEGEL V, FORTIER A, GASTEIGER E, GROSDIDIER A, HERNANDEZ C, IOANNIDIS V, KUZNETSOV D, LIECHTI R, MORETTI S, MOSTAGUIR K, REDASCHI N, ROSSIER G, XENARIOS I, and STOCKINGER H. ExPASy: SIB bioinformatics resource portal, **Nucleic Acids Res**, 40(W1):W597-W603, 2012.
- BAGGIO, R.A., ARAUJO, S.B.L., AYLLÓN, D., BOEGER, W.A. **Dams cause genetic homogenization in populations of fish that present homing behavior: Evidence from a demogenetic individual-based model**. **Ecological Modelling** 384, 209-220. 2018.
- BAILLIE, S.M.; MUIR, A.M.; SCRIBNER, K.S.; BENTZENA, P.; KRUEGER, C.C. Loss of genetic diversity and reduction of genetic distance among lake trout *Salvelinus namaycush* ecomorphs, Lake Superior 1959 to 2013. **Journal of Great Lakes Research** 42, 204-216. 2016.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2ed. Porto Alegre, 2002
- BANHOS, A.; HRBEK, T.; SANAIOTTI, T.M.; FARIAS, I.P. Reduction of Genetic Diversity of the Harpy Eagle in Brazilian Tropical Forests. **PLoS ONE** 11, e0148902. 2016.
- BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 4, p.51-59, 2001.
- BARBOSA, F. A. R.; SOUZA, E. M. M.; VIEIRA, F.; RENAULT, G. p. C. P; ROCHA, L. A; MAIA-BARBOSA, p. M.; OBRDÁ, S. M. G.; MINGOTI, S. A. Impactos Antrópicos e biodiversidade aquática. In: J.A. Paula, (Ed.) Biodiversidade, população e economia. PADCT- CIAMB, UFMG, CEDEPLAR, ECMVS, Belo Horizonte, Brazil. **Rona Editora**, pp. 455- 468, 1997.
- BARJAU-GONZÁLEZ, E.; ARMENTA-QUINTANA, J. A.; LÓPEZ-VIVA, J. M. & ROMERO-VADILLO, E. Taxonomic Distinctness of the Intertidal Fish Community on the Pacific Coast of Baja California Sur, México. **Open Journal of Marine Science**, n. 9, p. 86-97, 2019.
- BARTLEY, D.M. **Introduced species in fisheries and aquaculture: information for responsible use and control** [CD-ROM]. Rome, FAO, 2006.
- BASCOMPTE, J.; MELIÁN, C.J.; SALA, E. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. **PNAS**, v. 102, n. 15, p. 5443 – 5447, 2005.
- BATISTELLA, A.M. **Biologia de Trachemys adiutrix (Vanzolini, 1995) (Testudines, Emydidae) no litoral do nordeste – Brasil**. 2008. Tese de Doutorado (Ecologia). Manaus: INPA, 55p.
- BEGON, M. TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. Ed., Porto Alegre: Artmed, 752p, 2007.
- BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. **Freshwater algae - Identification and use as bioindicators**. West Sussex: Wiley-Blackwell. 2010.

- BELLOTTO, V.R.; KUROSHIMA, K.N.; CECANHO, F. 2009. **Poluentes no ambiente estuarino e efeitos da atividade de dragagem**. In: BOLDRINI, E.B.; SOARES, C.R.; PAULA, E.V. (org.). Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: Caracterização ambiental e alterações antrópicas. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí, Cap 7, p. 105-126.
- BENDEL, H.J.; FORSTER, P.; RÖHL, A. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. **Molecular Biology and Evolution** 16, 37-48. 1998.
- BERKMAN, H. E.; RABENI, C. F. Effect of siltation on stream fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, p. 285-294, 1987.
- BERKMAN, H.E.; RABENI, C.F. Effect of siltation on stream fish communities. **Env. Biol. Fish.** 18:285-294. 1987.
- BERTACO, V. A.; CARDOSO, A. R. A new species of Microglanis (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the rio Uruguay drainage, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 3: 61–67. 2005.
- BERTACO, V. A.; MALABARBA, L. R. Description of two new species of Astyanax (Teleostei: Characidae) from headwater streams of Southern Brazil, with comments on the “A. scabripinnis species complex”. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 12(3): 221-234. 2001.
- BETANCUR-RODRIGUEZ, R.; WILEY, E.O.; ARRATIA, GLORIA; ACERO, A.; BAILLY, N.; MIYA, M.; LECOINTRE, G.; ORTÍ, G. Phylogenetic Classification of Bony Fishes. **BMC Evolutionary Biology**, v. 17, n. 162, 2017.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil**. Chave para identificação e descrição. 2ª edição. São Paulo: Ed. Rima. 2006.
- BIFI, A.G. **Revisão taxonômica das espécies do grupo Hoplias malabaricus (Bloch, 1794) (Characiformes: Erythrinidae) da bacia do rio da Prata**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. 2013.
- BILAL, E.; NEVES, J.M.C.; FUJIKAWA, K.; HORN, A.H.; VITÓRIA RÉGIA PERES DA ROCHA OLIVEIROS MARCIANO, V.R.P.R.O.; MARIA LOURDES SOUZA FERNANDES, M.L.S.; MOUTTE, J.; FERNANDO MELLO, F.M.; NASRAOUI, M. Pegmatites in Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências** 30(2):234-237, junho de 2000.
- BINDER, W. **Rios e Córregos, Preservar - Conservar - Renaturalizar**. A Recuperação de Rios, Possibilidades e Limites da Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro: SEMADS, 1998, 41p.
- BIONDI, J.C. **Processos Metalogenéticos e os depósitos minerais brasileiros**. Oficina de Textos, São Paulo- Brasil. 2003.
- BIOS CONSULTORIA E SERVIÇOS AMBIENTAIS. **Monitoramento da ictiofauna na área de influência da Usina Hidrelétrica de Aimorés, Rio Doce – Aimorés/MG**. Relatório Consolidado, 2013. 93p.
- BOESEMANN, M. The genus Hypostomus Lacépède, 1803, and its Surinam representatives (Siluriformes, Loricariidae). **Zoologische Verhandlungen** 99, 1–89. 1968.
- BOMFIM, F. F.; MANTOVANO, T.; AMARAL, D.C.; PALHIARINI, W.S.; BONECKER, C.C.; LANSAC-TÔHA, F.A. Adjacent environments contribute to the increase of zooplankton species in a neotropical river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, e 103. 2017.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495–523, 2006.
- BONECKER C.; LANSAC-TÔHA F. A.; ROSSA D. C. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 1998. v. 41, n. 4, p. 447-456.
- BONECKER, C. C.; BONECKER, S. L. C.; BOZELLI, R. L.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. Zooplankton composition under the influence of liquid wastes from a pulp mill in middle rio Doce river (Belo Oriente, MG, Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 1996. v. 39, n. 4, p. 893-901.
- BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B. A influência das condições geoquímicas na oxidação da arsenopirita e na mobilidade do arsênio em ambientes superficiais tropicais. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 34, n. 4, p. 489-500, 2004.

- BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B.; CAVALCANTI, J. A. Arsênio na água subterrânea em Ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Rem: Rev. Esc. Minas**, v. 57, n. 1, p. 45-51, 2004.
- BOTTREL, H.H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILLKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal of Zoology**, 1976. V. 24, p. 419-456.
- BOZELLI, R.L. Influences of suspended inorganic matter on carbon ingestion and incorporation rates of two tropical cladocerans, *Diaphanosoma birgei* and *Moina minuta*. **Archive of Hydrobiologie**, 1998. v. 142, p. 451-465
- BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada a engenharia sanitária**. São Paulo: CETESB, 1986.
- BRASIL. Agência Nacional de águas. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. 2018. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>>.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 mar. 2005.
- _____. Resolução do CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 abr. 2008.
- _____. Resolução do CONAMA nº 454, de 1 de novembro de 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 nov. 2012.
- _____. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 fev. 1997.
- _____. **Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 de Dezembro de 2006. de Setembro de 2018.
- _____. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 de maio de 2012.
- _____. Ministério da Saúde (MS). Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 03 out. 2017.
- BRASIL. Ministério Público Federal (MPF). LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico**. Curitiba: Lactec, 2017a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico**. Curitiba: Lactec, 2017b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Resumo Executivo**. Curitiba: Lactec, 2017c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Grupo 1: Qualidade de água, Águas subterrâneas, Pesca e Ecotoxicologia**. Curitiba: Lactec, 2018a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Meios Físico e Biótico: Geologia, Solos, Hidrologia e Hidrossedimentologia, Qualidade de sedimentos, Unidades de Conservação, Flora e Fauna**. Curitiba: Lactec, 2018b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Consolidado Bens Arqueológicos e Culturais**. Curitiba: Lactec, 2018c.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **1º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2018d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar**. Curitiba: Lactec, 2018e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano**. Curitiba: Lactec, 2018f.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Contextualização**. Curitiba: Lactec, 2019a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Aquáticos Continentais**. Curitiba: Lactec, 2019b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Terrestres e Atmosfera**. Curitiba: Lactec, 2019c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Zona Costeira e Marinha**. Curitiba: Lactec, 2019d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **2º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2019e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Parecer técnico nº 25** – Avaliação da água bruta e da água para o consumo humano. Curitiba: Lactec, 2019f.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº 91, de 05 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 06 fev. 2009.
- BRAUN, N; LIMA, R.L., MORAES, B; VIEIRA, V.L.P., BALDISSEROTTO, B. Survival, growth and biochemical parameters of silver catfish, *Rhamdia quelen*, juveniles exposed to diferente dissolved oxygen levels. **Aquaculture Research**, 37, 1524-1531, 2006.
- BRITO, I.A., LÓPEZ-BARREIRA, E.A.L., ARAUJO, S.B.L.A., RIBEIRO, C.A.O. Modeling the exposure risk of the silver catfish *Rhamdia quelen* (Teleostei, Heptapteridae) to wastewater. **Ecological Modelling** 347, 40-49. 2017.
- BRITSKI, H. A.; GARAVELLO, J. C. Two New Southeastern Brazilian Genera of Hypoptopomatinae, and Redescription of *Pseudotocinclus* Nichols, 1919 (Ostariophysi, Loricariidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 35: 225-241. 1984.
- BRITSKI, H. A.; BIRINDELLI, J. L.O; GARAVELLO, J. C. A new species of *Leporinus* Agassiz, 1829 from the upper Rio Paraná basin (Characiformes, Anostomidae) with redescription of *L. elongatus* Valenciennes, 1850 and *L. obtusidens* (Valenciennes, 1837). **Papéis Avulsos de Zoologia** 52(37): 441-475. 2012.
- BROSSE, S.; GRENOUILLET, G.; GEVREY, M.; KHAZRAIE, K.; TUDESQUE, L. Small-scale gold mining erodes fish assemblage structure in small neotropical streams. **Biodivers Conserv** 20:1013–1026. 2011.
- BUARQUE, D. C. **SIMULAÇÃO DA GERAÇÃO E DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EM GRANDES BACIAS: Estudo de caso do rio Madeira**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental): Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.
- BUCHMAN, M. F. **NOAA Screening Quick Reference Rables**. NOAA OR &R Rep. 2008.
- BUCKUP, p. A. Review of the characidiin fishes (Teleostei: Characiformes), with descriptions of four new genera and ten new species. **Ichthyological Exploration of Freshwaters** 4(2): 97-154. 1993.

- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v.: 19, p.: 465-474, 2003.
- BUSS, D. F.; SALLES, F. F. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. **Environ Monit Assess**, 130:365-372, 2007.
- CABIANCA, M. A. DE A; SENDACZ, S. Limnologia do reservatório do Borba (Pindamonhangaba, S.P.) II- Zooplâncton. 1985. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 12, p. 83-95. 1985.
- CABRAL, M.T., MARTINEZ, C.B.R. **Exposição prolongada ao zinco promove alterações osmorregulatórias no teleósteo neotropical Prochilodus lineatus**. In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 401, 2018, Aracaju. Anais... Aracaju, 2018. Disponível em www.ecotox2018.com.br, acesso em: 15/10/2019.
- CABRAL, M.T., RISSO, W. E., MARTINEZ, C.B.R. **Acúmulo de zinco em diferentes órgãos do teleósteo neotropical Prochilodus lineatus ao longo de 168 horas de exposição**. In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 207, 2018, Aracaju. Anais... Aracaju, 2018. Disponível em www.ecotox2018.com.br, acesso em: 15/10/2019.
- CALLISTO, M., FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.34, n.1, p.91-98, 2002.
- CÂMARA TÉCNICA DE SEGURANÇA HÍDRICA E QUALIDADE DE ÁGUA (CT-SHQA). **Relatório de vistoria aos sistemas de abastecimento de água das localidades indicadas na cláusula 171 do TTAC - Rio Doce**. 123 p. 2018. Disponível em: < https://sei.ibama.gov.br/documento_consulta_externa.php?id_acesso_externo=69340&id_documento=4551464&infra_hash=24666567b6de714a9ceccb173bbcb9e9>. Acesso em: 7 jan 2019.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, Instituto Agrônomo, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada). 2009.
- CAMPBELL, p. C. G. **Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free ion activity model**. In: Tessier, A.; Turner, D. (Ed), Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. IUPAC Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems, John Wiley & Sons, Chichester, 45-102, 1995.
- CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. **Migratory fishes of South America. Biology, fisheries and conservation status**. Canadá: World Fisheries Trust. 2003.
- CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 757-765, 2004.
- CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A.R.; GONÇALVES, C.S.; ZENI, J.O. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, 10(1): 205-214.
- CCME. **Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life - Summary Tables**. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Cádmio e seus compostos. Ficha de Informação Toxicológica**. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2018/05/C%C3%A1dmio.pdf>. Acesso em 6 mai. 2019.
- _____. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, 2011, p. 171-180.
- _____. **Mortandade de peixes: oxigênio dissolvido**. São Paulo, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em 3 abr. 2019.
- _____. **Zooplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo**. 2ª edição. São Paulo, 2012. 13p.

- _____. **Norma Técnica L5.309 mai/2003: Determinação de bentos de água doce – macroinvertebrados: métodos qualitativo e quantitativo.** São Paulo: CETESB: 16 p. 2003.
- _____. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 113 p. 2012.
- _____. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais.** In: CARVALHO, M. C.; AGUIJARO, L. F.; PIRES, D. A.; PICOLI, C. (Org.). São Paulo: CETESB, 2013.
- CH2M – CH2M HILL do Brasil Engenharia Ltda. **Volume 1 - Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito no Trecho 8.** Revisão 0. São Paulo, 2017. 204 p.
- _____. **Volume 2 - Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito nos Trecho 6 e 7.** Revisão 01. São Paulo, 2018A. 391 p.
- _____. **Volume 4 - Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito no Trecho 9.** Revisão 01. São Paulo, 2018B. 662 p.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling.** United States of America, 1997. WCB/McGraw-Hill. 844 p.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial.** São Paulo: Edgard Blücher, 1981. 313 p.
- CITES (**CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA**). 2017. Appendices I, II and III. 2017.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth, 2001.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **PRIMER v6 User Manual/Tutorial.** Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. PRIMER-E, 2006.
- CLEMENTS, W.H.; CARLISLE, D.M.; LAZORCHAK, J.M.; JOHNSON, P.C. Heavy Metals Structure Benthic Communities in Colorado Mountain Streams. **Ecological Applications**, Vol. 10, No. 2, pp. 626-638, 2000.
- COELHO, A. L. N. Compartimentação geomorfológica da bacia do rio doce: uma atualização. **VI Simpósio Nacional de Geomorfologia.** Goiânia - GO. De 6 a 10 de setembro de 2006.
- COLBY, B.R. Relationship of unmeasured sediment discharge to mean velocity. **Transactions, Amer. Geophy. Union.** Vol . 38, n. 5, oct, pp.708-719. 1957
- COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo Hidrologia.** Instituto de Pesquisas Hidráulicas. UFRGS, 2008.
- COLWELL, R. K. **Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.** 2016. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em 16 jun 2019.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London, Series B**, n. 345, p. 101-118, 1994.
- COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (CBH-DOCE). **A bacia. Governador Valadares:** CBH-DOCE, 2014. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/a-bacia>>. Acesso em: 22 maio.2019.
- CONESA-FERNANDEZ, V. **Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental.** 4ª ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2009.
- CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce e planos de ações para as unidades e planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce: relatório final.** Consórcio Ecoplan-Lume, 2010a.
- COPASA. Companhia de Saneamento de Minas Gerais. Área de atuação – Municípios atendidos - 2017. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/a-copasa/area-de-atuacao>>. Acesso em: 14 jan. 2019.
- CORRÊA, C. E., ALBRECHT, M. P., & HAHN, N. S. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 637-646, 2011.

- COSTA, A.T. **Geoquímica das Águas e dos sedimentos da Bacia do Rio Gualaxo do Norte, leste-Sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG): Estudo de uma área afetada por atividades de Extração mineral.** 2001. 146f. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.
- COSTA, H.C.; REZENDE, D.T.; MOLINA, F.B.; NASCIMENTO, L.B.; LEITE, F.S.F.; FERNANDES, A.P.B. **New distribution records and potentially suitable areas for the threatened snake-necked turtle *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae).** *Chelonian Conservation and Biology*, v. 14, n. 1, p. 88-94, 2015.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Carta geológica do Brasil ao milionésimo: rio Doce:** folha SE.24. Brasília: CPRM, 2004. Escala 1:1.000.000. Programa Geologia do Brasil.
- _____. **Apêndice E – Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem.** São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2017.
- _____. **Atuação da CPRM no monitoramento especial da bacia do rio Doce.** 14 de janeiro de 2016. Belo Horizonte: CPRM, 2016.
- _____. **Monitoramento especial da Bacia do Rio Doce. Relatório 02: Geoquímica.** Segunda Campanha de Campanha de Campo: 12 a 23 de novembro de 2015. 37f. Belo Horizonte, 2015.
- _____. **Resultados Analíticos de Amostras Geoquímicas da Bacia do Rio Doce de 2010 (Projetos Pré – 2012).** Disponível em < <http://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>>. Acesso em 13 de março de 2019.
- _____. **Monitoramento especial da bacia do Rio Doce, Relatório III.** Abril de 2016. Disponível em <<http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Eventos-criticos/Monitoramento-Especial-do-Rio-Doce-4057.html>>. >2016a
- _____. **Monitoramento especial da bacia do Rio Doce, Relatório IV.** Maio de 2016. Disponível em <<http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Eventos-criticos/Monitoramento-Especial-do-Rio-Doce-4057.html>>. > 2016b.
- _____. **Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo.** Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Mapa_Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-756.html>. 2014. Acesso em maio de 2019.
- _____. **Nota explicativa da Folha Manhauçu- SF.23-X-B-III, escala 1:100.000: nota explicativa.** Carlos Maurício Noce, Antônio Gilberto Costa, Danielle Piuza, Valter Salino Vieira, Camila da Mota Carvalho. Minas Gerais: UFMG/CPRM, 2007.
- _____. **Projeto Rio da Velhas – Mapa geológico integrado (Texto Explicativo).** Programa Estudos de Distritos Mineiros. Convênio DNPM – CPRM. Belo Horizonte/MG 122 p. 1996.
- _____. **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS).** Minas Gerais e Espírito Santo: CPRM, 2009. Disponível em: < <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>>. Acesso em fev 2018.
- CREPALDI, M.O.S. **Etnobotânica na Comunidade Quilombola Cachoeira do Retiro, Santa Leopoldina, Espírito Santo, Brasil.** Dissertação de mestrado – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, 2007.
- CRUZ, J. C.; TUCCI, C. E. M. Estimativa da Disponibilidade Hídrica Através da Curva de Permanência. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Porto Alegre, 2008. v. 13, n. 1, p. 111-124.
- CTA – SERVIÇOS EM MEIO AMBIENTE. **Acompanhamento do desembarque pesqueiro da Usina de Aimorés, rio Doce, Minas Gerais.** Relatório Consolidado, 2017. 249p.
- CUCHEROUSSET J.; OLDEN J.D. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. **Fisheries**, v. 36, n. 5, p.215-230, 2011.
- CULLEN, W. R. & REIMER, K. J. Arsenic speciation in the environmental. **Chemical Reviews**, 89:713-764, 1989.

- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; MENDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2012. vol.17, n.4, p.369-376.
- CUNHA, Sandra Baptista da. Geomorfologia Fluvial. In: GUERRA, Antônio José Teixeira; CUNHA, Sandra Baptista da (Org.). Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos. 11. ed. Rio de Janeiro: **Bertrand Brasil**, 2012. Cap. 5. p. 211-252.
- DAJOZ, R. Ecologia Geral. 1983. v. 4. Ed. Petrópolis:Vozes. 472 p.
- DE GRAVE S., Y.; CAI, Y.; ANKER, A. **Global diversity of shrimps** (Crustacea: Decapoda: Caridea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 287-293. 2008.
- de Mendiburu, F. **Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research**. 2017. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>> Acesso em maio de 2018.
- DE PINNA, M. A new subfamily of Trichomycteridae (Teleostei, Siluriformes), lower loricarioid relationships and a discussion on the impact of additional taxa for phylogenetic analysis. **Journal of Linnean Society of Zoology** 106:175–229. 1992.
- DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated aquatic macrophytes in the upper Parana River floodplain. **Revista UNIMAR**, 16 (Supl. 3): 41-60. 1994.
- DERÍSIO, J.C. Introdução ao controle de poluição ambiental. 5 ed. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2017.
- DEVÁI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. **Hidrobiologia**, 191: 189-198. 1990.
- DEXTRO, R. B., LOMBARDI, A.T. Concentrações ambientais de cobre reduzem a fotossíntese da microalga *Kirchneriella obesa*. In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 01 a 04 Setembro 2018, **Anais...** Aracaju, Brasil, 2018.
- DIAZ R.J., ROSENBERG, R. Spreading dead zone and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. pp. 321: 926–929, 2008.
- DREVER, J. D. **The Geochemistry of Natural Waters**. Prentice Hall, N. Jersey, 1982.
- _____. **The geochemistry of natural waters. Surface and Groundwater environments**. 3a ed. Nova Jersey, Prentice Hall, 1997.
- Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.M.; Sebaio, F.A.; Antonini, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais. Belo Horizonte, MG: **Fundação Biodiversitas**, 222pp.
- DUARTE, S., ARAUJO, F.G. Fecundity of the *Hypostomus affinis* (Siluriformes, Loricariidae) in the Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista de Biologia Tropical** 50, 193-197. 2002.
- DUNNE, J.A.; WILLIAMS, R.J.; MARTINEZ, N.D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecol Lett**, n. 5, p. 558-567, 2002.
- DUPONCHELLE, F., LINO, F., HUBERT, N., PANFILI, J., RENNO, J.-F., BARAS, E., TORRICO, J.P., DUGUE, R., NUÑEZ, J. Environment-related life-history trait variations of the Red-bellied Piranha *Pygocentrus nattereri* in two river basins of the Bolivian Amazon. **Journal of Fish Biology** 71, 1113–1134. 2007.
- ECONSERVATION. **Análise Estatística dos Dados do Programa de Monitoramento da Comunidade do Zoobentos do Rio Doce**. 2016
- EDGAR, R.C. MUSCLE: multiple sequence alignment with high accuracy and high throughput. **Nucleic Acids Research** 32, 1792-7. 2004.
- ELMOOR-LOUREIRO, M. L. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. 1997. 156p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Espírito Santo**. Escala 1:400.000, boletim técnico 45. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA 1978. Fonte: <http://mapoteca.cnps.embrapa.br/>; acessado em: 19/05/2017.
- EOMAP – Earth Observation and Environmental Services. **Shallow water bathymetry dynamic - Interesting find** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <hartmann@eomap.de> em 27 de julho de 2017.

- ERNST, C.H.E.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the World**. Washington, DC, USA: Smithsonian Institution Press, 313p. 1989.
- ESCOBAR, H. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. **Science**, v. 350, n. 6265, p. 1138-1139, 2015.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MAIA-BARBOSA, p. M.; BRITO, S.; RIETZLER, A. C. Zooplankton biodiversity of Minas Gerais State: a preliminary synthesis of present knowledge. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 199-218, 2005
- ESPINDOLA, H. S.; CAMPOS, R. B. F.; LAMOUNIER, K. C. C.; SILVA, R. S. Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 5, n. 3, p. 74-100, 2016.
- ESRI, DIGITAL GLOBE, GEOEYE, EARTHSTAR GEOGRAPHICS, CNES/AIRBUS DS, USDA, USGS, AEROGRID, IGN E COMUNIDADE DE USUÁRIOS GIS. **Imagens de satélite**. 24/02/2010 – 20/04/2018.
- ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. p. 375-446.
- EULER, F. V.; SVENSSON, S. Taxonomic distinctness and species richness as measures of functional structure in bird assemblages. **Oecologia**, n. 129, p. 304–311. 2001.
- EVANGELISTA, H. J. O Grupo Dom Silvério SE de Minas Gerais: Petrografia, metamorfismo, geoquímica e geologia econômica. **Escola de Minas de Ouro Preto**, 45: p. 140-142, 1992.
- FAMELLI, S.; BERTOLUCI, J.; MOLINA, F.B.; MATARAZZO-NEUBERGER, W.M. Structure of a population of *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae) from Parque Estadual da Serra do Mar, an Atlantic Rainforest Preserve in Southeastern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, 10, 132-137. 2011.
- FARIAS, I.P.; ORTÍ, G.; SAMPAIO, I.; SCHNEIDER, H.; MEYER, A. The Cytochrome b gene as a phylogenetic marker: the limits of resolution for analyzing relationships among Cichlid fishes. **Molecular Evolution** 53, 89–103. 2001.
- FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **Am. Fisheries Soc. Symp.** n. 8, p. 123-144, 1990.
- FELFILI, J. M.; EISENLOHR, p. V.; MELO, M. M. da R.F, de; ANDRADE, L. A., de; MEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de caso**. Viçosa: UFV, p. 213-230. 2011.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, R. p. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Comunicações Técnicas Florestais. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal. 5 (1): 68p. 2003.
- FERNANDES, G. W.; BARBOSA, N. p. U.; NEGREIROS, D.; PAGLIA, A. p. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 162-165, 2014.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D.C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI JR, p. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016.
- FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V.; KAVISKI, E. Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, 2016. v. 21, n. 3, p. 479-492.
- FERREIRA, R.A.R.; SANTOS, C.M.; HENRY, R. Estudo qualitativo da comunidade perifítica no complexo Canoas (Rio Paranapanema, SP/PR) durante as fases de pré e pósenchimento. - In: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY and A. JORCIN (eds.), Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. **RiMa**, São Carlos, 2005. p. 205-234.
- FERREIRA, R.C.R.; RIBEIRO, J.H.; TULLER, M. P., SIGNORELLI, N. **Projeto Evolução Crustal e Metalogenética do Quadrilátero Ferrífero, Folha Santa Rita Durão**. Belo Horizonte - MG: Carta Geológica. Escala 1:25.000. CPRM, 2018.

- FEST - Fundação espírito-santense de Tecnologia. **Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática Ambiental I. Relatório Semestral – Seção 3. Anexo 3** Dulcícola. 2019.
- FINK, W. L.; WEITZMAN, S.H. The so-called cheirodontin fishes of Central America with descriptions of two new species (Pisces: Characidae). **Smithsonian Contributions to Zoology**, 172: 1-46. 1974.
- FONTANETO, D.; RICCI, C. **Rotifera: Bdelloidea. Freshwater invertebrates of the Malaysian Region.** Academy of Sciences Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia. 2004. p. 121-126.
- FORMIGONI, Y.; BRITES, A. P.; FERNANDES, C.; PORTO, M. Análise crítica da curva de permanência de qualidade da água com base em dados históricos. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Maceió, Brasil, 2011.
- FORTIN, P. **Mobilisation, fractionnement et accumulation des terres rares lors de l'altération lateritique de sédiments argilo-sableux du bassin de Curitiba (Brésil).** Unpubl. Ph.D. Thesis, École des Mines de Paris, 212 p., 1989.
- FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. **Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data.** WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual, Lima, Peru. 81p, 1988.
- FRANÇA, J. S.; MORENO, p. COLLISTO, M. **Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio das Velhas (MG).** In: VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2006, Porto Alegre. Anais VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Porto Alegre: ENES, 2006.
- FRANÇA, S. F.; CALLISTO, M. Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, p. 3-10, 2007.
- FREEDMAN, J.A.; CARLINE, R.F.; STAUFFER, J.L. Gravel dredging alters diversity and structure of riverine fish assemblages. **Freshwater Biology** 58 (2): 261-271. 2013.
- FREELAND, J.R.; KIRK, H.; PETERSEN, S. **Molecular Ecology** 2a Ed. Inglaterra: Wiley-Blackwell. 2011.
- FREITAS, C. M.; SILVA, M. A.; MENEZES, F. C. O desastre na barragem de mineração da Samarco: Fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 3, 25-30, 2016.
- FRIOL, N.R. **Filogenia e evolução das espécies do gênero Phrynops** (Testudines, Chelidae). 2014. Dissertação de Mestrado (Zoologia). São Paulo: USP, 101p.
- FRITZ, B. Étude thermodynamique et modélisation des reactions hydrothermales et diagénétique. 1981.
- FROESE, R.; PAULY, D., **Fishbase.** Electronic Publication: www.fishbase.org. 2019.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Elaboração da Lista das Espécies da Flora de Importância Econômica da "Região Sudeste" Brasileira.** Relatório Final. Brasília, DF, 2006.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS – CETEC. **Determinação de equações volumétricas aplicáveis ao manejo sustentado de florestas nativas no Estado de Minas Gerais e outras regiões do país – Relatório final.** CETEC. Belo Horizonte, 295 p. 1995.
- FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CARATINGA. **Plano municipal de saneamento básico (PMSB) de Periquito/MG.** Periquito: IBIO, 2015. 66 p.
- _____. **Plano municipal de saneamento básico (PMSB) de Fernandes Tourinho/MG.** Fernandes Tourinho: IBIO, 2016a. 369 p.
- _____. **Plano municipal de saneamento básico (PMSB) de Tumiritinga/MG.** Periquito: IBIO, 2016b. 375 p.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Plano de Trabalho – Lagoas de Linhares.** Julho/2018.
- _____. **Relatório de monitoramento das intervenções prioritárias – Resultados do 1º ano de monitoramento.** 2018.
- _____. **Relatório Mensal – Ações de melhoria dos sistemas de abastecimento de água – conforme deliberação CIF Nº 33/2016.** Nov., 2018.

- GAILLARDET, J.; VIERS, J.; DUPRÉ, B. Trace Elements in River Waters. In: DREVER, J. (Ed.) Surface and Ground Waters, Weathering, and Soils. TREATISE ON GEOCHEMISTRY Vol. 5. HOLLAND, H.D.; TUREKIAN, K.K. (Exec. Ed.) Elsevier, 2005.
- GAMA, J.R.V.; SOUZA, A.L.S.; MARTINS, S.V.M.; SOUZA, R.S. Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do estado do Pará. **Rev. Árvore, Viçosa-MG**, v.29, n.4, p.607-616, 2005.
- GARCIA MILLAN V.E., MIELKE C., RAMIREZ J.L., NEVES A., ROGASS C., RIBEIRO S.P., SCARIOT A., SOARES-FILHO B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação** 14, 35-45. 2016.
- GAYANILO, F. C.; SPARRE, P.; PAULY, D. **FAO-ICLARM stock assessment tools II: User's guide**. Food & Agriculture Org., 2005.
- GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. I. **Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings**. 2nd ed., National Aquarium in Baltimore, Baltimore, USA. 2005.
- GERWING, J. J. A standard protocol for lianas censuses. **Biotropica**, v.38, n.2, p.256-261, 2006.
- GFT. Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. 2015. Disponível em: http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor_assets/attachments/770/relatorio_final_ft_03_02_2016_15h5min.pdf.
- GIAIA - GRUPO INDEPENDENTE DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL. **Análises das análises quali-quantitativas da comunidade Zooplânctônica – 3ª Expedição à Bacia do Rio Doce**. 2016.
- GLEDHILL, M.; VAN KIRK, R. Modeling effects of toxin exposure in fish on long-term population size, with an application to selenium toxicity in bluegill (*Lepomis macrochirus*). **Ecological Modeling** 222, 3587–3597. 2011.
- GOCH, Y.G.F. **Efeitos do assoreamento sobre as comunidades de peixes de igarapés da bacia do Rio Urucu, Coari, Amazonas, Brasil**. Manaus, AM. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2007. 96 p.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L (Orgs). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas. 302 p. 2003.
- GODOY, M.P. Dez anos de observações sobre a periodicidade migratória de peixes do rio Mogi Guaçu. **Revista Brasileira de Biologia** 27, 1-12. 1967.
- GOLDER – GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. **Avaliação dos Impactos no Meio Físico Resultantes do Rompimento da Barragem de Fundão**. 2016. 2732 p.
- _____. **Relatório técnico RT-023_159-515-2282_00-J**. Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão. Belo Horizonte: Golder Associates, 2016.
- _____. **Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimentos**. Abril, 2017.
- GOMES, A. S.; FERREIRA, S. p. **Análise de dados ecológicos**. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Biologia: Centro de Estudos Gerais - Departamento de Biologia Marinha, 2004.
- GOMIERO, L. M.; CARMASSI, A. L.; DE SOUZA BRAGA, F. M.I. Crescimento e mortalidade de *Brycon opalinus* (Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Mata Atlântica, Estado de São Paulo. **Biota Neotropica** 7, 21-26. 2007.
- GONÇALVES, J.F.JR.; CALLISTO, M.; FONSECA, J.J. **Relações entre a composição granulométrica do sedimento e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nas lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida (Macaé, RJ)**. In: Francisco Esteves. (Org.). Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: UFRJ, v. 1, p. 299-310. 1998.
- GONÇALVES, M.A. **Ecofisiologia de algas fitoplanctônicas na lagoa Juparanã (Linhares – ES): variação espacial, temporal e bioindicadores do estado trófico**. 2005. 120 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
- GONZALEZ, A.C. Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba. **Bibliotheca Phycologica**. Berlin Stuttgart: J. Cramer, v. 99, p. 1-265, 1999.

- GOULART, R.M. **Análise da qualidade da água e dos sedimentos do alto rio Piranga**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto. 2008.
- GREEN, R.H. **Sampling design and statistical methods for environmental biologists**. New York: Wiley, Chichester, UK; 1979. 272 p
- GRIFFIN, F. J.; SMITH, E.H.; VINES, C.A.; CHERR, G.N. Impacts of suspended sediments on fertilization, embryonic development, and early larval life stages of the pacific herring, *Clupeapallasi*. **Biological Bulletin**, v. 216, p. 175-187, 2009.
- GUIX, J.C.; MIRANDA, J.R.; NUNES, V.S. **Observaciones sobre la ecologia de Hydromedusa maximiliani**. Boletim de la Sociedad Herpetologica Espanhola, v. 3, p. 23-25, 1992.
- GUNDERSEN, Pål; STEINNES, Eiliv. Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers. **Water Research**, v. 37, n. 2, p. 307-318, 2003.
- HALL, S. J.; GREENSTREET, S. p. R. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, n. 166, p. 227–229, 1998.
- HARDMAN, M.; LUNDBERG, J.G. Molecular phylogeny and chronology of diversification for “phractocephaline” catfishes (Siluriformes: Pimelodidae) based on mitochondrial DNA and nuclear recombination activating gene 2 sequences. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 40, 410–418. 2006.
- HARRISON, S., ROSS, S.J.; LAWTON, J.H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology** 62: 151-158. 1992.
- HASEGAWA, M.; KISHINO, H.; YANO, T. Dating of human-ape splitting by a molecular clock of mitochondrial DNA. **Journal of Molecular Evolution** 22, 160–174. 1985.
- HEINO, J., MYKRA, H., HAMALAINEN, H., AROVIITA, J. AND MUOTKA, T. Response of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 9, p. 1846-1861, 2007.
- HEM, J.D. **Study and interpretation of chemical characteristic of natural waters**. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper, 2.254, 3ª ed., 1985.
- HERATH, I.; VITHANAGE, M.; BUNDSHUH, J. Antimony as a global dilemma: Geochemistry, mobility, fate and transport. *Environ. Pollut.* Apr. 2017.
- HINDAK, F. Studies on the Chlorococcal Algae – Chlorophyceae. **Biologické Práce**, v. 23, n. 4, p. 1-189, 1977.
- HOLOS ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA. **Síntese dos estudos sobre a ictiofauna na área de influência da UHE Aimorés no período entre 1997 e 2007**. Consórcio UHE Aimorés. Relatório, 2007. 41p.
- HUBBELL, S. p. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, Princeton, N.J. 2001.
- HUNT, G.L.; MCKINNELL, S. Interplay between *top-down*, *bottom-up*, and *wasp-waist* control in marine ecosystems. **Prog Oceanogr**, v. 68, n. 2-4, p. 115 – 124, 2006.
- HURLBERT, S.H. Pseudoreplication and design of ecological field experiments. **Ecol. Monogr.**, n. 54, p. 187–211, 1984.
- HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; ESTEVES, F. A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, p. 585-598. 1990.
- HUSZAR, V.L.M.; WERNECK, A.M.; ESTEVES, F.A. Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: fevereiro de 1987. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n. 1, p. 111–134, 1994.
- HYLAND, J.; BALTHIS, L.; KARAKASSIS, I.; MAGNI, P.; PETROV, A.; SHINE, J.; VESTERGAARD, O.; WARWICK, R. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. **Mar Ecol Prog Ser**, v. 295, p.91–103, 2005.

- HYNES, H.B.N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteuspungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **J. Anim. Ecol.**, v. 19, p. 36-57, 1950.
- HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **J. Fish Biol.**, v. 17, p. 411-429, 1980.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Laudo técnico preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>.
- IBAMA. **Nota Técnica Nº 001/2016**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF: MMA, 2016.
- IBGE. Ministério da Economia (Org.). **Brasil em Síntese**. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 21 maio 2019.
- IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Nota Técnica CAIA Nº 049-2016**. Cariacica, ES, 2016.
- _____. **Nota Técnica GTECAD/ÁGUAS INTERIORES nº 06/2018**. 2018.
- _____. **Nota Técnica GTECAD/GGE-COEI 018-2017**. Cariacica, ES, 2017.
- IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Acompanhamento da qualidade das águas do Rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. Relatório Técnico: 19 de outubro de 2016. 100f. Belo Horizonte, 2016.
- _____. **Encarte especial sobre a qualidade das águas do rio Doce após 1 ano do rompimento de barragem de fundão**. Relatório Técnico. 2016.
- _____. **Relatório técnico: Acompanhamento da qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. 30/11/2015. Belo Horizonte: SEMAD/IGAM, 2015.
- _____. **Relatório técnico: Acompanhamento da qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. Junho/2017. Belo Horizonte: SEMAD/IGAM, 2017.
- INGOLD, D.A.; WILLBERN, S.E.; ROBERTS, D.M. A population estimation technique for aquatic turtles. **Bulletin of Maryland Herpetological Society**, v. 22, n. 1, p. 1-5, 1986.
- INMETRO - INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL. **Orientação sobre validação de métodos de ensaios químicos: DOQ-CGCRE-008, Revisão 02** – Junho/2007. Disponível em http://www.inmetro.gov.br/Sidoq/Arquivos/CGCRE/DOQ/DOQ-CGCRE-8_02.pdf. Acesso em 24 set 2019.
- INSTITUTO BIOATLÂNTICA (IBIO)/COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRANGA (CBH-PIRANGA). **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Mariana. Produto 8 – Relatório Final do Plano Municipal de Saneamento Básico - Município: Mariana**. ENGECORPS, 2014.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (EPUSP). **Modelo de Ondulação Geoidal - MDE ALOS-PALSARGSD em resolução espacial de 12,5m**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE; São Paulo, SP: EPUSP, 11/2005.
- _____. **Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil**. Escala 1:250.000. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, fevereiro de 2017.
- _____. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. 2º ed. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Laudo técnico preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2016.

- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). Parque Estadual do Rio Doce. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/component/content/195?task=view>>.
- INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Lista de Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Espírito Santo. Decreto Nº 1.499-R, de 14 de junho de 2005. Vitória: IEMA. 2005.
- INSTITUTO JONES DOS SANTOS NEVES. **Mapeamento Geomorfológico do Espírito Santo**. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, ES, 2012.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature. **Especialistas do Painel do Rio Doce recomendam monitoramento do meio ambiente e abastecimento de água na Lagoa Juparanã**. Disponível em < <https://www.iucn.org/pt/news/rio-doce-panel/201907/especialistas-do-painel-do-rio-doce-recomendam-monitoramento-do-meio-ambiente-e-abastecimento-de-agua-na-lagoa-juparana>> Acessado em 26 Setembro 2019.
- _____. **Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species**. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/Rep-2000-052.pdf>>.
- _____. **IUCN Red List of Threatened Species**. 2018. Disponível em: <https://www.icnredlist.org>. Acesso em 25 de maio de 2019.
- IVERSON, J.B. **A Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World**. Richmond, Indiana. USA: Privately Printed, 1992, 363p.
- JAGER, H.I. Individual variation in life history characteristics can influence extinction risk. **Ecological Modelling** 144, 61–76. 2001.
- JOHNSON, R.K., WIEDERHOLM, T., ROSENBERG, D.M. **Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates**. In: Rosenberg D.M., Resh V. H. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman Hall, 488p., 1993.
- JOLY, A.B. Conheça a vegetação brasileira. São Paulo. **Editora da Universidade de São Paulo**: Polígono: 165 p. 1970.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, 69: 373-386. 1994.
- JOOSTEN, A. M. T. **Flora of the blue-green algae of the Netherlands**. I – The non-filamentous species of inland waters. Netherlands: KNNV Publishing, 2006.
- JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. C.; BRUNE, W.; PEREIRA, J. L.; BRAATHEN, p. C. Heavy Metal Dispersion from Industrial Wastes in The Vale do Aço, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Technology**, vol. 17. p. 489-500. 1996.
- JUNIOR, I.V.; FIGUEIREDO, I.C.; FONSECA, D.L. **Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana nove meses após o desastre**. Capítulo 10.1 – Abastecimento de água. Rio de Janeiro: Fundação COPPETEC, 2017.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M.T.F. Herbaceous planto f amazona foodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the food pulse. **Amazoniana**, v. 12, n.3-4, p.467-484. 1993.
- JUNK, W.J.; WELCOMME, R.L. Floodplains. In: PATTEN, B. C. *Wetlands and shallow continental waters bodies*. 1nd. ed. Academic Publishing: **The Netherlands**. 524 p. 1990.
- JUNK, W.J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazônica**, v. 10, n. 4, p. 775-795, 1980.
- JUNK, W.J.; P.B. BAYLEY, R.E. SPARKS. The flood pulse concept in River Floodplains Systems. **Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Science** 106: 110-127. 1989.
- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA. E. S. Biomonitoramento de qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 12:73-87, 2000.

- KARIM, R.; SEKINE, M.; UKITA, M. Simulation of eutrophication and associated occurrence of hypoxic and anoxic condition in a coastal bay in Japan. **Marine Pollution Bulletin**, 45 (1-12): 280-5, 2002.
- KATTELMANN, R.; M. EMBURY. **Riparian areas and wetlands**. In **Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress**, vol. III. Davis: University of California, Centers for Water and Wildland Resources. 1996.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v. 29, p. 205-207, 1980.
- KAWATA, M.T. **Evolução tectono-metamórfica da Formação São Tomé, Grupo Rio Doce, Faixa Araçuaí**. São Paulo, 96 p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Geotectônica) – Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências. USP. São Paulo, 2018.
- KENNISH, M.J. **Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects**. Boca Raton, USA: CRC Press: 494 pp. 1992.
- KJELLAND, M.E.; WOODLEY, C.M.; SWANNACK, T.M.; SMITH, D.L. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. **Environment Systems and Decisions**, vol. 35, pp 334–350. 2015.
- KNAPP, R. A.; MATTHEWS, K. R. Non-native fish introductions and the decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within protected areas. **Conservation Biology**, v. 14, p. 28–438, 2000.
- KOIDE, S.; SOUZA, M. A. A. Monitoramento da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre, ABRH, 2016. 1 ed. 626 p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales**. In: Ettl, H.; Gärtner, G.; Heynig, H.; Mollenhauer, D. (Eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart: Gustav Fischer, v. 19, n. 1, p. 1-548, 1999.
- _____. **Cyanoprocaryota 2. Teil: Oscillatoriales**. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Jena: Gustav Fischer, v. 19, n. 2, p. 1-757, 2005.
- KOMAREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae – Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, G. **Das Phytoplankton des Süßwassers - Systematik und Biologie**. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, v. 7, n. 1, p. 1-1044, 1983.
- KOSTE, W. **Rotatoria die Radertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight**. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978. v. I, 673 p. e v. II, 474 p.
- KOZERA, C. **Florística e Fitossociologia de uma formação pioneira com influência fluvial e de uma estepe gramíneo-lenhosa em diferentes unidades geopedológicas, município de Balsa Nova, Paraná, Brasil**. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. 267p. 2008.
- KRUK, C.; SEGURA, A. M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. **Hydrobiologia**, v. 698, p. 191–202, 2012.
- KUTIKOVA L.A.; FERNANDO C.H. *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotatoria) in Inland Waters of Tropical Latitudes. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, 1995 v. 80, p. 429–41.
- LANA, Z.M.O. A atividade mineradora em Minas Gerais e em Ouro Preto: impactos socioambientais e intervenções para a sustentabilidade. **Sociedade e Território**, v. 27, n. 3, p. 45-49. 2015.
- LATINI, A. O.; PETRERE, M. Jr. Reduction of a native fish fauna by alien species: na example of Brazilian tropical freshwater lakes. **Fisheries Management and Ecology**, 10, 1-9, 2004.
- LATINI, A. O., LIMA-JUNIOR, D. P., GIACOMINI, H. C., LATINI, R. O., RESENDE, D. C., ESPÍRITO-SANTO, H. M. V; BARROS, D. F.; PEREIRA, T. L. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. **Lundiana**, v. 5, n. 2, p. 135-142, 2004.
- LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: Geografia do Brasil: região sul. Rio de Janeiro: IBGE, v.2, p. 113-150. 1990.

- LEONARD, D.R.P.; CLARKE, R.K.; SOMERFIELD, P.J. & WARWICK, R.M. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management**, n. 78, p. 52–62, 2006.
- LEONARDO, F.; IZOTON, J.; VALIM, H.; CREADO, E.; TRIGUEIRO, A.; SILVA, B.; DUARTE, L.; SANTANA, N. **Rompimento da barragem de Fundão (SAMARCO/VALE/BHP BILLITON) e os efeitos do desastre na foz do Rio Doce, distritos de Regência e Povoação, Linhares (ES)**. Relatório de Pesquisa. Vitória: GEPEDES. 2017. 114 p.
- LEOPOLD, L B; WOLMAN, M G; MILLER, J p. **Fluvial Processes in Geomorphology**. São Francisco: W. F. Freeman & Co., 522 p. 1964.
- LEOPOLD, L. B. A View of the River. Cambridge: **Harvard University Press**, 298 p. 1994.
- LEOPOLD, Luna Bergere; MADDOCK, Thomas. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. **Professional Paper: USGS Numbered Series**, Washington, v. 252, 57 p. 1953.
- LEPRUN, J.C. Les cuirasses ferrugineuses des pays cristallins de l'Afrique Occidentale sèche. Génèse – Transformations – Dégradation. **Sciences Géol. Mémoire** n° 58. 1979.
- LEUVEN, R. S. E. W.; VELDE, G. V. D.; BAIJENS, I.; SNIJDERS, J.; ZWART, C. V. D.; LENDERS, H. J. R. The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. **Biological Invasions**, 11:1989. 2009
- LI, J., DONG, S., LIU, S., YANG, Z., PENG, M.; ZHAO, C. Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang-Mekong River. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 316–324, 2013.
- LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento da água. Campinas, SP: **Editora Átoma**, 2010.
- LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES Jr, J. F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 125-136, 2010.
- LIMA, D. p. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do rio Cassiporé, estado do Amapá, Amazônia, Brasil**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical. Universidade Federal do Amapá. Macapá, 2013.
- LIMA, L. p. Z.; POMPEU, p. S.; SUZUKI, F. M.; CARVALHO, M. T. Dinâmica espacial de lagoas marginais presentes no rio Aiuruoca, MG, em períodos de cheia e seca. **Revista bras. Bioci.**, Porto Alegre, v. 8, n. 3, p. 253-256, jul./set. 2010
- LIMA, L.A. **Vulnerabilidade geral de aquíferos fraturados: Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos – São José de Ubá/RJ**. Dissertação de Mestrado. UFRJ. 2009.
- LOBO F.J. p. **Vulnerabilidade à poluição de águas subterrâneas: fundamentos e conceitos para uma melhor gestão e proteção dos aquíferos de Portugal**. Portugal, 1995.
- LÓPEZ-LÓPEZ, E.; SEDEÑO-DÍAZ, J.E. Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. In: ARMON, R. H. & HÄNNINEN, O. (Eds.). **Environmental indicators**. Dordrecht: Springer, 2015. p. 643-661.
- LOTZE, H.K.; MILEWSKI, I Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. **EcolAppl**, v. 14, n. 5, p. 1428 – 1447, 2004.
- LOWE, M.L.; MORRISON, M.A.; TAYLOR, R.B. Harmful effects of sediment-induced turbidity on juvenile fish in estuaries. **Mar EcolProg Ser**, n. 539, p. 241-254, 2015.
- LOWE-McCONNELL, R.H. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 382p. 1987.
- LUCAS, M. C., BARAS, E. **Migration of freshwater fishes**. Blackwell Science Ltd, Oxford. 420 p. 2001.
- LUCENA, C. A. S., SOARES, H. G. 2016. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. **Zootaxa**, 4072(1), 101-125.

- LUCINDA, p. H. F. 2005. Systematics of the genus *Cnesterodon* Garman, 1895 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae). **Neotropical Ichthyology** 3: 259–270.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.
- LUNDBERG, J. G. & PARISI, B. M. 2002. *Propimelodus* new genus, and redescription of *Pimelodus eigenmanni* Van der Stigchel 1946, a long-recognized yet poorly-known South American catfish (Pimelodidae: Siluriformes). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia** 152:75-88.
- LUNDBERG, J. G.; BORNBUSCH, A. H.; MAGO-LECCIA, F. *Gladioglanis conquistador* N. Sp. from Ecuador with diagnoses of the subfamilies Rhamdiinae Bleeker and Pseudopimelodinae N. Sub f. (Siluriformes: Pimelodidae). **Copeia** 1991(1):190-209. 1991.
- LUZ, S.C.S., EL-DEIR, A.C.A., FRANÇA, E.J.; SEVERI, W. Fish assemblage structure in a marginal lake disconnected from the submedium São Francisco River, Pernambuco. **Biota Neotrop.**, 9(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn01809032009>. 2009.
- LYNAM, C.P.; LLOPE, M.; MÖLLMANN, C.; HELAOUËT, P.; BAYLISS-BROWN, G.A.; STENSETH, N.C. Interaction between *top-down* and *bottom-up* control in marine food webs. **PNAS**, v.114, n. 8, p. 1952-1957, 2017.
- MAFFEZZOLLI, G.; NUÑER, A.P.O. Crescimento de alevinos de jundiá, *Rhamdia quelen* (Pisces, Pimelodidae), em diferentes concentrações de oxigênio dissolvido. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 28, n. 1, p. 41-45, 2006.
- MAGALHÃES, M. M.; GUARDA, V. L. M.; SANTOS, T. G. Saúde Ambiental e condições de balneabilidade em coleção hídrica do méridio Rio Doce (MG). **RBCIAMB**, v. 39, p. 14-27, 2016.
- MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. p. de. **Noções de Probabilidade e Estatística**. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo, 2015. 7 ed. 408 p.
- MAGRIS, RAFAEL A.; MARTA-ALMEIDA, MARTINHO; MONTEIRO, JOSÉ A.F.; BAN, NATALIE C. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, v. 659, p. 828-840, 2019.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p. 2004.
- _____. **Ecological Diversity and its measurement**. Princeton, Newjersey, VI+I79p. 1988.
- MAIA, F. F. **Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana, MG**. 44f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2017.
- MAIA-BARBOSA p. M.; PEIXOTO R. S; GUIMARÃES A. S. Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, 2008. v. 68, n. 4, p. 1069-1078.
- MAIA-BARBOSA, p. M.; MENENDEZ, R. M. A comunidade zooplanctônica de trechos de rios do médio rio Doce-MG. In: BARBOSA, S. A. R.; MARTINS, R. p. (Coord.). **Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da mata atlântica do médio rio Doce – MG**. Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG. Relatório Técnico-Científico das atividades de agosto 2002 a dezembro 2003. Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq, 2004. Disponível em: < <https://www2.icb.ufmg.br/limneapeld/images/PELD/elat%C3%B3rios/Relat%C3%B3rio%20anual%202003.pdf> >. Acesso em: 25 maio. 2019.
- MAIA-BARBOSA, p. M.; MENENDEZ, R. M.; PUJONI, D. G. F.; BRITO, S. L.; AOKI, A.; BARBOSA, F. A. R. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, 2014. v. 14: e201334040.
- MAIA-BARBOSA, p. M.; MENENDEZ, R. M.; VALADARES, C. F.; BRAZ, S. A.; BRITO, S. L.; AOKI, A.; MELLO, N. A. S. T. A comunidade zooplanctônica. In: BARBOSA, S. A. R.; MARTINS, R. p. (Coord.). **Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da mata atlântica do médio rio Doce – MG**. Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG. Relatório Técnico-Científico das atividades de janeiro a dezembro de 2004. Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração

- PELD/CNPq, 2005. Disponível em: < <https://www2.icb.ufmg.br/limneapeld/images/PELD/relatórios/Relat%C3%B3rio%20anual%202003.pdf>>. Acesso em: 25 maio. 2019.
- MAIDMENT, D. R. **Handbook of Hydrology**. United States of America, McGraw-Hill. 1992.
- MALABARBA, L.R.; MAHLER, J. K. F. Review of the genus *Microglanis* in the rio Uruguay and coastal drainages of southern Brazil (Ostariophysi: Pimelodidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters** 9: 243–254. 1998.
- MARQUES, M.G.S.M.; FERREIRA, R.L.; BARBOSA, F.A.R.A. comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 59, p. 203-210, 1999.
- MARSHALL, S.; ELLIOT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber Estuary, U.K. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, n. 2, p. 175-184, 1998.
- MARTINS, C. M. **Rastreamento geoquímico de possíveis contaminações remanescentes de minerações de pirita no Município de Ouro Preto, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. 2005. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.
- MARTINS, F.C.O. **Avaliação ambiental integrada como subsídio ao manejo lacustre (estudo de caso: lagoa Juparanã, ES)**. 2013. 161 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, 2013.
- MARTINS, R. F. **Avaliação da presença de metais e de biomarcadores fecais em sedimentos do rio Barigui na região metropolitana de Curitiba – PR**. 2008. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- MARZOLF, G.R. Reservoirs as environments for zooplankton. - In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (eds.). **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. John Wiley and Sons, New York, 1990. p. 195-208.
- MASON, B.H. Princípios de Geoquímica. Trad. Ed. Polígono. São Paulo, 1971.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplankton em represas do Brasil. In Henry, R. (ed.), **Ecologia de reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. FUNDIBIO, FAPESP, Botucatu, 1999. p. 39-45.
- _____. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, p.527-553. 1986.
- MAYRINK, N.; MORETTI, M.; GOULART, M.; MORENO, P.; FERREIRA, W.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrate diversity in the middle Doce River: the beginning of the Brazilian Long-Term Ecological Research (LTER). Program. Verh. Internat. Verein. Limnol, v. 28 p. 1-4, 2002.
- MCMAHON, R. F. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 59(7), 1235–1244. doi:10.1139/f02-105, 2002.
- MEADOR, M.R., CARLISLE, D.M., COLES, J.F. Use of tolerance values to diagnose water-quality stressors to aquatic biota in New England streams. **Ecological Indicators**, v. 8, n.1, p. 718–728, 2008.
- MEES, A. **Qualidade de água em reservatórios. Unidade 1: Reservatórios**. Disponível em: http://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/bitstream/ana/74/2/Unidade_1.pdf. Acesso em 10 mai 2019.
- MEGER, D. G. **Material particulado suspenso e macroconstituintes iônicos em um reservatório de abastecimento: o caso do rio Passaúna, Curitiba, Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Gestão, 2007).
- MEIS, M. R. M.; TUNDIZI, J. G., **Geomorphological and limnological processes as a basis for lake typology. The middle rio Doce lake system**, In: TUNDISI, J. G & YATSUKA, S. Eds. 1997. Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil. ACAD. BRAS. CIENC/ UNIV. SÃO PAULO, SÃO CARLOS, 528p. 1997.
- MELAMED, D. **Monitoring arsenic in the environment: a review of science and technologies for field measurements and sensors**. U.S. Environmental Protection Agency Washington, U.S.EPA, 2004.

- MELÃO, M. G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. 1999. v. 1, p. 45-58.
- MENENDEZ, R. M.; MAIA-BARBOSA, p. M. Comunidade zooplanctônica de sete ambientes lóticos da Bacia do Médio Rio Doce (MG). In: BARBOSA, F. A. R.; MARTINS, R. p. (Coord.). **Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da mata atlântica do médio rio Doce – MG**. Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG. Relatório Técnico-Científico das atividades de dezembro de 2001 a agosto 2002. Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq, 2002. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/peld/ufmg/peld/relatorio2002.pdf>>. Acesso em: 25 maio. 2019.
- MENEZES, M. **Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d'água da região sul do município do Rio de Janeiro, Brasil**. 707 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 1994.
- MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H. Two new species of Mimagoniates (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae), their phylogeny and biogeography and a key to the glandulocaudin fishes of Brazil and Paraguay. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 103(2): 380-426. 1990.
- MERKEL, B.J.; PLANER-FRIEDRICH, B. **Geoquímica de águas**. Trad. subterrâneas. Editora da Unicamp, 2012.
- METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. Tropical Diatoms of South America. **Iconographia Diatomologica**, v. 5, p. 1-220, 1998.
- _____. Tropical Diatoms of South America II. Special remarks on biogeographic disjunction. **Iconographia Diatomologica**, v. 18, p. 1-877, 2007.
- METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H.; GARCÍA-RODRÍGUES, F. Diatoms of Uruguay. **Iconographia Diatomologica**, v. 15, p. 1-736, 2005.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2009**. Ponte Nova, MG: Julho, 2009.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2010**. Ponte Nova, MG: Julho, 2010.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2011**. Ponte Nova, MG: Julho, 2011.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2012**. Ponte Nova, MG: Julho, 2012.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2013**. Ponte Nova, MG: Julho, 2013.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2014**. Ponte Nova, MG: Julho, 2014.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2016**. Ponte Nova, MG: Julho, 2016.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2017**. Ponte Nova, MG: Julho, 2017.
- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2018**. Ponte Nova, MG: Outubro, 2018.

- _____. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da usina hidrelétrica Baguari.** Banco de dados da concessionária Acesso em 09 março 2018.
- MILLER, T. G.; SPOOLMAN, S. T. E. How Do Communities and Ecosystems Respond to Changing Environmental Conditions? In: **Essentials of Ecology**, 5 ed., Belmont: Brooks Cole, p. 115-118, 2009
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. **Diário Oficial do Executivo**, Belo Horizonte, MG, 20 maio 2008.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa nº 166 de 29 de junho de 2011. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. ANEXO I **Estabelece lista de valores orientadores para solos e água subterrânea.** Belo Horizonte, 2011
- MIRLEAN, N.; ROSENBERG, A. The effect of emissions of fertilizer production on the environment contamination by cadmium and arsenic in southern Brazil. **Environmental Pollution**, nº 143. 2006.
- MOCELIN, M.A.O. **Biologia reprodutiva e desenvolvimento dos filhotes de cágado amarelo *Acanthochelys radiolata* (Mikan, 1820) em cativeiro (Reptilia: Testudines: Chelidae).** 2001. Dissertação de Mestrado (Zoologia). Rio de Janeiro, UFRJ, Museu Nacional, 46 p.
- MOL, J.H.; OUBOTER, P.E. Downstream Effects of Erosion from Small-Scale Gold Mining on the Instream Habitat and Fish Community of a Small Neotropical Rainforest Stream. **Conservation Biology**, Vol. 18, No. 1, pp. 201-214. 2004.
- MOLL, D.; MOLL, E.O. **The ecology, exploitation, and conservation of river turtles.** New York: Oxford University Press, 393 p. 2004.
- MORATO, G.N. FERREIRA; M.R. CAVILHA-SCUPINO (eds.). **Herpetofauna da Amazônia Central: Estudos na FLONA de Saracá-Taquera.** Curitiba: STCP Engenharia de Projetos Ltda.; Porto Trombetas: MRN - Mineração Rio do Norte S.A., p. 140-185, 2018.
- MOREIRA, R. C. A.; BOAVENTURA, G. R. **Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos do Lago Paranoá – DF.** Química Nova, v. 26, n. 6, p. 812-820, 2003.
- MORETTI, M. S.; CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, n. 3, p.267-281, 2005.
- MORETTIN, p. A.; BUSSAB, W. O. **Estatística básica.** 8ª ed. São Paulo: Saraiva, 2014.
- MORGAN II, R.P., RASIN Jr., J.; NOE, L.A. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch. **Trans. Am. Fish. Soc.** 112:220-224.1983.
- MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Trans. Asabe**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.
- MORTATT, J. e PROBST, J. L., **Hidroggeoquímica de bacias de drenagem.** Ed. CPG/CENA/USP, 1998.
- MOTULSKY, H.; CHRISTOPOULOS, A. **Fitting models to biological data using linear e nonlinear regression: a practical guide to curve fitting.** San Diego: GraphPad Software, 2003. 351p.
- MOURÃO, M. A. A. **Caracterização hidrogeológica do Aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero.** Belo Horizonte, 297 p. Tese (doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, MG. 2007.
- NALINI JR.; MACHADO, R.; BILAL, E. Geoquímica e petrogênese da Suite Galiléia: Exemplo de magmatismo tipo-I metaaluminoso pré-colisional neoproterozóico da região do médio vale do rio Doce (MG). **Revista Brasileira de Geociências**, volume 35, 2005.
- NARUM, S.R. (2006). Beyond Bonferroni: Less conservative analyses for conservation genetics. **Conservation Genetics** 7, 783-787.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. **Journal of hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

- NAVIA, A.F.; CORTÉS, E.; JORDÁN, F.; CRUZ-ESCALONA, V.H.; MEJÍA-FALLA, P.A. Changes to marine trophic networks caused by fishing. In: MAHAMANE, A. **Diversity of ecosystems** Intech, Croatia, 2012.
- NEI, M. **Molecular Evolutionary Genetics**. Columbia University Press, New York, NY, USA. 1987.
- Nogueira, C., Buckup, P.A.; Menezes, N.A.; Oyakawa, O.T.; Kasecker, T.P.; Ramos-Neto, M.B.; SILVA, J.M.C. 2010. Restricted-Range Fishes and Conservation of Brazilian Freshwaters. **Plos-One**, 5(6):1-10.
- NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos, Rima, 2005.
- NORKKO, A.; THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; CUMMINGS, V. J.; NORKKO, J.; ELLIS, J. I.; FUNNELL, G. A.; SCHULTZ, D.; MACDONALD, I. Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-dependent macrofaunal recovery. **Mar. Ecol. Progr. Ser.**, v. 234, p. 23-41, 2002
- NOVO, E. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. Edgar Blucher, São Paulo, 1989.
- O'CONNOR, J.M.; NEUMANN, D.A.; SHERK, J.A. Lethal effects of suspended sediments on estuarine fish. Coastal Engineering Research Center, **Technical Paper** n. 76-20, 1976. Disponível em: <<https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a037377.pdf>>.
- O'NEILL, F. G. & IVANOVIC, A. The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments, **ICES Journal of Marine Science**, v. 73, n. 1, p. 5 –14, 2016.
- OHE, p. C; LIESS, M. Relative sensitivity distribution on aquatic invertebrates to organic and metal compounds. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 23, No. 1, pp. 150–156, 2004.
- OLIVEIRA, F.S.; FERREIRA, G.N.; BRESSAN, R.F.; RIBEIRO, R.S.; FRANÇA E SOUZA, I.; MORATO, S.A.A. **Riqueza, habitats e aspectos ecológicos de quelônios aquáticos nos igarapés da área de influência da mineração do Platô Bacaba e Lago Sapucaá, FLONA de Saracá-Taquera, Pará, Brasil**. In: S.A.A.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: Editora UFLA, 2006, 423p.
- OLRIK, K. **Phytoplankton ecology: determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea**. Denmark: Ministry of Environment, 1994.
- OTTO, S. B.; RALL, B. C.; BROSE, U. Allometric degree distributions facilitate food-web stability. **Nature**, v. 450, n. 7173, p. 1226-1229, 2007.
- PACE, M.L.; COLE, J.J.; CARPENTER, S.R. & KITCHELL, J.F. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. **TrendsEcolEvol**, v. 14, n. 12, p. 483 – 488, 1999.
- PALUMBI, S.R. Nucleic acids II: The polymerase chain reaction. In: Hillis, D.M.; Moritz, C.; Mable, B.K. (Ed). **Molecular systematics**, EUA: Sinauer Associates. 1996.
- PARMAR, T.K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y.K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, n. 2, p.110-118, 2016.
- PASTOROK, R. A.; BARTELL, S. M.; FERSON, S. **Ecological modeling in risk assessment: Chemical effects on populations, ecosystems, and landscapes**. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. 2002.
- PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **ICES Journal of Marine Science** 39,175-192. 1980.
- PAULY, D., TRITES, A. W., CAPULI, E.; CHRISTENSEN, V. Diet composition and trophic levels of marine mammals. **ICES journal of Marine Science**, v. 55, n.3, p. 467-481, 1998.
- PAULY, D.; DAVID, N. ELEFAN I, a BASIC program for the objective extraction of growth parameters from length-frequency data. **Meeresforschung** 28, 205-211. 1981
- PEDREIRA, G.; SOUSA, H.C. Comunidade arbórea de uma mancha florestal permanentemente alagada e de sua vegetação adjacente em Ouro Preto-MG, Brasil. **Ciência Florestal**, v.21, n.4, p.663-675, 2011.

- PEDRO, G. Essai sur la caracterization géochimique des différents processus zonaux résultant de l'altération des roches superficielles. **Compt. Rend. Acad. Sci.** 262.D 1966
- PEDRO, G.; MELFI, A.J. **The superficial alteration in tropical region and the lateritization phenomena.** In. MELFI, A.J.; CARVALHO, A. Lateritization Processes. Proc. of II Seminar on Lateritization Processes. Proj 129 - UNESCO. São Paulo, 1983.
- PEET, R.K. The measurement of species diversity. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** v. 5, p. 285-307, 1974
- PEREIRA, J.A., SOUZA, T.B., GOMES, L.C. Oxygen consumption of *Astyanax sp.* as function of temperature and oxygen concentration. **Natureza on line**, v. 12, n. 5, pp. 216-219, 2014.
- PETRERE JÚNIOR, M. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated rivers: research and management**, v. 4, p. 1-16. 1989.
- PETRY, P., P.B. BAYLEY & D.F. MARKLE. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 63:547-579.
- PETTS, G.; CALOW, p. **River biota - Diversity and dynamics.** London: Blackwell, 1996. 257 p.
- PFAFSTETTER, O. **Classificação de bacias hidrográficas.** Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento, 1989. (Manuscrito não publicado). Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/0B6T7sNg_aVgObEhKLWdDZVIXaG_M/view?usp=sharing>. Acesso em: 13 ago. 2018.
- PHILLIPS, D. J. H. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. **Environmental Pollution**, v. 13, n. 4, p. 281–317, 1977.
- PIANKA, E.R. On r- and k- selection. **American Naturalist**, v. 102, p. 592-597. 1970
- PIELLOU, E.C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, 1966. v. 13. p. 131-144
- _____. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal Theory Biology**, v. 10, p. 370-383, 1966.
- _____. **Ecological diversity.** John Wiley& Sons, New York. 1975.
- PILEGGI, L. G.; MANTELATTO, F. L. Molecular phylogeny of the freshwater prawn genus *Macrobrachium* (Decapoda, Palaemonidae), with emphasis on the relationships among selected American species. *Invertebrate Systematics*, 24(2), 194, 2010.
- PINTO, C. C. **Importância da Avaliação da dados de concentração e de carga de poluentes em bacias hidrográficas: Exemplo da Bacia do Rio Verde.** Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2016. 189 p.
- PINTO, C. C.; ANDRADE, S. B.; PINTO, E. A.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Trend analysis of the load and concentration of physical, chemical and biological parameters in the Verde River Basin. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Porto Alegre, v. 22, e40. 2017.
- PINTO, N. L. de S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia Básica.** São Paulo, Editora Blucher. 278 p. 1976.
- PINTO-COELHO, R. M. Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico UFMG**, v. 24, n. 1, p. 16-43, 2015.
- _____. **Fundamentos em Ecologia.** Porto Alegre: Artmed. 2007.
- PIPER, A.M. A graphic Procedure in the geochemical interpretation of water analyses. **Transactions, American Geophysical Union**, 25. 1944.
- PIVELI, R. P; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** São Paulo: ABES, 2005.
- PLANT, J.A.; KINNINBURGH, D.G.; SMEDLEY, P.L.; FORDYCE, F.M.; KLINCK, B.A. Arsenic and Selenium In. LOLLAR, B. S. (Ed.) **Environmental Geochemistry.** TREATISE ON GEOCHEMISTRY Vol. 9. HOLLAND, H.D.; TUREKIAN, K.K. (Exec. Ed.) Elsevier, 2005.

- PMSB - **Plano Municipal de Saneamento Básico: Colatina**. Colatina: 2015. 262 p. Disponível em: <http://www.colatina.es.gov.br/sanear/PMSB/produto/plano_municipal_de_saneamento_basico_e_gestao_integrada_de_residuos_solidos_de_colatina.pdf>. Acesso em: 2 maio. 2019. PRADO, J.; SUNDUE, M. A. Typification and identity of *Adiantum tetragonum* (Pteridaceae). *American Fern Journal*, 95(3), p.89-94, 2005.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Publ. dos Autores, 327p., 2001.
- PRITCHARD, P.C.H. **Living Turtles of the World**. New Jersey: T.F.H. Publications, 1967, 287 p.
- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: **R Foundation for Statistical Computing**. 2018. Disponível em <<https://www.R-project.org/>> Acesso em maio de 2018.
- _____. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. URL <https://www.R-project.org/>. 2015
- RAAIJMAKERS, J.G.W. Statistical analysis of the MichaelisMenten equation. **Biometrics**, n. 40, p. 119–129, 1987.
- RABENI, C. F. ; M. A. SMALE. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. **Hydrobiologia**, v. 303, p. 211-219, 1995.
- RAMIREZ, J.L., BIRINDELLI, J.L., GALETTI, P.M. A new genus of Anostomidae (Ostariophysi: Characiformes): Diversity, phylogeny and biogeography based on cytogenetic, molecular and morphological data. **Mol Phylogenet Evol**. Feb; 107:308-323. 2017.
- RANGEL, M.; MARTINS, J. C. G.; GARCIA, A. N.; CONSERVA, G. A. A.; COSTA-NEVES, A.; SANT'ANNA, C. L.; CARVALHO, L. R. Analysis of the toxicity and histopathology induced by the oral administration of *Pseudanabaena galeata* and *Geitlerinema splendidum* (Cyanobacteria) extracts to mice. **Marine Drugs**, v. 12, p. 508-524, 2014.
- RANKAMA, K.; SAHAMA, TH. G. Geoquímica. Ed. Aguilar, 1962.
- REDE SPECIESLINK. Disponível em: <<http://www.splink.org.br/>>. Acessado em maio de 2019.
- REFLORA. **Herbário Virtual**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/> Acesso em maio de 2019.
- REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim Zoologia**, 1985. v.9, p.17-143.
- REIS, R. E.; CARDOSO, A. R. Two new species of Rineloricaria from southern Santa Catarina and northeastern Rio Grande do Sul, Brazil (Teleostei: Loricariidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 10(1): 45-51. 2001.
- RENOVA. Fundação Renova – **Relatório técnico para outorga de poço tubular profundo**. Exec. ITAPOÇOS, Sítio Almécega. Santa C. do Escalvado-MG, 2017.
- RESH, V.H. Which group is best Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. **Environ Monit Assess**, v. 138, p. 131-138, 2008.
- REYNOLDS, C. S.; DESCY, J. P.; PADISÁK, J. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? **Hydrobiologia**, v. 289, p. 1-7, 1994.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. London: Cambridge Univ., 388 p., 1984.
- RHODES, V. p. **Distribuição do Mercúrio e Arsênio nos Sedimentos de Área Afetada por Garimpo de Ouro – Rio Gulaxo do Norte, Mariana – MG**. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais – Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais). Departamento de Geologia. Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

- RHODIN, A.G.J.; VAN DIJK, P.P.; PARHAM, J.F. **Turtles of the world: Annotated checklist of taxonomy and synonymy**. In: RHODIN, A.G.J.; PRITCHARD P.C.H.; VAN DIJK, P.P.; SAUMURE, R.A.; BUHLMANN, K.A.; IVERSON, J.B. (Eds.), **Conservation biology of freshwater turtles and tortoises: A compilation project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group**. Chelonian Research Monographs, n. 5, p. 1-36, 2008.
- RICAN, Y.; KULLANDER, S. O. '*Cichlasoma* scitulum, A New Species of Cichlid Fish from the Rio de la Plata Region in Argentina, Brazil and Uruguay'; *Copeia* 2003 (4): 794-802. 2003.
- RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 6ª ed., 2010.
- ROCHA, A. F. **Cádmio, Chumbo, Mercúrio – A problemática destes metais pesados na Saúde Pública?** Monografia. Faculdade de Ciências da Nutrição e Alimentação. Porto, Portugal, 2009.
- ROCHA, O; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FENERICH-VERANI, N.; RIETZLER, A. C. O problema das invasões biológicas em águas doces. In: ROCHA, O. (ed.). **Espécies invasoras em águas doces – estudo de caso e propostas de manejo**. São Carlos: Editora Universidade Federal de São Carlos, 2005. p. 9-12.
- RODRIGUES, R.R. Matas Ciliares: Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO H, F. (ed) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo. **Editora Universidade de São Paulo: FAPESP**, p.91-99. 2000.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman and Hall, 448 p. 1993.
- ROSS, J. **Prácticas de Ecología**. Barcelona: Ed. Omega, 1979.
- ROSSINI, B.C.; OLIVEIRA, C.A.M.; MELO, F.A.G.; Bertaco, V.A.; Astarloa, J.M.D.; Rosso, J.J. *et al.* Highlighting Astyanax Species Diversity through DNA Barcoding. **PLoS ONE** 11, e0167203. 2016.
- RUDORFF, N., RUDORFF, C.M., KAMPEL, M., ORTIZ, G., 2018. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 145, 349–361.
- RUEDA-ALMONACID, J.V.; CARR, J.L.; MITTERMEIER, R.A.; RODRÍGUEZ-MAHECHA, J.V.; MAST, R.B.; VOGT, R.C.; RHODIN, A.G.J.; OSSA-VELÁSQUEZ, J.; RUEDA, J.N.; MITTERMEIER, C.G. **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico**. Serie de guías tropicales de campo Nº 6. Bogotá, Colombia: Conservación Internacional, Editorial Panamericana, 538 p., 2007.
- RYCHTECKY, P.; ZNACHOR, P. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir, **Hydrobiologia**, v. 663, p.175–186, 2011.
- SAADI A.; CAMPOS, J. C. F. Geomorfologia do caminho da lama: contexto e consequências da ruptura da Barragem do Fundão (novembro 2015, Mariana-MG). In: **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico**. Vol 24. 1974 - Belo Horizonte: UFMG, Museu de História Natural. 2015. pp. 63-103
- SAAE LINHARES. **Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Linhares (Org.)**. Download. 2019. Disponível em: <<http://www.saaelinhares.com.br/themes/v1/downloads.php>>. Acesso em: 13 maio 2019.
- SALLES, F. F.; FERREIRA-JUNIOR, N. Hábitat e hábitos. In: HAMADA, N; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (EDS), **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**, Manaus: Editora do INPA, 724p., 2014.
- SAMARCO **Relatório de modelo numérico de fluxo de água subterrânea da Região do Complexo Alegria/Germano em Mariana/MG**. Execução MDGEO. Agosto de 2017.
- _____. **Relatório Técnico das Fases I e II do programa de revegetação inicial emergencial**. SAMARCO, 2016.
- SAMBROOK, J.; RUSSELL, R.W. **Molecular cloning: A laboratory manual**, 3ª Ed. EUA: Cold Spring Harbor Laboratory Press. 2001.
- SÁNCHEZ L. E; ALGER K.; ALONSO L.; BARBOSA F.; BRITO M C W.; LAUREANO F. V.; MAY P.; ROESER H.; KAKABADSE Y. **Uma estrutura de avaliação dos impactos ambientais e sociais de desastres. Garantindo a mitigação efetiva após o rompimento da Barragem de Fundão**. Painel do Rio Doce Questões em Foco NO 4. 2019, Gland, Suíça: UICN, 12p.

- SANCHÉZ-BOTERO, J.I., M.L. FARIAS, M.T. PIEDADE; D.S. GARCEZ. 2003. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. **Acta Scientiarum**, 25:369-375.
- SANTAMARIA, L. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation**, v. 146, n. 1, p. 1–13, 2012.
- SANTOLIN, C. V. A. **Quantificação e Avaliação Ambiental da Contaminação por Metais e Arsênio em Sedimentos da Bacia do Rio Doce – MG**. 2015. 157f. Tese (Doutorado em Ciências – Química), Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In: JÚNIOR, L. C.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, C. (ed) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: UFPR, 2003.
- SANTOS, L.G.C. **Macroinvertebrados bentônicos em lagoas do médio rio Doce, MG: estrutura e composição taxonômica e funcional das comunidades**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, 2014.
- SANTOS, T.R.M. **A influência de espécies introduzidas de peixes nas interações tróficas da ictiofauna da Lagoa Carioca, Parque Estadual do rio Doce, MG**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, UFMG. 2008
- SANTOS-SILVA, E. N. **Revisão das espécies do “complexo nordestinus” (Wright, 1935) de Notodiaptomus Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae)**. 2000. 196f. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo/Instituto de Biociências, São Paulo.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; MATSUMURA-TUNDISI, T; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C.; SANTOS, R. M.; ROCHA, O. Present knowledge on Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) diversity of freshwaters in Minas Gerais State. **Biota Neotropical**, 2011. v. 11, n. 3, p. 287-301.
- SARMENTO-SOARES, L. M.; BUCKUP, p. A. A new Glanidium from the rio São Francisco basin, Brazil (Siluriformes: Auchenipteridae: Centromochlinae). *Copeia* 2005(4): 846-853. 2005.
- SCHAEFER, C.E.G.R.; SANTOS, E.E.; SOUZA, C.M., NETO, J.D., FILHO, E.I.F., DELPUPO, C. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias para recuperação ambiental de Tecnosolo nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico**. V. 24, n. ½. p. 104 – 135. 2015.
- SCHAEFER, S. A. The neotropical cascudinhos: systematics and biogeography of the Otocinclus catfishes (Siluriformes, Loricariidae). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, 148: 1-120. 1997.
- SCHIEMER, F. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. **Hydrobiologia**, n. 422, p. 271-278, 2000.
- SEDEÑO-DÍAZ, J. E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E. Freshwater Fish as Sentinel Organisms: From the Molecular to the Population Level, a Review. *TURKER, H. (Ed.). New Advances and Contributions to Fish Biology*. IntechOpen, 2012. <https://www.intechopen.com/books/new-advances-and-contributions-to-fish-biology/fish-as-sentinel-organisms-from-the-molecular-to-the-population-level-a-review>
- SEGRS, H. **Rotifera. Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. The Lecanidae (Monogononta)**. Spb Academics, The Hague, 1995, v. 2, 226p.
- SERPE, C. T. A. **Análise da composição e abundância da comunidade fitoplantônica em quatro reservatórios do rio Iguaçu**. 2014. 180 f. Dissertação (Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 2014.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. The University of Illinois Press, Urbana, 117pp. 1949.
- SHEATH, R. G. Biogeography of freshwater algae. **Encyclopedia of Life Sciences**, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, p. 1-5, 2001.
- SHS. **Consultoria e Projetos de Engenharia. Plano Municipal de Saneamento Básico de Belo Oriente - MG: Relatório Final – Preliminar. Volume 1 – Caracterização Geral do Município e do Saneamento**

- Básico Municipal. Belo Oriente: IBIO, 2018. 506 p. Disponível em: <<http://www.cbhsantoantonio.org.br/belo-orientado>>. Acesso em: 16 jan. 2019.
- SICILIANO, S.; MOURA, J.F.; TAVARES, D.C.; AMORIM, C.E.S.; MATIAS, C.A.R. On the intriguing occurrence of *Rhinoclemmys punctularia* (Daudin, 1801) in coastal plains of eastern Rio de Janeiro, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, pp. 667-671, 2014.
- SILVA, C. L. **Estudo da qualidade da água na sub-bacia do Ribeirão do Carmo (MG), com ênfase na geoquímica e na comunidade zooplanctônica**. 2013. 135 f. Dissertação (Mestrado em Evolução e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.
- SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SCOTTI, M. R. O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico UFMG**, v. 24, n. 1, 136-158, 2015.
- SILVA, F.C. Caracterização de poluições orgânicas por pesquisa de coliformes na região da bacia hidrográfica do Rio Doce d01: Rio Piranga. **ALEMUR** 3, 39-49. 2018.
- SILVA, J. S. O.; HARIDASAN, M. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* p. Beauv. e gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 337-344, 2007.
- SILVA, L.G.M.; NOGUEIRA, L.B.; MAIA, B.P.; RESENDE, L.B. Fish passage post-construction issues: analysis of distribution, attraction and passage efficiency metrics at the Baguari Dam fish ladder to approach the problem. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 751-762, 2012.
- SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. *Land use policy* 58:133-144, 2016.
- SILVEIRA, M. p. **Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios**. Meio Ambiente. Documentos n. 36, Embrapa, 68 p. 2004.
- SIMBERLOFF, D. The guild concept and the structure of ecological communities. **A Rev. Ecol. Syst.**, v. 22, p. 115-143, 1991.
- SIMLER, R. DIAGRAMME. Un logiciel d'hydrochimie. (2007). Univ. d'Avignon. Disponível em: <<http://>>
Erro! A referência de hiperlink não é válida. Acesso em nov. de 2018.
- SMEDLEY, P.L.; KINNINBURGH, D.G. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. **Appl. Geochem.** 17:517-568. 2002.
- SMITH, E.P.; VAN BELLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, n. 40, p.
- SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: Ministério das Cidades, 2016. Disponível em:
- SOARES NETO, R. L.; JARDIM, J. G. Capparaceae in the state of Rio Grande do Norte, Brazil.
- SOARES, C. E. A.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Pernambuco, Brasil. **Biota Neotropica**, 2011. v. 11, p. 409-414.
- SOARES, M. C.; SOPHIA, M. G.; HUSZAR, V. M. Phytoplankton flora of two rivers in Southeast Brazil – Paraíba and Pomba Rivers, Minas Gerais. **Revista Brasil. Bot.**, V.30, n.3, p.433-450, jul.-set. 2007
- SODRÉ, F.F. **Especiação do cobre em águas naturais: influência de fatores associados à urbanização**. Tese de doutorado, UFPR, 2005.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: The principles and practice of statistics in biological**
- SONG, C.B.; NEAR, T.J.; PAGE, L.M. Phylogenetic relations among percid fishes as inferred from mitochondrial cytochrome b DNA sequence data. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 10, 343–53. 1998.
- SOUZA, F. **Revisão taxonômica de Rhamdia Bleeker, 1858, da bacia do rio de La Plata, com a redescritção de Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)**. Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, UEM. 2017.

- SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in southeastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 252, pp. 437–446, 2000.
- SOUZA, F.L.; MOLINA, F. Estado atual do conhecimento de quelônios no Brasil, com ênfase para as espécies não amazônicas. In: Nascimento, L.B; Oliveira, M.E. (eds.). **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2007, p. 264-277.
- SOUZA, F.L.; RAIZER, J.; COSTA, H.T.M.; MARTINS, F.I. Dispersal of *Phrynops geoffroanus* (Chelidae) in an urban river in Central Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 7, pp. 257-261, 2008.
- STATSOFT INC. **Statistica.version 7.1**. Tulsa: Statistica. 3v. 2005.
- STEWART-OATEN A.; BENCE, J.R. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. **Ecol. Monogr.**, n. 71, p. 305–339, 2001.
- STEWART-OATEN, A., MURDOCH, W. W. & PARKER, K. R. Environmental impact assessment: “pseudoreplication” in time? **Ecology**, v. 67, n. 3, p. 929-940, 1986.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of the American Geophysical Union**, 38 (6), p. 913–920, 1957.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 3rd Edition, **John Wiley & Sons, Inc.**, New York. 1996.
- TAJIMA, F. Evolutionary relationship of DNA sequences in finite populations. **Genetics** 105, 437-460. 1983.
- TARDY, Y. Characterization of the principal weathering types by the geochemistry of waters from some European and African crystalline rocks. **Chem. Geol.** 9, 1970.
- TAYLOR, J.N.; COURTENAY, W.R.; McCANN, J.A. Known impacts of exotic fishes in the continental United States, p. 322-373. In: COURTENAY, W.R. & STAUFFER, J.R. (eds.), **Distribution, biology, and management of exotic fishes**. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 1984.
- TAYLOR, S.R. Abundance of chemical elements in the continental crust. **Geochim et Cosmochim Acta**, vol.28, pp.1280-1281, 1964.
- TCHERNAVIN, V. A revision of some Trichomycterinae based on material preserved in the British Museum (Nat. Hist.). **Proceedings of the Zoological Society of London**, 114: 234–275. 1944.
- TEDESCO, L. P.; CLERCIN, N. Algal ecology, taste and odor, and microcystin occurrence in Patoka Lake, Southern Indiana. Final Report 2011. **Center for Earth and Environmental Science**, 2011. Disponível em <http://plrws.net/storage/Patoka_Lake_2011_Final_Report.pdf>. Acessado em: 20 de maio de 2017.
- TEIXEIRA, T. P.; TERRA, B. de F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; PINTO, B. C. T. e ARAÚJO, F. G. de. Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do Sul. **Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida**, Seropédica, RJ: EDUR, v. 24, n.2, p. 167-174, jul.-dez., 2004
- TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N. & OBERDORFF, T. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 91-108, 2005.
- TEMPLETON, D. M. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches. **Pure Application Chemistry**, v. 72, p. 1453-1470, 2000.
- TERESA, F. B.; CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. **Ecological Indicators**, v. 75, n. 1, p. 249-258, 2017.
- TERESA, F.B.; CASATTI, L.; CIANCARUSO, M.V. 2015 Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**. 13(2): 361-370.
- TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology**, n. 77, p. 350–363, 1996.

- TSCHÁ, M.K.; BACHMANN, L.; ABILHOA, V.; BOEGER, W.A. Past connection and isolation of catchments: The sea-level changes affect the distribution and genetic variability of coastal freshwater fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 190, 31-39. 2017.
- TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Abastecimento de Água**. 3. ed. São Paulo: Escola Politécnica da Usp, 2006.
- TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre, 1998. Editora da UFRGS/ABRH. 669 p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008.
- _____. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.
- TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. **Limnological studies in rio Doce valley lakes, Brazil**. Brazilian Academic of Sciences, University of São Paulo. School of Engineering at São Carlos, Center of Water Resources and Applied Ecology. 1997. 528pp.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PONTES, M.C.F.; GENTIL, J.G. 1981. Limnological studies at quaternary lakes in eastern Brazil. I. Primary production of phytoplankton and ecological factors at lake D. Helvecio. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 5-14.
- UNDERWOOD, A. J. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. **Journal of Experimental marine Biology and Ecology**, n.161, p.145-178, 1992.
- UNDERWOOD, A. J. On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. **Ecological Applications**, v. 4, n. 1, p. 3-15, 1994.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV); FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (CETEC-MG); UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS (UFLA); FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Escala 1:650.000. Belo Horizonte, MG: UFRV, CETEC-MG, UFLE, FEAM, 2010.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. **Mitteilungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.
- UWITEC. Corer Sampler. Disponível em: <<http://www.uwitec.at/html/corer.html>>. Acesso em 16.01.2019.
- VANE-WRIGHT, R.I.; HUMPHRIES, C.J. & WILLIAMS, P.M. What to protect: systematics and the agony of choice. **Biol. Conserv.** v. 55, n. 2, p. 235-254, 1991.
- VAREJÃO, E. V. V.; BELLATTO, C. R.; FONTES, M. p. F.; MELLO, J. W. V. **Arsenic and trace metals in river water and sediments from the southeast portion of the Iron Quadrangle, Brazil**. Revista Environmental Monitoring Assessment 172:631–642 DOI 10.1007/s10661-010-1361-3, 2011.
- VARGAS, T. **Transferência de elementos maiores, traços e elementos das terras raras no sistema fertilizante – solo – água subterrânea em sedimentos quaternários da região de Águas Claras, município de Viamão, RS**. Porto Alegre. 103, p. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. RS. 2010.
- VARI, R. p. **Systematics of the neotropical characiform genus Cyphocharax Fowler (Pisces, Ostariophysi)**. Smithsonian Contribution to Zoology 529:137 p. 1992.
- VASCONCELLOS, M.G.; LUCCA, J.V.; ROCHA, O.; VERANI, N.F.; VERAN, J.R. Composição ictiofaunística do sistema lacustre do vale do rio Doce (MG), Brasil. **Resumos no II SIMPÓSIO DE ECOLOGIA DO PPGERN — UFSCAR, 02 e 03 DE OUTUBRO DE 2008**.
- VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, EDUEM, 1997.
- VAZZOLER, A.E.A.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM, 169p, 1996.
- VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBÁN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3581-3592. 1998.
- VERDIN, K.L.; VERDIN, J.P. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.218, n.1, p.1-12, 1999.

- VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada, 1992. p. 344
- VIDAL, F.A.P., OLIVEIRA, L.A.T., SOUZA, B.F.S., FRANCO-BELUSSI, L., SALLA, R.F., PRADO, J.S., ZENTHÖFER, V.P., VALALA, M.T.O., ABDALLA, F.C., CARVALHO, C.S., COSTA, M.J. **Efeitos do contaminante emergente lítio, em concentração considerada ambientalmente segura pelo CONAMA, sobre a metamorfose de rãs-touro (*Lithobates catesbeianus*)**. In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 01 a 04 Setembro 2018, **Anais...** Aracaju, Brasil, 2018.
- VIEIRA, F. 2009/2010. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. MG. *Biota* 2: 5-22.
- VIEIRA, F.; GOMES, J.P.C.; MAIA, B.P.; SILVA, L.G.M. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero. Guia de Identificação**. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. 2015.
- VIEIRA, V.S. **Geoquímica do maciço Lagoa Preta, MG/ES: Exemplo de plutonismo em domínio de arco magmático**. Belo Horizonte, 87 p. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal de Minas Gerais - Instituto de Geociências, Belo Horizonte. MG. 1997.
- VILLÉGER, S.; MIRANDA, J.R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. **20**, n. 6, p. 1512–1522, 2010.
- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de campo UHE Candonga. RP-065**. Rev. 02. Pg 03. Belo Horizonte: 07/10/2015. 2015a.
- _____. **Relatório de campo UHE Candonga. RP-065**. Rev. 02. Pg 03. Belo Horizonte: 07/12/2015. 2015b.
- _____. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2013/2014. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG**. Belo Horizonte.
- _____. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2014/2015. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG**. Belo Horizonte.
- _____. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2015/2016. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG**. Belo Horizonte.
- _____. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2016/2017. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG**. Belo Horizonte.
- _____. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2017/2018. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG**. Belo Horizonte.
- _____. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2018/2019. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG**. Belo Horizonte.
- VITULE, J.R.S. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, v.4, n.2, p.111-122, 2009.
- VOGT, R.C.; FAGUNDES, C.K.; BATAUS, Y.S.L.; BALESTRA, R.A. M.; BATISTA, F.R.W.; UHLIG, V.M.; SILVEIRA, A.L.; BAGER, A.; BATISTELLA, A.M.; SOUZA, F.L.; DRUMMOND, G.M.; REIS, I.J.; BERNHARD, R.; MENDONÇA, S.H.S.T.; LUZ, V.L.F. **Avaliação do Risco de Extinção dos quelônios continentais no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**. Brasília: ICMBio, 2015. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/2791-repteis-quelonios-continentais>> Acesso em 25 de maio de 2019.
- VON BERTALANFFY, L. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). **Human Biology** 10, 181-213. 1938.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.
- W.A. Dams cause genetic homogenization in populations of fish that present homing behavior: Evidence from a demogenetic individual-based model. **Ecological Modelling** 384, 209-220. 2018.

- WANTZEN, K.M. **Physical pollution: effects of gully erosion in a tropical clear-water stream**. *Aq. Cons.* 16:733-749. 2006.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, n. 129, p. 301-305, 1995.
- _____. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, n. 35, p. 532-543, 1998.
- WARWICK, R.M.; LIGHT, J. Death assemblages of molluscs on St Martin, Isles of Scilly: a surrogate for regional biodiversity? **Biodiversity and Conservation**, n. 11, p. 99-112, 2002.
- WATANABE, F. S. Y. et al. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 9, 2015.
- WEATHERHEAD, M. A.; JAMES, M. R. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. **Hydrobiologia**, v.462, p.115-129, 2001.
- WELCOMME, R.L. International introductions of inland aquatic species. *FAO - Fisheries Technical Papers*, 294:1-318. 1988.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2ed. Berlin: Spriger-Verlag. 1991.
- WETZEL, R.G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v.24, p.6-24, 1990.
- WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. **Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção de mananciais de São Paulo**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008.
- WHITE, A.F. Natural Weathering Rates of Silicate Minerals. In: DREVER, J. (Ed.) *Surface and Ground Waters, Weathering, and Soils. TREATISE ON GEOCHEMISTRY Vol. 5*. HOLLAND, H.D.; TUREKIAN, K.K. (Exec. Ed.) **Elsevier**, 2005.
- WHO - World Health Organization. **Total dissolved solids in Drinking-water**. 1996. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/tds.pdf. Acesso em: 06 jun 2019.
- WICKHAM, H. **Tidyverse: Easily Install and Load the 'Tidyverse'**. 2017. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=tidyverse>> Acesso em maio de 2018.
- Wickham, Hadley, e Jennifer Bryan. 2018. **Readxl: Read Excel Files**. 2016. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=readxl>> Acesso em maio de 2018.
- Wickham, Hadley, Romain François, Lionel Henry, e Kirill Müller. **Dplyr: A Grammar of Data Manipulation**. 2018. Disponível em <<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>>> Acesso em maio de 2018.
- WICKHAM, Hadley. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. **Springer-Verlag** New York. 2016. Disponível em <<http://ggplot2.org>> Acesso em maio de 2018.
- WILHELM FILHO, D., TORRES, M.A., ZANIBONI-FILHO, E., PEDROSA, R.C. Effect of different oxygen tensions on weight gain, feed conversion, and antioxidant status in piapara, *Leporinus elongatus* (Valenciennes, 1847). **Aquaculture**, 244 (1-4), 349-357, 2005.
- WILLIS, S.C.; NUNES, M.S.; MONTANA, C.G.; FARIAS, I.P.; LOVEJOY, N.R. Systematics, biogeography, and evolution of the Neotropical peacock basses *Cichla* (Perciformes: Cichlidae). **Molecular phylogenetics and evolution** 44, 291-307. 2007.
- WILLOT, S. J. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. **Journal of Applied Ecology**, n. 38, p. 484-486, 2001.
- WINEMILLER, K.O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. **Ecological Monographs** 60:331-367
- WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A.; CARAMASCHI, E.P. 2008. Fish ecology in tropical streams. In: DUDGEON, D. (ed). *Tropical Stream Ecology*. San Diego: **Elsevier/Academic Press**, pp 107-146

- WINEMILLER, KO. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, vol. 81, no. 2, p. 225-241.
- WITTERS, H. E. Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems, **Ecotoxicol. Environ. Safety**, 41:90-95, 1998
- WRIGHT, S. Isolation by Distance. **Genetics** **28**, 114–138. 1943.
- WU, R.S.S. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. **Marine Pollution Bulletin**, 45 (1–12), 35-45, 2002.
- WWAP (UNESCO World Water Assessment Programme). **The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind**. Paris, UNESCO, 2019.
- ZALBA, S. M. **Controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas naturais: aprender fazendo**. Cad. Mata Ciliar, São Paulo, n.3, 2010.
- ZARET, T. M.; PAINET, R. T. Species Introduction in a Tropical Lake. **Science**, v.182-, n. 2, p. 449-455. 1973.
- ZEUG, S.C., WINEMILLER, K.O.; TARIM, S. Response of river Oxbow fish assemblage to patterns of hydrologic connectivity and environmental variability. **T. Am. Fish. Soc.** 134(5):1389-1399.2005.
- ZUCCHETTI, L.M.; BALTAZAR, O.F. Volcanic and volcanoclastic features in Archean rocks, Rio das Velhas Greenstone Belt, Quadrilátero Ferrífero/MG. **Rev. Bras Geociências, SBG**, 30(1,2,3), 388-392 p. 2000.

GLOSSÁRIO

Abióticos: Elementos e componentes não bióticos de um sistema (p.ex. rochas, atmosfera).

Abundância: Número de indivíduos da população de uma espécie em determinado habitat.

Adequabilidade Climática: Conjunto de condições climáticas que permite a ocupação de um ambiente pela biota.

Altitude Ortométrica (h): é a distância vertical de um ponto, situado sobre a superfície terrestre, em relação a um geoide de referência.

Altitude Elipsoidal (h): é a distância vertical de um ponto a um elipsoide de referência. As altitudes indicadas pelos receptores dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS), por exemplo, são do tipo elipsoidal.

Ambiente Bentônico: domínio referente ao substrato de sistemas aquáticos.

Ambiente Pelágico: domínio referente às massas d'água.

Ambiente Recifal: Ambiente associado a recifes de coral.

Ambiente-Matriz: Ambiente ou hábitat dominante de uma paisagem.

Ambientes Fluviais: relacionam-se os rios, que são cursos naturais de água doce, na maioria das vezes com canais definidos e fluxos permanente ou sazonal, que migram em direção a um oceano, lago ou outro rio. Rios são caracterizados por correntes unidirecionais, com velocidades médias de fluxo variando entre 0,1 a 1,0 m/s. Geralmente, ocorre a mistura completa e contínua em rios, devido a correntes e à turbulência.

Ambientes Transicionais: ambiente de transição entre o ambiente continental e o ambiente marinho raso.

Análise de Componentes Principais (PCA): é indicada para conjuntos correlacionadas linearmente, o que permite reduzi-las a poucas variáveis sintéticas, denominadas componentes principais. Os eixos ou autovalores são extraídos de modo que o primeiro explique a maior parte da variância, o segundo explique a maior parte da variância residual, e assim, sucessivamente.

Análise de Coordenadas Principais (PCoA): é uma generalização da análise de componentes principais (PCA), na qual os eixos ou autovalores são extraídos de uma matriz de similaridade ou de distâncias. A principal vantagem é que esta técnica pode ser aplicada quando as relações entre as variáveis não são lineares.

Análise de Permutação Multivariada (PERMANOVA): A análise de variância multivariada por método de permutação (análise estatística não paramétrica) é utilizada para comparar vetores, baseada em qualquer medida de distância ou dissimilaridade.

Análise de Variância (ANOVA): trata-se de um método estatístico paramétrico, que permite realizar comparações simultâneas entre duas ou mais médias, ou seja, permite testar hipóteses sobre **médias** de distintas populações ou comunidades.

Análise de Variância Fatorial (ANOVA factorial): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de mais de um fator e pela interação entre eles

Análise de Variância Unifatorial (ANOVA one -way): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de um fator

Aninhamento: Padrão ecológico de distribuição de espécies em metacomunidades, representando o subconjunto de espécies de um local como parte do conjunto maior de espécies da região.

Anóxia: Indica a completa ausência de oxigênio em um ambiente.

Antrópico(a): que se originou da ação do homem.

Anuros: Ordem de animais da classe Amphibia; inclui sapos, rãs e pererecas (Anura).

Apendicular: Que reúne os ossos dos membros superiores, inferiores e elementos de apoio.

Arborícolas: Animais cujos hábitos de vida ocorrem principalmente nas árvores.

Arboviroses: Doenças causadas por arbovírus, que incluem o vírus da dengue, zika vírus, febre chikungunya e febre amarela.

Área de Abrangência do Dano: abrangência geoespacial das repercussões ou efeitos do desastre que são causas de modificações nos vários componentes físicos, bióticos e antrópicos que caracterizam seu ambiente de referência.

Área de Estudo: delimitação de local ou região, objeto do levantamento de dados e análise ambiental, podendo variar a cada tema de estudo.

Área de Passagem e Deposição da Lama: área de passagem e/ou deposição do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, desde o local do rompimento, no município de Mariana (MG), até a foz do rio Doce, em Regência (ES), além da região estuarina e marinha adjacente.

Arrasto de Plâncton: metodologia de amostragem, onde as redes de plâncton são arrastadas em trajetos diversos, como vertical, horizontal e oblíquo. A velocidade de arrasto pode ser variável.

Assembleias: Conjunto de diferentes espécies de um mesmo grupo de organismos, p.ex., assembleia de aves (grupamento das diferentes espécies de aves de uma região).

Assimetria Flutuante: Desvios aleatórios da simetria perfeita em estruturas bilateralmente pareadas.

Assintótica: Método de descrever o comportamento de limites matemáticos.

Assoreamento: Acúmulo de sedimentos.

Atingidos: refere-se às pessoas que sofreram algum dano advindo do desastre.

Autodepuração e Diluição: fenômenos através dos quais os cursos d'água se recuperam, por mecanismos naturais, após o lançamento de uma carga poluidora.

Avifauna: Conjunto das aves de uma região ou ambiente.

Bacia Hidrográfica: área principal de drenagem de um rio e seus afluentes.

Baixo Estuário: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Banhado: Área de baixada em fundo de vales de regiões de morro onde há acúmulo de água de chuvas ou das cheias dos ribeirões e rios.

Beidou: é o sistema de navegação por satélite da China.

Bentônico: organismo associado ao fundo oceânico.

Bentos: (Do grego benthos: fundo do mar) são todas as espécies que vivem com íntima relação com o fundo, seja para fixar-se, escavar, caminhar ou nadar sob o fundo sem alojar-se nele;

Bilateralidade: Propriedade que descreve a divisão em duas partes de forma simétrica.

Bioacumulação: processo pelo qual contaminantes são absorvidos, através da exposição direta ou indireta, e armazenados (ao longo do tempo) por um organismo, em níveis superiores aos encontrados numa matriz ambiental externa. É o acúmulo de substâncias tóxicas nos tecidos dos organismos.

Biodisponibilidade: é a fração de um nutriente ou elemento potencialmente tóxico (como As, Pb, Cd, etc.) que está prontamente disponível para ser absorvido por um organismo alvo. No âmbito desse trabalho, refere-se especificamente à fração de maior labilidade desses elementos tóxicos para as plantas.

Biodiversidade: Conjunto de espécies, organismos e patrimônio genético, assim como ecossistemas, existentes em determinada região, incluindo suas interações e propriedades emergentes desses conjuntos.

Bi indicador: espécies, grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada situação ambiental.

Biomagnificação: é o aumento da concentração (e consequentemente da toxicidade) de uma determinada substância na parte mais alta da cadeia trófica;

Biomarcadores: alterações mensuráveis, em diferentes níveis da organização biológica, que evidenciam a exposição, susceptibilidade e /ou efeitos tóxicos de poluentes (agentes estressores) presentes no ambiente.

Biomonitoramento: Utilização de seres vivos como ferramenta para mensurar a qualidade ambiental.

Biota: Conjunto de seres vivos, que habitam um determinado ambiente.

Bióticos: Elementos e componentes constituídos pelos seres vivos e suas interações.

Bioturbação - Bioturbadores: Retrabalho de solos e sedimentos por organismos vivos.

Box plot: É um tipo de gráfico que representa a mediana e os quartis de um conjunto de dados, onde é possível ter uma noção dos dados discrepantes, da posição, da dispersão e assimetria da distribuição.

Cabruca: Sistema agroflorestal de produção no qual ocorre o plantio no sub-bosque, principalmente de cacau, ao tempo em que se mantém a estrutura arbórea nativa da região.

Cadeia Alimentar ou **Cadeia Trófica:** relação trófica que ocorre entre os seres vivos que compõem um ecossistema, na qual a energia de um organismo se transfere ao outro, por uma relação de alimentação.

Cágados: grupo de quelônios de água doce dotados de recolher o pescoço e a cabeça lateralmente sob a carapaça.

Calcófilos: Elementos afins ao enxofre.

Cambissolo: ordem de solos pouco desenvolvidos, com horizonte B incipiente. Os Cambissolos apresentam grande variação no tocante a profundidade, ocorrendo desde rasos a profundos, além de apresentarem grande variabilidade também em relação às demais características. A drenagem varia de acentuada a imperfeita e podem apresentar qualquer tipo de horizonte A sobre um horizonte B incipiente, também de cores diversas. Muitas vezes são pedregosos, cascalhentos e mesmo rochosos. Ocorrem disseminados em todas as regiões do Brasil, preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas.

Caméfitos: São plantas sublenhosas e/ou herbáceas predominantemente de áreas campestres pantanosas com até um metro de altura, providas de gemas situadas acima do solo e protegidas por catáfilos ou por folhas verticiladas.

Cervical: Região da coluna vertebral de maior mobilidade, alocado na região do pescoço.

Cetáceos: Infraordem de animais marinhos, pertencentes à classe dos mamíferos (Cetacea).

Ciclagem: corresponde ao ciclo de renovação da matéria orgânica na natureza, realizada principalmente pelos decompositores, como fungos.

Cladóceros ou Cladocera: grupo de crustáceos aquáticos e microscópicos.

Colúvio: é um depósito resultante de erosão. Parte dele é formada pelo solo original local e outra parte é oriunda de regiões mais altas que foram trazidos por fatores como: enxurradas, ventos, avalanches e afins. Há presença de solos diferentes misturados.

Complexo Lacustre do Médio Rio Doce: densa rede de lagoas, originadas pelo barramento natural dos tributários do rio Doce, distribuídas ao longo de toda a região do médio rio Doce, à montante e a jusante da confluência com o rio Piracicaba (IEF-MG, 2008).

Comportamento Nerítico: organismo que habita a região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Composição de Espécies: inclui o número de espécies que estão presente em uma comunidade, bem como a abundância da espécies (estrutura da comunidade).

Comunidades Biológicas: Comunidades vegetais ou animais que habitam uma região.

Conectividade Funcional: Interação entre características comportamentais e físicas dos organismos com estruturas da paisagem que definem o deslocamento da fauna nessa paisagem.

Copépodes ou Copepoda: grupo de crustáceos aquáticos e microscópios.

Copepodito: estágios jovens de copépodes.

Corpos d'água: Acumulação significativa de água.

Covo: tipo de armadilha aquática composta por uma armação cilíndrica envolta por rede e com duas entradas em forma de funil em suas extremidades. Também conhecido por Jequi.

Criptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas abaixo do nível do solo.

Culicídeos: Família de insetos (Culicidae).

Curva de Acumulação de Espécies: Número cumulativo de espécies detectados em determinado ambiente em função do esforço cumulativo em amostras.

Curvas de Rarefação: Técnica estatística para avaliar a tendência de incremento de espécies em função do esforço amostral.

Dados Logaritmizados: quando algum dos requisitos para o emprego da estatística paramétrica (por ex., normalidade da distribuição dos erros, homogeneidade das variâncias) não puder ser preenchido pelos dados da amostra, é possível transformar os dados (por ex. transformação logarítmica, raiz quadrada, percentual), antes de optar pela aplicação da estatística não-paramétrica.

Dados Secundários: Informações advindas de bases de dados já disponíveis, como da literatura ou de acervos técnicos.

Dano Ambiental: alteração da condição do ambiente e/ou de seus componentes, causada pelo desastre, em relação à linha-base.

Datum Horizontal: referência para coordenadas planimétricas (x e y).

Datum Vertical: referência altitude ortométrica (0 metros), Imbituba – SC.

Datum: é um sistema de referência utilizado para o cômputo ou correlação dos resultados de um levantamento.

Demersal: peixes que passam a maior parte do tempo em contato com o fundo do mar.

Desastre: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável (MIN, 2007).

Didelfídeos: Família à qual pertencem os gambás (Didelphidae).

Dilution of Precision (PDOP): degradação da precisão da posição tridimensional.

Dissimilaridade: Descreve a diferença, ou distinção, entre duas ou mais coisas. No âmbito da ecologia de comunidades, índices de dissimilaridade buscam computar a magnitude da diferença de composição entre assembleias sendo comparadas.

Distribuição Espacial: Distribuição de algo em relação ao ambiente geográfico em que se encontra.

Diversidade Alfa: Número total de espécies em um habitat.

Diversidade Beta: Descreve a complementação de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou entre diferentes ambientes de uma região.

Diversidade Biológica: Conjunto de diferentes seres vivos em um ambiente.

Diversidade de Espécies: é o número de diferentes espécies que estão representadas numa dada comunidade. A diversidade de espécies consiste em dois componentes: riqueza específica e equitabilidade.

Diversidade Funcional: Forma de descrever uma assembleia de espécies em função de seus atributos morfológicos e comportamentais.

Dominância de Espécies: refere-se a dominância de uma ou mais espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região.

Dossel: É a parte formada pelas copas das árvores que formam o estrato superior da floresta.

Doubletons: Espécies representadas, em uma amostra, por exatamente dois indivíduos.

Dulcícola: organismo ou ambiente associado a águas doces (continentais).

Ecossistema: sistemas naturais ou artificiais, limitados por um espaço físico onde interagem os componentes vivos e não vivos, caracterizando determinadas estruturas e funções.

Ecotoxicologia: é o estudo dos efeitos tóxicos, quali e quantitativos, de modo integrado, de agentes químicos, físicos e biológicos sobre organismos vivos (aquáticos ou terrestres), incluindo suas interações com o ambiente (TRUHAUT, 1975).

Ectoparasitos: Parasitas que se instalam fora do corpo do hospedeiro.

Ectotérmico: Animais cuja temperatura corporal varia de acordo com as condições ambientais de temperatura.

Edáfico: Relativo ao solo.

Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs): normalmente são metais sólidos (e.g., Pb e Cd) ou líquidos (e.g., Hg) à temperatura ambiente, mas podem ser também semi-metais (e.g., As e Sb). A principal característica comum dos EPTs é sua alta toxicidade aos animais e lenta degradabilidade ambiental, com crescente acúmulo na cadeia trófica. Alguns EPTs, em baixas concentrações, são essenciais aos organismos vivos, como Fe, Mn, Cu, Ni e Zn. Já a grande maioria dos EPTs, mesmo em baixas concentrações, causa efeitos deletérios à saúde animal. Ag - prata; Al - alumínio; As - arsênio; Ba - bário; Cd - cádmio; Cr - cromo; Cu - cobre; Hg - mercúrio; Fe - ferro; Mn - manganês; Mo - molibdênio; Ni - níquel; Pb - chumbo; Sb - antimônio; V - vanádio; Zn - zinco.

Elipsóide de Revolução: Sólido geométrico gerado pela rotação da elipse em torno do seu semieixo menor. É a superfície matemática adotada pelos geodestas para todos os cálculos geodésicos.

Endemismo: Propriedade que define a área geográfica na qual determinada espécie naturalmente ocorre, p.ex., endemismos da Mata Atlântica.

Entomofauna: Conjunto de insetos de uma região ou ambiente.

Epielágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 200 metros de profundidade.

Eiplanctônico: plâncton que habita os primeiros 200 metros da coluna de água.

Equitabilidade ou Uniformidade ou Equitatividade: distribuição da abundância das espécies em uma comunidade. Com efeito, reflete o grau de dominância da espécie.

Espécie endêmica: espécie que ocorre somente em uma determinada região geográfica, em lugares específicos.

Espécie Exótica: Espécie originária de meio diverso daquele em que vive. É essência natural de outros países ou regiões do país. Espécies que se encontram fora de sua distribuição natural.

Espécie Exótica Invasora: Espécie exótica cuja introdução ou dispersão ameaça ecossistema, habitat ou espécies e cause impactos negativos ambientais, econômicos, sociais ou culturais

Espécie Nativa: Espécie que naturalmente ocorre em determinada região.

Estado Trófico: estado nutricional do ambiente, que reflete a quantidade de matéria orgânica disponível no ambiente aquático.

Estolões: Tipo de caule que cresce paralelamente ao chão, produzindo gemas de espaço em espaço. Essas gemas podem formar raízes e folhas e originar novas plantas.

Etologia: Estudo científico do comportamento social e individual dos animais no seu ambiente natural.

Eutanásia: Ato intencional de proporcionar a morte indolor a um indivíduo.

Eutrofização: acúmulo de matéria orgânica em corpos d'água, podendo ser de origem natural ou antrópica, que acarreta no aumento da biomassa fitoplanctônica. Este grande aumento da biomassa de organismos fotossintetizantes causa a diminuição do oxigênio disponível e, consequentemente, o aumento da biomassa de bactérias anaeróbicas.

Exotróficos: Organismos que obtêm energia a partir de outros organismos.

Exsicata: É uma amostra de planta prensada e em seguida seca numa estufa (herborizada), fixada em uma cartolina de tamanho padrão acompanhadas de uma etiqueta ou rótulo contendo informações sobre o vegetal e o local de coleta, para fins de estudo botânico.

Extinção: Desaparecimento definitivo de um ser vivo.

Fatores Abióticos: característico de algo que não possui vida, como os componentes físicos e químicos.

Fatores Bióticos: o que é característica dos seres vivos ou está vinculado a estes.

Fauna: Termo coletivo para a vida animal de determinada região.

Fertilidade do Solo: envolve as propriedades químicas, físico-químicas e biológicas do solo que influenciam a dinâmica e a disponibilidade de nutrientes, elementos benéficos, tóxicos e outros às plantas.

Filogenética: Relação evolutiva entre grupos de organismos.

Filostomídeos: Família de morcegos encontrada em regiões tropicais e subtropicais (Phyllostomidae).

Física do Solo: a física de solos estuda e define, qualitativa e quantitativamente, as propriedades físicas - envolvendo as três fases do solo (sólida, líquida e gasosa) - bem como sua medição, predição e controle, com o objetivo principal de entender os mecanismos que governam a funcionalidade dos solos e seu papel na biosfera. Duas propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes, referem-se à textura do solo (que é definida pela distribuição de tamanho de partículas) e a estrutura do solo (definida pelo arranjo das partículas em agregados). A dinâmica das fases líquida e gasosa está diretamente associada a essas duas propriedades.

Flora: Vida vegetal.

Fluvial: Referente aos rios ou cursos d'água.

Fluxômetro: é um aparelho utilizado para quantificar o volume de água que passa através de uma rede de plâncton. Um rotor de três lâminas é acoplado diretamente a um contador de cinco dígitos o qual registra as revoluções do rotor.

Formação Ferrífera Bandada – BIF: Rocha sedimentar ou metassedimentar química ou vulcanoquímica finamente estratificada, apresentando camadas de óxidos, carbonatos ou silicatos de ferro rítmicamente alternadas com camadas diferenciadas destas (quartzosas, anfibólicas, quartzo cloríticas). Podem desenvolver depósitos de ferro economicamente exploráveis como ocorre no Brasil com as jazidas de itabiritos de Minas Gerais, por exemplo. A deposição destas camadas teve um apogeu do Neo-arqueano ao Paleo-proterozóico, provavelmente devido ao enriquecimento em O_2 da atmosfera neste período o que levou a oxidação de ferro em solução ($Fe^{+2} \rightarrow Fe^{+3}$) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas.

Forrageamento: Atividade comportamental que descreve a exploração e obtenção de recursos alimentares.

Fossoriais: Modo de vida que contempla o uso de ambientes do subsolo ou serapilheira, por meio de escavações e uso de galeria subterrâneas.

Frugívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de frutos.

GALILEO: é o sistema de navegação por satélite da União Europeia.

Generalistas: Espécies que apresentam ampla plasticidade na busca de hábitos alimentares e ocupação de habitat. Contempla espécies que conseguem se adaptar a diversas condições ambientais.

Geoprocessamento: Processamento de dados geográficos.

Glândula Uropigial: Glândulas das aves que sintetizam gordura, a qual é usada com o bico com a finalidade de impermeabilizar as penas.

Gleissolo: ordem de solos que apresenta expressividade dos processos de gleização. Os Gleissolos são característicos de áreas alagadas ou sujeitas a alagamento (margens de rios, ilhas, grandes planícies, etc.). Apresentam cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas, dentro de 50 cm da superfície. Podem ser de alta ou baixa fertilidade natural e têm nas condições de má drenagem a sua maior limitação de uso. Ocorrem em praticamente todas as regiões brasileiras, ocupando principalmente as planícies de inundação de rios e córregos.

Global Navigation System (GLONASS): é um sistema de navegação por satélite (GNSS) russo.

Global Positioning System (GPS): é um mecanismo de posicionamento por satélite que fornece a um aparelho receptor móvel a sua posição, assim como o horário, sob quaisquer condições atmosféricas, a qualquer momento e em qualquer lugar na Terra; desde que o receptor se encontre no campo de visão de três satélites GPS (quatro ou mais para precisão maior).

Granívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de sementes.

Greenstone Belt: Cinturão de rochas verdes representadas por xistos máficos e ultramáficos, intercalados com BIF, chert e rochas vulcanoquímicas diversas, de baixo grau metamórfico, entre estruturas dômicas de granitóides muito comuns em áreas arqueanas, representando em grande parte restos de crosta oceânica constituída por magmatismo, muitas vezes komatiítico.

Guildas alimentares: Conjunto de espécies que compartilham um mesmo hábito alimentar, p.ex., guilda de aves frugívoras.

Habitat: Área ecológica ou ambiental que é habitada por determinados organismos.

Heliotérmicos: Organismos que utilizam o calor proveniente dos raios solares para manter sua temperatura corporal.

Hemicriptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas no nível do solo pelos céspedes que morrem na estação climática desfavorável, com predominância em áreas campestres.

Herbáceas: São plantas com caule não lenhoso ou semi-lenhoso.

Herpetofauna: Conjunto de anfíbios e répteis de uma região.

Hidromorfia: Referente aos solos inundados, encharcados e definidos pelo excesso de umidade.

Holoplâncton: organismos que permanecem todo o seu ciclo de vida no plâncton.

Ictiofauna: Conjunto de peixes de uma região.

Indicador hidrológico: espécie que reflete as condições hidrológicas do ambiente em que se encontra.

Indicadores Ambientais: parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente que, se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado (SÁNCHEZ, 2008).

Índice de Linearidade: Métrica de ecologia de paisagem que descreve o quanto um corredor de deslocamento de fauna se aproxima a uma linha reta.

Insetívoros: Animais que se alimentam de insetos e outros artrópodes.

Itabirito: rocha bandada, alternando níveis milimétricos a centimétricos de hematita (+-magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo. É um BIF ou formação ferrífera bandada metamorfsada.

Jusante: é todo ponto em que o referencial é o fluxo normal do curso d'água, para onde se dirige a corrente, em direção à foz do rio. Parte mais baixa de um rio, próximo a desembocadura na região costeira.

Laguna: Refere-se a uma depressão formada por água salobra ou salgada, localizada na borda litorânea, comunicando-se com o mar através de canal.

Larva Véliger: larva planctônica que eclode com estruturas corporais como pé, concha e véu.

Lênticos: São ambientes aquáticos de água parada, como por exemplo, lagoas, lagos, pântano, etc.

Limícolas: São um grupo diverso de aves que ocupam ambientes aquáticos rasos.

Limite de Quantificação (LQ): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas.

Límnica: sinônimo de dulcícola.

Linha-base: estado do ambiente e/ou de seus vários componentes físicos, bióticos e antrópicos imediatamente anterior ao desastre, ou o estado em o que o ambiente e/ou seus componentes estariam caso não houvesse ocorrido o desastre.

Lipoperoxidação: a oxidação de lipídios, ou lipoperoxidação, consiste em uma cascata de reações resultantes da ação dos radicais livres (oxigênio molecular) sobre os lipídios (gorduras).

Lóticos: São ambientes aquáticos de água corrente, como por exemplo rios, nascentes, ribeiras e riachos. Têm como principal característica o fluxo hídrico, que influencia diretamente as variáveis físico-químicas da água e as comunidades biológicas presentes.

Macrófitas Aquáticas: Plantas aquáticas que vivem em ambientes inundados, flutuantes ou enraizadas.

Macroinvertebrados Bentônicos: invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos em pelo menos parte de seu ciclo de vida e que ficam retidos em redes com abertura de malha entre 200 e 500 µm.

Mananciais: Fontes de água, que podem ser utilizadas para o abastecimento urbano.

MapGeo2015: é um sistema que fornece a ondulação geoidal (N) necessária à conversão de altitudes elipsoidais, obtidas com os Sistemas de Navegação Global por Satélite (GNSS), em altitudes ortométricas.

Mastofauna: Conjunto de mamíferos de uma região.

Matriz de Distância: matriz (*array* bidimensional) contendo as distâncias, tomadas em pares, de um conjunto de dados.

Máximo ou Mínimo Histórico: para variáveis de qualidade de água, esses termos foram sempre utilizados em referência ao período de linha-base.

Mecânica do Solo: é um campo da engenharia civil, ligado à geotecnia, que estuda o solo como um meio de sustentação de estruturas.

Mediana: em termos mais simples, mediana pode ser o valor do meio de um conjunto de dados. A vantagem da mediana em relação à média é que a mediana pode dar uma ideia melhor de um valor típico porque não é tão distorcida por valores extremamente altos ou baixos, como a média.

Mediolitoral: Faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Meio Biótico: Conjunto de flora e fauna e demais organismos.

Meridiano Central: Longitude de origem de cada fuso no sistema de coordenadas da projeção UTM.

Meroplâncton: organismos que permanecem no plâncton apenas na fase inicial do seu ciclo de vida.

Mesopelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 1000 metros de profundidade.

Mesopredadores: Predadores de porte médio que se encontram no meio da cadeia trófica, tipicamente predando pequenos animais.

Microcrustáceos: crustáceos microscópicos que vivem no zooplâncton. São representados pelos cladóceros e copépodos e estão distribuídos nas regiões de margem e meio dos ambientes aquáticos.

Microhábitats: Descreve as características microambientais de determinado habitat, constituída por atributos como sombreamento, temperatura, umidade, estrutura vegetal, entre outros.

Mineralogia do Solo: é o ramo da Ciência do Solo que estuda as propriedades, composição, maneira de ocorrência e gênese dos minerais primários e secundários das frações areia, silte e argila dos solos.

Montante: é a direção de um ponto mais baixo para um ponto mais alto de um curso d'água, em direção à nascente do rio.

Morfodinâmicos: Conceito associado ao intemperismo atual. São processos mais restritos, tanto no tempo quanto no espaço, sujeitos a oscilações ou ritmos dos principais agentes naturais, como as chuvas, considerando as modificações impostas pelo ser humano no processo de apropriação do relevo.

Morfotipo: características morfológicas que distinguem organismos da mesma espécie.

Nanofanerófitos: Plantas anãs raquíticas, variando entre 0,25 e 5 m de altura, com predominância nas áreas campestres do Brasil.

Nativa: Espécie original daquela região que vive.

Náuplio: estágios larvais de copépodes

Nectônicos: animais aquáticos que se locomovem ativamente na coluna de água.

Neossolo: ordem de solos pouco evoluídos, sem horizonte B diagnóstico definido. Os Neossolos são constituídos por material mineral ou orgânico pouco espesso (menos de 30 cm de espessura) e congregam solos rasos (como os Neossolos Litólicos) ou profundos e arenosos (como os Neossolos Quartzarênicos e os Neossolos Regolíticos). No caso de solos de planícies às margens de rios e córregos que são constituídos por sucessão de camadas de natureza aluvionar, sem relação pedogenética entre si, os mesmos são chamados de Neossolos Flúvicos.

Neotropical: Região biogeográfica que compreende a América Central, incluindo a parte sul do México e da península da Baja California, o sul da Florida, todas as ilhas do Caribe e a América do Sul.

Nicho: papel ecológico de uma espécie em uma comunidade, ou gama total das condições sobre as quais o indivíduo ou a população vive e se reproduz.

Níveis Tróficos: relacionados à cadeia alimentar, iniciando em produtores, passando por consumidores intermediários, consumidores finais ou topo de cadeia e decompositores, formando um ciclo.

Oligo-Mesotrófico: ambiente de pouco a moderadamente, enriquecido por nutrientes.

Ondulação Geoidal (N): é a diferença entre a altitude elipsoidal e a altitude ortométrica.

Onívoras: Animais que se alimentam de recursos de origem vegetais e/ou animal.

Oportunística: condizente a um acontecimento ocasional, proporcionado por alguma atividade relacionada.

Osteichthyes: grupo dos peixes ósseos.

Paragênese Mineral: Conjunto de minerais em rochas ígneas ou em rochas metamórficas que, por evidências petrográficas e outras, mostram ter evoluído associadamente em equilíbrio geoquímico e termodinâmico.

Parâmetros: É um valor, oriundo de uma variável ou expressão mais complexa.

Patrimônio Cultural: Bens reconhecidos pela importância cultural de uma região.

Pedogenéticos: Transformação do solo, por meio de dois fatores climáticos e por microrganismos.

Perda Ambiental: lesões aos recursos ou serviços ambientais, causadas pelo desastre, que geram prejuízo significativo à sociedade.

Planctófono: organismo que se alimenta de plâncton.

Planícies Aluviais: São formações geológicas que se caracterizam por serem planas ou muito pouco inclinadas. Formam-se pela deposição ao longo do tempo de sedimentos trazidos por um ou mais rios.

Planos de Manejo: Documentos de planejamento das unidades de conservação.

Plasticidade Ambiental: Descreve a capacidade dos organismos a se adaptarem a diferentes estímulos e condições ambientais. Quanto maior a plasticidade ambiental, mais tolerante é aquele organismo às variações em seu ambiente.

Plastrão: porção inferior da carapaça que recobre o corpo dos quelônios.

Plataforma Continental: leito marinho que começa na linha de costa e desce com um declive suave até o talude continental.

Playback: Processo de sonorização que utiliza uma gravação para emissão de vocalizações.

Polinização: Processo de transferência de pólen entre as flores, que pode ser regulado por agentes bióticos (p.ex. morcegos, insetos) ou abióticos (p.ex. vento).

Pontos de Controle: são pontos fora da área afetada pelo rejeito de Fundão, com condições similares às áreas afetadas, utilizadas para comparação.

Posicionamento Relativo Estático Rápido: O posicionamento relativo estático-rápido é similar ao relativo estático, porém, a diferença básica é a duração da sessão de rastreo, que neste caso, em geral é inferior a 20 minutos.

Posicionamento Relativo Estático: No posicionamento relativo estático, tanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de referência quanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de interesse devem permanecer estacionados (estáticos) durante o levantamento. Neste método, a sessão de rastreo se estende por muitas horas, a depender da distância entre o receptor base e o rover.

Posicionamento Relativo: No posicionamento relativo, as coordenadas do vértice de interesse são determinadas a partir de um ou mais vértices de coordenadas conhecidas. Neste caso é necessário que dois ou mais receptores GNSS colem dados simultaneamente, onde ao menos um dos receptores ocupe um vértice de referência. No posicionamento relativo podem se usar as observáveis: fase da onda portadora, pseudodistância ou as duas em conjunto. Sendo que a fase da onda portadora proporciona melhor precisão e por isso ela é a única observável aceita na determinação de coordenadas de vértices de apoio e vértices situados em limites artificiais. O posicionamento relativo utilizando a observável pseudodistância só é permitido para a determinação de coordenadas de vértices situados em limites naturais.

Pressuposto de Homocedasticidade: é um pressuposto que verifica se as variâncias em cada grupo de dados são, aproximadamente, iguais. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Pressuposto de Normalidade: é um pressuposto que verifica se os dados possuem uma distribuição, aproximadamente, normal. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Processos Erosivos: Retirada ou transporte de sedimentos da superfície do solo.

Quelônios: grupo faunístico composto por répteis com o corpo revestido por carapaça óssea (Chelonia) que recobre o corpo.

Quiropterofauna: Conjunto de morcegos de uma região.

Real Time Kinematic (RTK) ou Posicionamento Cinemático em Tempo-Real: é uma técnica de posicionamento e navegação GNSS, baseia-se na transmissão instantânea de dados de correções dos sinais de satélites, do(s) receptor(es) instalado(s) no(s) vértice(s) de referência ao(s) receptor(es) que

percorre(m) os vértices de interesse. Desta forma, proporciona o conhecimento em tempo real de coordenadas precisas dos vértices levantados. O posicionamento pelo RTK pode ser feito pelo método convencional ou em rede.

Receptor Base: receptor o qual fica estático (parado) em uma coordenada conhecida.

Receptor Rover: receptor o qual fica se deslocando ao longo do trabalho com o objetivo de obter coordenadas precisas dos pontos ou vértices onde ele será estacionado.

Recurso Alimentar: qualquer componente do ambiente que pode ser utilizado como alimento e potencialmente esgotado por organismo.

Recursos Naturais: Aquilo que é necessário ao homem e se encontra na natureza.

Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC): é um conjunto receptores GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*), também chamados de estações de referência, que possuem alta capacidade para rastrear satélites de forma contínua. Tais receptores possuem alta precisão e alto desempenho, sendo que suas observações para a determinação de coordenadas são disponibilizadas em arquivos diários ou em tempo real. Desde 1996, o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) junto com o seu departamento de Geodésia estabeleceu a RBMC, promovendo a aplicação em diferentes áreas em todo território brasileiro.

Rede de Plâncton: redes de filtração de água de água com poro reduzido (μm). É o aparato mais comum de obtenção de amostras de plâncton, e são produzidas em várias formas e tamanhos.

Redes Tróficas: Interligação natural de cadeias alimentares.

Região da Plataforma: áreas submersas pelo mar, com declive suave que se estende da linha de costa até 200 metros de profundidade em direção ao talude.

Região do Talude: declive acentuado do fundo do mar após a plataforma continental, partindo dos 200 metros até cerca de 3500 metros de profundidade, em direção a região oceânica.

Região Estuarina: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Região Fitoecológica: Compreende um espaço definido por uma florística de gêneros típicos e de formas biológicas características que se repetem dentro de um mesmo clima, podendo ocorrer em terrenos de litologia variada, mas com relevo bem marcado.

Região Nerítica: região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Região Oceânica: região que se estende após a quebra da plataforma continental.

Rêmiges: Penas de voo das asas das aves.

Réplicas Amostrais: são amostras obtidas mais de uma vez de uma mesma comunidade no mesmo espaço e tempo.

Reprodução Partenogenética ou Reprodução por Partenogênese: tipo de reprodução assexuada (sem a presença de sexo) de animais em que o embrião se desenvolve de um óvulo sem ocorrência da fecundação.

Resiliência: capacidade de um sistema em retornar a algum estado de referência após uma perturbação.

Retrizes: Penas de voo da cauda das aves.

Riqueza de Espécies: número de espécies que ocorre em uma amostra de uma comunidade.

Rodolitos: tipo de alga calcária que não se fixa a um substrato.

Rotíferos ou Rotífera: Filo de animais aquáticos e microscópicos.

Sazonal: relativo a estação do ano.

Sedimento: todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, transportadas por água, ar ou gelo, distribuído ao longo dos vales do sistema de drenagem e orientado a partir da interação constante dos processos de intemperismo e erosão (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003 apud MARTINS, 2008).

Série Histórica: em relação a dados hidrológicos (quantitativos), contempla toda a série de dados independentemente de terem ocorrido antes ou após o rompimento da barragem de Fundão.

Serviços Ambientais: benefícios que as pessoas obtêm da natureza direta ou indiretamente, através dos ecossistemas, a fim de sustentar a vida no planeta.

Serviços Ecosistêmicos: contribuições dos ecossistemas à economia e bem estar.

Shapefile: Formato de arquivo contendo informações geográficas.

Siderófilos: Elementos afins ao ferro em ambiente magmático.

Sinclinal: dobra com convexidade para baixo, quando conhecidas suas relações estratigráficas, ou seja, rochas mais novas encontram-se no seu núcleo. Com a atuação progressiva dos processos erosivos, as regiões de sinclinais (onde a mesma camada é mais baixa do que nas anticlinais associadas) tendem a formar relevos positivos, enquanto que às de anticlinais, frequentemente desventradas por erosão, formam as partes baixas do relevo.

Singletons: Espécies encontradas por somente um indivíduo em uma amostra.

Sistema Geodésico de Referência (SGR): é um sistema de coordenadas associado a algumas características terrestres.

Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS): sigla em inglês para *Global Navigation Satellite System* – além da navegação, é utilizado para determinar a posição de um objeto na terra (coordenadas). Para tanto, são necessários no mínimo 04 satélites para se determinar as seguintes variáveis: x, y, z e tempo. A precisão dessa coordenada é definida de acordo com a técnica de posicionamento utilizada durante a coleta de dados. O GNSS é visto como uma evolução natural do já popular sistema de posicionamento americano, o GPS. Atualmente fazem parte do GNSS além do GPS, o sistema russo GLONASS, o europeu GALILEO e o chinês BEIDOU. Com vários sistemas de satélites, melhora-se a geometria das constelações e disponibilidade de sinal, garantindo assim uma maior integridade e confiança aos usuários do sistema.

Sítios Ramsar: Áreas úmidas com prioridade para proteção e uso sustentável.

Solos de Várzeas: são solos hidromórficos que ocupam áreas planas, baixas, de formação sedimentar recente e originados à montante. Logo, são associados a solos e rochas existentes na bacia acima da região de deposição. Os sedimentos trazidos pelos rios (argila, silte, areia, frações orgânicas) são depositados seletivamente nesses solos em função do grau de energia. Verifica-se a oscilação ou estagnação do nível freático em seus horizontes em pelo menos uma estação do ano. É comum a evidência de mosqueados e/ou processos de gleização nesses solos. Dado a baixa cota em relação aos solos de terras altas, os solos de várzeas recebem adição contínua de nutrientes e mesmo de sedimentos.

Solum: parte superior e mais intemperizada do perfil do solo, compreendendo somente os horizontes A e B (excluído o BC). Do Latim *solum* = suporte, superfície, base.

Squamata: Ordem de répteis que inclui animais com escamas como as serpentes e os lagartos.

Sub-bacias: São áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal.

Sub-bosque: Conjunto de vegetação de baixa estatura que cresce abaixo do dossel florestal.

Sublitoral: Faixa da zona entremarés descoberta apenas nas marés mais baixas de sizígia.

Superfície de Resistência: Em ecologia de paisagens, é o atributo que se refere ao quanto um determinado uso de solo custa a ser transpassado pela fauna durante seus deslocamentos.

Supralitoral: Faixa da zona entremarés coberta apenas nas marés mais altas de sizígia.

Supressão de Vegetação: Retirada da vegetação para uso do solo.

Sustentabilidade: Conjunto de ideias e estratégias ecologicamente corretas.

Taxa: plural de táxon em latim.

Táxon: Unidade taxonômica definido dentro do sistema lineano de classificação dos organismos. Exemplos incluem espécies (p.ex. *Tapirus terrestris*), gêneros (p.ex. *Leopardus*), famílias (p.ex. Culicidae) e classes (p.ex. Aves).

Taxonomia: ramo da biologia que classifica os organismos através de sua história evolutiva.

Tecnossolo: solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas por sua origem técnica. Esses solos contém uma quantidade significativa (20% ou mais (m/m) nos primeiros 100 cm do perfil) de artefatos (materiais que são derivados de tecnologias humanas, incluindo materiais manufaturados e materiais naturais que foram escavados e transportados) ou ainda são solos que contém uma camada contínua cimentada. Os Tecnossolos incluem solos de resíduos (aterros, lodo, cinzas e resíduos de mineração), solos pavimentados por material inconsolidado, solos com geomembranas e solos construídos. De forma geral, se referem a solos urbanos ou solos de mina.

Teia Trófica: conjunto de cadeia alimentares interconectadas em uma ecossistema.

Termorregulação: processo que algumas espécies da fauna, principalmente répteis, executam para obtenção de energia calorífica a partir da exposição ao Sol.

Terófitos: Plantas anuais, cujo ciclo vital é completado por sementes que sobrevivem à estação climática desfavorável, ocorrendo exclusivamente nas áreas campestres.

Terras Altas: no presente estudo se relaciona aos solos formados diretamente pela intemperização da rocha local (autóctone) ou próxima. Na área estudada, o relevo é acidentado de modo geral, não havendo acúmulo e saturação do solo com água. Logo, não estão sujeitos à oscilação do nível freático em seus horizontes em nenhuma estação do ano. Prevalecem as condições aeróbicas na formação do solo, não havendo evidências de processos atuais de segregação de ferro, como mosqueados e gleização. Esses solos se caracterizam por haver perdas de elementos via lixiviação para subsolos.

Turnover: Componente da diversidade beta que descreve a substituição de espécies entre diferentes regiões.

Universal Transversa De Mercator (UTM): utiliza um sistema de coordenadas cartesianas bidimensional para dar localizações na superfície da Terra. É uma representação de posição horizontal, isto é, é utilizada para identificar os locais na Terra independentemente da posição vertical, mas difere do método tradicional de latitude e longitude, em vários aspectos.

Valor de Investigação: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Prevenção: é a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Para a manutenção da multifuncionalidade do solo deve-se considerar a proteção da biota do solo (receptores ecológicos), a proteção da água subterrânea (importante recurso hídrico) e a proteção à saúde humana. O valor mais restritivo, dentre estes três critérios, é definido como o valor de prevenção segundo a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Referência de Qualidade: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. Os valores de referência de qualidade (VRQs) são definidos por órgãos ambientais estaduais ou federais, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Variabilidade Genética: Alelos de um gene que variaram entre si na população.

Variáveis Bioclimáticas: Dados das condições climáticas de uma região que exercem influência no desenvolvimento dos seres vivos que ali habitam.

Vértice Geodésico: é um ponto fixado no solo, normalmente com uma chapa de ferro. Nela estão gravadas um código que remete a altitude, latitude e longitude daquele local.

Xeromórficas: Nome que se dá s plantas adaptadas a climas semiárido a desértico, ou então em regiões úmidas, mas salinas.

Zona de Amortecimento: Área estabelecida ao redor de uma unidade de conservação com o objetivo de filtrar os impactos negativos das atividades que ocorrem fora dela.

Zona de Transição: Onde são promovidas práticas sustentáveis de gestão de recursos.

Zona Núcleo: Zonas com dimensão adequada, dedicadas à conservação da natureza.

Zona Tampão: Região onde são realizáveis atividades de conservação da natureza.

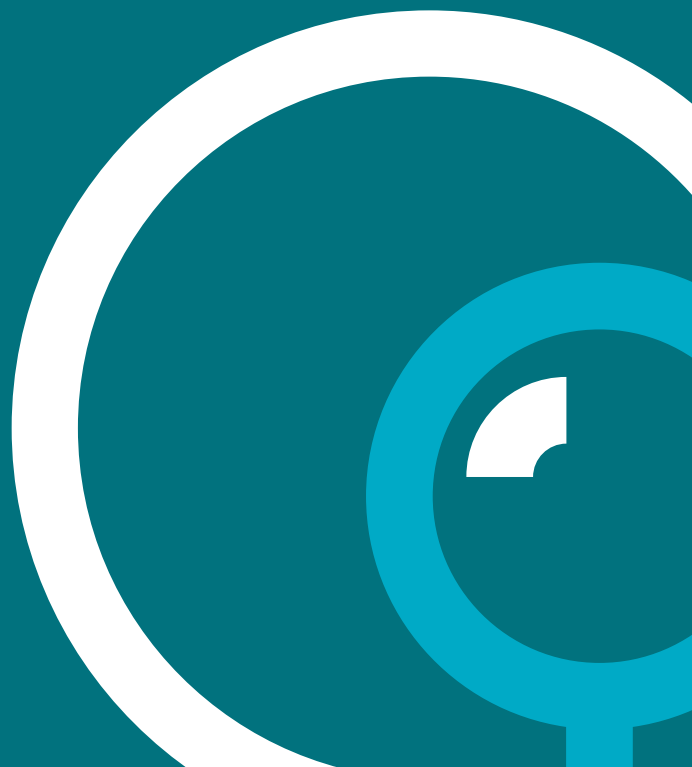
Zoonoses: Doenças infecciosas de animais capazes de ser naturalmente transmitidas para o ser humano.

Zooplâncton: comunidade de animais microscópicos que flutuam livremente nos corpos de água, sem nenhum ou quase nenhum movimento próprio.

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da
barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

TOMO II – AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS Documentos Suplementares

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



DOCUMENTOS SUPLEMENTARES

AVALIAÇÃO QUALI-QUANTITATIVA DE ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA AFETADAS PELA PASSAGEM DA LAMA DE REJEITOS E DE AFLUENTES AO RIO DOCE– BRASIL

1.1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97), a água é um bem de domínio público, cuja gestão deve proporcionar os seus usos múltiplos, sem dissociação dos aspectos de quantidade (vazão do curso d'água) e qualidade (concentração do parâmetro), e deve assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

Desta forma, de acordo com Koide e Souza (2016), o ideal seria realizar o monitoramento de qualidade da água em conjunto com o monitoramento hidrológico. No entanto, segundo Pinto (2016), no Brasil, o monitoramento de qualidade da água não é integrado ao monitoramento fluviométrico e, raramente, há medições de vazões juntamente às medições de qualidade da água. Koide e Souza (2016) relatam que, na prática, a ausência de medições integradas decorre da separação institucional dos órgãos responsáveis pela coleta de dados hidrológicos e de controle da poluição, fato este marcante da realidade brasileira e que possui forte impacto sobre entendimento de avaliações quali-quantitativas integradas.

De acordo com Tucci (1998), as condições de um corpo d'água envolvem dois fatores fundamentais:

- Condições hidrológicas: representam o estado do corpo hídrico em relação a quantidade de água – retratada, em um rio, pela vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);
- Qualidade da água: estabelecida a partir da definição da concentração (mg L^{-1}) de um parâmetro de qualidade da água, de forma a atender a legislação ambiental, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes, definida pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Uma informação de qualidade da água é resultado de medições em campo (*in situ*) através de sensores automáticos, sondas paramétricas ou coletas de amostras de água, seguidas de análises em laboratórios competentes e formalmente acreditados.

Para a associação dos aspectos de quantidade e qualidade, para uma dada seção de monitoramento quali-quantitativo fluvial, o conceito de carga (kg dia^{-1}) de um determinado poluente é o reflexo da integração da resposta hidrológica com a condição de qualidade dada pela concentração do poluente (TUCCI, 1998; FORMIGONI et al., 2011), com a definição do fluxo de massa do poluente em análise.

Neste contexto, o conceito de carga permite visualizar potenciais alterações de qualidade do corpo hídrico, de acordo com os períodos secos e chuvosos (FORMIGONI et al., 2011), e inferir sobre períodos e locais críticos para a gestão dos recursos hídricos (FERREIRA et al., 2016). As cargas de qualidade da água são influenciadas pelas condições hidrológicas (TUCCI, 1998). As vazões dos rios, por

sua vez, são função de fatores como precipitação, escoamento superficial e de águas subterrâneas, e de variações sazonais (períodos secos/chuvosos), que afetam também a concentração de poluentes no curso d'água (VEGA et al., 1998).

Desta forma, a análise da concentração isoladamente pode não ter representatividade temporal e espacial, já que a concentração também se altera com o regime hidrológico (TUCCI, 1998; ALBERTIN; MAUAD, 2004). Cabe destacar, que eventuais interpretações a partir de efeitos de diluição podem induzir a interpretações não adequadas do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos. Por exemplo, com uma vazão alta, a concentração poderá ser diluída (TUCCI, 1998), ou seja, para um mesmo lançamento de efluentes (mesma concentração), a qualidade da água apresentará níveis melhores em períodos em que a vazão apresente níveis máximos (períodos chuvosos) e qualidade inferior, em períodos de vazões mínimas (FORMIGONI et al., 2011). Justifica-se, sempre, em projetos de gestão de recursos hídricos a avaliação quali-quantitativa integrada.

Portanto, de acordo com Pinto et al. (2017), recomenda-se avaliar dados de concentração conjuntamente com dados de vazão, pois alterações no fluxo do rio podem dificultar a interpretação dos dados de concentrações. Pinto et al. (2017), ainda verificaram que, a análise de cargas de poluentes, sem o estudo do comportamento da vazão e concentração, não fornece resultados conclusivos, já que não permite avaliar a influência desses parâmetros nas alterações das cargas.

No Brasil, não há uma legislação reguladora para cargas em corpos hídricos, apenas as concentrações dos parâmetros de qualidade da água são tratadas. Nos Estados Unidos, por outro lado, está prevista a avaliação de cargas em legislação, através do TMDL (*total maximum daily load*), ou cargas máximas diárias totais, que consistem no cálculo da quantidade máxima de um poluente que poderia ser lançado em um corpo hídrico, para que este curso de água se encontre e continue a atender os padrões de qualidade da água para o poluente em questão (EPA, 2019). Assim, o TMDL pode ser usado para determinar uma meta de redução de poluentes e quais as reduções de carga necessárias para uma determinada fonte do poluente (EPA, 2019).

Uma forma de se relacionar dados de quantidade e qualidade de água é através de curvas de permanência. Uma curva de permanência de vazões relaciona a vazão e a porcentagem do tempo em que tal vazão é igualada ou superada (CRUZ; TUCCI, 2008). Assim, a associação de dados de qualidade de água à curva de permanência de vazões permite avaliar, por exemplo, se em períodos de vazões mais elevadas, há um aumento ou diminuição nos valores dos parâmetros de qualidade de água na seção fluvial avaliada. Outra maneira de se avaliar a associação de dados de quantidade e qualidade de água é por meio de curvas de permanência de qualidade da água (FERREIRA et al., 2016; FORMIGONI et al., 2011), utilizando-se o conceito de cargas (CUNHA et al., 2012). Assim, a curva de permanência das cargas pode ser comparada com a curva de cargas que representa o limite legal (CUNHA et al., 2012), sendo desse modo possível avaliar a porcentagem do tempo em que a carga relativa ao limite legal é igualada ou superada.

Assim, o presente documento, buscou investigar as alterações decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na água, bem como a permanência dessas alterações, a luz de uma abordagem quali-quantitativa. Cabe destacar que as avaliações de cargas de sólidos apresentadas neste relatório têm enfoque na área de qualidade da água, enquanto no relatório de hidrologia (conforme capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais) as avaliações de cargas de sólidos têm como objetivo a quantificação do transporte de sedimentos.

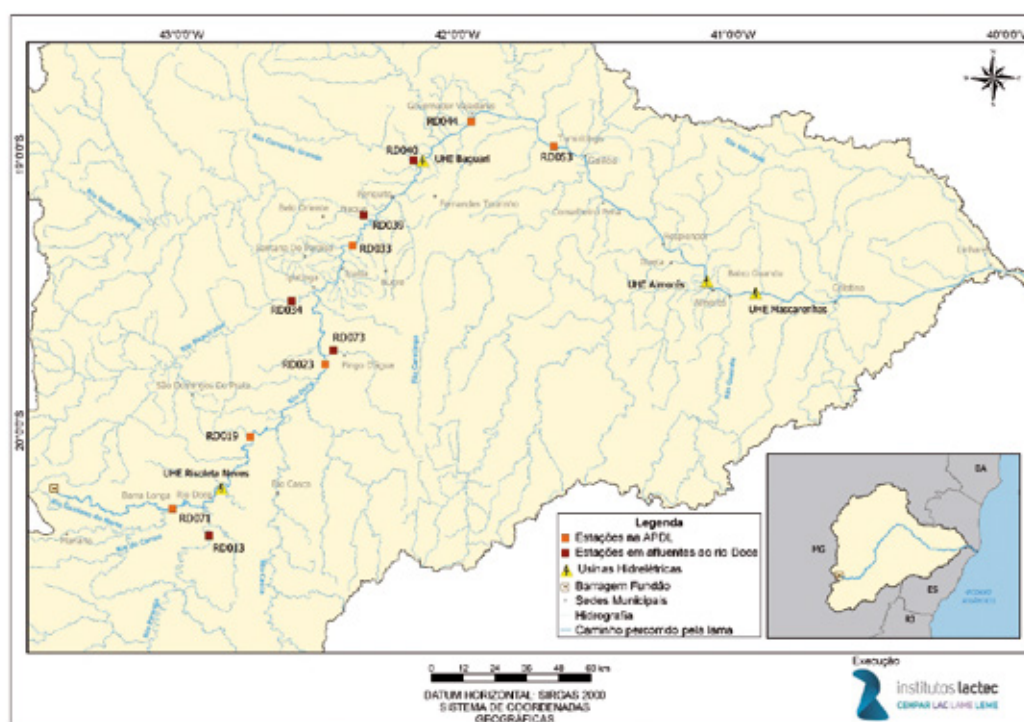
1.2 METODOLOGIA

Nesta seção, são apresentadas as etapas metodológicas necessárias para a realização da análise quali-quantitativa dos corpos hídricos que fizeram parte do trajeto percorrido pela onda de lama de rejeitos oriunda do rompimento da barragem de Fundão e de rios afluentes ao rio Doce.

1.2.1 ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO NO RIO DOCE

Para a análise quali-quantitativa da água, foram selecionadas cinco estações de monitoramento ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, de acordo com a disponibilidade de dados de quantidade (vazão) e qualidade da água. Todas as estações analisadas estão localizadas no estado de Minas Gerais. A estação RD071 está situada no rio do Carmo e as outras estações ao longo do rio Doce. No caso dos rios afluentes ao rio Doce, foram selecionadas cinco estações de monitoramento, de acordo com a disponibilidade de dados de quantidade (vazão) e qualidade da água, todas localizadas no estado de Minas Gerais. A Figura 1 apresenta a localização das estações avaliadas neste relatório.

Figura 1 – Estações de monitoramento avaliadas na análise quali-quantitativa da água.



A seguir, os dados de quantidade e qualidade da água são descritos em relação à fonte de dados, identificação das estações de monitoramento, frequência de medições e parâmetros de qualidade de água avaliados.

1.2.1.1 Estações fluviométricas

Os dados das estações fluviométricas foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) e por e-mail. A Tabela 1 resume informações sobre as estações de monitoramento de quantidade de água, fonte e períodos de dados disponíveis, frequência de medição e identificação das estações.

Tabela 1 – Estações fluviométricas (quantidade da água) avaliadas ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos.

Estação Fluviométrica	Frequência	Período	Rio	Estação de Qualidade da Água correspondente	Fator de correção
Modelagem	Diária	Jan/1980-Dez/2018	do Carmo	RD071	–
56425000	Diária	Nov/1981-Dez/2018	Doce	RD019	1,25
56539000	Diária	Set/1974-Dez/2018	Doce	RD023	1,01
56719998	Diária	Out/1986-Dez/2018	Doce	RD033	–
56850000	Diária	Jan/1938-Dez/2018	Doce	RD044	0,99
56920000	Diária	Jul/1972-Nov/2018	Doce	RD053	–

Ressalta-se que devido à indisponibilidade de dados de quantidade de água na região da estação RD071, exclusivamente nesta estação foram utilizados os resultados obtidos através do modelo MGB (conforme capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais), conforme Tabela 1.

Algumas das estações avaliadas não possuem medições em estações coincidentes de vazões e qualidade da água. Nos casos em que não há medições conjuntas de vazão e qualidade da água em uma mesma seção fluvial, é possível realizar a estimativa de vazões a partir de postos fluviométricos próximos, com base na técnica de regionalização hidrológica (COLLISCHONN e TASSI, 2008). A forma mais simples de regionalização hidrológica é o estabelecimento de uma relação linear entre a vazão e a área de drenagem contribuinte (COLLISCHONN e TASSI, 2008). Naqueles locais em que a estação de quantidade de água não coincide com a estação de qualidade da água, foi realizada uma regionalização das vazões de acordo com a área da bacia incremental (COLLISCHONN e TASSI, 2008). A Tabela 1 apresenta o fator de correção que foi aplicado nas estações de monitoramento para as análises quali-quantitativas.

Nas análises quali-quantitativas apresentadas neste relatório, a nomenclatura adotada para descrever os resultados foi aquela das estações de qualidade da água.

1.2.1.2 Estações de qualidade da água

Foram avaliados dados das estações de qualidade da água do IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas), tendo em vista que todas as estações analisadas estão no estado de Minas Gerais. Ressalta-se que para a estação de monitoramento de qualidade da água RD071, localizada no rio do Carmo, também foram utilizados dados da Fundação Renova para o mês de novembro/2015, visto que o IGAM iniciou suas amostragens pós-desastre na referida estação já no final de novembro/2015. A Tabela 2 resume informações sobre as estações de monitoramento de qualidade de água, períodos de dados disponíveis, localização e identificação das estações. A frequência de medições de parâmetros de qualidade da água do período de linha-base era trimestral, no entanto, após o desastre, a frequência de medições passou a ser diária e, por fim, mensal que, para efeitos de análise neste relatório configuram uma situação ímpar em estudos de qualidade da água em bacias hidrográficas.

É importante destacar que, nos casos em que os resultados das variáveis de qualidade de água foram inferiores ao limite de quantificação do método (LQ), utilizou-se o próprio valor do LQ para fins de cálculo.

Tabela 2 – Estações de qualidade da água avaliadas ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos.

Corpo hídrico	Estação	Período	Fonte
Rio do Carmo	RD071	Out/2008-Dez/2018	IGAM/Fundação Renova
Rio Doce	RD019	Set/1997-Dez/2018	IGAM
Rio Doce	RD023	Set/1997-Dez/2018	IGAM
Rio Doce	RD033	Jul/1997-Dez/2018	IGAM
Rio Doce	RD044	Fev/2000-Dez/2018	IGAM
Rio Doce	RD053	Set/1997-Dez/2018	IGAM

Paralelamente à avaliação de cargas nas estações de monitoramento atingidas pela onda de lama de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, foram avaliados cinco rios afluentes ao rio Doce. A descrição das estações de monitoramento de rios afluentes é apresentada na sequência.

1.2.2 ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO NOS RIOS AFLUENTES

Além das estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos da barragem de Fundão, foram avaliados cinco rios afluentes em relação às cargas contribuintes ao rio Doce. A Tabela 3 apresenta os rios e a distância das referidas estações ao rio Doce e a Figura 1 apresenta a localização das estações avaliadas neste relatório. Na sequência são apresentadas as estações avaliadas.

Tabela 3 – Rios afluentes ao rio Doce avaliados em relação às cargas.

Corpo hídrico	Distância da estação de monitoramento ao rio Doce (km)	Estação de monitoramento de qualidade da água correspondente
Rio Piranga	24,91	RD013
Rio Ribeirão Sacramento	5,36	RD073
Rio Piracicaba	18,49	RD034
Rio Santo Antônio	2,56	RD039
Rio Corrente Grande	5,27	RD040

1.2.2.1 Estações fluviométricas

Os dados das estações fluviométricas foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) e por e-mail. A Tabela 4 resume informações sobre as estações de monitoramento de quantidade de água, fonte e períodos de dados disponíveis, frequência de medição e identificação das estações.

Tabela 4 – Estações fluviométricas (quantidade da água) avaliadas dos rios afluentes ao rio Doce.

Estação Fluviométrica	Frequência	Período	Rio	Estação de Qualidade da Água correspondente	Fator de correção
56120000	Diária	Mai/1974-Dez/2018	Piranga	RD013	–
56571000	Diária	Out/1974-Dez/2018	Ribeirão Sacramento	RD073	–
56700100	Diária	Set/1986-Dez/2018	Piracicaba	RD034	1,02
56826000	Diária	Out/1974-Dez/2018	Santo Antônio	RD039	1,02
56846100	Diária	Out/1975-Dez/2018	Corrente Grande	RD040	1,28

Naqueles locais em que a estação de quantidade de água não coincide com a estação de qualidade da água, foi realizada uma regionalização das vazões de acordo com a área da bacia incremental (COLLISCHONN e TASSI, 2008). A Tabela 4 apresenta o fator de correção que foi aplicado nas estações de monitoramento para as análises quali-quantitativas.

Nas análises quali-quantitativas apresentadas neste relatório, a nomenclatura adotada para descrever os resultados foi aquela das estações de qualidade da água.

1.2.2.2 Estações de qualidade da água

Foram avaliados dados das estações de qualidade da água do IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas), tendo em vista que todas as estações analisadas estão no estado de Minas Gerais. O modo como ocorreu a obtenção dos dados já foi mencionada no item de qualidade de água dos ambientes fluviais do presente relatório. A Tabela 5 resume informações sobre as estações de monitoramento de qualidade de água, períodos de dados disponíveis, localização e identificação das estações. A frequência de medições de parâmetros de qualidade da água nos rios afluentes é trimestral e não foi intensificada após a ocorrência do desastre.

É importante destacar que, nos casos em que os resultados das variáveis de qualidade de água foram inferiores ao limite de quantificação do método (LQ), utilizou-se o próprio valor do LQ para fins de cálculo.

Tabela 5 – Estações de qualidade da água avaliadas nos rios afluentes ao rio Doce.

Corpo hídrico	Estação	Frequência	Período	Fonte
Piranga	RD013	Trimestral	Jul/1997-Dez/2018	IGAM
Ribeirão Sacramento	RD073	Trimestral	Out/2008-Out/2018	IGAM
Piracicaba	RD034	Trimestral	Fev/2000-Out/2018	IGAM
Santo Antônio	RD039	Trimestral	Jul/1997-Out/2018	IGAM
Corrente Grande	RD040	Trimestral	Fev/2000-Out/2018	IGAM

1.2.3 PERÍODOS DE AVALIAÇÃO

A análise quali-quantitativa foi realizada considerando toda a série histórica de dados de vazão e de qualidade da água disponíveis nas estações de monitoramento descritas anteriormente. No caso das vazões, foi realizada uma análise da série histórica (Tabela 1 e Tabela 4) por meio de curvas de permanência (apresentada na seção 1.2.7) e, nos períodos em que os dados de qualidade da água encontram-se disponíveis, as análises foram realizadas para três períodos distintos: linha-base, desastre e pós-desastre. Os períodos do desastre e pós-desastre foram, ainda, subdivididos para uma avaliação temporal das vazões, concentrações e cargas em cada um dos períodos. A Tabela 6 apresenta uma descrição de cada período utilizado para a análise quali-quantitativa nas estações de monitoramento ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos e dos rios afluentes ao rio Doce. Quando conveniente, o período de linha-base e pós-desastre foi separado em períodos seco (entre outubro e março) e chuvoso (entre abril e setembro).

Tabela 6 – Períodos de avaliação da análise quali-quantitativa nas estações de monitoramento ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos e de afluentes ao rio Doce.

Períodos		Subperíodos
Linha-Base (LB)	Início do monitoramento de qualidade da água ⁽¹⁾ – 04/11/2015	
Desastre (D)	05/11/2015 – 31/03/2016	Novembro/2015
		Dezembro/2015-Março/2016
		Abril/2016-Dezembro/2016
Pós-Desastre (PD)	01/04/2016 – 31/12/2018	Janeiro/2017-Dezembro/2017
		Janeiro/2018-Dezembro/2018

(1) A data de início do monitoramento de qualidade da água nas estações avaliadas é apresentada na Tabela 2 e na Tabela 5.

1.2.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA AVALIADOS

Para a análise quali-quantitativa das estações de monitoramento, foram selecionados alguns parâmetros de qualidade da água através dos quais foi possível observar a ocorrência de danos à qualidade da água. Os parâmetros analisados foram:

- Sólidos Suspensos Totais (SST);
- Turbidez;
- Ferro Dissolvido (Fe);
- Manganês Total (Mn);
- Alumínio Dissolvido (Al).

Para avaliação das concentrações e cargas, os limites estabelecidos para os parâmetros de qualidade da água para rios de classe 2, consideraram a Resolução CONAMA nº 357/2005 e, no caso de sólidos suspensos totais (SST), a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. A Tabela 7 apresenta os limites legislados e o LQ para os parâmetros de qualidade da água avaliados neste relatório.

Tabela 7 – Limites estabelecidos pela legislação para os parâmetros de qualidade da água avaliados e limites de quantificação do IGAM e Fundação Renova

Variável	Limite CONAMA nº 357/2005 – classe 2	LQ (IGAM)	LQ (Fundação Renova)
Alumínio Dissolvido (mg L ⁻¹)	≤ 0,1	<0,1 <0,02 (jul/17)	<0,05 (nov/15)
Ferro Dissolvido (mg L ⁻¹)	≤ 0,3	<0,05 <0,03 (ago/01)	<0,3 (nov/15)
Manganês Total (mg L ⁻¹)	≤ 0,1	<0,05	<0,01
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	≤ 100 ⁽²⁾	<1 <2 (out/11)	<10 (ago/16)
Turbidez (UNT)	≤ 100	≤ 100	ND

(2) O limite para sólidos suspensos totais é estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008.

Ressalta-se que o limite de quantificação para o alumínio dissolvido no período anterior a julho/2017 foi igual ao limite legislado, o que deve ser levado em consideração quando da interpretação dos resultados.

1.2.5 DEFINIÇÃO DE CARGAS

A associação dos aspectos de quantidade (vazões) e qualidade, para uma mesma seção fluvial, é realizada utilizando-se o conceito de carga (t dia⁻¹), reflexo da integração da resposta hidrológica com a condição de qualidade dada pela concentração do poluente (TUCCI, 1998; FORMIGONI et al., 2011). As cargas em uma seção de rio podem ser calculadas conforme (CHAPRA, 1997):

$$L = QC \quad (1)$$

na qual Q é a vazão (m³s⁻¹), C é a concentração do parâmetro de qualidade (mg L⁻¹) e L é a carga referente ao parâmetro de qualidade (t dia⁻¹).

Cargas elevadas podem ocorrer devido a três fatores: 1) as vazões são elevadas e as concentrações estão dentro do limite estabelecido pela legislação; 2) as vazões são baixas, no entanto, as concentrações estão acima do limite estabelecido pela legislação e 3) tanto vazões quanto concentrações são elevadas.

Dos parâmetros de qualidade da água analisados neste relatório (seção 1.2.5), apenas o parâmetro turbidez não foi analisado relativamente a cargas, tendo em vista que a turbidez não é medida em termos de concentração (mg L⁻¹), mas em unidade nefelométrica de turbidez (UNT).

1.2.6 CURVAS DE PERMANÊNCIA DE VAZÕES

A curva de permanência de vazões relaciona a vazão e a porcentagem do tempo em que tal vazão é igualada ou superada dentro do período histórico utilizado na sua construção (CRUZ; TUCCI, 2008) e, é um resumo da variabilidade das vazões (MAIDMENT, 1992). De acordo com Pinto et al. (1976), uma série histórica de vazões pode ser organizada segundo uma distribuição de frequências.

Para isso, basta ordenar as descargas em ordem de grandeza e calcular as frequências acumuladas para a série, considerando o número total de observações (n). Portanto, a frequência com que uma vazão em uma seção é igualada ou superada pode ser calculada conforme:

$$f = \frac{i}{n + 1} \times 100 \quad (2)$$

na qual i é a posição da vazão ordenada (de maneira decrescente) e f é a frequência com que a vazão é igualada ou excedida (%) (CRUZ; TUCCI, 2008; MAIDMENT, 1992).

1.2.7 CURVAS DE PERMANÊNCIA DE CARGAS

Os parâmetros de qualidade da água também podem ser associados a curvas de permanência (FERREIRA et al., 2016; FORMIGONI et al., 2011), considerando-se quantidade e qualidade da água, por meio das cargas (CUNHA et al., 2012). A construção da curva de permanência de cargas seguiu a metodologia da seção 1.2.7, no entanto, para qualidade, as cargas foram ordenadas de maneira decrescente.

Para se avaliar a adequabilidade das cargas obtidas, a curva de permanência foi, então, comparada com aquelas relativas à legislação pertinente. Neste caso, a curva de permanência de cargas limite foi construída utilizando a série de dados de vazão da estação analisada e o limite estabelecido pela legislação (CUNHA et al., 2012). De acordo com Cunha et al. (2012), a curva de permanência de cargas limite não é horizontal (embora a concentração legislada seja constante), tendo em vista que o regime de vazões se altera ao longo do ano. Desta forma, é possível analisar desacordos relativos a cargas nas estações de monitoramento. Para tanto, foram utilizados os limites estabelecidos para rios de classe 2 de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 e, no caso de sólidos suspensos totais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008.

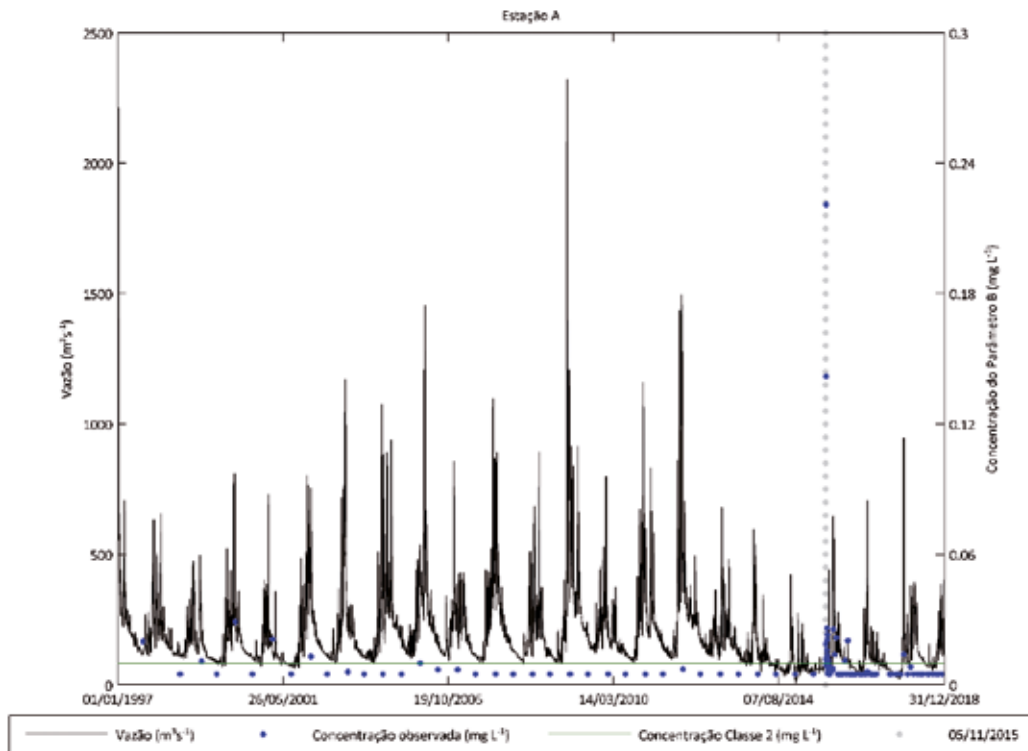
1.2.8 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Neste item, buscou-se apresentar o modo de interpretação dos gráficos, considerando-se uma estação de monitoramento hipotético A, com uma determinada série histórica de vazões e um parâmetro de qualidade da água hipotético B.

1.2.8.1 Série histórica de vazões e concentração

A série histórica de vazões e concentrações do parâmetro B na estação A é apresentada na Figura 2, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis (setembro/1997-dezembro/2018). Na Figura 2, o dia do desastre é destacado pela linha cinza. O eixo esquerdo do gráfico se refere as vazões (linha preta no gráfico), o eixo direito refere-se à concentração do parâmetro de qualidade da água B. Os pontos azuis referem-se à concentração observada na estação e a linha verde ao limite legislado para classe 2.

Figura 2 – Série histórica de vazões e concentrações do parâmetro B na estação A.

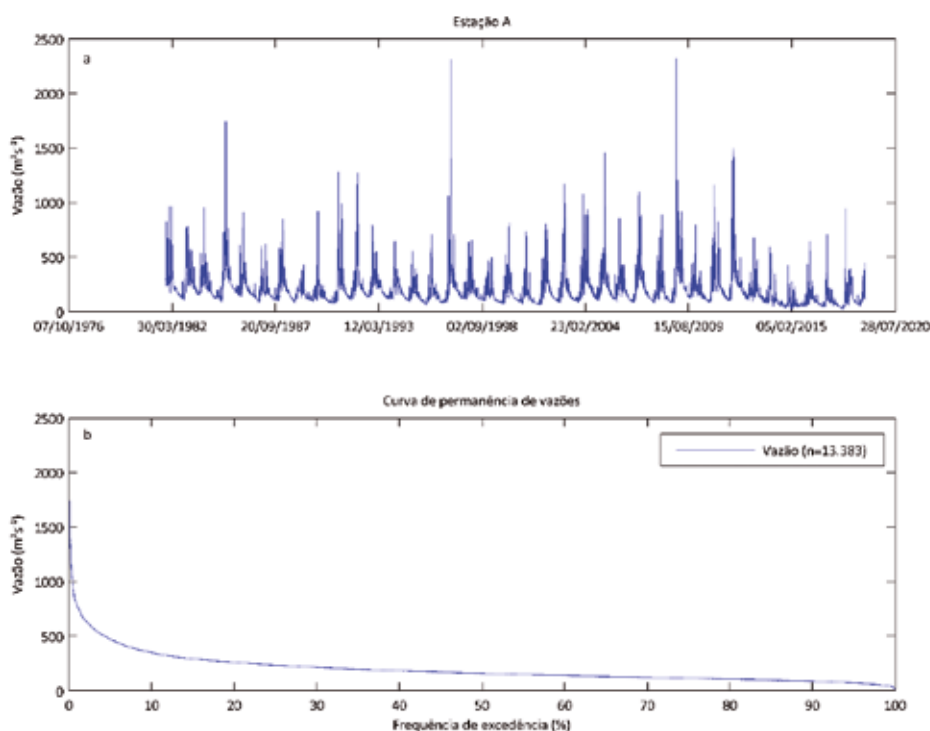


1.2.8.2 Interpretação da curva de permanência de vazões

Para a interpretação da curva de permanência de vazões, considere a estação de monitoramento hipotética A, com período de monitoramento de vazões de 30/03/1982 a 31/12/2018. A Figura 3 mostra um exemplo de uma série histórica de vazões (estação hipotética A) em uma seção de rio e sua curva de permanência correspondente, cujo número de observações (n) é 13.383.

Na Figura 3.a é apresentada a série histórica de vazões em uma determinada seção de rio. Nesta série histórica, a vazão mínima é de $5,77 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, a vazão máxima é de $2.323,30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e a vazão média é de $200,42 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Ordenando os dados de vazões de maneira decrescente e calculando as frequências (conforme seção 1.2.7), obtém-se a curva de permanência de vazões, apresentada na Figura 3.b. A vazão média, no período analisado, é igualada ou superada em 34,23% do tempo.

Figura 3 – Exemplo de a) série histórica de vazões e b) curva de permanência de vazões na estação hipotética A.



As curvas de permanência mostram a frequência na qual uma vazão é igualada ou superada, considerando toda a série histórica de medições de vazão em uma determinada seção de rio. Isso significa que vazões mais baixas (lado direito da curva da Figura 3.b) são superadas frequentemente (mais facilmente), enquanto vazões extremas (lado esquerdo da curva da Figura 3.b), são excedidas com menor frequência (mais raro).

Apesar de a série histórica de vazões (Tabela 1 e Tabela 4) ser utilizada para a construção das curvas de permanência neste relatório (Figura 3.b), na apresentação temporal desses dados de vazão, considerou-se apenas o período para o qual se contava com dados de qualidade da água disponíveis (Figura 2).

1.2.8.3 Interpretação da curva de permanência de vazões e concentrações associadas

Nesta seção, a interpretação dos gráficos que associam as curvas de permanência de vazões e as concentrações dos parâmetros de qualidade de água é apresentada. A Figura 4 mostra o gráfico para esta análise.

A curva de permanência de vazões (Figura 4.a), correspondente ao eixo esquerdo do gráfico, foi dividida em intervalos de 20% de frequência de excedência (5 intervalos), no qual o intervalo 1 corresponde a vazões cuja frequência de excedência é menor (0-20%) e, portanto, correspondem a vazões maiores. O intervalo 5 (80-100%), correspondem a vazões que são igualadas ou excedidas com maior frequência, ou seja, correspondem a vazões mais baixas na série histórica.

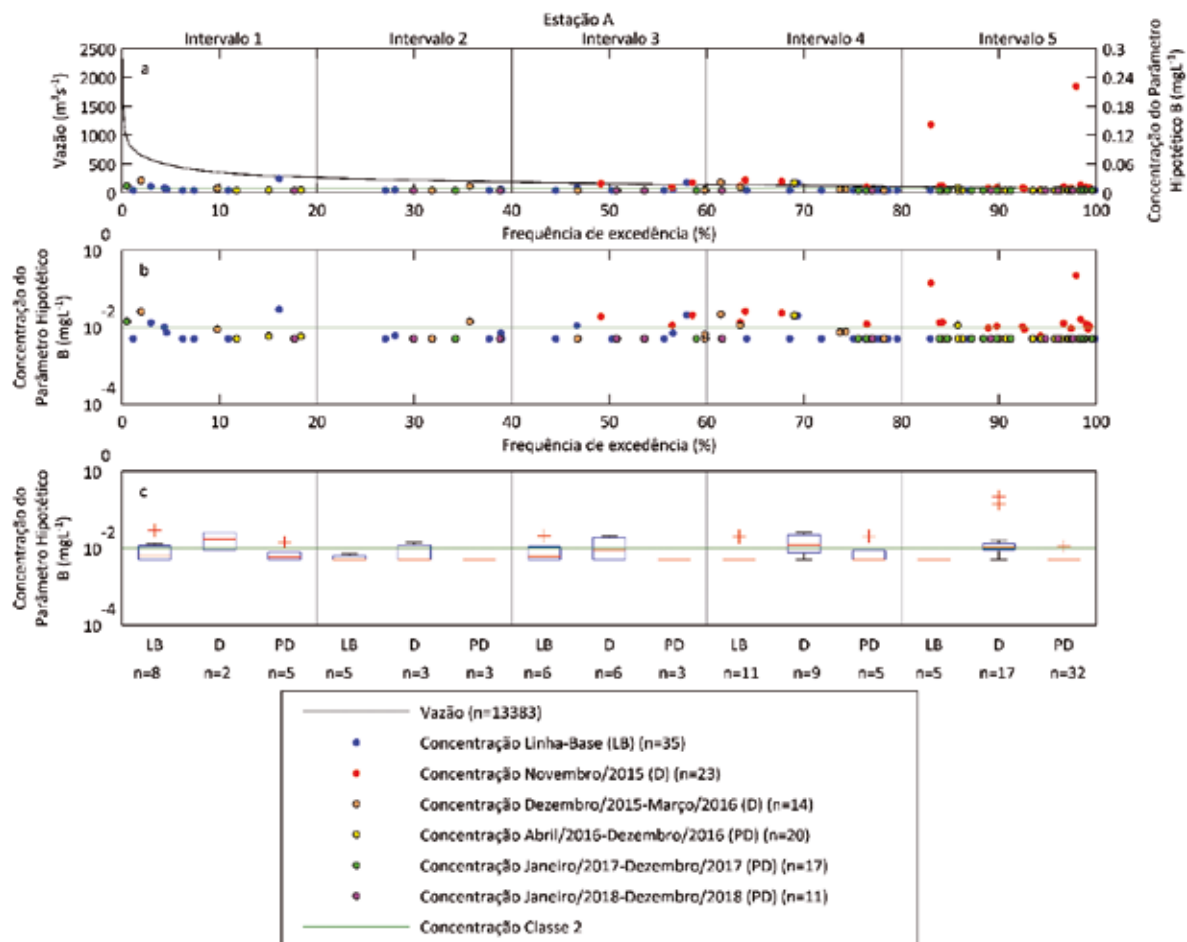
O eixo direito do gráfico da Figura 4.a apresenta a concentração do parâmetro hipotético B. O monitoramento de um parâmetro de qualidade da água B é associado a uma vazão no dia da medição. Estas concentrações estão associadas às suas vazões correspondentes na Figura 4.a, a qual apresenta também a concentração limite para classe 2. Os dados de concentração do parâmetro B são apresentados conforme os períodos de avaliação descritos na seção 1.2.3, em linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD).

Para maior detalhamento, a Figura 4.b apresenta a mesma série de concentração do parâmetro B, no entanto, em escala logarítmica, com a subdivisão em intervalos, associada às frequências de excedência das vazões. As concentrações são, também, subdivididas em períodos de linha-base, desastre e pós-desastre, conforme os períodos de avaliação da seção 1.2.3.

A Figura 4.c apresenta os box-plots das concentrações do parâmetro B, separadas por período de avaliação (seção 1.2.3) e por intervalos, cujo número de observações (n) é apresentado para cada box-plot.

O gráfico de box-plot ou gráfico de caixa permite visualizar diversos aspectos da distribuição de dados, como variabilidade, assimetria e valores atípicos (MAGALHÃES; LIMA, 2015). De acordo com Magalhães e Lima (2015), para a construção do box-plot, um retângulo é definido, no qual a aresta inferior corresponde ao primeiro quartil e a superior, ao terceiro quartil, e a mediana é representada por um traço no interior do retângulo (linha vermelha na Figura 4.c). O primeiro quartil corresponde ao valor no qual 25% das observações estão abaixo dele e, no terceiro quartil, 75% das observações estão abaixo daquele valor (MAGALHÃES; LIMA, 2015). A mediana (que corresponde ao segundo quartil), é o valor que divide o conjunto de dados ordenados em dois subgrupos de mesmo tamanho, ou seja, 50% das observações ordenadas estão acima da mediana e 50% das observações ordenadas estão abaixo da mediana. Os valores extremos (ou outliers) são representados pelo símbolo (+) na Figura 4.c. A Figura 4.c apresenta também a concentração limite para classe 2.

Figura 4 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação A. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



1.2.8.4 Interpretação da curva de permanência de cargas

No Brasil, não há uma legislação reguladora para cargas em corpos hídricos. Contudo, a avaliação das cargas permite a visualização de potenciais alterações do corpo hídrico, de acordo com os períodos secos e chuvosos (FORMIGONI et al., 2011), além de inferir sobre períodos e locais críticos para a gestão dos recursos hídricos (FERREIRA et al., 2016). A avaliação das cargas foi realizada por meio de curvas de permanência de cargas, segundo a metodologia apresentada por Cunha et al., (2012).

Neste relatório, as denominadas cargas limites foram calculadas considerando a série de vazões de cada estação e a concentração legislada para o parâmetro de qualidade da água. Na avaliação de curvas de permanência de cargas, a curva da estação foi comparada a curva de permanência de carga limite, e as divergências entre as duas curvas foram analisadas. Apesar da carga não possuir legislação, utiliza-se o limite de concentração legislado nas avaliações.

Na avaliação de cargas, uma carga que ultrapasse a carga limite pode ocorrer devido a vazões elevadas, concentrações elevadas ou, então, por vazões e concentrações elevadas. Portanto, uma carga elevada pode ser o resultado de uma vazão alta e concentração que esteja abaixo do limite legislado.

As cargas na estação A para o parâmetro hipotético B e as respectivas cargas limites foram calculados conforme seção 1.2.6, considerando as vazões e concentrações associadas do parâmetro B e o valor legislado (supondo que o parâmetro B tem limite para classe 2 de $0,010 \text{ mg L}^{-1}$). A curva de permanência de cargas foi construída conforme a metodologia apresentada na seção 1.2.7 e 1.2.8.

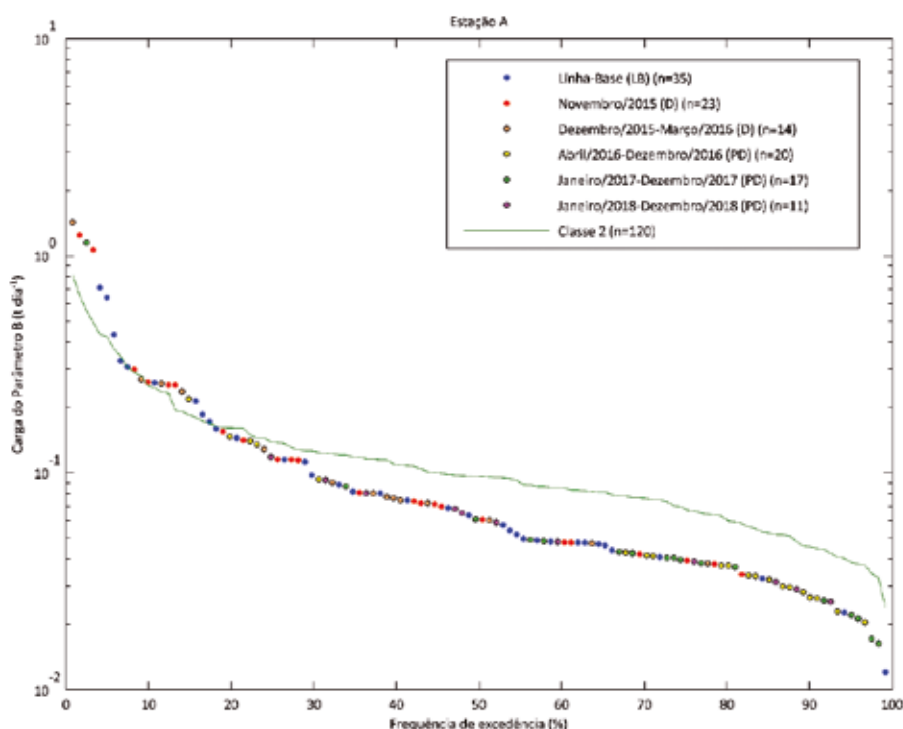
Na construção da curva de permanência de cargas (Figura 5), apenas registros com dados de vazões e qualidade da água medidos no mesmo dia foram utilizados. Em registros de qualidade da água que não há registros de vazões associadas, o dado de qualidade da água foi descartado. A curva de permanência da carga limite foi calculada com o mesmo número de observações (n) das cargas calculadas com os dados observados na estação A, e suas respectivas vazões.

A Figura 5 apresenta um exemplo de curva de permanência de cargas para o parâmetro hipotético B e curva limite do parâmetro hipotético B, considerando o limite da classe 2. O número total de cargas (n) calculadas foi de 120 (datas com dados de qualidade e quantidade medidos no mesmo dia), apresentado na legenda da Figura 5. As cargas registradas foram subdivididas de acordo com os períodos de avaliação (linha-base, desastre e pós-desastre), conforme definido na seção 0, para as quais foi indicado o respectivo número de observações (n).

Na Figura 5, a linha verde refere-se à carga limite para a classe 2. A carga limite do parâmetro hipotético B foi excedida em 17,36% das observações (carga de $0,17 \text{ t dia}^{-1}$), em que foram verificados tanto divergências relacionadas ao período de linha-base quanto ao período do desastre e pós-desastre. Na linha-base, a carga máxima foi de $0,71 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto no desastre, a carga máxima foi de $1,43 \text{ t dia}^{-1}$, valor 2 vezes superior à carga máxima de linha-base. A carga máxima de linha-base se deu para uma vazão de $285,21 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (correspondente ao intervalo 1 na Figura 4), associada a uma concentração de $0,029 \text{ mg L}^{-1}$ (acima do limite legislado). No ano de 2017, uma das cargas verificadas foi superior a carga limite e de linha-base e se deu por uma vazão de $945,99 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (correspondente ao intervalo 1 na Figura 4) e concentração associada de $0,014 \text{ mg L}^{-1}$. Nos dois casos, a carga elevada se deu pelos valores elevados de vazão e concentração, tendo-se como referência para a concentração o limite legislado para o parâmetro hipotético B. Portanto, este gráfico permite a avaliação e identificação dos períodos

em que as cargas ultrapassaram o limite legislado e linha-base, com que frequência esta situação acontece e, se após o desastre são verificadas cargas elevadas e se ocorrem por uma concentração ou vazão elevada, ou ambos.

Figura 5 – Exemplo de curva de permanência de carga para o parâmetro hipotético B versus carga limite na estação hipotética A.



1.2.8.5 Integração dos resultados

Após a avaliação dos parâmetros de qualidade da água (concentração e cargas, com exceção da turbidez para cargas) por estação de monitoramento neste relatório, foi realizada uma análise temporal e espacial integrada das cargas ao longo das estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos, de montante para jusante. Nesta avaliação, o período de linha-base foi subdividido em períodos seco e chuvoso. Após o desastre, os períodos considerados foram: novembro/2015 (mês em que se deu o rompimento), dezembro/2015-março/2016 (primeiro período chuvoso após o desastre), abril/2016-setembro/2016 (primeiro período seco após o desastre) e outubro/2016-dezembro/2018, subdividido em períodos seco e chuvoso. A análise integrada das cargas nas estações, após o desastre, foi realizada por meio de box-plots e avaliação das medianas das cargas em relação às medianas de linha-base. Para tanto, os períodos após o desastre correspondentes ao período seco, foram comparados com o período de linha-base seco. Os períodos após o desastre correspondentes ao período chuvoso, foram comparados com o período de linha-base chuvoso.

1.3 RESULTADOS

Os resultados da análise quali-quantitativa das estações de monitoramento ao longo do trajeto percorrido pela lama, são apresentados por parâmetro de qualidade da água, de montante para jusante. Na sequência, são apresentados os resultados da análise quali-quantitativa das estações de monitoramento de rios afluentes ao rio Doce, por estação.

1.3.1 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

Estação RD071

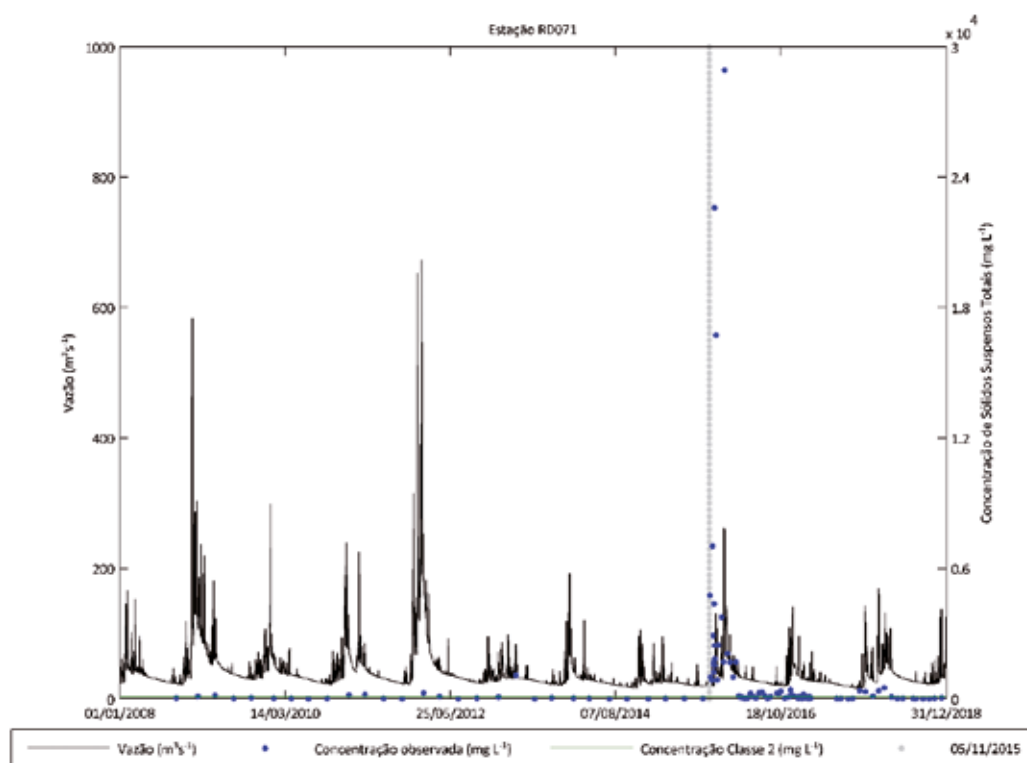
A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD071 é apresentada na Figura 6, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de SST na estação RD071 refere-se ao dia 09/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 8 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD071 do IGAM. Ressalta-se, conforme mencionado anteriormente, que exclusivamente para a estação RD071, os dados de vazões desta estação foram gerados a partir de modelagem hidrológica, conforme apresentado no capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à indisponibilidade de dados observados. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1980-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 14.245, a vazão máxima do período foi de $1.116,70 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e mínima de $16,19 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Na Figura 6, a série histórica observada da concentração de sólidos suspensos totais é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 24,0% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de sólidos suspensos totais de 28.920 mg L^{-1} e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de SST que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 7 apresenta a série histórica de vazões da estação RD071, por meio da curva de permanência, e as concentrações de SST associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

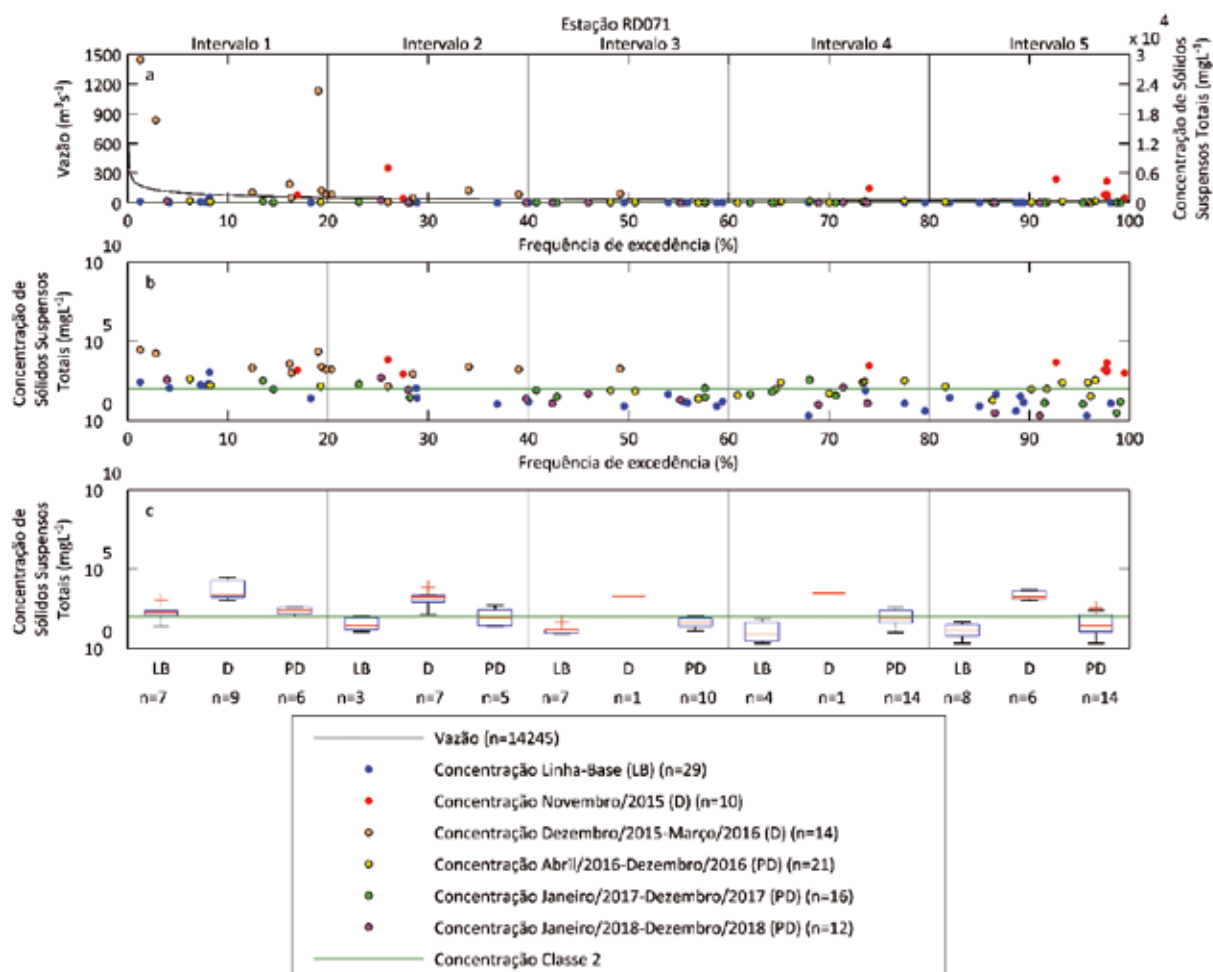
A Figura 7.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 8) é igualada ou excedida em 27,7% do tempo. A concentração máxima de SST foi registrada no período do desastre (dezembro/2015-março/2016), associada a uma vazão de $174,65 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Figura 6 – Série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais na estação RD071.**Tabela 8** – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD071.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD071	1.116,70	43,99	16,19

Para maior detalhamento, a Figura 7.b apresenta as concentrações de SST associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base (máximo histórico) e limite legislado em 79,2% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), há eventos com concentrações superiores à linha-base e acima do limite legislado nos intervalos 4 e 5 (entre os anos de 2016 e 2017) e concentrações em níveis observados na linha-base no intervalo 4 e 5 em 2018, no entanto, com menor número de observações. Nos intervalos 1 e 2, o número de observações no ano de 2018 é menor, no entanto, são verificadas concentrações que ultrapassam a linha-base e limite da classe 2.

Figura 7 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD071. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 7.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 7.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 218 mg L^{-1} (n=7), no período do desastre (D), a concentração foi de 2.640 mg L^{-1} (n=9) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 357 mg L^{-1} (n=6). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de 58 mg L^{-1} (n=8), no período do desastre de 1.790 mg L^{-1} (n=6) e, no pós-desastre, de 118 mg L^{-1} (n=14), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 7.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de SST ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e

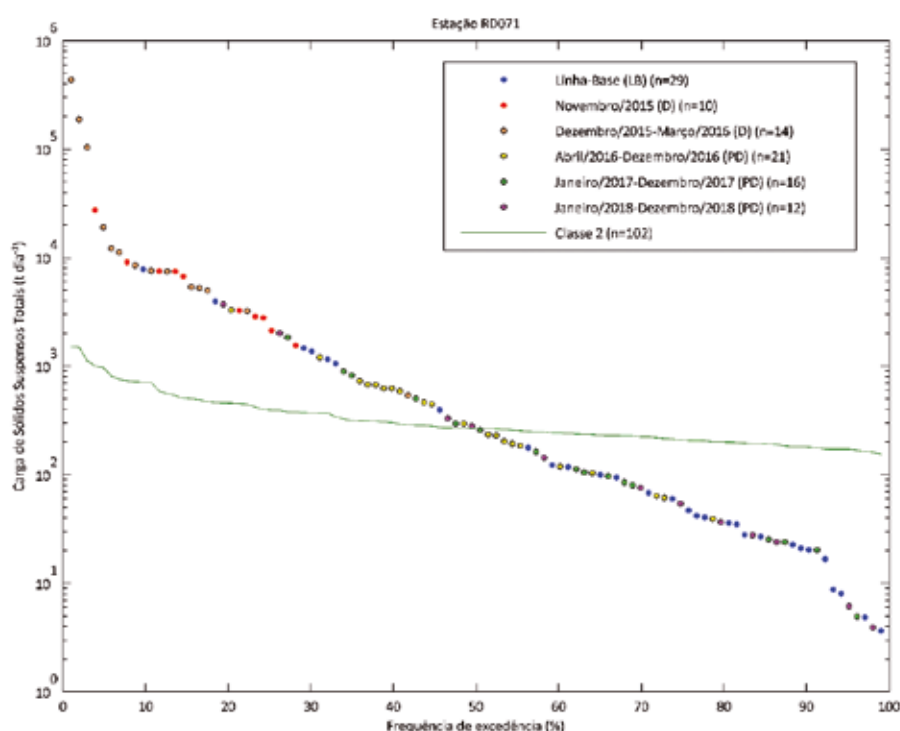
pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 8 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD071. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 50,5% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $259,20 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $7.835,54 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $436,40 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 55,7 vezes superior à carga máxima observada na linha-base.

No período de linha-base, para 24,0% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 41,0% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 8 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais versus carga limite na estação RD071.



A Tabela 9 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas divergências, 41,7% ocorreram no período de novembro/2015 e 58,3% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 41,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 55,0% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 25,0% ocorreram no ano de 2017 e 20,0% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

No entanto, no ano de 2018, foi possível identificar cargas que excedem a carga limite (classe 2), conforme é mostrado na Figura 8. A carga máxima no ano de 2018, que foi excedida em 19,4% do tempo (Figura 8), registrada em 05/02/2018, ocorreu devido a uma vazão de $115,94 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e uma concentração de SST associada de 373 mg L^{-1} . O segundo evento registrado, que foi excedido em 26,2% do tempo, registrado em 05/03/2018, ocorreu devido uma vazão de $46,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e uma concentração associada de 506 mg L^{-1} , todos registrados no período chuvoso e com concentrações superiores ao limite legislado.

Tabela 9 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD071.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	24,0	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	41,7
		Dezembro/2015-Março/2016	58,3
Pós-Desastre	41,0	Abril/2016-Dezembro/2016	55,0
		Janeiro/2017-Dezembro/2017	25,0
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	20,0

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 50,5% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 10 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $18,01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 1.000 mg L^{-1} , registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $1.556,41 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão, que foi um pouco superior a vazão mínima histórica. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $174,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de 262 mg L^{-1} , resultando em uma carga de $3.958,81 \text{ t dia}^{-1}$, o que foi observado no período de linha-base. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 100 mg L^{-1} .

Tabela 10 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD071.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	50,5	18,01 – 174,88	88 – 28.920
Carga máxima histórica (linha-base)	7,8	22,21 – 174,65	2.092 – 28.920

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($7.835,54 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 7,8% do tempo, a Tabela 10 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $22,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de SST de 4.759 mg L^{-1} , registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $9.132,25 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $174,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de SST associada foi de 28.920 mg L^{-1} , observada no período de dezembro/2015-março/2016, resultando em uma carga de $436,40 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD019 é apresentada na Figura 9, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de SST na estação RD019 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 11 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD019 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (novembro/1981-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 13.383, a vazão máxima do período foi de $2.323,30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $5,76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Figura 9 – Série histórica de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD019.

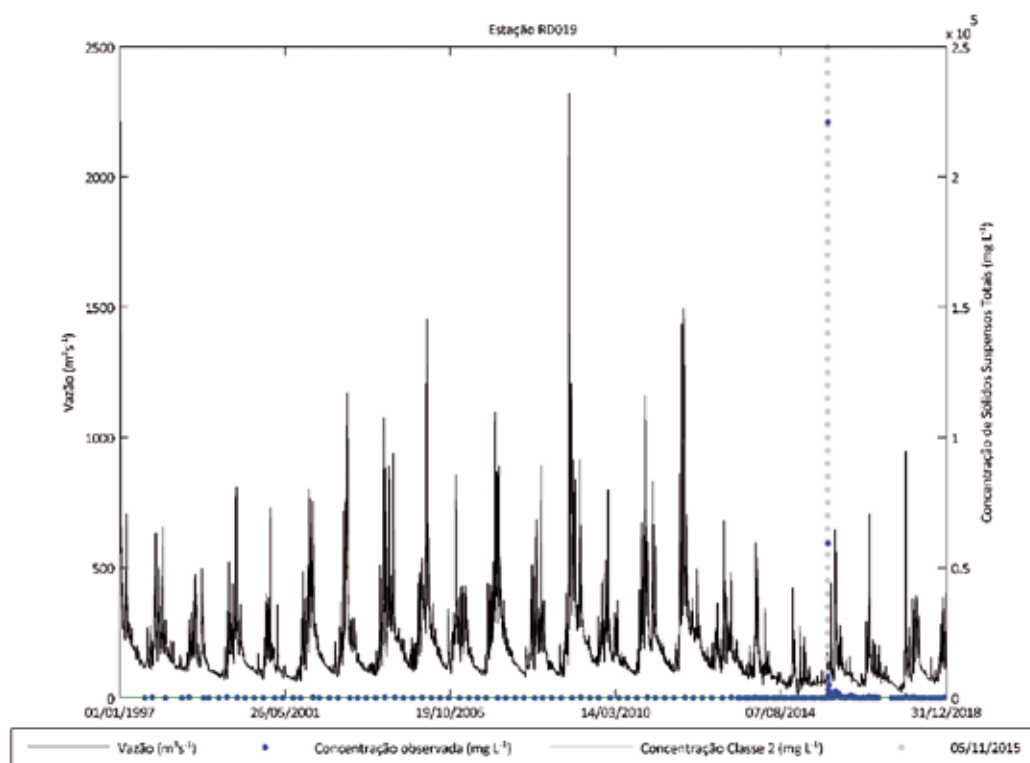


Tabela 11 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD019.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD019	2.323,30	200,42	5,76

Na Figura 9, a série histórica observada da concentração de SST é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 13,0% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de SST de $221.110 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de SST que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

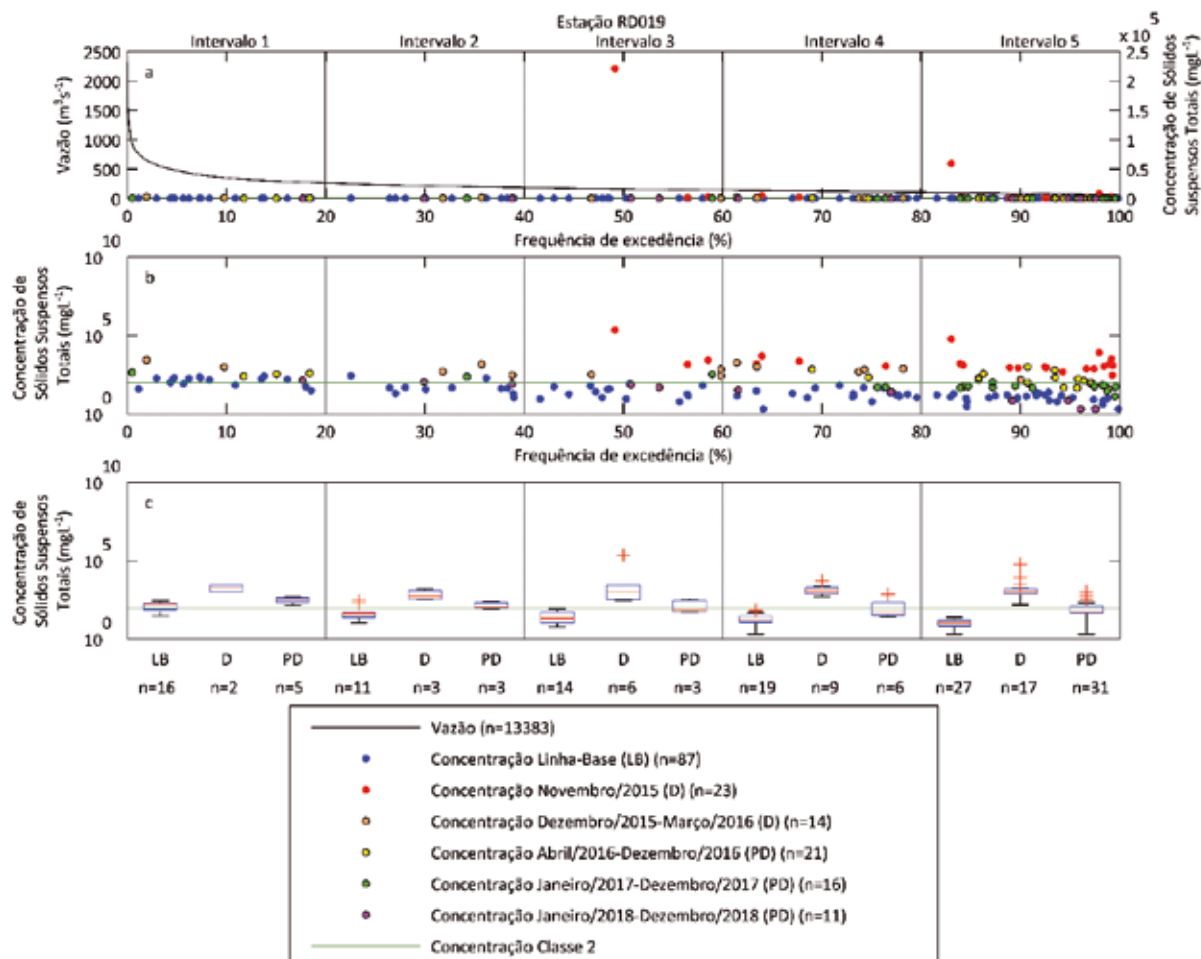
A Figura 10 apresenta a série histórica de vazões da estação RD019, por meio da curva de permanência, e as concentrações de SST associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 10.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 11) é igualada ou excedida em 34,2% do tempo. A concentração máxima de SST foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $161,35 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 10.b apresenta as concentrações de SST associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base (máximo histórico) e limite legislado em 94,6% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), há eventos com concentrações superiores à linha-base e acima do limite legislado nos intervalos 4 e 5 (entre os anos de 2016 e 2017) e concentrações em níveis observados na linha-base nos intervalos 3, 4 e 5 em 2018, no entanto, com menor número de observações.

A Figura 10.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 10 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD019. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



No intervalo 1 (Figura 10.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 156 mg L^{-1} ($n=16$), no período do desastre (D), a concentração foi de 1.820 mg L^{-1} ($n=2$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 347 mg L^{-1} ($n=5$). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de 11 mg L^{-1} ($n=27$), no período do desastre de 990 mg L^{-1} ($n=17$) e, no pós-desastre, de 57 mg L^{-1} ($n=31$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 10.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de SST ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 11 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 39,9% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1.223,86 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $9.079,20 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $3.082,52 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 339,5 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 19,5% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 94,6% e 35,4% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 12 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 94,6% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,7% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,1% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 35,4% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 64,6% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 17,7% ocorreram no ano de 2017 e 17,7% ocorreram em 2018, ou seja, os desacordos diminuíram entre 2016 e 2017, e se mantiveram entre 2017 e 2018.

Figura 11 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.

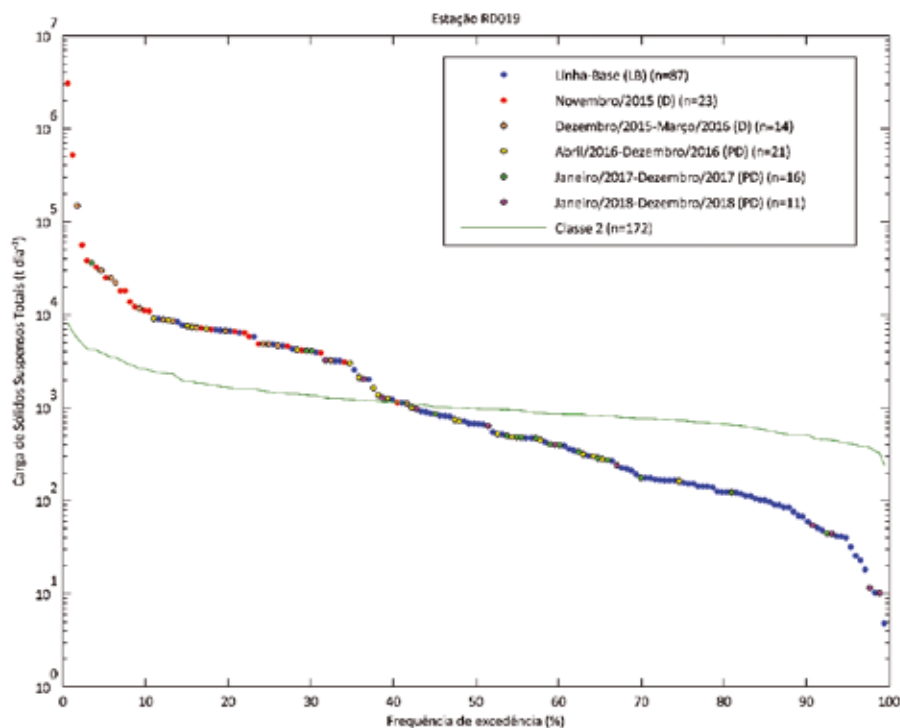


Tabela 12 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD019.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	19,5	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	94,6	Novembro/2015	62,9
		Dezembro/2015-Março/2016	37,1
		Abril/2016-Dezembro/2016	64,6
Pós-Desastre	35,4	Janeiro/2017-Dezembro/2017	17,7
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	17,7

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 39,9% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 13 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $43,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 1.230 mg L^{-1} , registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $4.612,87 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $945,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de 443 mg L^{-1} , resultando em uma carga de $36.207,93 \text{ t dia}^{-1}$, o que foi observado no ano de 2017. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 100 mg L^{-1} .

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($9.079,20 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 11,6% do tempo, a Tabela 13 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $44,67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de SST de 3.170 mg L^{-1} , registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $12.235,22 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $945,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de SST associada foi de 443 mg L^{-1} , observada no ano de 2017, resultando em uma carga de $36.207,93 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 13 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD019.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	39,9	43,41 – 945,99	39,00 – 221.110,00
Carga máxima histórica (linha-base)	11,6	44,67 – 945,99	390,00 – 221.110,00

Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD023 é apresentada na Figura 12, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de SST na estação RD023 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 14 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD023 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 15.931, a vazão máxima do período foi de 2.323,10 m³s⁻¹ e mínima de 25,72 m³s⁻¹.

Figura 12 – Série histórica de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD023.

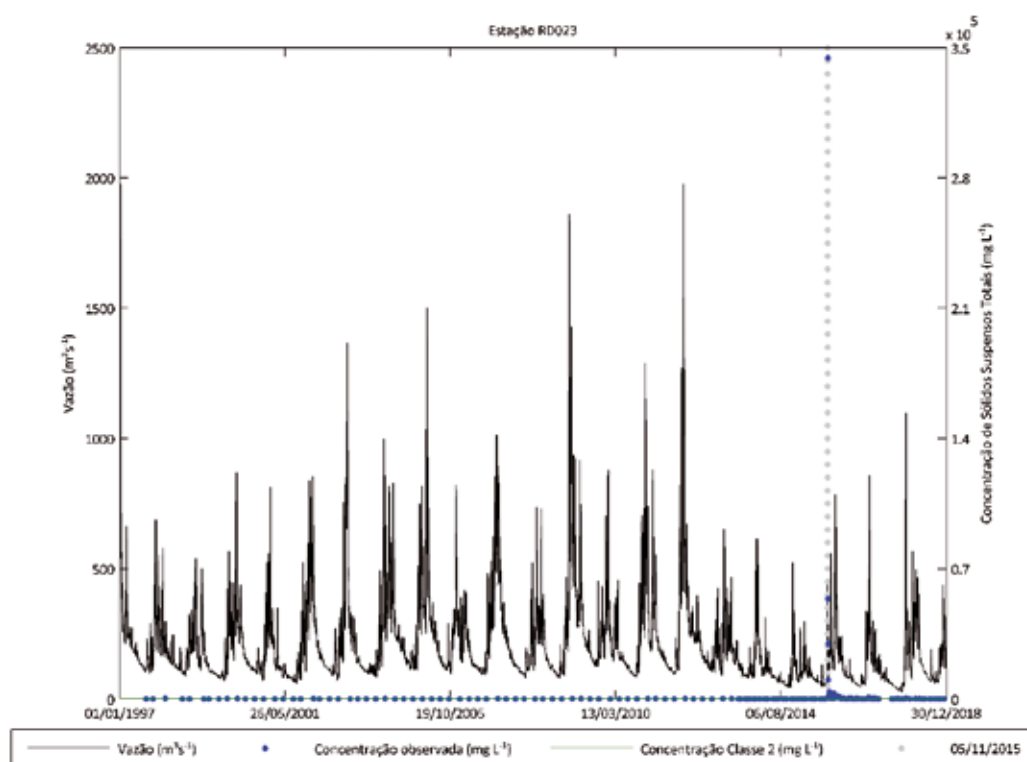


Tabela 14 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD023.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD023	2.323,10	222,89	25,72

Na Figura 12, a série histórica observada da concentração de SST é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 15,2% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de sólidos suspensos totais de 344.550 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de SST que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 13 apresenta a série histórica de vazões da estação RD023, por meio da curva de permanência, e as concentrações de SST associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

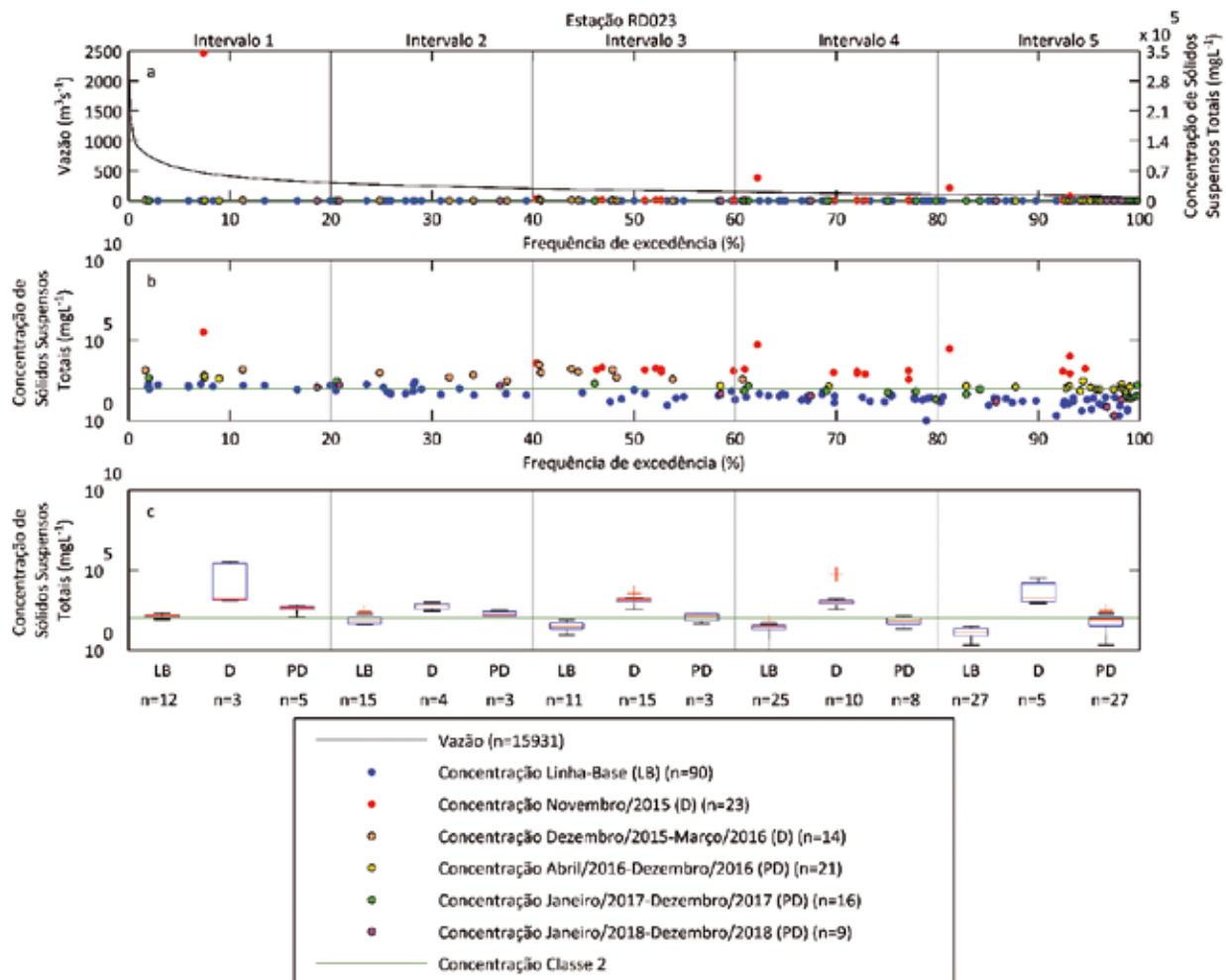
A Figura 13.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 14) é igualada ou excedida em 34,1% do tempo. A concentração máxima de SST foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $460,84 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 13.b apresenta as concentrações de SST associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de SST foi obtida para o intervalo 5 da Figura 13, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 e linha-base e, em 2018, concentrações menores, contudo, com menor número de observações. No intervalo 1, o número de observações de SST é menor no período pós-desastre, e algumas das concentrações registradas são superiores às concentrações de linha-base e limite legislado.

A Figura 13.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

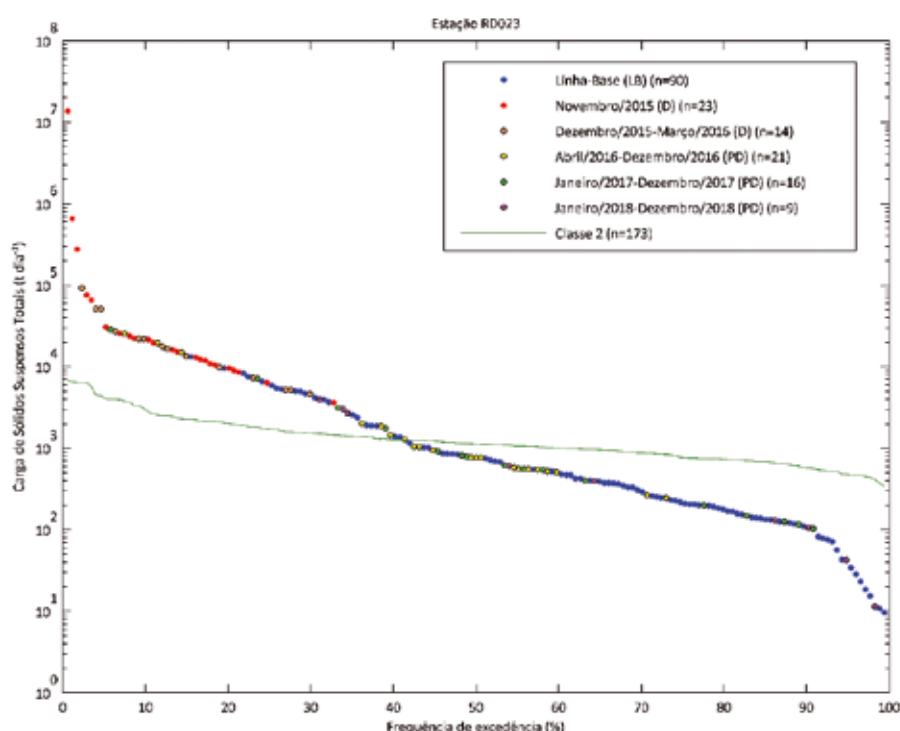
No intervalo 1 (Figura 13.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 150 mg L^{-1} (n=12), no período do desastre (D), a concentração foi de 1.530 mg L^{-1} (n=3) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 446 mg L^{-1} (n=5). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de 14 mg L^{-1} (n=27), no período do desastre de 1.750 mg L^{-1} (n=5) e, no pós-desastre, de 87 mg L^{-1} (n=27), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 13.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de SST ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Figura 13 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD023. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 14 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 14 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 41,4% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1.286,35 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $13.185,88 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $13.718,78 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 1040,4 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 23,3% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 30,4% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 15 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 30,4% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 50,0% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 28,6% ocorreram no ano de 2017 e 21,4% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Tabela 15 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD023.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	23,3	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro/2016	50,0
Pós-Desastre	30,4	Janeiro/2017-Dezembro/2017	28,6
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	21,4

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 41,4% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 16 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $81,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 1.750 mg L^{-1} , registrada em 13/11/2015, resultando em uma carga de $12.347,54 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $784,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de 1.364 mg L^{-1} , resultando em uma carga de $92.441,67 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 100 mg L^{-1} .

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($13.185,88 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 15,5% do tempo, a Tabela 16 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $86,04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de SST de 10.280 mg L^{-1} , registrada em 11/11/2015, resultando em uma carga de $76.419,97 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $784,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de SST associada foi de 1.364 mg L^{-1} , registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $92.441,67 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

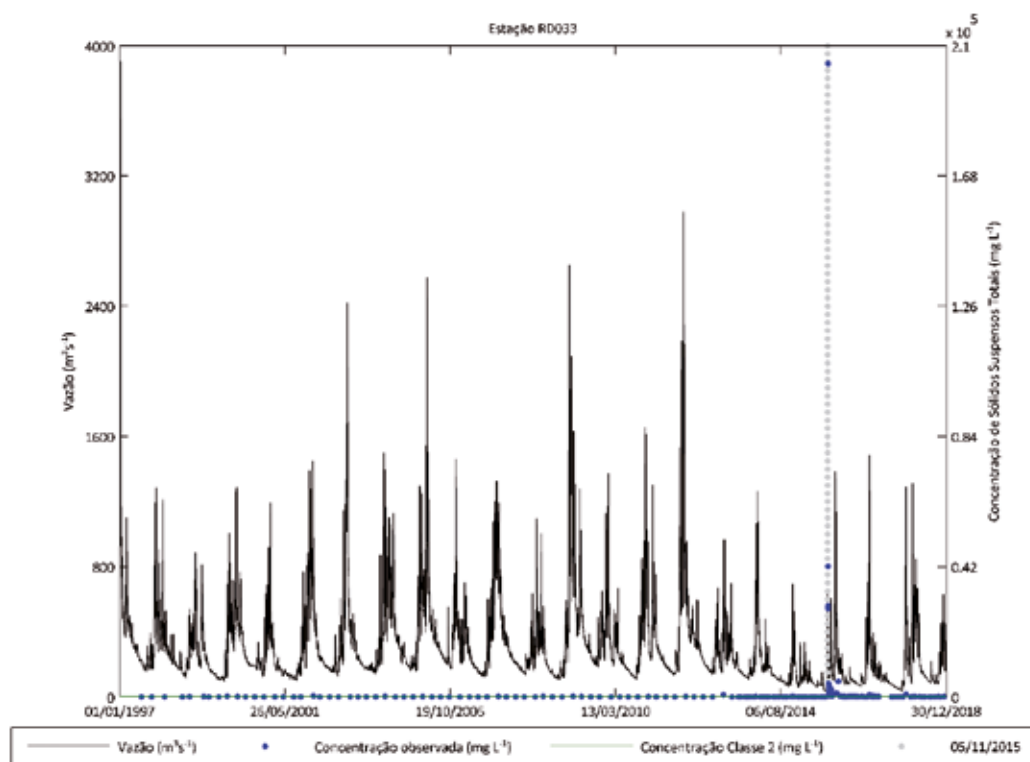
Tabela 16 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD023.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	41,4	81,66 – 784,40	61 – 344.550
Carga máxima histórica (linha-base)	15,5	86,04 – 784,40	204 – 344.550

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD033 é apresentada na Figura 15, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de SST na estação RD033 refere-se ao dia 08/11/2015.

Figura 15 – Série histórica de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD033.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 17 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD033 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1986-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 11.722, a vazão máxima do período foi de $3.906,80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e mínima de $32,85 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Na Figura 15, a série histórica observada da concentração de SST é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 14,1% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de SST de $204.230 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de SST que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

Tabela 17 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD033.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD033	3.906,80	304,66	32,85

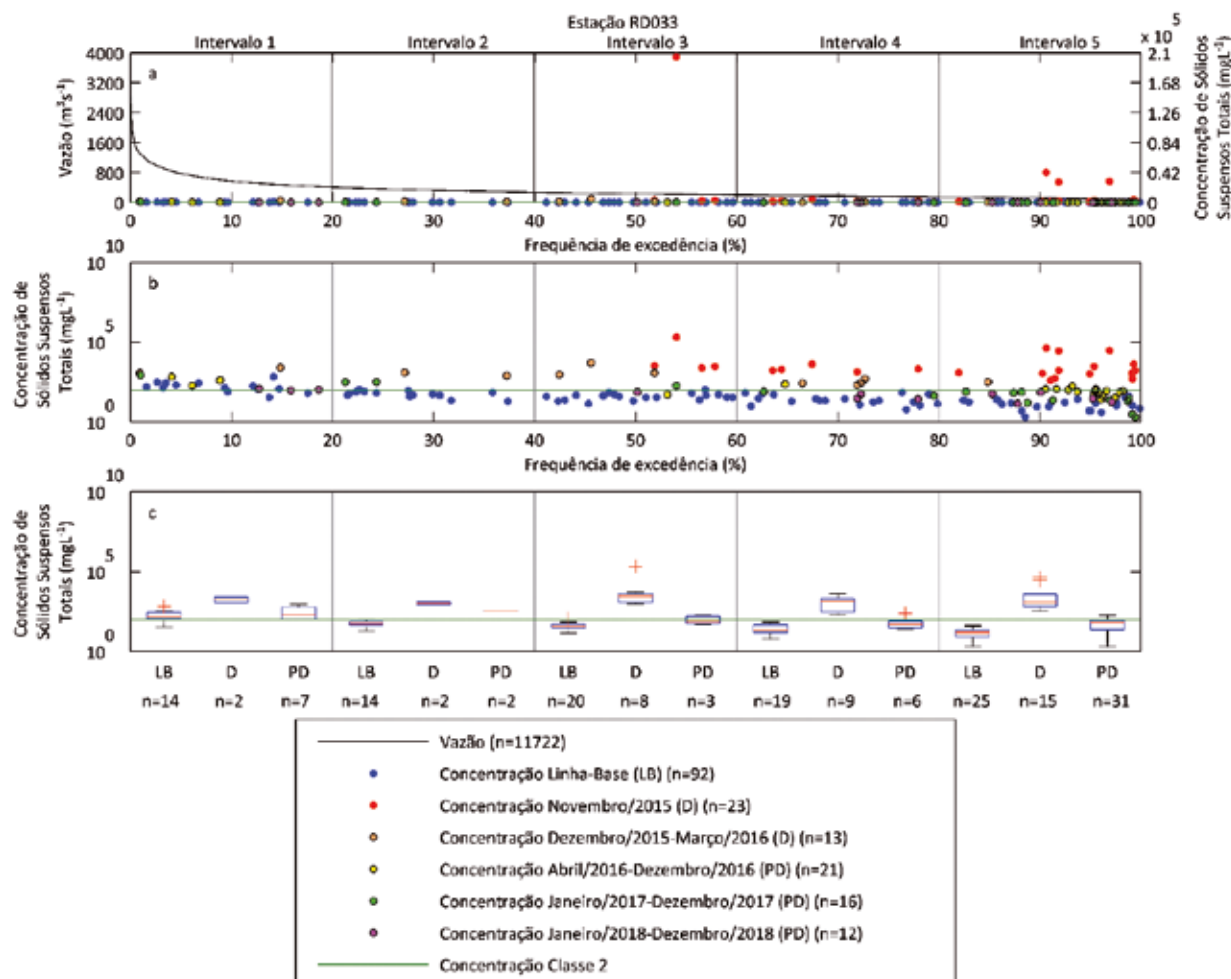
A Figura 16 apresenta a série histórica de vazões da estação RD033, por meio da curva de permanência, e as concentrações de SST associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 16.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 17) é igualada ou excedida em 33,2% do tempo. A concentração máxima de SST foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $215,34 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 16.b apresenta as concentrações de SST associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e, em 77,8% das observações, as concentrações foram superiores ao máximo histórico. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de SST foi obtida para o intervalo 5 da Figura 16, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 e linha-base e, em 2018, concentrações menores, contudo, com menor número de observações.

A Figura 16.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 16 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD033. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



No intervalo 1 (Figura 16.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 151 mg L^{-1} ($n=14$), no período do desastre (D), a concentração foi de 1870 mg L^{-1} ($n=2$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 190 mg L^{-1} ($n=7$). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de 15 mg L^{-1} ($n=25$), no período do desastre de 1240 mg L^{-1} ($n=15$) e, no pós-desastre, de 67 mg L^{-1} ($n=31$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 16.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de SST ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 17 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 38,2% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1.783,77 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $28.209,11 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $3,80 \cdot 10^6 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 134,7 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 22,8% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 22,5% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 18 apresenta as divergências para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2), e a proporção de desacordos dentro dos períodos. No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 63,9% ocorreram no período de novembro/2015 e 36,1% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 22,5% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 36,4% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 36,4% ocorreram no ano de 2017 e 27,3% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 17 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.

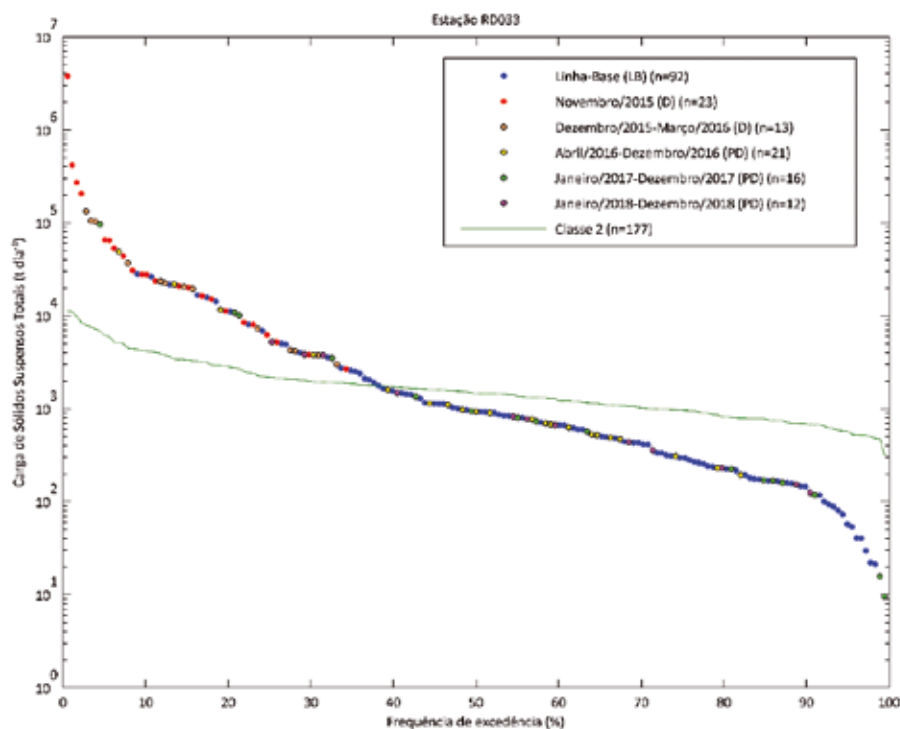


Tabela 18 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD033.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	22,8	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	63,9
		Dezembro/2015-Março/2016	36,1
		Abril/2016-Dezembro/2016	36,4
Pós-Desastre	22,5	Janeiro/2017-Dezembro/2017	36,4
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	27,2

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 38,2% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 19 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $55,63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 1.680 mg L^{-1} , registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de $8.075,53 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $1.304,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de 1.180 mg L^{-1} , resultando em uma carga de $133,05 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 100 mg L^{-1} .

Em relação as cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($28.209,11 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 9,0% do tempo, a Tabela 19 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $81,16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de SST de 29.540 mg L^{-1} , registrada em 11/11/2015, resultando em uma carga de $207,14 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $1.304,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de SST associada foi de 1.180 mg L^{-1} , registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $133,05 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 19 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD033.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	38,20	55,63 – 1.304,99	61 – 204.230
Carga máxima histórica (linha-base)	8,99	81,16 – 1.304,99	685 – 204.230

Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD044 é apresentada na Figura 18, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de SST na estação RD044 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 20 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD044 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1938-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 20.109, a vazão máxima do período foi de 6.040,60 m³s⁻¹ e mínima de 40,53 m³s⁻¹.

Na Figura 18, a série histórica observada da concentração de SST é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 10,8% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de SST de 20.370 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de SST que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 19 apresenta a série histórica de vazões da estação RD044, por meio da curva de permanência, e as concentrações de SST associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

Figura 18 – Série histórica de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD044.

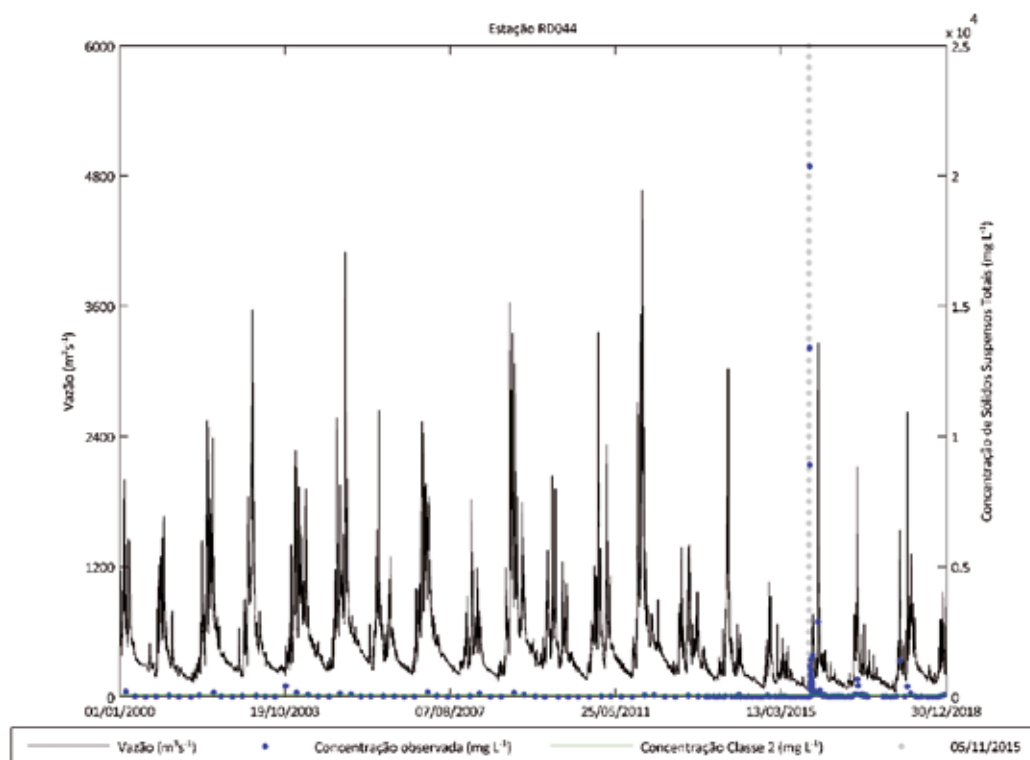


Tabela 20 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD044.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD044	6.040,60	590,45	40,53

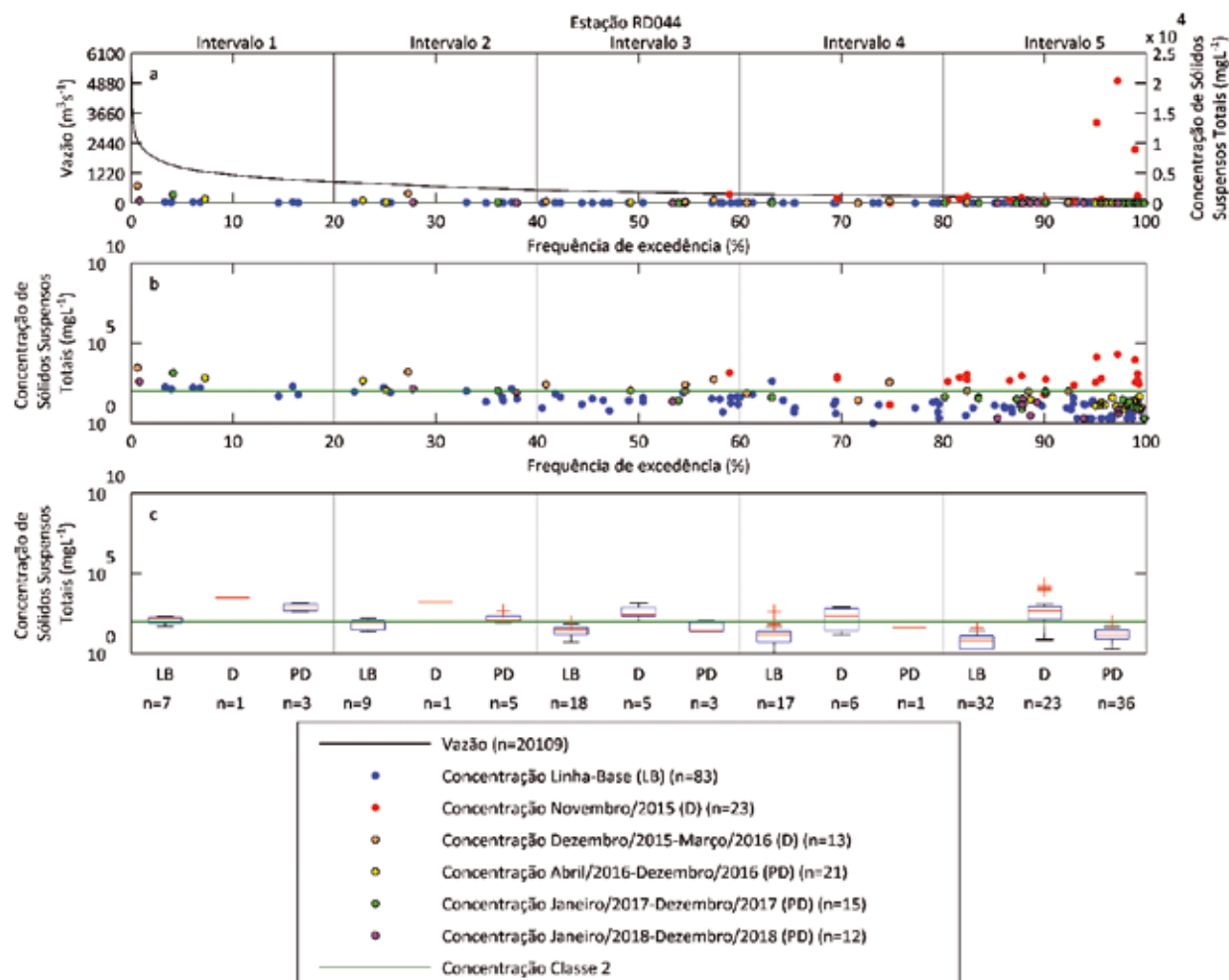
A Figura 19.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 20) é igualada ou excedida em 35,4% do tempo. A concentração máxima de SST foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $151,97 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 19.b apresenta as concentrações de SST associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 80,6% e 50,0% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de SST foi obtida para o intervalo 5 da Figura 19, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 e linha-base e, em 2018, concentrações menores, contudo, com menor número de observações.

A Figura 19.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 19.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 163 mg L^{-1} (n=7), no período do desastre (D), a concentração foi de 2.883 mg L^{-1} (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 678 mg L^{-1} (n=3). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de 7 mg L^{-1} (n=32), no período do desastre de 460 mg L^{-1} (n=23) e, no pós-desastre, de 14 mg L^{-1} (n=36), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 19.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de SST ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos, com exceção do intervalo 3, no qual a mediana de pós-desastre foi inferior à de linha-base, contudo, o número de observações no intervalo 3 no pós-desastre é 3. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

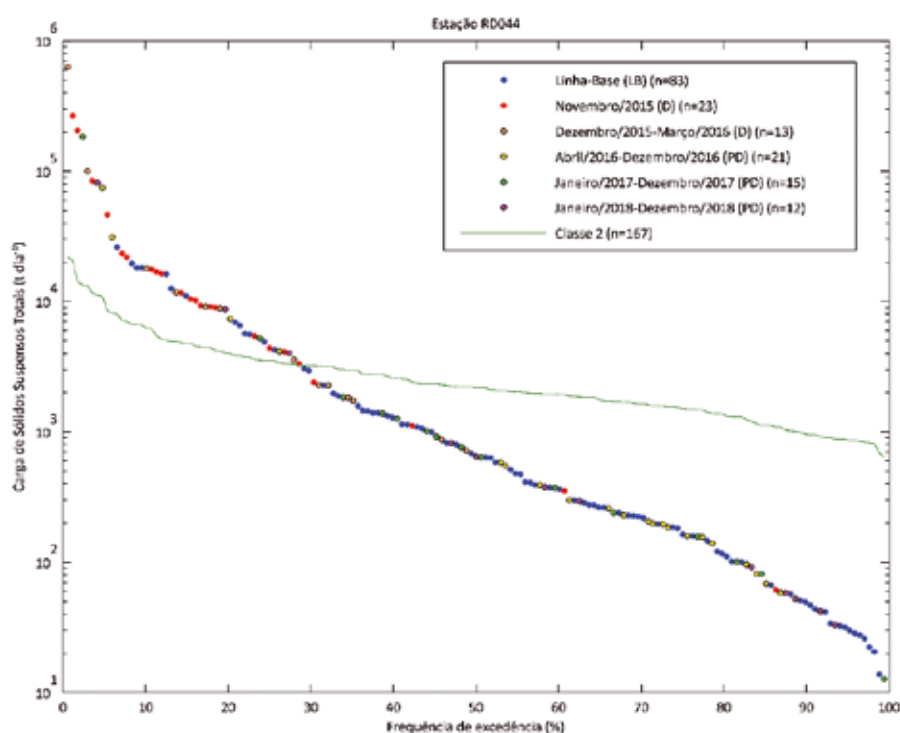
Figura 19 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD044. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 20 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 28,6% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 3.330,71 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de 26.146,64 t dia⁻¹, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de 631,96 10³ t dia⁻¹, o que corresponde a uma carga 24,2 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 15,7% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 72,2% e 18,8% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 20 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



A Tabela 21 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 72,2% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 73,1% ocorreram no período de novembro/2015 e 26,9% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 18,8% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 44,5% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 22,2% ocorreram no ano de 2017 e 33,3% ocorreram em 2018, ou seja, as divergências diminuíram entre 2016 e 2017, no entanto, houve um aumento no ano de 2018.

Tabela 21 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD044.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Período	Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	Período	Percentual de divergências por período
Linha-Base	15,7	Novembro/2015	73,1
Desastre	72,2	Dezembro/2015-Março/2016	26,9
		Abril/2016-Dezembro/2016	44,5
		Janeiro/2017-Dezembro/2017	22,2
Pós-Desastre	18,8	Janeiro/2018-Dezembro/2018	33,3

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 28,6% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 22 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $101,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 1.190 mg L^{-1} , registrada em 13/11/2015, resultando em uma carga de $10.475,37 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.537,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de 2.883 mg L^{-1} , resultando em uma carga de $631,95 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 100 mg L^{-1} .

Tabela 22 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD044.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	28,6	101,88 – 2.537,34	50 – 20.370
Carga máxima histórica (linha-base)	6,6	109,73 – 2.537,34	397 – 20.370

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($26.146,64 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 6,6% do tempo, a Tabela 22 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $109,73 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de SST de 8.920 mg L^{-1} , registrada em 12/11/2015, resultando em uma carga de $84.569,92 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $2.537,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de SST associada foi de 2.883 mg L^{-1} , registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $631,95 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST) na estação RD053 é apresentada na Figura 21, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de SST na estação RD053 refere-se ao dia 10/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 23 apresenta medidas estatísticas da série histórica de vazões referentes à estação RD053 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (julho/1972-novembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.813, a vazão máxima do período foi de $7.207,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $63,51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Na Figura 21, a série histórica observada da concentração de SST é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 13,2% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de SST de 29.540 mg L^{-1} e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016),

há uma queda nas concentrações de SST que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 22 apresenta a série histórica de vazões da estação RD053, por meio da curva de permanência, e as concentrações de SST associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 22.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 23) é igualada ou excedida em 32,0% do tempo. A concentração máxima de SST foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $149,76 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Figura 21 – Série histórica de vazão e concentração de sólidos suspensos totais na estação RD053.

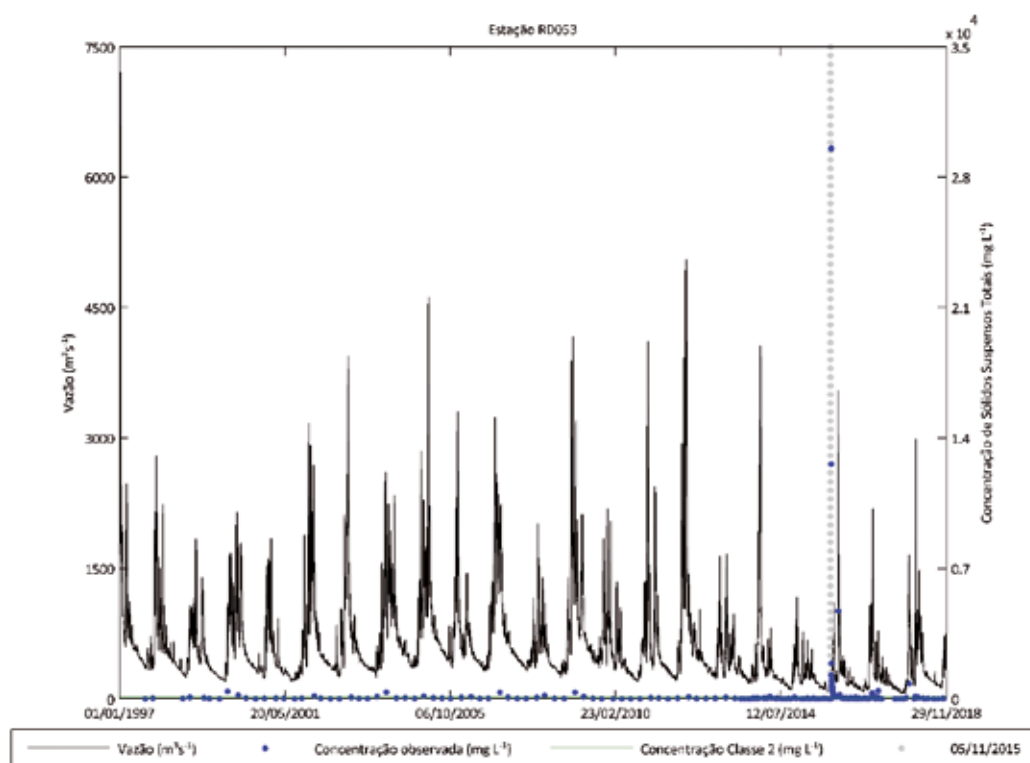


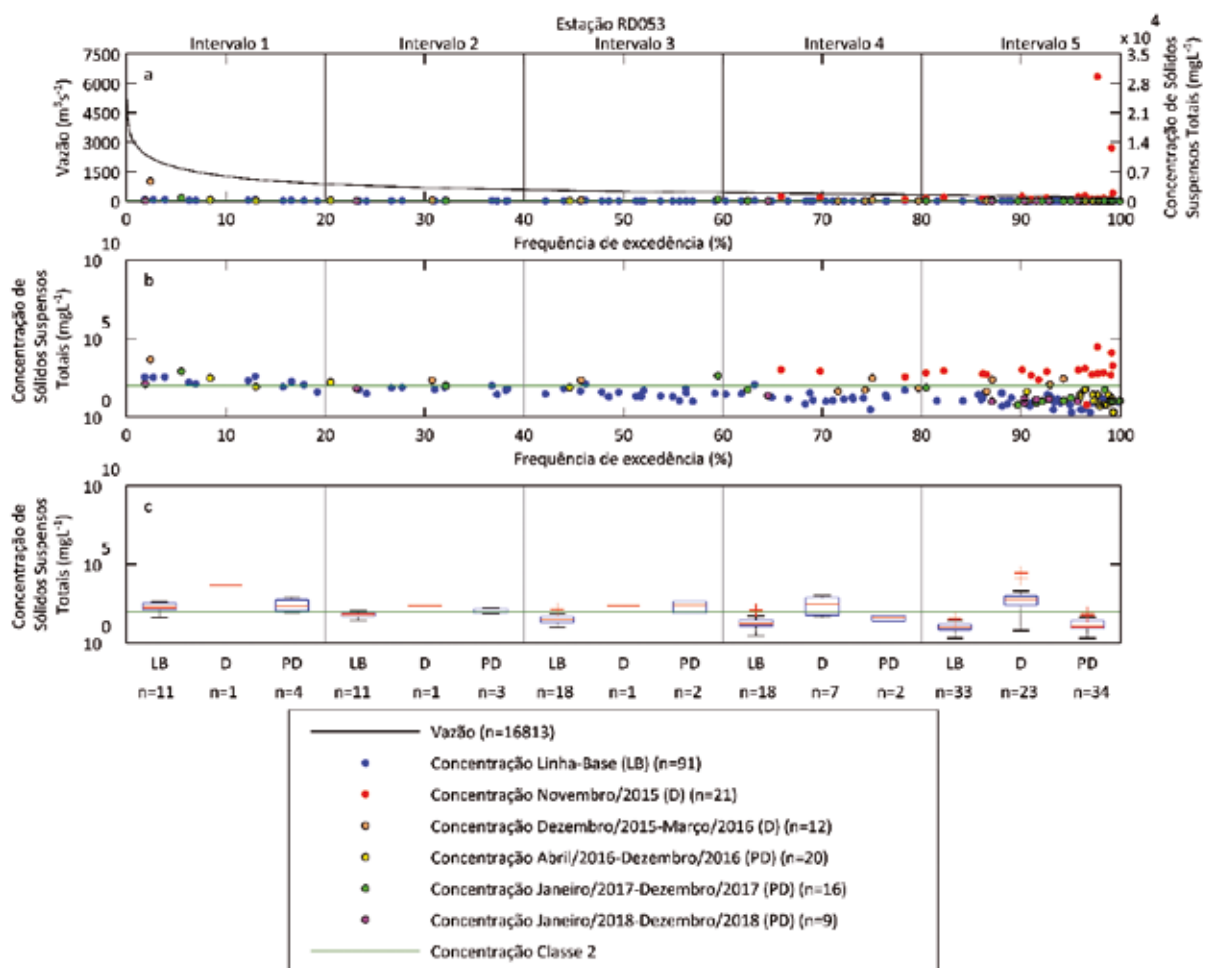
Tabela 23 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD053.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD053	7.207,00	662,10	63,51

Para maior detalhamento, a Figura 22.b apresenta as concentrações de SST associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 84,9% e 57,6% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-novembro/2018), o maior número de

observações de dados de SST foi obtida para o intervalo 5 da Figura 22, no qual é possível observar que, neste intervalo, não há desacordos com a legislação e ao máximo histórico. No entanto, desacordos em relação ao limite legislado e linha-base foram registrados nos intervalos 1 e 3, e desacordos em relação ao limite legislado no intervalo 2, no período de pós-desastre, contudo, com menor número de observações.

Figura 22 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD053. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 22.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 22.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 181 mg L⁻¹ (n=11), no período do desastre (D), a concentração foi de 4.712 mg L⁻¹ (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 217 mg L⁻¹ (n=4). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de 10 mg L⁻¹ (n=33), no período do desastre de 580 mg L⁻¹ (n=23) e, no pós-desastre, de 11 mg L⁻¹ (n=34), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 22.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de SST ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos, com exceção do intervalo 3, no qual a mediana do desastre foi inferior à do pós-desastre, contudo, o número de observações no intervalo 3 no período do desastre é 1 e, no pós-desastre é 2. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 23 apresenta a curva de permanência das cargas de SST considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 30,0% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 3.926,38 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de 71.139,01 t dia⁻¹, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de 899,03 10³ t dia⁻¹, o que corresponde a uma carga 12,6 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 18,7% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 78,8% e 17,8% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 24 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 78,8% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 76,9% ocorreram no período de novembro/2015 e 23,1% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 17,8% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 37,5% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 37,5% ocorreram no ano de 2017 e 25,0% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 23 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.

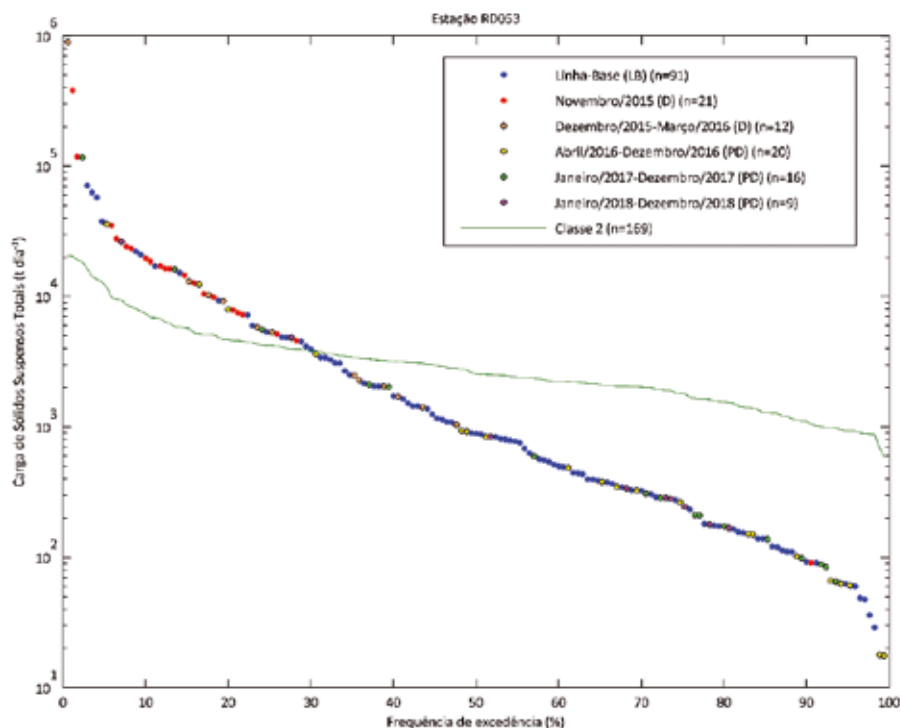


Tabela 24 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD053.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Período	Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	Período	Percentual de divergências por período
Linha-Base	18,7		
Desastre	78,8	Novembro/2015	76,9
		Dezembro/2015-Março/2016	23,1
		Abril/2016-Dezembro/2016	37,5
Pós-Desastre	17,8	Janeiro/2017-Dezembro/2017	37,5
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	25,0

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 30,0% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 25 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $104,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 1.910 mg L^{-1} , registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de $17.207,10 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.386,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de 345 mg L^{-1} , resultando em uma carga de $71.139,01 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 26/01/2009, que corresponde à carga máxima de linha-base. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 100 mg L^{-1} .

Tabela 25 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD053.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	30,0	104,27 – 2.386,57	57 – 29.540
Carga máxima histórica (linha-base)	2,9	108,46 – 2.208,29	819 – 29.540

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($71.139,01 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 2,9% do tempo, a Tabela 25 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $108,46 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, associada a uma concentração de SST de 12.600 mg L^{-1} , registrada em 13/11/2015, resultando em uma carga de $118,07 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $2.208,29 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, a concentração de SST associada foi de 4.712 mg L^{-1} , registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $899,03 \cdot 10^3 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

1.3.1.1 Análise espacial de cargas de SST nas estações

As seções 0 a 0 apresentaram a análise quali-quantitativa de sólidos suspensos totais (SST) de maneira temporal para cada uma das estações de monitoramento avaliadas, considerando os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre, tanto para concentração, quanto cargas, relacionando-as à linha-base e limite da classe 2.

Nesta seção, uma análise integrada das cargas de SST nas estações, de montante à jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperar maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso).

De maneira geral, as cargas são influenciadas pelas vazões e concentrações no corpo hídrico. Um aumento de carga pode ser o resultado de um aumento na vazão ou na concentração de um parâmetro, ou dos dois, como foi verificado em algumas estações analisadas nas seções anteriores. As vazões de um rio aumentam de montante para jusante, deste modo, se todas as estações monitoradas apresentam a mesma concentração, por exemplo, as cargas são superiores a jusante do trecho do rio.

Para a análise das cargas de montante para jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, a Figura 24 e a Figura 25 apresentam as cargas de sólidos suspensos totais para os seguintes períodos: linha-base (seco e chuvoso), novembro/2015, dezembro/2015-março/2016, abril/2016-setembro/2016 e pós-desastre (seco e chuvoso) nas estações RD071, RD019, RD023, RD033, RD044 e RD053 (com escalas diferentes), nas quais é apresentado o número de observações (n) e a mediana (m) de cada período considerado para cada estação.

Nestas figuras, no período de linha-base, tanto no período seco quanto no período chuvoso, em relação à mediana, há um aumento nas cargas de SST de montante para jusante, com exceção da estação RD044, na qual houve uma queda nas cargas em relação à estação anterior (RD033). Nesta estação, para vazões que são excedidas com maior frequência (intervalos 3, 4 e 5 da Figura 19), as concentrações medianas são inferiores às concentrações medianas na estação RD033 (Figura 16). O que pode indicar que na estação RD033 (a jusante do rio Piracicaba, do município de Ipatinga e do Vale do Aço) pode ocorrer maior contribuição de sólidos suspensos totais. Além disso, a presença da barragem da UHE Baguari entre as estações RD033 e RD044 pode resultar em melhor qualidade de água a jusante, visto que o barramento propicia a sedimentação de materiais.

Em relação aos períodos seco e chuvoso na linha-base, a carga de SST mediana no período chuvoso foi 2,5 vezes superior à carga do período seco na estação RD071. A maior diferença entre as cargas nos períodos seco/chuvoso na linha-base se deu na estação RD053, na qual a mediana do período chuvoso foi 3,3 vezes superior à mediana do período seco de linha-base.

No mês do desastre (novembro/2015), em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento nas cargas de SST de, pelo menos, 12 vezes (estação RD053) e, no máximo, de 53 vezes na estação RD071. No período de dezembro/2015-março/2016, em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento de 3 vezes nas cargas de SST na estação RD053 e de 85 vezes na estação RD071. As estações a montante apresentaram cargas superiores devido à proximidade do local do desastre, e efeitos menores foram verificados nas estações de jusante. Em algumas estações, as cargas de SST medianas no período de dezembro/2015-março/2016 foram superiores ao período de novembro/2015 (estações RD071, RD023, RD044, RD053), o que pode estar relacionado ao início do monitoramento mais tardio em algumas estações e pela cheia ocorrida em janeiro/2016.

No primeiro período seco no pós-desastre (abril/2016-setembro/2016), verificou-se que as medianas em relação à linha-base do período seco foram superiores, e esse deslocamento foi maior para as estações de montante. Na estação RD071, a mediana no período de abril/2016-setembro/2016 foi 6 vezes superior à mediana de linha-base do período seco. No caso da estação RD033, a mediana no período de abril/2016-setembro/2016 foi 2 vezes superior à mediana de linha-base do período seco. No caso das estações RD044 e RD053 (Figura 24 e a Figura 25), houve uma queda nas medianas no período de abril/2016-setembro/2016 em relação à linha-base, no entanto com menor número de observações e o que também pode estar atrelado à barragem da UHE Baguari.

No período seco pós-desastre (2017-2018), houve uma queda nas cargas medianas em relação ao período seco de linha-base, com exceção da estação RD019 (Figura 24 e a Figura 25), no qual houve um aumento de 1,5 vezes nas cargas medianas. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos secos em relação à linha-base, que possui maior número de observações e períodos analisados. No período chuvoso pós-desastre (2017-2018), as medianas foram superiores ao período chuvoso de linha-base nas estações RD071, RD019, RD023 e RD044 e inferiores nas estações RD033 e RD053, sendo que, nestas estações, as medianas das vazões foram inferiores no período do pós-desastre.

Figura 24 – Carga de sólidos suspensos totais nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD071, RD019 e RD023.

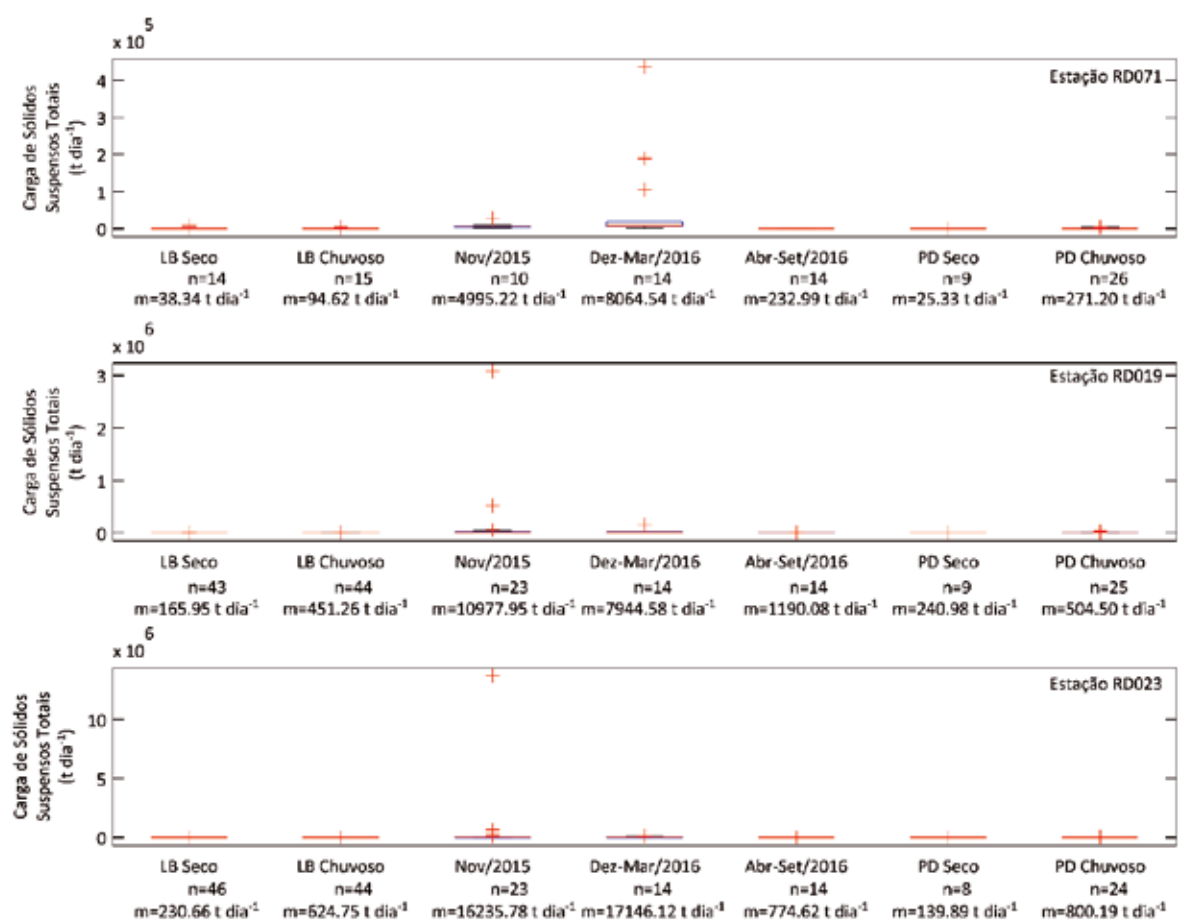
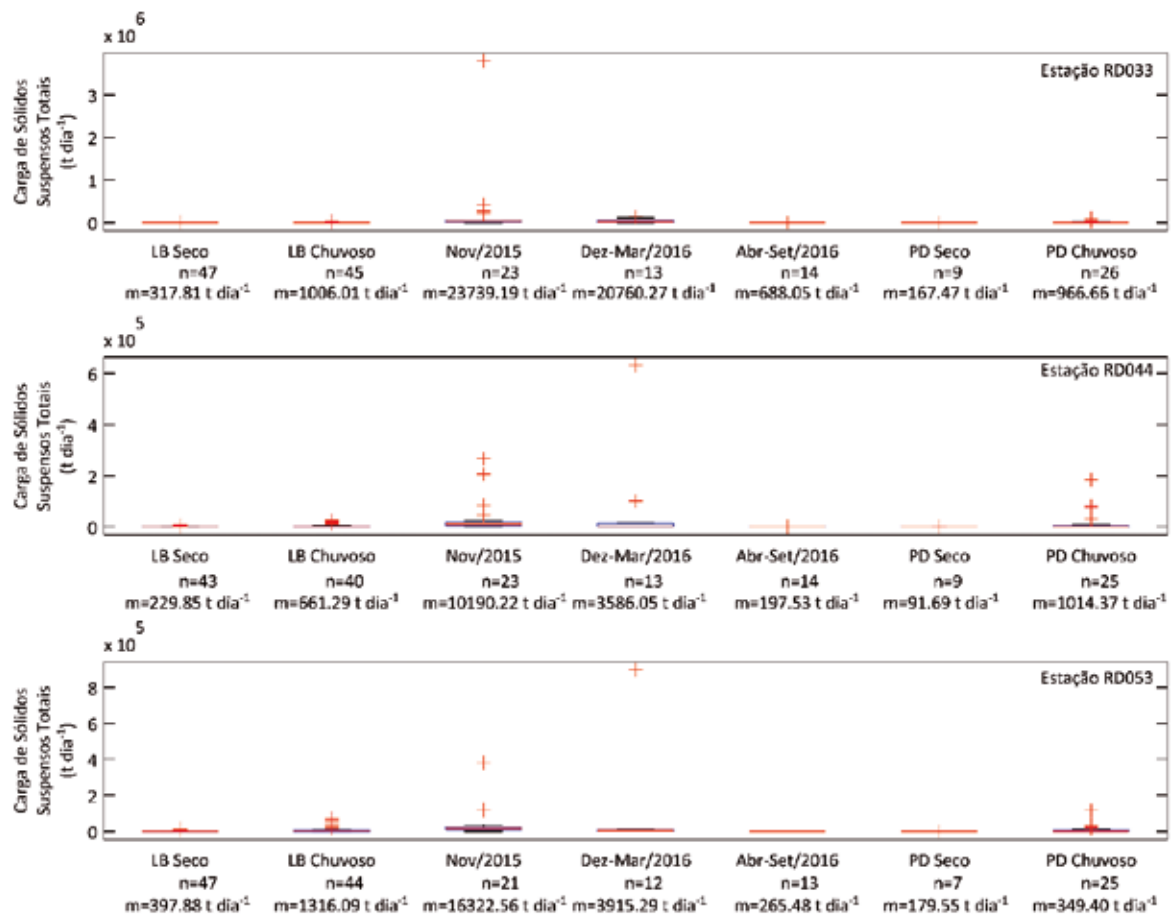


Figura 25 – Carga de sólidos suspensos totais nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD033, RD044 e RD053.

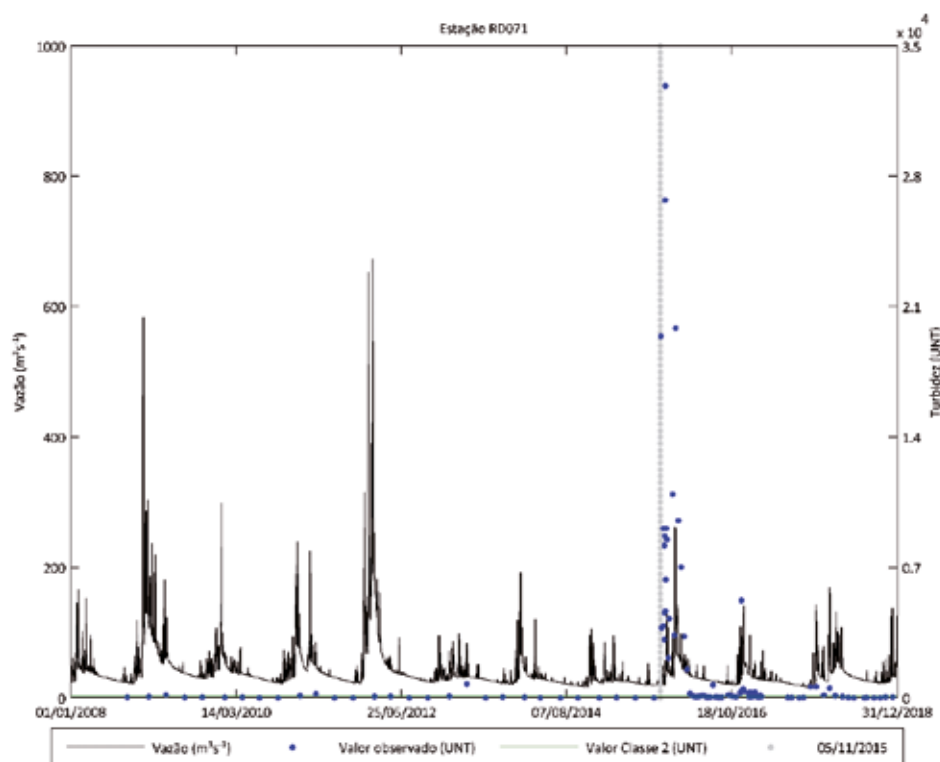


1.3.2 TURBIDEZ

Estação RD071

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD071 é apresentada na Figura 26, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de turbidez na estação RD071 refere-se ao dia 09/11/2015.

Figura 26 – Série histórica de vazões e turbidez na estação RD071.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 26 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD071 do IGAM. Ressalta-se, conforme mencionado anteriormente, que exclusivamente para a estação RD071, os dados de vazões desta estação foram gerados a partir de modelagem hidrológica, conforme apresentado no capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à indisponibilidade de dados observados. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1980-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 14.245, a vazão máxima do período foi de $1.116,70 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e mínima de $16,19 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Tabela 26 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD071.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD071	1.116,70	43,99	16,19

Na Figura 26, a série histórica observada da turbidez é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 13,8% das observações apresentaram-se em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de turbidez de 32.848 UNT e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nos valores de turbidez que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e máximo histórico de linha-base em alguns eventos.

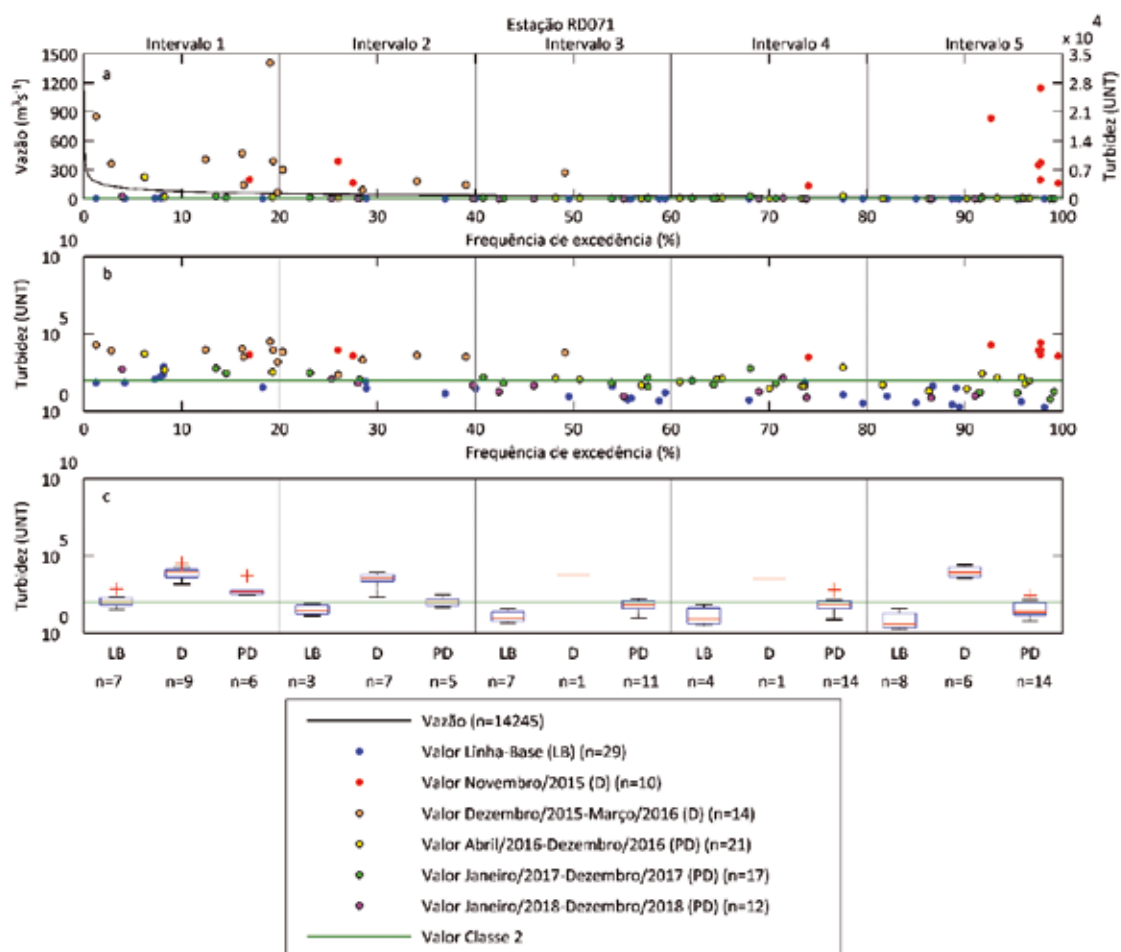
A Figura 27 apresenta a série histórica de vazões da estação RD071, por meio da curva de permanência, e os valores de turbidez associados às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 27.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e a turbidez associada às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 26) é igualada ou excedida em 27,7% do tempo. A turbidez máxima foi registrada no período do desastre (dezembro/2015-março/2016), associada a uma vazão de $53,57 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 27.b apresenta os valores de turbidez associados às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, os valores de turbidez no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores aos valores do período de linha-base e limite legislado em 95,8% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados turbidez foi obtido para os intervalos 4 e 5 da Figura 27. No intervalo 5 foram observados dois desacordos em relação ao limite legislado no ano de 2016. No intervalo 4 foram verificados desacordos nos anos de 2016, 2017 e 2018, que ultrapassam o limite legislado. No intervalo 3 foram verificados desacordos em relação ao limite legislado nos anos de 2016 e 2017. No intervalo 2 foram verificados desacordos em relação ao limite legislado nos anos de 2017 e 2018. E, no intervalo 1, foram verificados desacordos em relação ao limite legislado nos anos de 2016, 2017 e 2018, e um valor de turbidez observado em 2016 que ultrapassa o limite legislado e máximo histórico.

A Figura 27.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 27 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD071. a) Curva de permanência de vazão e turbidez associada. b) Turbidez associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



No intervalo 1 (Figura 27.c), em termos de mediana, o valor de turbidez de linha-base (LB) foi de 116 UNT (n=7), no período do desastre (D), o valor de turbidez foi de 9.092 UNT (n=9) e, no período de pós-desastre (PD), o valor de turbidez foi de 494 UNT (n=6). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a turbidez mediana foi de 4 UNT (n=8), no período do desastre de 8.436 UNT (n=6) e, no pós-desastre, de 24 UNT (n=14), ou seja, há um aumento da turbidez no desastre em relação à linha-base, seguido de uma queda da turbidez no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à turbidez de linha-base. De maneira geral, a Figura 27.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que os maiores valores de turbidez ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto no período do desastre, essa tendência não ficou clara. Essa tendência foi observada no período do pós-desastre, com exceção dos intervalos 3 e 4, nos quais a mediana o intervalo 4 foi superior à do intervalo 3. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da turbidez mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

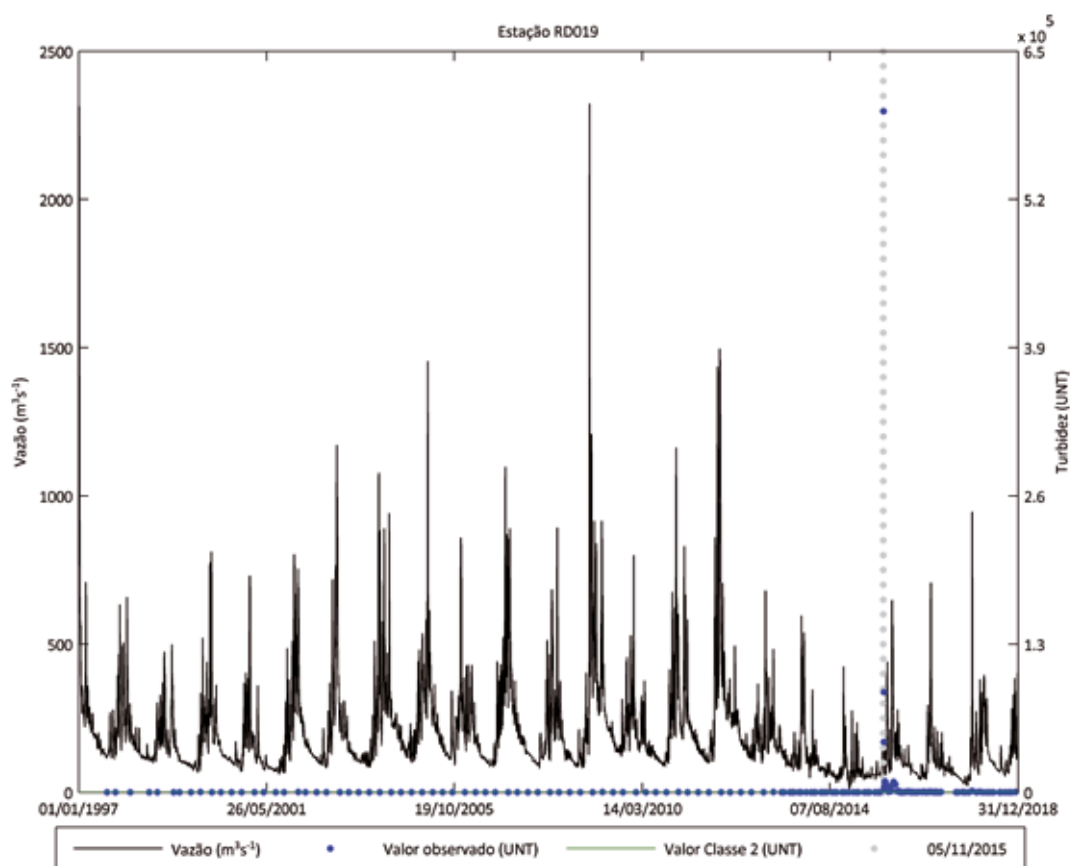
Com relação a turbidez máxima observada no período de linha-base, de 744 UNT, e turbidez máxima no desastre, de 32.848 UNT, houve um aumento de 44,2 vezes na turbidez na estação RD071. No período de linha-base, 13,8% dos valores de turbidez estavam em desacordo com o limite legislado. Nos períodos do desastre e do pós-desastre, o valor limite de turbidez (classe 2) foi ultrapassado em 100% e 34,5% dos valores observados, respectivamente. A Tabela 27 apresenta o percentual de desacordos para cada período, em relação ao valor de turbidez limite (classe 2). No período do desastre, 100% dos valores de turbidez estavam acima do limite legislado. Destes valores, 41,7% ocorreram no período de novembro/2015 e 58,3% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 34,5% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal. Destes valores, 52,4% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 33,3% ocorreram no ano de 2017 e 14,3% ocorreram em 2018, ou seja, houve uma queda nos desacordos no período do pós-desastre.

Tabela 27 – Percentual de desacordo em relação ao valor limite de turbidez (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD071.

Período	% de desacordos em relação ao valor limite de turbidez (classe 2)		
Linha-Base	13,8	Período	Percentual de desacordos por período
Desastre	100	Novembro/2015	41,7
		Dezembro/2015-Março/2016	58,3
Pós-Desastre	34,5	Abril/2016-Dezembro/2016	52,4
		Janeiro/2017-Dezembro/2017	33,3
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	14,3

Estação RD019

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD019 é apresentada na Figura 28, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de turbidez na estação RD019 refere-se ao dia 07/11/2015.

Figura 28 – Série histórica de vazão e turbidez na estação RD019.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 28 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD019 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (novembro/1981-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 13.383, a vazão máxima do período foi de $2.323,30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e mínima de $5,76 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Tabela 28 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD019.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD019	2.323,30	200,42	5,76

Na Figura 28, a série histórica observada de turbidez é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 12,6% das observações estiveram em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de turbidez de 597.400 UNT e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nos valores de turbidez que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e máximo histórico em alguns eventos.

A Figura 29 apresenta a série histórica de vazões da estação RD019, por meio da curva de permanência, e os valores de turbidez associados às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 29.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e os valores de turbidez associados às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 28) é igualada ou excedida em 34,2% do tempo. O valor de turbidez máximo foi registrado no período do desastre (novembro/2015), associado a uma vazão de $161,36 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

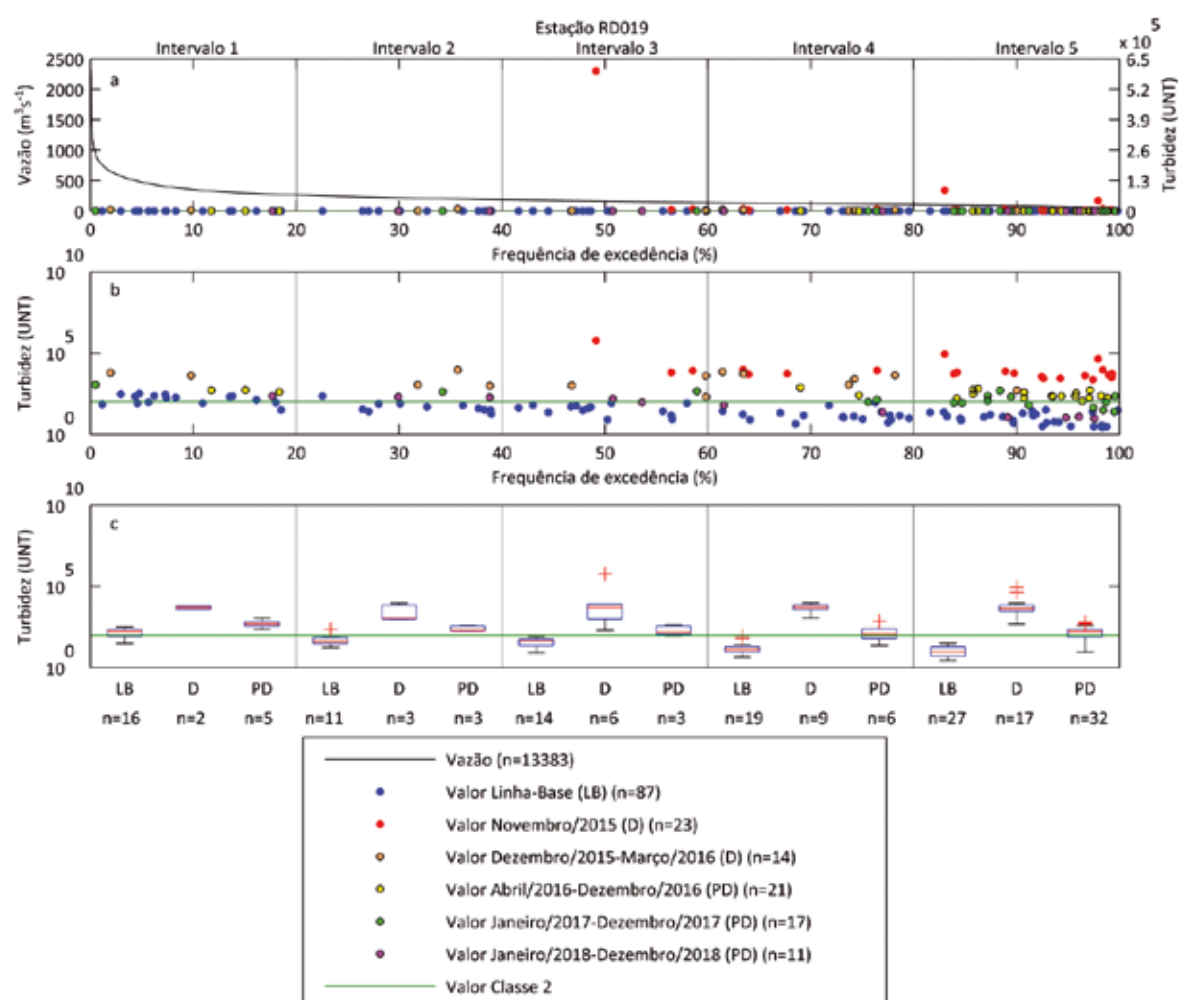
Para maior detalhamento, a Figura 29.b apresenta os valores de turbidez associados às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, os valores de turbidez no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores aos valores do período de linha-base e limite legislado em 97,3% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações para a turbidez foi obtido para o intervalo 5 da Figura 29, no qual foram observados valores que ultrapassam o limite legislado e máximo histórico nos anos de 2016 e 2017. No intervalo 4, foram observados valores de turbidez que ultrapassam o limite legislado e máximo histórico nos anos de 2016 e 2017. No intervalo 3, foram observados valores de turbidez que ultrapassam o máximo histórico no ano de 2017, e acima do limite legislado no ano de 2018. No intervalo 2, foi observado um valor de turbidez acima do máximo histórico no ano de 2017 e valores acima do limite legislado em 2018. No intervalo 1, foram verificados valores de turbidez que ultrapassam o máximo histórico e limite legislado em 2016 e 2017 e, em 2018, um valor de turbidez acima do limite legislado.

A Figura 29.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 29.c), em termos de mediana, o valor de turbidez de linha-base (LB) foi de 176 UNT (n=16), no período do desastre (D), o valor de turbidez foi de 5.132 UNT (n=2) e, no período de pós-desastre (PD), o valor de turbidez foi de 510 UNT (n=5). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a turbidez mediana foi de 9 UNT (n=27), no período do desastre de 4.527 UNT (n=17) e, no pós-desastre, de 175 UNT (n=32), ou seja, há um aumento da turbidez no desastre em relação à linha-base, seguido de uma queda da turbidez no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à turbidez de linha-base. De maneira geral, a Figura 29.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos indicam que os maiores valores de turbidez ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto no período do desastre essa relação não ficou visível. No período de pós-desastre, as medianas de turbidez foram superiores para vazões mais elevadas, com exceção do intervalo 5, que teve mediana superior aos intervalos 3 e 4. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da turbidez mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação a turbidez máxima observada no período de linha-base, de 318 UNT, e turbidez máxima no desastre, de 597.400 UNT, houve um aumento de 1.878,6 vezes na turbidez na estação RD019. No período de linha-base, 12,6% dos valores de turbidez estavam em desacordo com o limite legislado. Nos períodos do desastre e do pós-desastre, o valor limite de turbidez (classe 2) foi ultrapassado em 100% e 46,4% dos valores observados, respectivamente.

Figura 29 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD019. a) Curva de permanência de vazão e turbidez associada. b) Turbidez associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Tabela 29 apresenta o percentual de desacordos para cada período, em relação ao valor de turbidez limite (classe 2). No período do desastre, 100% dos valores de turbidez estavam acima do limite legislado. Destes valores, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 46,4% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal. Destes valores, 61,8% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 26,5% ocorreram no ano de 2017 e 11,8% ocorreram em 2018, ou seja, houve uma queda nos desacordos no período do pós-desastre.

Tabela 29 – Percentual de desacordo em relação ao valor limite de turbidez (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD019.

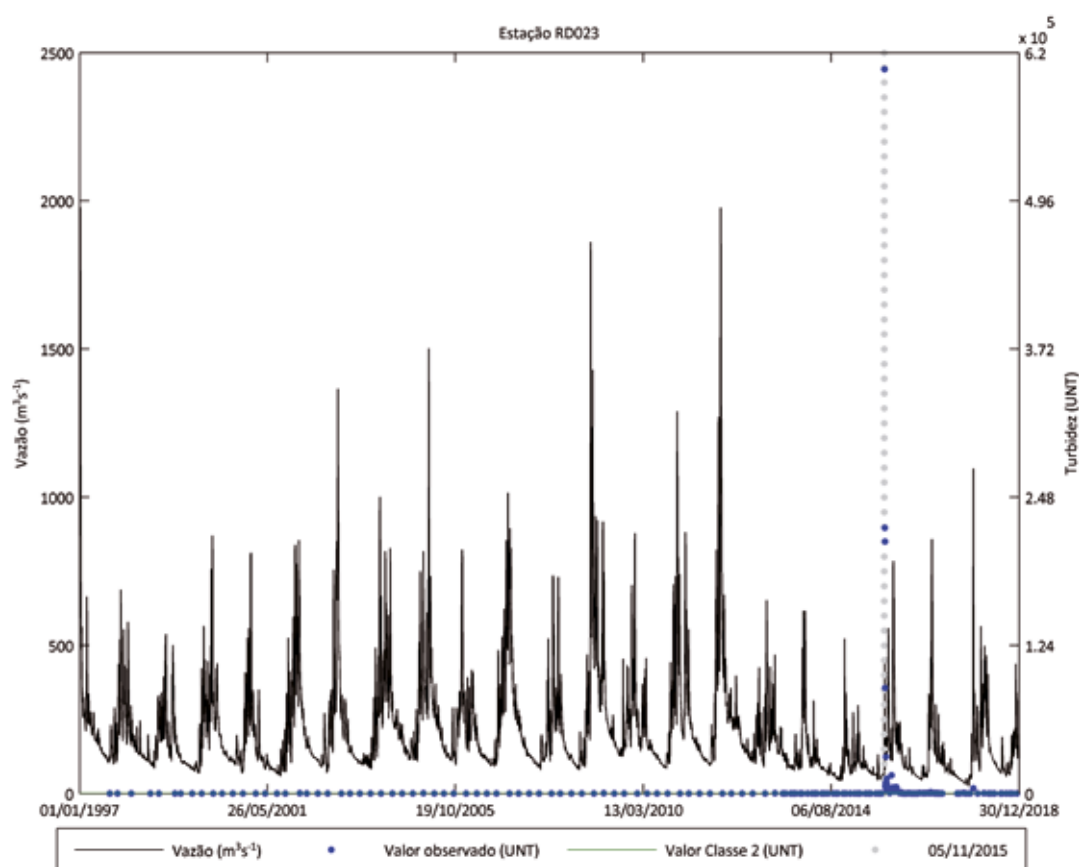
Período	% de desacordos em relação ao valor limite de turbidez (classe 2)		
Linha-Base	12,6	Período	Percentual de desacordos por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro/2016	61,8
Pós-Desastre	46,4	Janeiro/2017-Dezembro/2017	26,5
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	11,8

Estação RD023

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD023 é apresentada na Figura 30, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de turbidez na estação RD023 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 30 apresenta medidas estatísticas da série histórica de vazões referentes à estação RD023 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 15.931, a vazão máxima do período foi de 2.323,10 m³s⁻¹ e mínima de 25,72 m³s⁻¹.

Na Figura 30, a série histórica observada de turbidez é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 15,6% das observações apresentaram-se em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de turbidez de 606.200 UNT e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nos valores de turbidez que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e máximo histórico em alguns eventos.

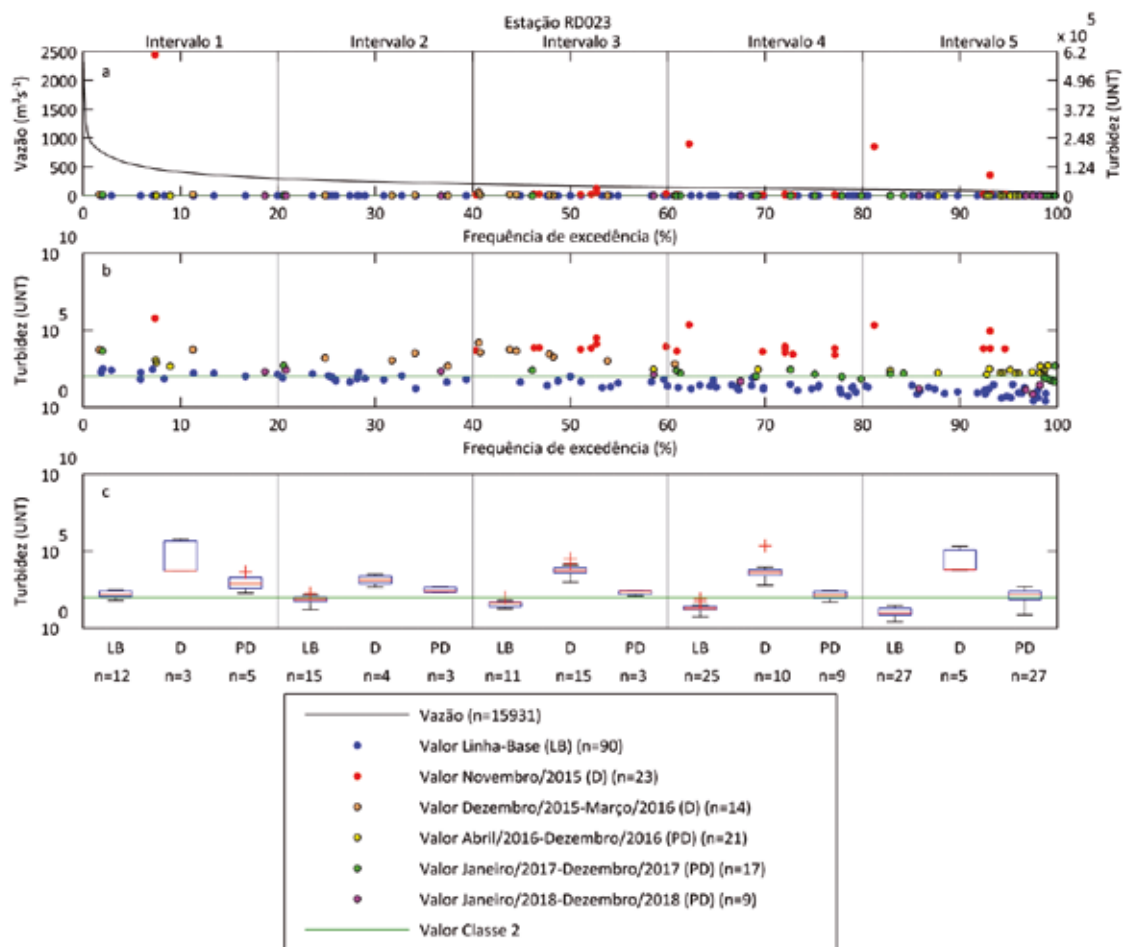
Figura 30 – Série histórica de vazão e turbidez na estação RD023.**Tabela 30** – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD023.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD023	2.323,10	222,89	25,72

A Figura 31 apresenta a série histórica de vazões da estação RD023, por meio da curva de permanência, e os valores de turbidez associados às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 31.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e os valores de turbidez associados às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 30) é igualada ou excedida em 34,1% do tempo. O valor máximo de turbidez foi registrado no período do desastre (novembro/2015) associado a uma vazão de $460,84 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Figura 31 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD023. a) Curva de permanência de vazão e turbidez associada. b) Turbidez associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



Para maior detalhamento, a Figura 31.b apresenta os valores de turbidez associados às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, os valores de turbidez no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores aos valores do período de linha-base e limite legislado em 100% das observações. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados turbidez foi obtido para o intervalo 5 da Figura 31, no qual foram observados valores de turbidez superiores ao máximo histórico e limite legislado no ano de 2016 e valores superiores ao limite legislado em 2017. No intervalo 4, foram verificados desacordos em relação ao limite legislado nos anos de 2016 e 2017. No intervalo 3, foram verificados desacordos em relação ao limite da classe 2 em 2016 e 2018. No intervalo 2, foi verificado um valor de turbidez superior ao máximo histórico e limite legislado em 2017, e valores superiores ao limite legislado em 2018. No intervalo 1, foram verificados valores de turbidez superiores ao limite legislado e máximo histórico em 2016 e 2017 e, em 2018, um valor de turbidez que ultrapassa o limite legislado.

A Figura 31.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de

observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 31.c), em termos de mediana, o valor de turbidez de linha-base (LB) foi de 166 UNT (n=12), no período do desastre (D), o valor de turbidez foi de 5.444 UNT (n=3) e, no período de pós-desastre (PD), o valor de turbidez foi de 755 UNT (n=5). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a turbidez mediana foi de 10 UNT (n=27), no período do desastre de 6.470 UNT (n=5) e, no pós-desastre, de 155 UNT (n=27), ou seja, há um aumento da turbidez no desastre em relação à linha-base, seguido de uma queda da turbidez no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à turbidez de linha-base. De maneira geral, a Figura 31.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que os maiores valores de turbidez ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto no período do desastre, essa tendência não foi observada. No período de pós-desastre, as medianas foram superiores para vazões mais elevadas, com exceção do intervalo 5, que teve mediana superior ao intervalo 4. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da turbidez mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação a turbidez máxima observada no período de linha-base, de 310 UNT, e turbidez máxima no desastre, de 606.200 UNT, houve um aumento de 1.955,5 vezes na turbidez na estação RD023. No período de linha-base, 15,6% dos valores de turbidez estavam em desacordo com o limite legislado. Nos períodos do desastre e do pós-desastre, o valor limite de turbidez (classe 2) foi ultrapassado em 100% e 53,8% dos valores observados, respectivamente. A Tabela 31 apresenta o percentual de desacordos para cada período, em relação ao valor de turbidez limite (classe 2). No período do desastre, 100% dos valores de turbidez estavam acima do limite legislado. Destes valores, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 53,8% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal. Destes valores, 60,0% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 28,6% ocorreram no ano de 2017 e 11,4% ocorreram em 2018, ou seja, houve uma queda nos desacordos no período do pós-desastre.

Tabela 31 – Percentual de desacordo em relação ao valor limite de turbidez (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD023.

Período	% de desacordos em relação ao valor limite de turbidez (classe 2)		
Linha-Base	15,6	Período	Percentual de desacordos por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro/2016	60,0
Pós-Desastre	53,8	Janeiro/2017-Dezembro/2017	28,6
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	11,4

Estação RD033

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD033 é apresentada na Figura 32, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de turbidez na estação RD033 refere-se ao dia 08/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 32 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD033 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1986-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 11.722, a vazão máxima do período foi de 3.906,80 m³s⁻¹ e mínima de 32,85 m³s⁻¹.

Figura 32 – Série histórica de vazão e turbidez na estação RD033.

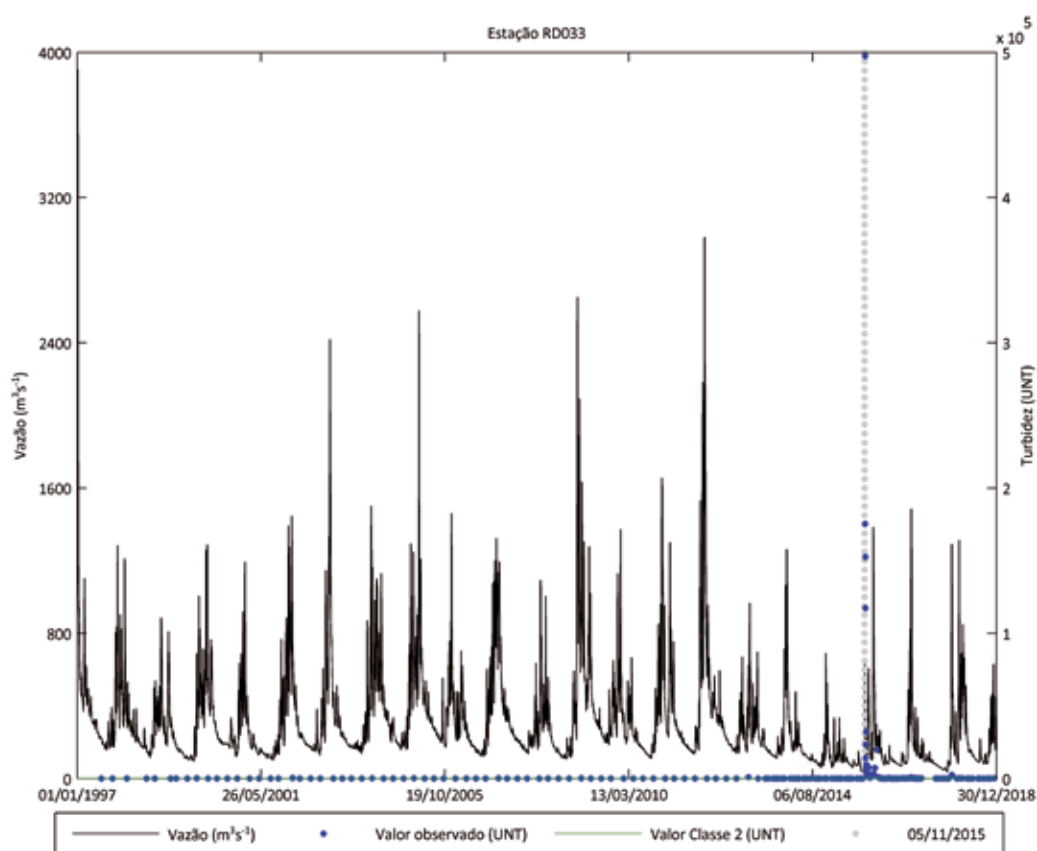


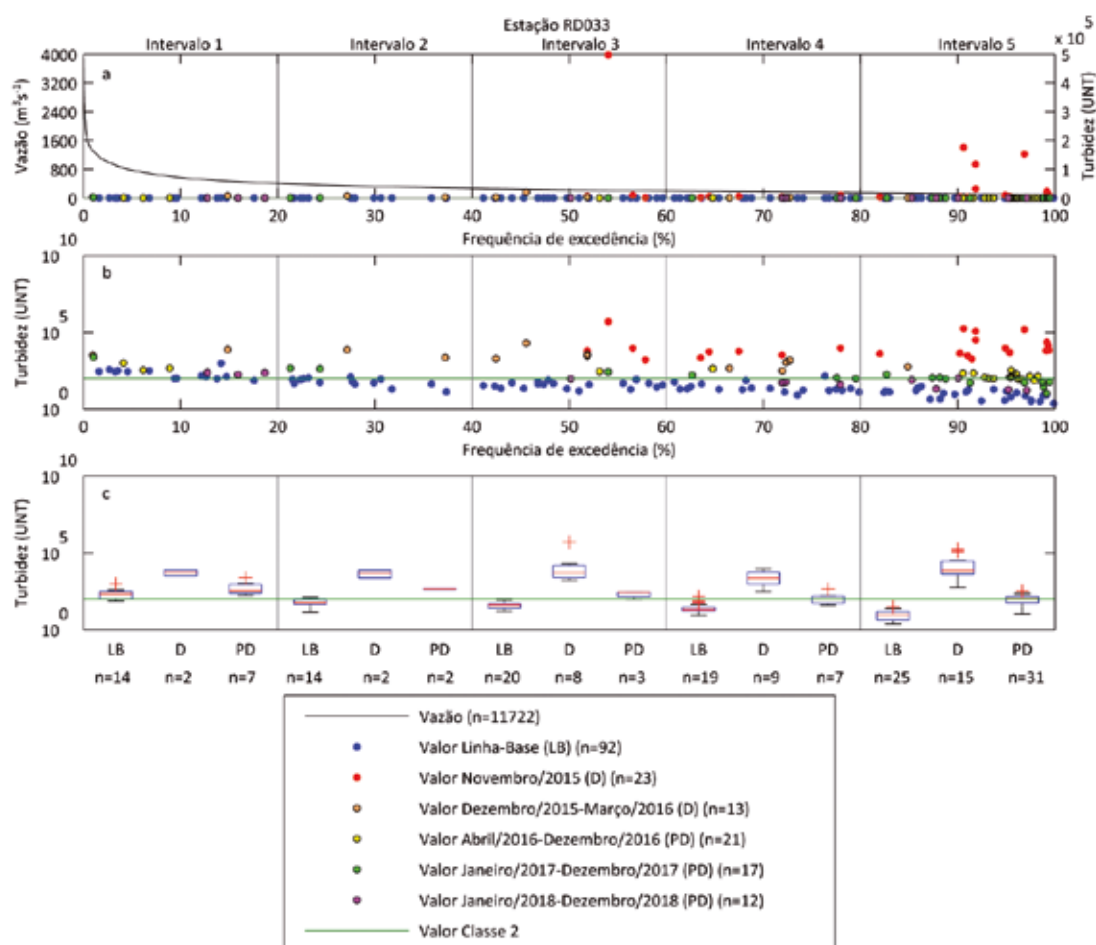
Tabela 32 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD033.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD033	3.906,80	304,66	32,85

Na Figura 32, a série histórica observada de turbidez é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 15,2% das observações apresentaram-se em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de turbidez de 497.500 UNT e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nos valores de turbidez que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e valores de linha-base em alguns eventos.

A Figura 33 apresenta a série histórica de vazões da estação RD033, por meio da curva de permanência, e os valores de turbidez associados às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

Figura 33 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD033. a) Curva de permanência de vazão e turbidez associada. b) Turbidez associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 33.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e os valores de turbidez associados às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 32) é igualada ou excedida em 33,2% do tempo. O valor máximo de turbidez foi registrado no período do desastre (novembro/2015) associado a uma vazão de $215,34 m^3 s^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 33.b apresenta os valores de turbidez associados às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, os valores de turbidez no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores aos valores do período de linha-base e limite legislado em 91,7% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados turbidez foi obtido para o intervalo 5 da Figura 33, no qual foram observados desacordos em relação ao limite legislado em 2016, 2017 e 2018. Nos intervalos 3 e 4, os desacordos em relação ao limite da classe 2 foram verificados em 2016 e 2017. No intervalo 2, foram verificados desacordos em relação ao limite da classe 2

no ano de 2017. E, no intervalo 1, foram verificados desacordos que ultrapassam o máximo histórico e limite legislado em 2016 e 2017, e valores que ultrapassam o limite da classe 2 em 2018.

A Figura 33.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 33.c), em termos de mediana, o valor de turbidez de linha-base (LB) foi de 211 UNT (n=14), no período do desastre (D), o valor de turbidez foi de 5.407 UNT (n=2) e, no período de pós-desastre (PD), o valor de turbidez foi de 347 UNT (n=7). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a turbidez mediana foi de 9 UNT (n=25), no período do desastre de 6.910 UNT (n=15) e, no pós-desastre, de 102 UNT (n=31), ou seja, há um aumento da turbidez no desastre em relação à linha-base, seguido de uma queda da turbidez no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à turbidez de linha-base. De maneira geral, a Figura 33.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos indicam que os maiores valores de turbidez ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não ficou clara. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da turbidez mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação a turbidez máxima observada no período de linha-base, de 955 UNT, e turbidez máxima no desastre, de 497.500 UNT, houve um aumento de 520,9 vezes na turbidez na estação RD033. No período de linha-base, 15,2% dos valores de turbidez estavam em desacordo com o limite legislado. Nos períodos do desastre e do pós-desastre, o valor limite de turbidez (classe 2) foi ultrapassado em 100% e 44,8% dos valores observados, respectivamente. A Tabela 33 apresenta o percentual de desacordos para cada período, em relação ao valor de turbidez limite (classe 2). No período do desastre, 100% dos valores de turbidez estavam acima do limite legislado. Destes valores, 63,9% ocorreram no período de novembro/2015 e 36,1% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 44,8% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal. Destes valores, 56,7% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 30,0% ocorreram no ano de 2017 e 13,3% ocorreram em 2018, ou seja, houve uma queda nos desacordos no período do pós-desastre.

Tabela 33 – Percentual de desacordo em relação ao valor limite de turbidez (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD033.

Período	% de desacordos em relação ao valor limite de turbidez (classe 2)	Período	Percentual de desacordos por período
Linha-Base	15,2		
Desastre	100	Novembro/2015	63,9
		Dezembro/2015-Março/2016	36,1
		Abril/2016-Dezembro/2016	56,7
Pós-Desastre	44,8	Janeiro/2017-Dezembro/2017	30,0
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	13,3

Estação RD044

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD044 é apresentada na Figura 34, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de turbidez na estação RD044 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 34 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD044 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1938-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 20.109, a vazão máxima do período foi de 6.040,60 m³s⁻¹ e mínima de 40,53 m³s⁻¹.

Na Figura 34, a série histórica observada de turbidez é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 13,3% das observações não atenderam ao limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de turbidez de 140.000 UNT e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nos valores de turbidez que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e máximo histórico em alguns eventos.

Figura 34 – Série histórica de vazão e turbidez na estação RD044.

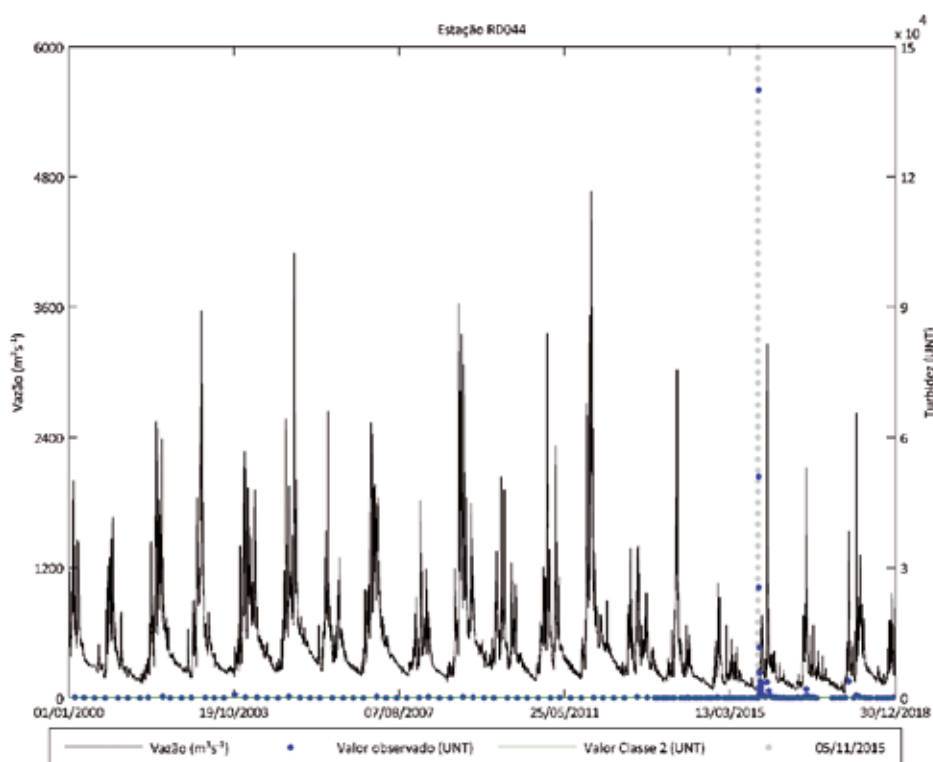


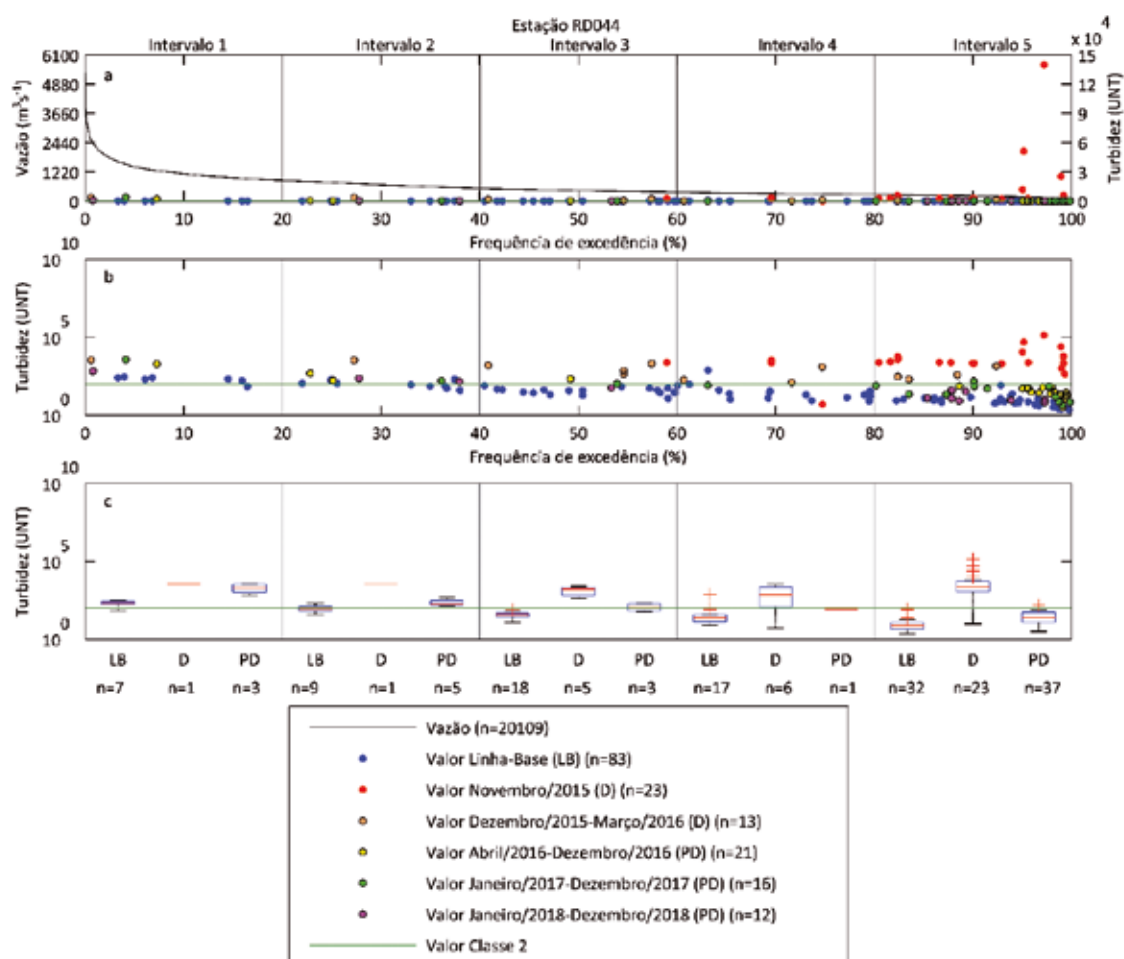
Tabela 34 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD044.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD044	6.040,60	590,45	40,53

A Figura 35 apresenta a série histórica de vazões da estação RD044, por meio da curva de permanência, e os valores de turbidez associados às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência,

no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

Figura 35 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD044. a) Curva de permanência de vazão e turbidez associada. b) Turbidez associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 35.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 34) é igualada ou excedida em 35,4% do tempo. O valor máximo de turbidez foi registrado no período do desastre (novembro/2015) associado a uma vazão de $151,97 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 35.b apresenta os valores de turbidez associados às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, os valores de turbidez no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores aos valores do período de linha-base e limite legislado em 72,2% e 94,4% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados turbidez foi obtido para o intervalo 5 da Figura 35, no qual foi observado um desacordo em relação ao limite legislado no ano de 2017. No intervalo 3, foram verificados desacordos em relação ao limite da classe 2 nos anos de 2016 e 2017. No intervalo 2, foram verificados desacordos em relação ao limite da classe 2 nos anos de 2016, 2017 e 2018. No intervalo 1, nos anos de 2016 e 2017 foram verificados valores de turbidez que ultrapassam a legislação para classe 2 e máximo histórico.

A Figura 35.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 35.c), em termos de mediana, o valor de turbidez de linha-base (LB) foi de 217 UNT (n=7), no período do desastre (D), o valor de turbidez foi de 3.640 UNT (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), o valor de turbidez foi de 2.003 UNT (n=3). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a turbidez mediana foi de 8 UNT (n=32), no período do desastre de 2.457 UNT (n=23) e, no pós-desastre, de 26 UNT (n=37), ou seja, há um aumento da turbidez no desastre em relação à linha-base, seguido de uma queda da turbidez no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à turbidez de linha-base. De maneira geral, a Figura 35.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos indicam que os maiores valores de turbidez ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base e pós-desastre, enquanto no período do desastre, não foi possível notar essa tendência. Em todos os intervalos definidos, o mesmo comportamento foi observado, com aumento da turbidez mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação a turbidez máxima observada no período de linha-base, de 794 UNT, e turbidez máxima no desastre, de 140.000 UNT, houve um aumento de 176,3 vezes na turbidez na estação RD044. No período de linha-base, 13,3% dos valores de turbidez estavam em desacordo com o limite legislado. Nos períodos do desastre e do pós-desastre, o valor limite de turbidez (classe 2) foi ultrapassado em 94,4% e 25,0% dos valores observados, respectivamente. A Tabela 35 apresenta o percentual de desacordos para cada período, em relação ao valor de turbidez limite (classe 2). No período do desastre, 94,4% dos valores de turbidez estavam acima do limite legislado. Destes valores, 61,8% ocorreram no período de novembro/2015 e 38,2% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 25,0% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal. Destes valores, 36,4% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 36,4% ocorreram no ano de 2017 e 27,3% ocorreram em 2018, ou seja, os desacordos se mantiveram entre 2016 e 2017 e, seguido de uma queda nos desacordos no ano de 2018.

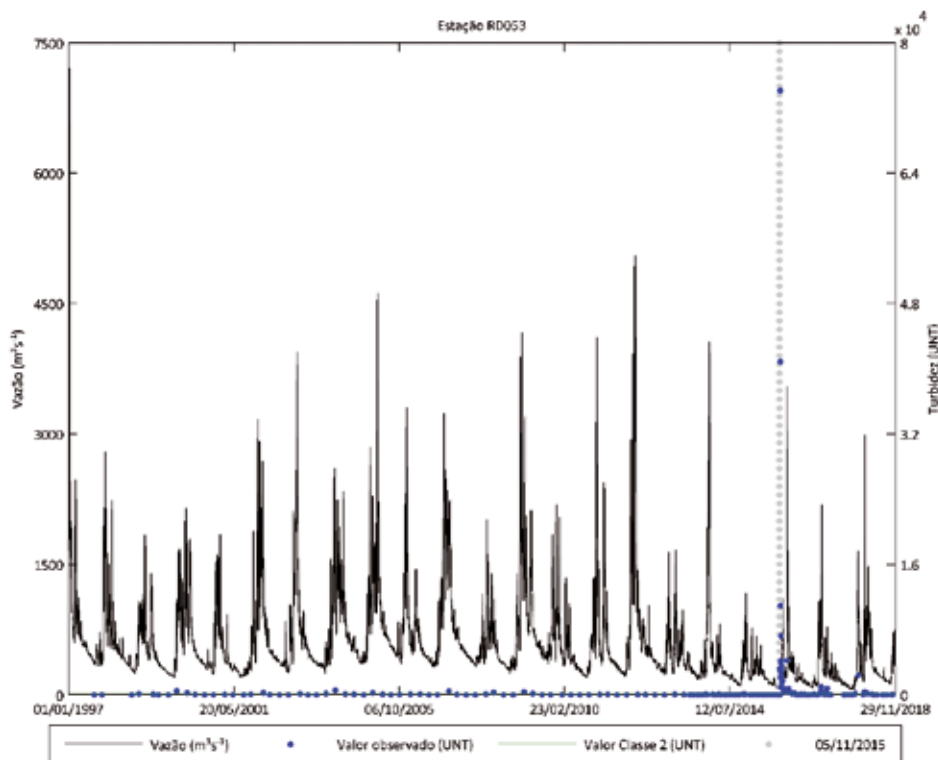
Tabela 35 – Percentual de desacordo em relação ao valor limite de turbidez (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD044.

Período	% de desacordos em relação ao valor limite de turbidez (classe 2)	Período	Percentual de desacordos por período
Linha-Base	13,3		
Desastre	94,4	Novembro/2015	61,8
		Dezembro/2015-Março/2016	38,2
		Abril/2016-Dezembro/2016	36,4
Pós-Desastre	25,0	Janeiro/2017-Dezembro/2017	36,4
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	27,3

Estação RD053

A série histórica de vazões e turbidez na estação RD053 é apresentada na Figura 36, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de turbidez na estação RD053 refere-se ao dia 10/11/2015.

Figura 36 – Série histórica de vazão e turbidez na estação RD053.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 36 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD053 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (julho/1972-novembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.813, a vazão máxima do período foi de 7.207,00 m³s⁻¹ e mínima de 63,51 m³s⁻¹.

Tabela 36 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD053.

Vazão (m³ s⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD053	7.207,00	662,10	63,51

Na Figura 36, a série histórica observada de turbidez é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 13,2% das observações apresentaram-se em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de turbidez de 74.160 UNT e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nos valores de turbidez que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 37 apresenta a série histórica de vazões da estação RD053, por meio da curva de permanência, e os valores de turbidez associados às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

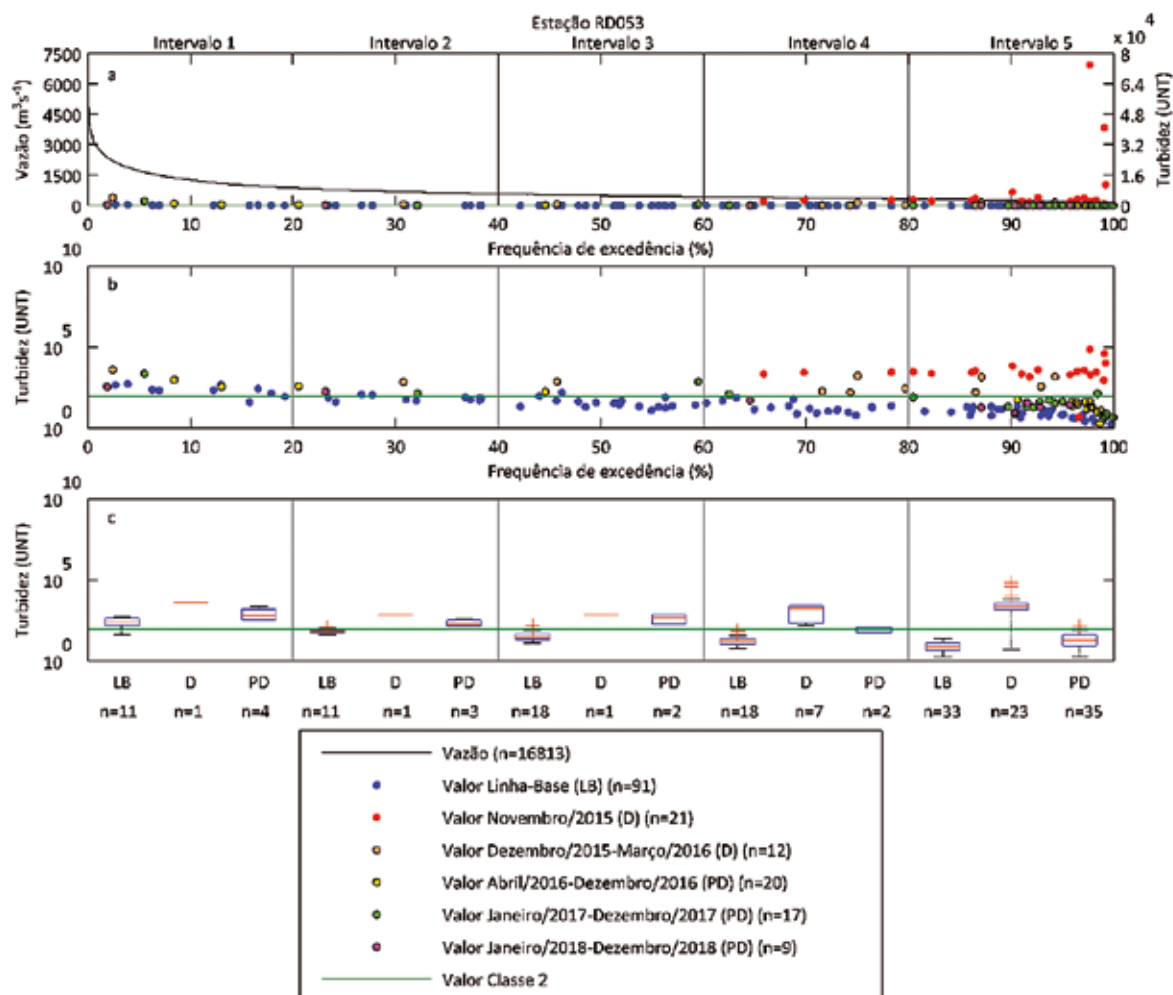
A Figura 37.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 36) é igualada ou excedida em 32,0% do tempo. O valor máximo de turbidez foi registrado no período do desastre (novembro/2015) associado a uma vazão de $149,78 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 37.b apresenta os valores de turbidez associados às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual se observa que, em todos os intervalos definidos, os valores de turbidez no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores aos valores do período de linha-base e limite legislado em 78,8% e 97,0% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados turbidez foi obtido para o intervalo 5 da Figura 37, no qual é observado um valor que ultrapassou o limite legislado no ano de 2017. No intervalo 4, foi verificado um desacordo em relação ao limite para a classe 2 em 2017. No intervalo 3, foi verificado um valor de turbidez que ultrapassou o máximo histórico e o limite da classe 2 e um valor de turbidez que ultrapassou o limite da classe 2, em 2017 e 2016, respectivamente. No intervalo 2, foram observados valores de turbidez que ultrapassaram o limite legal nos anos de 2016, 2017 e 2018. E, no intervalo 1, em 2016 e 2017, foram observados valores de turbidez que ultrapassaram o máximo histórico e o limite legal e, em 2018, um valor de turbidez que ultrapassou o limite para a classe 2.

A Figura 37.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 37.c), em termos de mediana, o valor de turbidez de linha-base (LB) foi de 247 UNT (n=11), no período do desastre (D), o valor de turbidez foi de 4.200 UNT (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), o valor de turbidez foi de 684 UNT (n=4). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a turbidez mediana foi de 7 UNT (n=33), no período do desastre de 2.474 UNT (n=23) e, no pós-desastre, de 21 UNT (n=35), ou seja, houve um aumento da turbidez no desastre em relação à linha-base, seguido de uma queda da turbidez no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à turbidez de linha-base.

Figura 37 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD053. a) Curva de permanência de vazão e turbidez associada. b) Turbidez associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



De maneira geral, a Figura 37.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos indicaram que os maiores valores de turbidez ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, não foi possível observar essa tendência. Em todos os intervalos definidos, o mesmo comportamento foi observado, com aumento da turbidez mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação a turbidez máxima observada no período de linha-base, de 560 UNT, e turbidez máxima no desastre, de 74.160 UNT, houve um aumento de 132,4 vezes na turbidez na estação RD053. No período de linha-base, 13,2% dos valores de turbidez estavam em desacordo com o limite legislado. Nos períodos do desastre e do pós-desastre, o valor limite de turbidez (classe 2) foi ultrapassado em 97,0% e 26,9% dos valores observados, respectivamente. A Tabela 37 apresenta o percentual de desacordos para cada período, em relação ao valor de turbidez limite (classe 2). No período do desastre, 97,0% dos valores de turbidez estavam acima do limite legislado. Destes valores, 62,5% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,5% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do

pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 26,9% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal. Destes valores, 36,4% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 45,5% ocorreram no ano de 2017 e 18,2% ocorreram em 2018, ou seja, houve um aumento nos desacordos entre 2016 e 2017, seguido de uma queda nos desacordos em 2018.

Tabela 37 – Percentual de desacordo em relação ao valor limite de turbidez (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD053.

Período		% de desacordos em relação ao valor limite de turbidez (classe 2)	
Linha-Base	13,2	Período	Percentual de desacordos por período
Desastre	97,0	Novembro/2015	62,5
		Dezembro/2015-Março/2016	37,5
		Abril/2016-Dezembro/2016	36,4
Pós-Desastre	26,9	Janeiro/2017-Dezembro/2017	45,5
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	18,2

1.3.2.1 Análise espacial de turbidez nas estações

As seções 0 a 0 apresentaram a análise quali-quantitativa de turbidez de maneira temporal para cada uma das estações de monitoramento avaliadas, considerando os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre, e relacionando os valores de turbidez observados à linha-base e limite da classe 2.

Nesta seção, uma análise integrada dos valores de turbidez nas estações, de montante à jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperarem maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso).

Para a análise de turbidez de montante para jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, a Figura 38 e a Figura 39 apresentam os valores de turbidez para os seguintes períodos: linha-base (seco e chuvoso), novembro/2015, dezembro/2015-março/2016, abril/2016-setembro/2016 e pós-desastre (seco e chuvoso) nas estações RD071, RD019, RD023, RD033, RD044 e RD053 (com escalas diferentes), nas quais é apresentado o número de observações (n) e a mediana (m) de cada período considerado para cada estação.

Nestas figuras, no período de linha-base seco, considerando as medianas, não foi possível observar um aumento da turbidez de montante para jusante, sendo que os maiores valores da mediana da turbidez foram observados nas estações RD023 e RD033. O mesmo comportamento foi observado no período de linha-base chuvoso, no qual o maior valor da mediana da turbidez foi observado na estação RD033. A maior diferença da turbidez mediana entre o período seco e chuvoso do período de linha-base se deu na estação RD033, com um aumento de 3 vezes no período chuvoso. Nas estações RD019 e RD023 foi observada a menor diferença entre as medianas, com um aumento de 2,1 vezes no período de linha-base chuvoso.

No mês do desastre (novembro/2015), em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento nos valores de turbidez de 68,8 vezes na estação RD044. As estações RD071 e RD019 foram as estações que apresentaram a maior diferença entre o mês de novembro/2015 em relação ao período chuvoso de linha-base, com medianas 200,5 e 166,8 vezes superiores ao período chuvoso de linha-base.

No período de dezembro/2015-março/2016, em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento de 14,7 vezes nos valores de turbidez na estação RD053 e, de no máximo, 208,4 vezes na estação RD071.

No primeiro período seco no pós-desastre (abril/2016-setembro/2016), verificou-se que as medianas, em relação à linha-base do período seco, foram superiores em todas as estações, com diferença de, no mínimo, 1,5 vezes na estação RD053 e, no máximo, de 15,3 vezes na estação RD019.

No período seco pós-desastre (2017-2018), houve uma queda nas medianas da turbidez em relação ao período seco de linha-base nas estações RD044 e RD053 e um aumento na mediana nas demais estações, com um máximo de 2,5 vezes na estação RD023. No período chuvoso pós-desastre (2017-2018), as medianas de turbidez foram superiores ao período chuvoso de linha-base em todas as estações, com diferença de, no mínimo, 1,4 vezes na estação RD053 e, no máximo, de 6,4 vezes na estação RD019.

Figura 38 – Turbidez nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD071, RD019 e RD023.

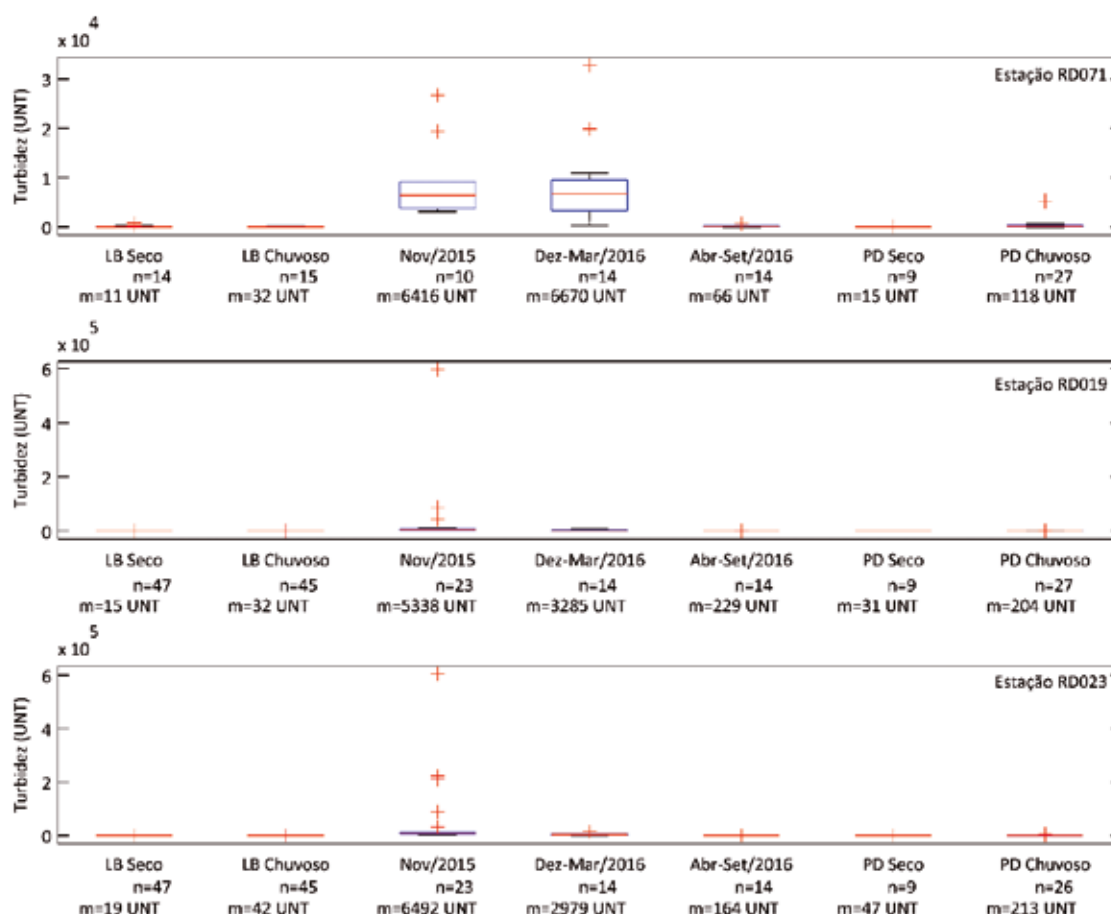
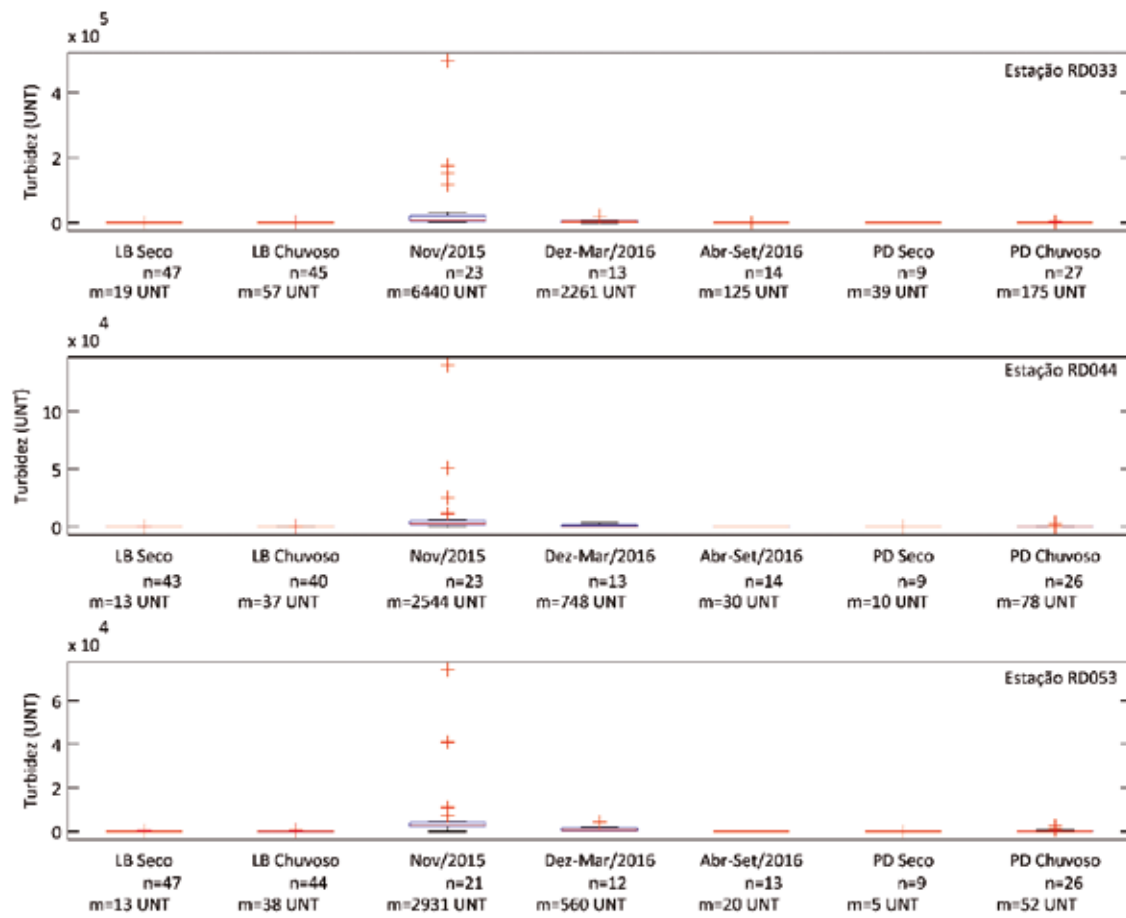


Figura 39 – Turbidez nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD033, RD044 e RD053.

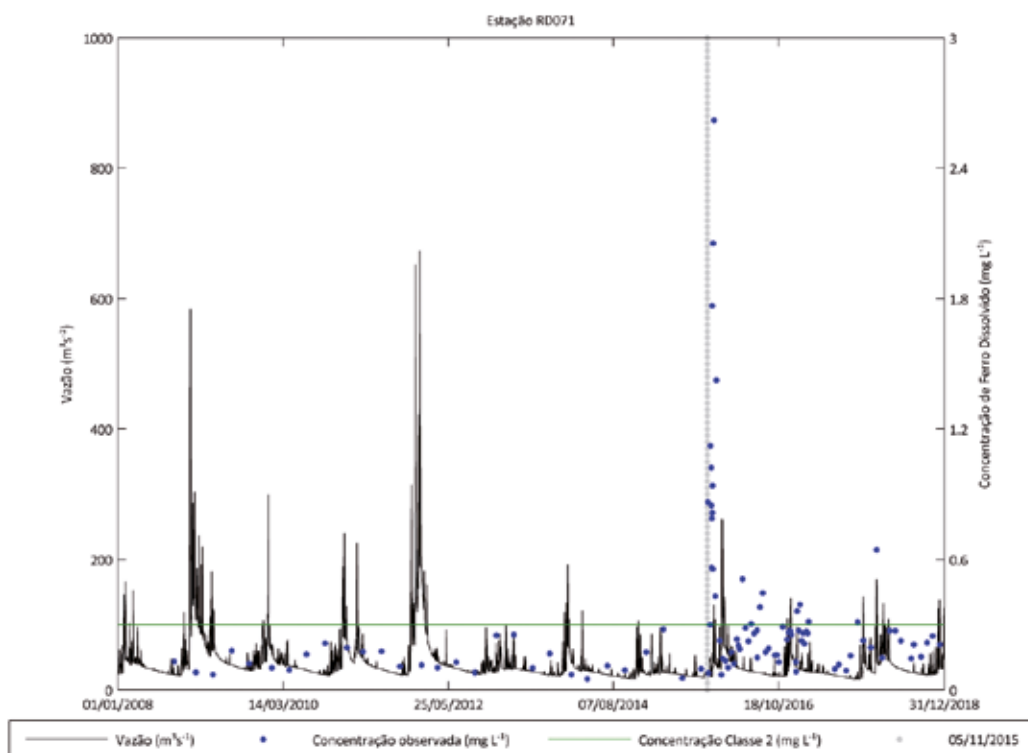


1.3.3 FERRO DISSOLVIDO

Estação RD071

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD071 é apresentada na Figura 40, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de ferro dissolvido na estação RD071 refere-se ao dia 09/11/2015.

Figura 40 – Série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD071.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 38 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD071 do IGAM. Ressalta-se, conforme mencionado anteriormente, que exclusivamente para a estação RD071, os dados de vazões desta estação foram gerados a partir de modelagem hidrológica, conforme apresentado no capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à indisponibilidade de dados observados. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1980-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 14.245, a vazão máxima do período foi de 1.116,70 m³s⁻¹ e mínima de 16.19 m³s⁻¹.

Tabela 38 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD071.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD071	1.116,70	43,99	16,19

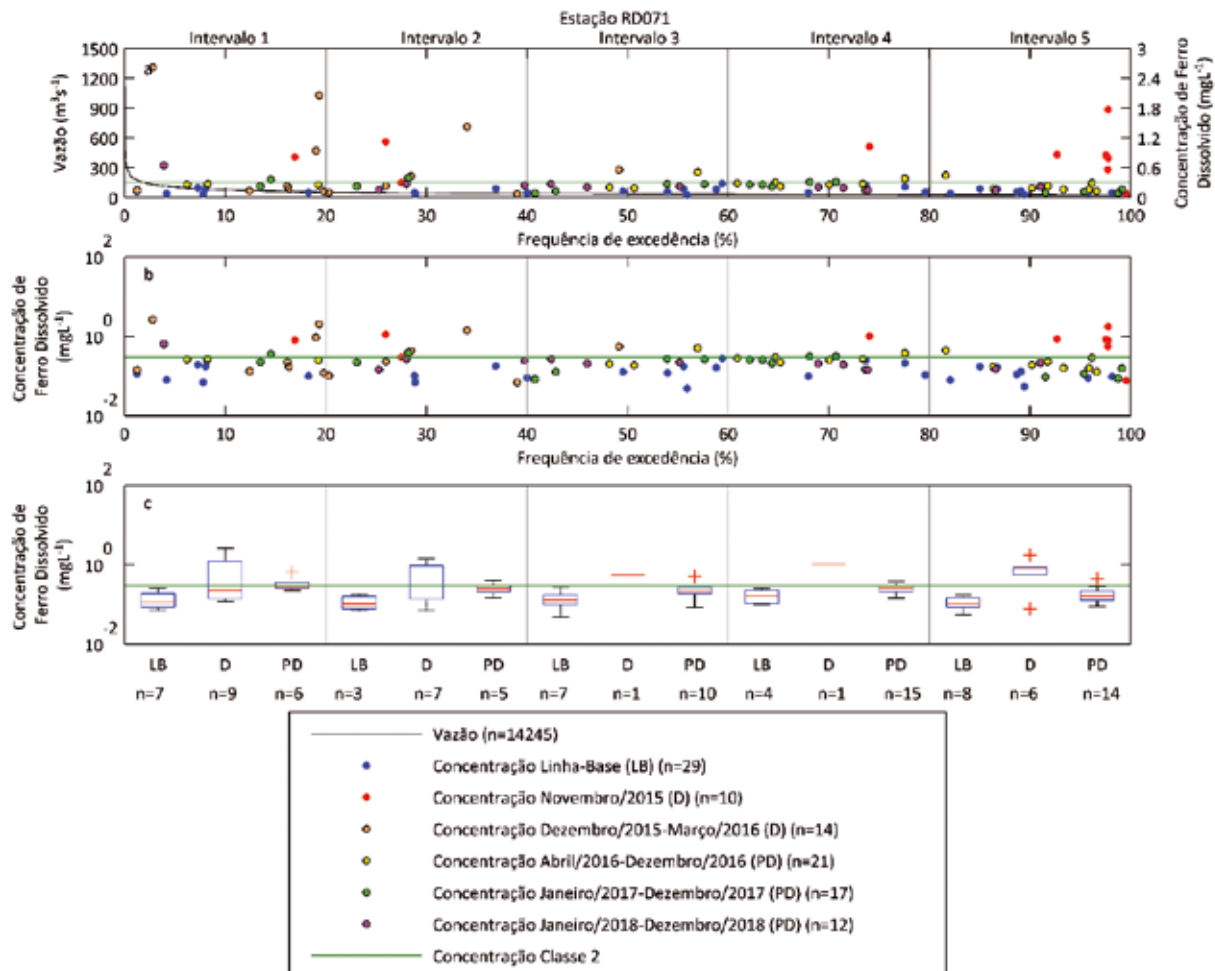
Na Figura 40, a série histórica observada da concentração de ferro dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, não foram identificados desacordos com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de ferro dissolvido de $2,62 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de ferro dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 41 apresenta a série histórica de vazões da estação RD071, por meio da curva de permanência, e as concentrações de ferro dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 41.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 38) é igualada ou excedida em 27,7% do tempo. A concentração máxima de ferro dissolvido foi registrada no período do desastre (dezembro/2015), associada a uma vazão de $130,52 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 41.b apresenta as concentrações de ferro dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 58,3% e 62,5% das observações, respectivamente. No período do pós-desastre (abril/2016-novembro/2018), o maior número de observações de dados de ferro dissolvido foi obtido para os intervalos 4 e 5 da Figura 41.b, nos quais foram verificados desacordos em relação ao limite legislado e concentrações que ultrapassam a concentração máxima de linha-base. No intervalo 1, apesar do menor número de observações no pós-desastre, em 2017 e 2018 foram verificados desacordos em relação ao limite legislado e valores de concentração que ultrapassam a concentração máxima da linha-base.

Figura 41 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD071. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



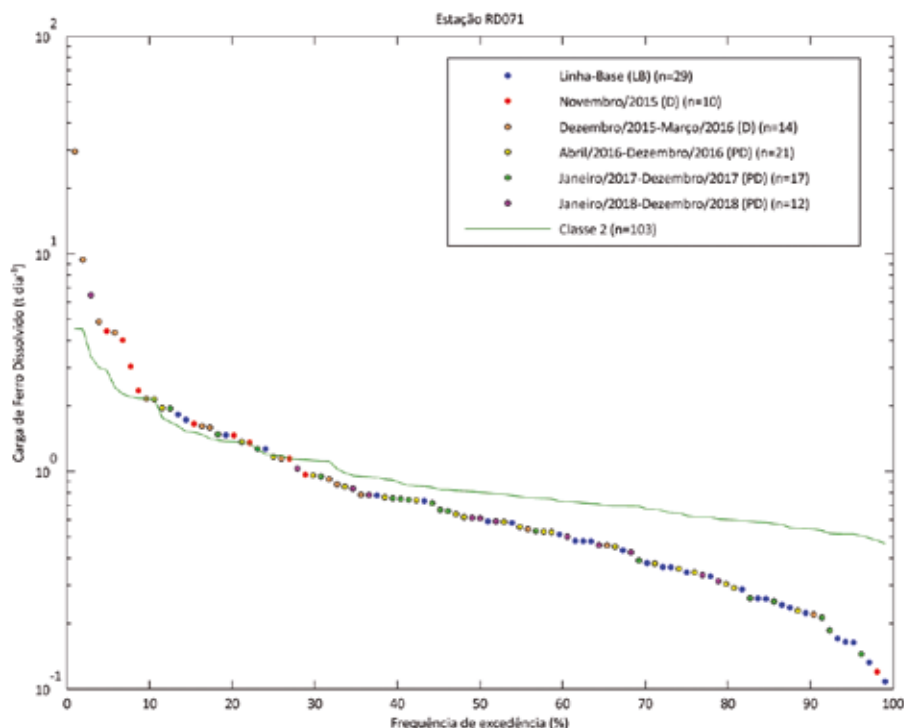
A Figura 41.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 41.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ (n=7), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ (n=9) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ (n=6), ou seja, mesmo após o desastre, as concentrações de ferro dissolvido aumentaram no intervalo 1 em relação às concentrações de linha-base. No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, em termos de mediana, a concentração de linha-base foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=8), no período do desastre de $0,82 \text{ mg L}^{-1}$ (n=6) e, no pós-desastre, de $0,16 \text{ mg L}^{-1}$ (n=14), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. Em nenhum dos períodos de avaliação é identificada uma relação entre a vazão e concentração de ferro dissolvido (um aumento das vazões não é acompanhado de um aumento nas concentrações de ferro dissolvido). A mesma tendência observada nos box-plots do intervalo 5 é também verificado nos intervalos 2, 3 e 4, ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. Mesmo no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana das concentrações de ferro dissolvido.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 42 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a Classe 2) na estação RD071. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 24,0% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1,27 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $1,83 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $29,54 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 16,2 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 10,3% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 58,3% e 14,0% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 42 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD071.



A Tabela 39 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 58,3% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 50,0% ocorreram no período de novembro/2015 e 50,0% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 14,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 42,9% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 42,9% ocorreram no ano de 2017 e 14,2% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

No entanto, no ano de 2018, foi possível identificar cargas que excedem a carga limite (classe 2) e a carga máxima de linha-base, conforme é mostrado na Figura 42. A carga máxima no ano de 2018, que foi excedida em 2,9% do tempo, registrada em 05/02/2018, ocorreu devido a uma vazão de 115,94 m³ s⁻¹ (que corresponde ao intervalo 1 na Figura 41) e uma concentração de ferro dissolvido associada de 0,65 mg L⁻¹, que ultrapassa a concentração limite para classe 2 de ferro dissolvido, que é de 0,3 mg L⁻¹.

Tabela 39 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD071.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Período	Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	Período	Percentual de divergências por período
Linha-Base	10,3		
Desastre	58,3	Novembro/2015	50,0
		Dezembro/2015-Março/2016	50,0
		Abril/2016-Dezembro/2016	42,9
Pós-Desastre	14,0	Janeiro/2017-Dezembro/2017	42,9
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	14,2

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 24,0% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 40 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $19,90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de $0,79 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $1,36 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão, que foi um pouco superior a vazão mínima histórica. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $174,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $1,73 \text{ t dia}^{-1}$, o que foi observado no período de linha-base. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD071), enquanto a concentração foi inferior ao limite legislado, que é de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 40 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD071.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	24,0	19,90 – 174,88	0,11 – 2,62
Carga máxima histórica (linha-base)	13,5	19,91 – 174,65	0,14 – 2,62

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($1,83 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 13,5% do tempo, a Tabela 40 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $19,91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de ferro dissolvido de $1,77 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $3,04 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $174,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de ferro dissolvido associada foi de $0,14 \text{ mg L}^{-1}$, observada no período de dezembro/2015-março/2016, resultando em uma carga de $2,16 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD071), enquanto a concentração foi inferior ao limite legislado, que é de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$.

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD019 é apresentada na Figura 43, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de ferro dissolvido na estação RD019 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 41 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD019 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (novembro/1981-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 13.383, a vazão máxima do período foi de $2.323,30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $5,76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Figura 43 – Série histórica de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD019.

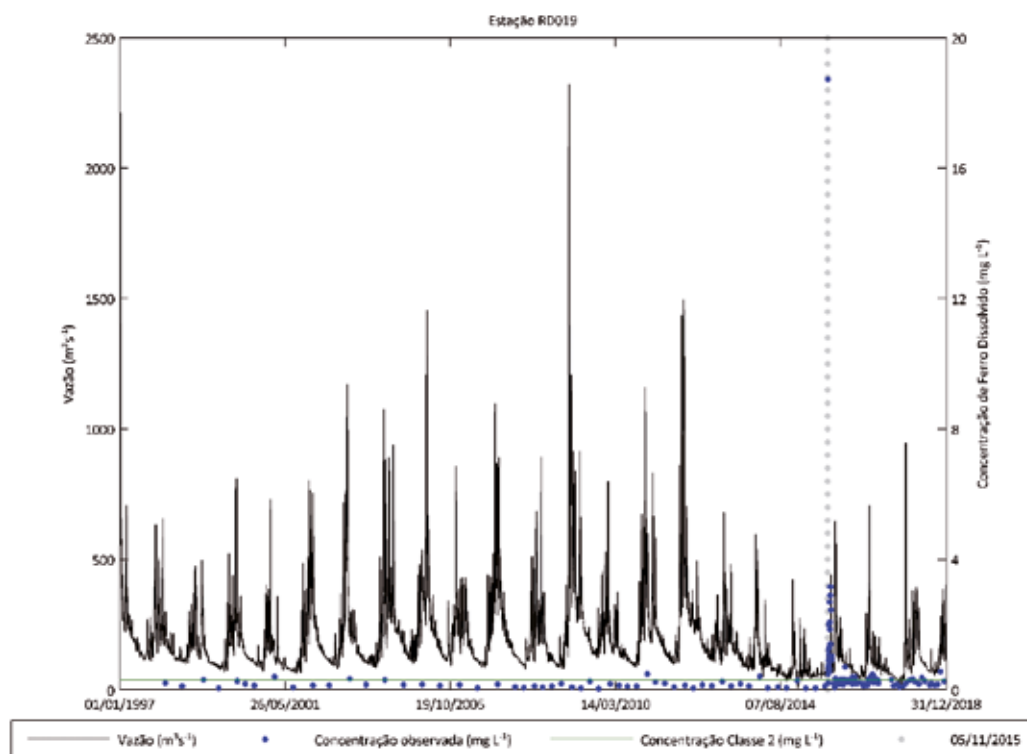


Tabela 41 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD019.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD019	2.323,30	200,42	5,76

Na Figura 43, a série histórica observada da concentração de ferro dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 9,6% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de ferro dissolvido de $18,73 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de ferro dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

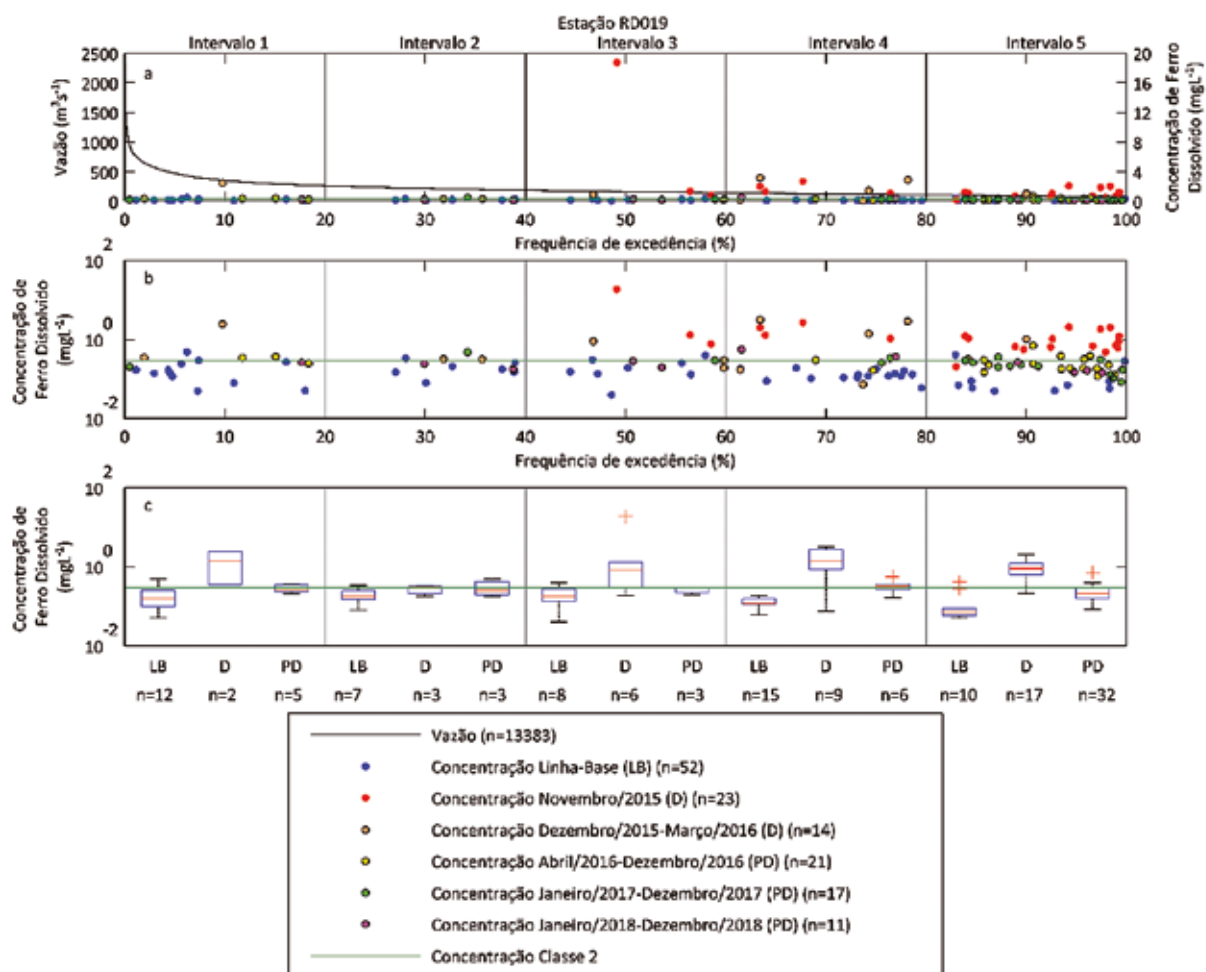
A Figura 44 apresenta a série histórica de vazões da estação RD019, por meio da curva de permanência, e as concentrações de ferro dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 44.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 41) é igualada ou excedida em 34,2% do tempo. A concentração máxima de ferro dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $161,35 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 44.b apresenta as concentrações de ferro dissolvido associada às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base (máximo histórico) e limite legislado em 73,0% e 83,8% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), foram verificados eventos com concentrações superiores à linha-base e acima do limite legislado. Em 2018, no intervalo 4, foi verificada uma concentração de ferro dissolvido de $0,56 \text{ mg L}^{-1}$, que ultrapassa o limite legislado ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) e a concentração máxima de linha-base ($0,49 \text{ mg L}^{-1}$).

A Figura 44.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 44 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD019. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



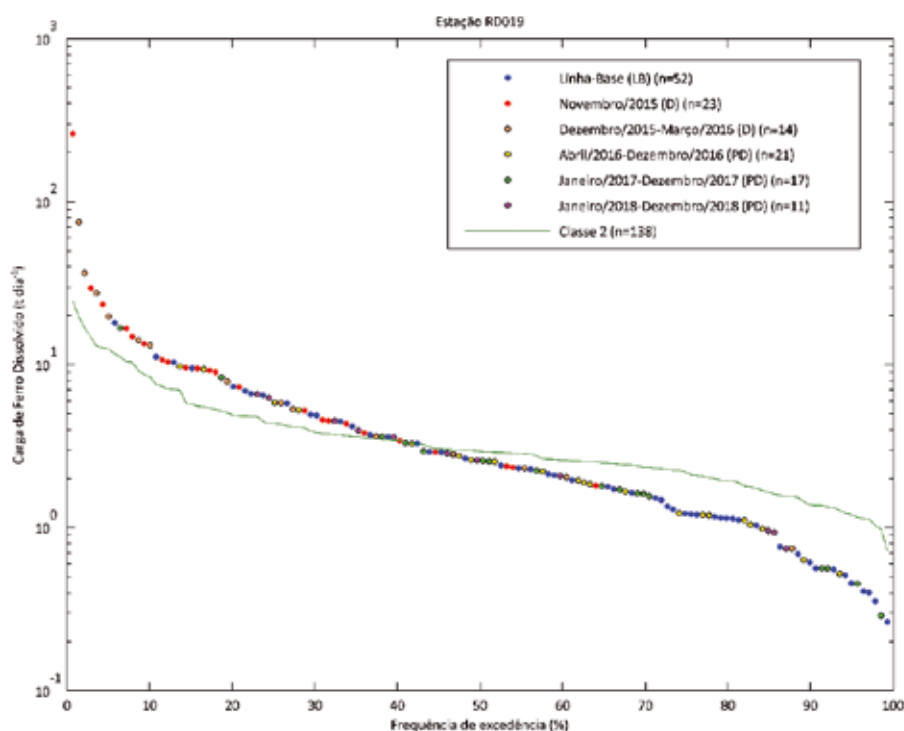
No intervalo 1 (Figura 44.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,16 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=12$), no período do desastre (D), a concentração foi de $1,40 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=2$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=5$). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,07 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=10$), no período do desastre de $0,90 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=17$) e, no pós-desastre, de $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=32$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base.

De maneira geral, a Figura 44.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de ferro dissolvido ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, com exceção dos intervalos 1 e 2, no quais as concentrações de linha-base foram $0,16 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,18 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Nos períodos do desastre e pós-desastre, no entanto, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 45 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 42,4% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $3,30 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $18,16 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $261,12 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 14,4 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 30,8% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 78,4% e 28,6% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 45 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.



A Tabela 42 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 78,4% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 65,5% ocorreram no período de novembro/2015 e 34,5% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 28,6% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 35,7% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 28,6% ocorreram no ano de 2017 e 35,7% ocorreram em 2018, ou seja, houve uma diminuição nas divergências entre o período do desastre e pós-desastre, no entanto, nas subdivisões do período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2016, 2017 e 2018), as divergências se mantiveram (não foi observada uma diminuição no número de divergências relativos as cargas).

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 42,4% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 43 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $43,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de $1,23 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $4,60 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão, que é menor do que a média histórica na estação RD019. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $945,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,21 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $16,84 \text{ t dia}^{-1}$, o que foi observado no ano de 2017. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD019), enquanto a concentração foi inferior ao limite legislado, que é de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 42 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD019.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	30,8	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	78,4	Novembro/2015	65,5
		Dezembro/2015-Março/2016	34,5
		Abril/2016-Dezembro/2016	35,7
Pós-Desastre	28,6	Janeiro/2017-Dezembro/2017	28,6
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	35,7

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (18,16 t dia⁻¹), o que ocorreu em 5,8% do tempo, a Tabela 43 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 109,70 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de ferro dissolvido de 2,90 mg L⁻¹, registrada em 01/12/2015, resultando em uma carga de 27,50 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 648,84 m³ s⁻¹, a concentração de ferro dissolvido associada foi de 0,35 mg L⁻¹, observada entre dezembro/2015-março/2016, resultando em uma carga de 19,79 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

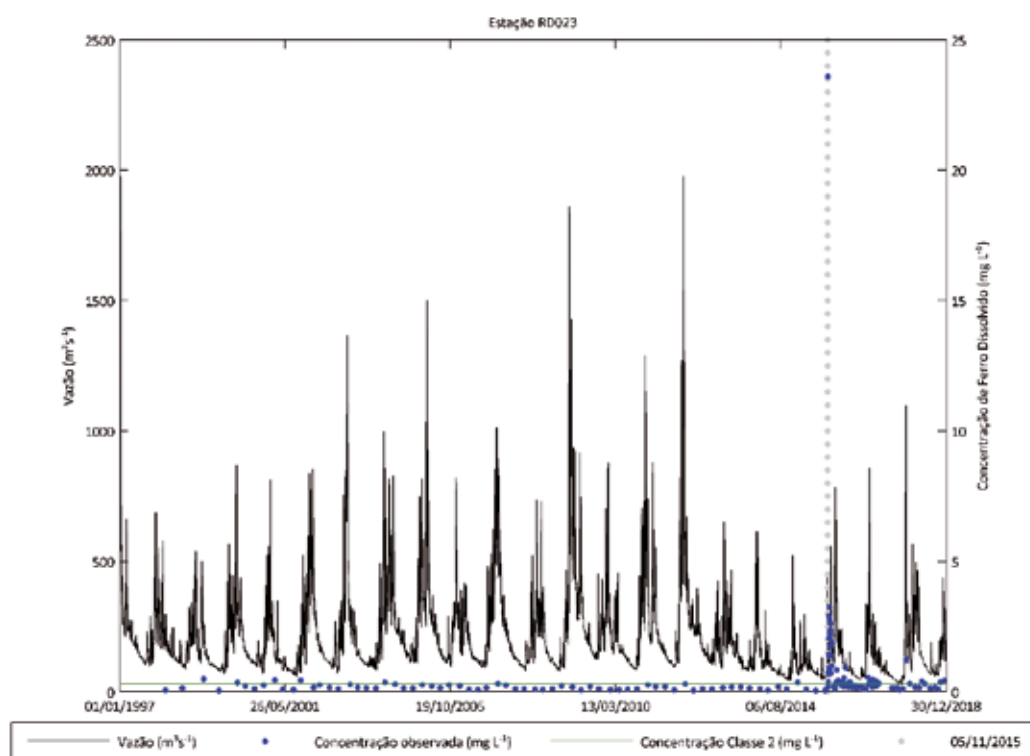
Tabela 43 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD019.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	42,4	43,41 – 945,99	0,12 – 18,73
Carga máxima histórica (linha-base)	5,8	109,70 – 648,84	0,35 – 18,73

Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD023 é apresentada na Figura 46, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de ferro dissolvido na estação RD023 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 44 apresenta medidas estatísticas da série histórica de vazões referentes à estação RD023 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 15.931, a vazão máxima do período foi de 2.323,10 m³s⁻¹ e mínima de 25,72 m³s⁻¹.

Figura 46 – Série histórica de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD023.**Tabela 44** – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD023.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD023	2.323,10	222,89	25,72

Na Figura 46, a série histórica observada da concentração de ferro dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 8,8% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de ferro dissolvido de $23,60 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de ferro dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

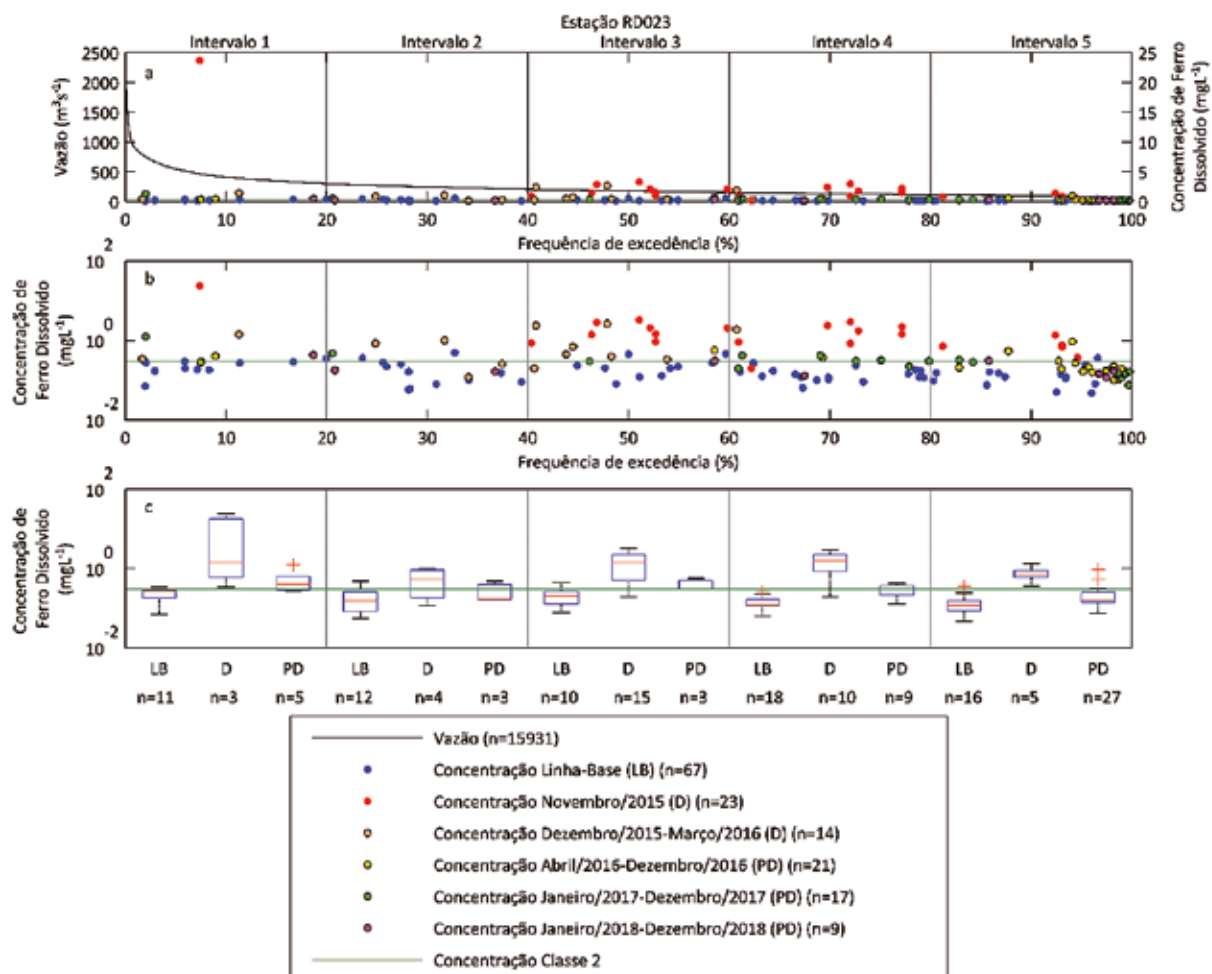
A Figura 47 apresenta a série histórica de vazões da estação RD023, por meio da curva de permanência, e as concentrações de ferro dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 47.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 44) é igualada ou excedida em 34,1% do tempo. A concentração máxima de ferro dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $460,84 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 47.b apresenta as concentrações de ferro dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 75,7% e 89,2% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de ferro dissolvido foi obtida para o intervalo 5 da Figura 47, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 e linha-base no ano de 2016. Ainda no ano de 2016, no pós-desastre, ocorre um desacordo em relação à classe 2 e linha-base no intervalo 3 e, no ano de 2017, ocorre um desacordo em relação à classe 2 e linha-base no intervalo 1.

A Figura 47.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 47 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD023. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



No intervalo 1 (Figura 47.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=11$), no período do desastre (D), a concentração foi de $1,40 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=3$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,40 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=5$). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=16$), no período do desastre de $0,72 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=5$) e, no pós-desastre, de $0,17 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=27$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 48 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 43,4% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $4,03 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $20,38 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $939,67 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 46,1 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 26,9% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 89,2% e 31,9% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 45 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 89,2% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 63,6% ocorreram no período de novembro/2015 e 36,4% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 31,9% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 46,7% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 33,3% ocorreram no ano de 2017 e 20,0% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 48 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.

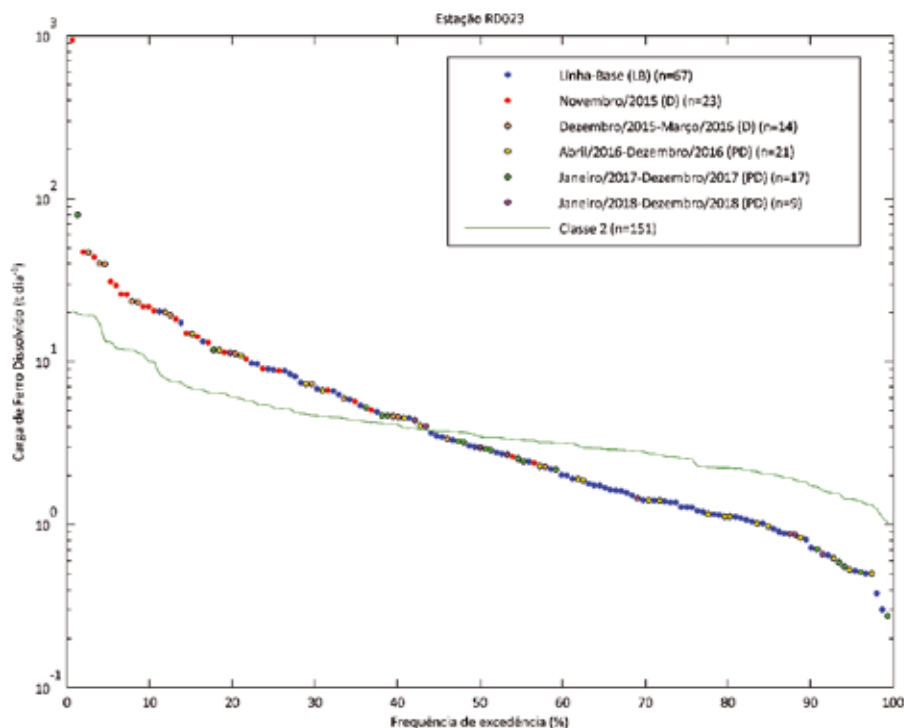


Tabela 45 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD023.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Período	Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	Período	Percentual de divergências por período
Linha-Base	26,9		
Desastre	89,2	Novembro/2015	63,6
		Dezembro/2015-Março/2016	36,4
		Abril/2016-Dezembro/2016	46,7
Pós-Desastre	31,9	Janeiro/2017-Dezembro/2017	33,3
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	20,0

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 43,4% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 46 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $83,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de $0,93 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 26/04/2016, resultando em uma carga de $6,71 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $784,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,34 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $23,25 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (20,38 t dia⁻¹), o que ocorreu em 11,2% do tempo, a Tabela 46 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 114,47 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de ferro dissolvido de 2,20 mg L⁻¹, registrada em 29/11/2015, resultando em uma carga de 21,72 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 784,40 m³ s⁻¹, a concentração de ferro dissolvido associada foi de 0,34 mg L⁻¹, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de 23,25 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 46 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD023.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	43,4	83,13 – 784,40	0,07 – 23,60
Carga máxima histórica (linha-base)	11,2	114,47 – 784,40	0,34 – 23,60

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD033 é apresentada na Figura 49, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de ferro dissolvido na estação RD033 refere-se ao dia 08/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 47 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD033 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1986-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 11.722, a vazão máxima do período foi de 3.906,80 m³s⁻¹ e mínima de 32,85 m³s⁻¹.

Na Figura 49, a série histórica observada da concentração de ferro dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 8,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de ferro dissolvido de 32,26 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de ferro dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

Figura 49 – Série histórica de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD033.

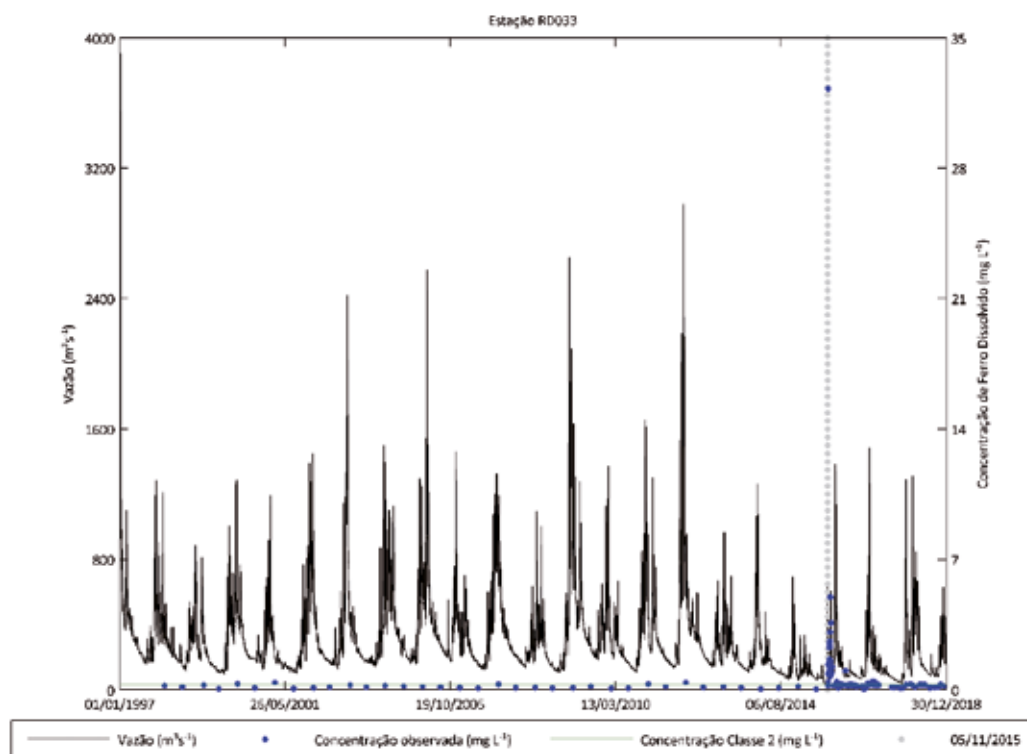


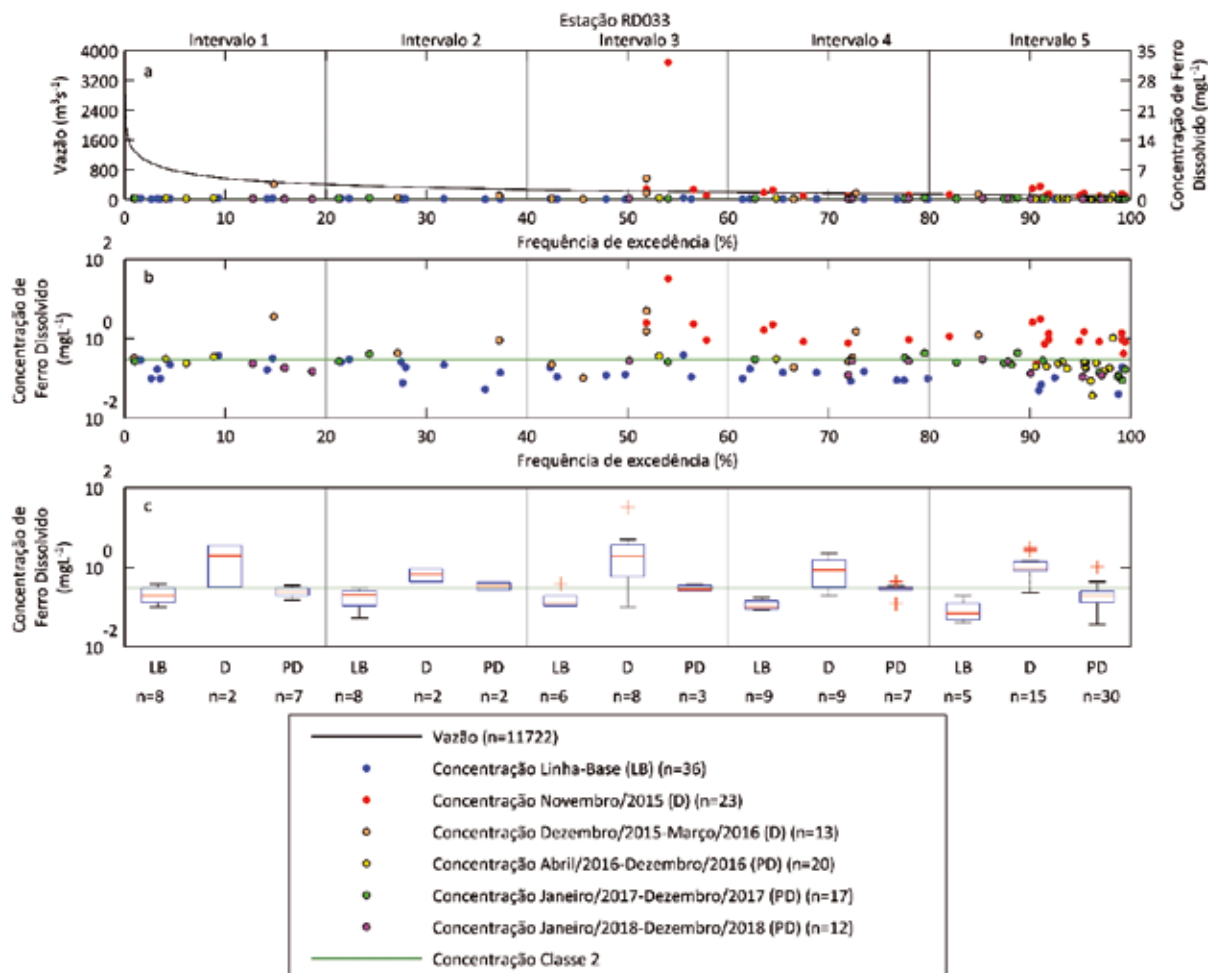
Tabela 47 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD033.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD033	3.906,80	304,66	32,85

A Figura 49 apresenta a série histórica de vazões da estação RD033, por meio da curva de permanência, e as concentrações de ferro dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 50.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 47) é igualada ou excedida em 33,2% do tempo. A concentração máxima de ferro dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $215,34 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Figura 50 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD033. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



Para maior detalhamento, a Figura 50.b apresenta as concentrações de ferro dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 86,1% e 83,3% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de ferro dissolvido foi obtido para o intervalo 5 da Figura 50, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 e linha-base.

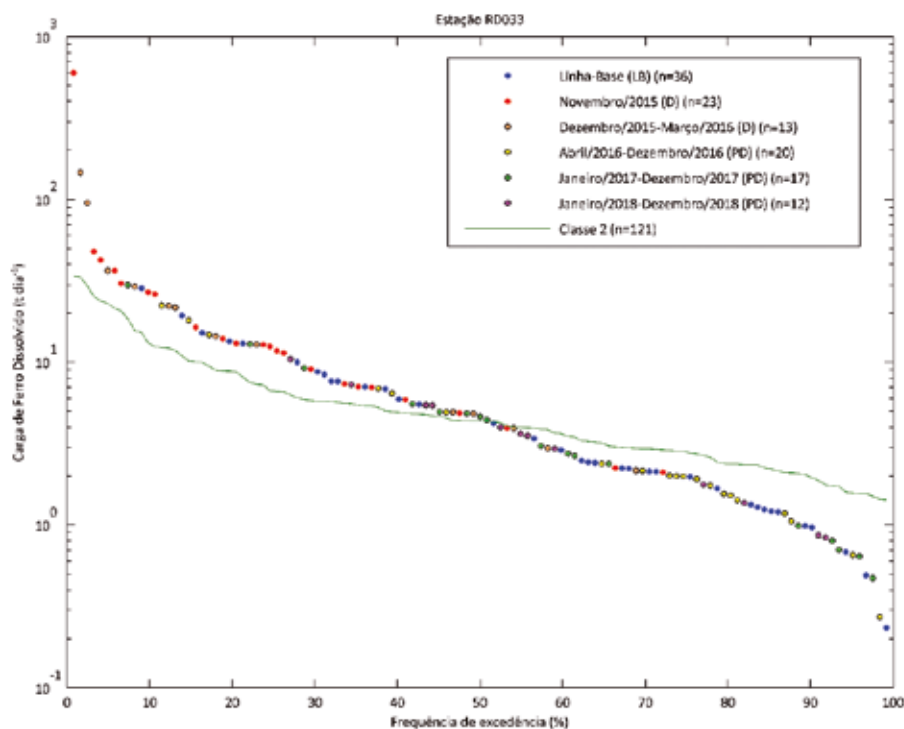
A Figura 50.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 50.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de 0,20 mg L⁻¹ (n=8), no período do desastre (D), a concentração foi de 1,96 mg L⁻¹ (n=2) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de 0,24 mg L⁻¹ (n=7). No intervalo 5, no qual as vazões são

excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,07 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=5$), no período do desastre de $0,95 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=15$) e, no pós-desastre, de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=30$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 50.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de ferro dissolvido ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não foi observada. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 51 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 51 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.



De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 50,8% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 4,43 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de 28,52 t dia⁻¹, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de 600,22 t dia⁻¹, o que corresponde a uma carga 21,0 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 38,9% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 83,3% e 36,7% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 48 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 83,3% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 66,7% ocorreram no período de novembro/2015 e 33,3% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 36,7% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 33,3% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 44,5% ocorreram no ano de 2017 e 22,2% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre, com exceção do ano de 2017, em que houve um aumento na porcentagem de divergências.

Tabela 48 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD033.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	38,9	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	83,3	Novembro/2015	66,7
		Dezembro/2015-Março/2016	33,3
		Abril/2016-Dezembro/2016	33,3
Pós-Desastre	36,7	Janeiro/2017-Dezembro/2017	44,5
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	22,2

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 50,8% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 49 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 60,34 m³ s⁻¹, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de 0,94 mg L⁻¹, registrada em 12/11/2015, resultando em uma carga de 4,87 t dia⁻¹. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 1.304,99 m³ s⁻¹ com concentração associada de 0,33 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 36,64 t dia⁻¹, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 0,30 mg L⁻¹.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (28,52 t dia⁻¹), o que ocorreu em 9,0% do tempo, a Tabela 49 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 113,40 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de ferro dissolvido de 3,11 mg L⁻¹, registrada em 29/11/2015, resultando em uma carga de 30,49 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 1.304,99 m³ s⁻¹, a concentração de ferro dissolvido associada foi de 0,33 mg L⁻¹, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de 36,64 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 49 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD033.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	50,8	60,34 – 1.304,99	0,1 – 32,26
Carga máxima histórica (linha-base)	9,0	113,40 – 1.304,99	0,27 – 32,26

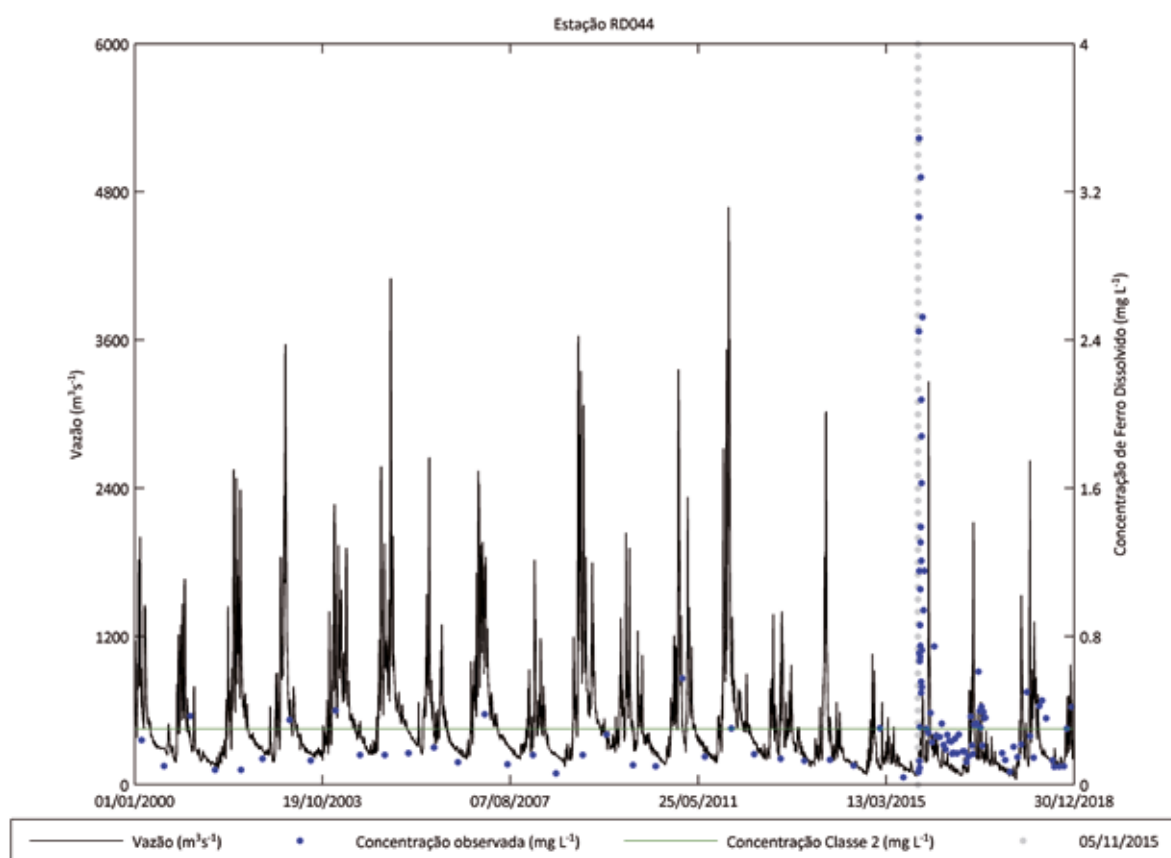
Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD044 é apresentada na Figura 52, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de ferro dissolvido na estação RD044 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 50 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD044 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1938-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 20.109, a vazão máxima do período foi de 6.040,60 m³s⁻¹ e mínima de 40,53 m³s⁻¹.

Na Figura 52, a série histórica observada da concentração de ferro dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 18,8% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de ferro dissolvido de 3,49 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de ferro dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 53 apresenta a série histórica de vazões da estação RD044, por meio da curva de permanência, e as concentrações de ferro dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

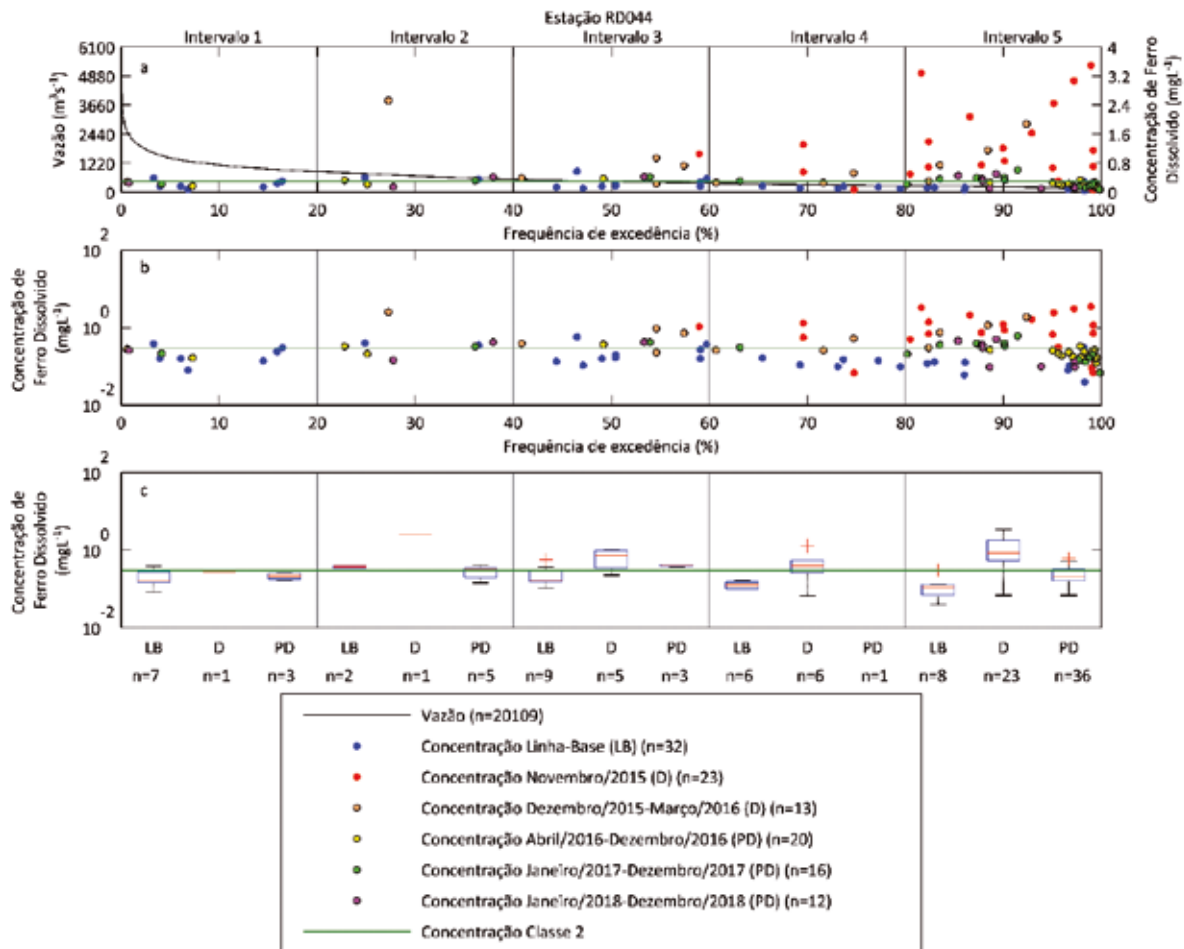
Figura 52 – Série histórica de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD044.**Tabela 50** – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD044.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD044	6.040,60	590,45	40,53

A Figura 53.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 50) é igualada ou excedida em 35,4% do tempo. A concentração máxima de ferro dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $109,73 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 53.b apresenta as concentrações de ferro dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 75,0% e 61,1% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de ferro dissolvido foi obtido para o intervalo 5 da Figura 53. No ano de 2018 não foram verificadas concentrações que ultrapassaram o máximo histórico, no entanto, foram verificados desacordos em relação à legislação para classe 2.

Figura 53 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD044. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 53.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

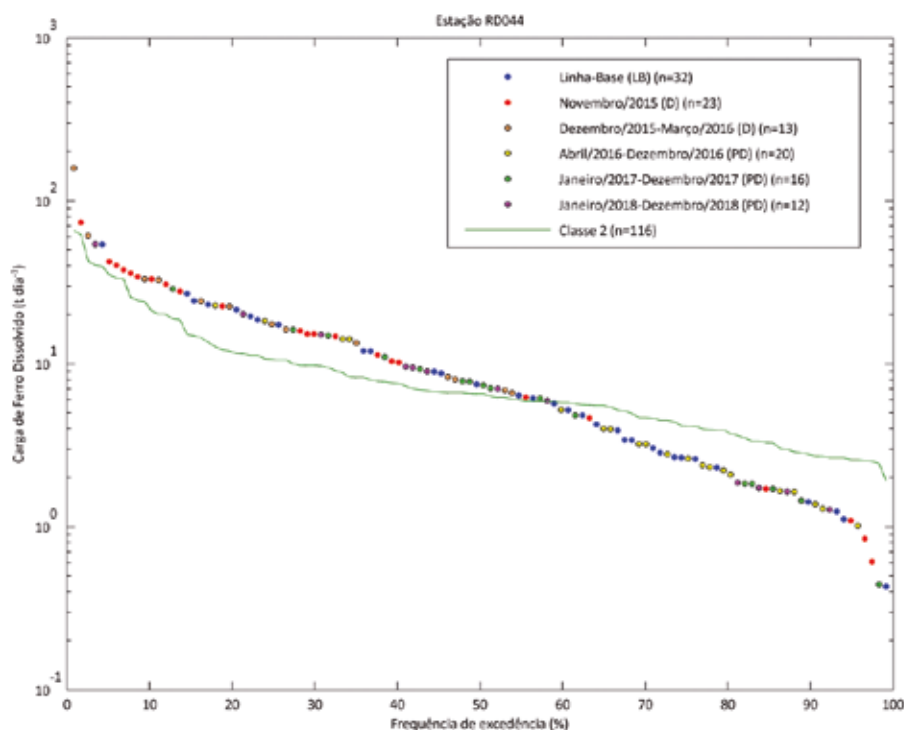
No intervalo 1 (Figura 53.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,16 \text{ mg L}^{-1}$ (n=7), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$ (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ (n=8), no período do desastre de $0,86 \text{ mg L}^{-1}$ (n=23) e, no pós-desastre, de $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ (n=36), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos, com exceção do intervalo 2, no qual a mediana de pós-desastre foi inferior à de linha-base,

contudo, o número de observações no intervalo 2 no pós-desastre foi 5 e, na linha base, 2. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 54 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 58,1% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $5,93 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de 54 t dia^{-1} , enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $158,50 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 2,9 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 46,9% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 86,1% e 45,8% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 54 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



A Tabela 51 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 86,1% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 58,1% ocorreram no período de novembro/2015 e 41,9% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 45,8% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 18,1% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016,

45,5% ocorreram no ano de 2017 e 36,4% ocorreram em 2018, ou seja, as divergências aumentaram entre 2016 e 2017, no entanto, houve uma queda no ano de 2018.

Tabela 51 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD044.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	46,9	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	86,1	Novembro/2015	58,1
		Dezembro/2015-Março/2016	41,9
		Abril/2016-Dezembro/2016	18,1
Pós-Desastre	45,8	Janeiro/2017-Dezembro/2017	45,5
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	36,4

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 58,1% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 52 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $101,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de $1,15 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 13/11/2015, resultando em uma carga de $10,16 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.537,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $61,16 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, a vazão apresentou valor mais elevado (vazão maior do que a média histórica), e a concentração está abaixo do limite legislado, que é de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 52 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD044.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	58,1	101,88 – 2.537,34	0,08 – 3,49
Carga máxima histórica (linha-base)	4,3	260,24 – 2.537,94	0,26 – 3,28

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (54 t dia^{-1}), o que ocorreu em 4,3% do tempo, a Tabela 52 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $260,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de ferro dissolvido de $3,28 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 24/11/2015, resultando em uma carga de $73,75 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $2.537,94 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de ferro dissolvido associada foi de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $61,16 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, a vazão contribuiu para o valor mais elevado de carga.

Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de ferro dissolvido na estação RD053 é apresentada na Figura 55, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de ferro dissolvido na estação RD053 refere-se ao dia 10/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 53 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD053 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (julho/1972-novembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.813, a vazão máxima do período foi de $7.207,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $63,51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Na Figura 55, a série histórica observada da concentração de ferro dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 9,4% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de ferro dissolvido de $7,13 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de ferro dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 56 apresenta a série histórica de vazões da estação RD053, por meio da curva de permanência, e as concentrações de ferro dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 56.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 53) é igualada ou excedida em 32,0% do tempo. A concentração máxima de ferro dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $149,78 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Figura 55 – Série histórica de vazão e concentração de ferro dissolvido na estação RD053.

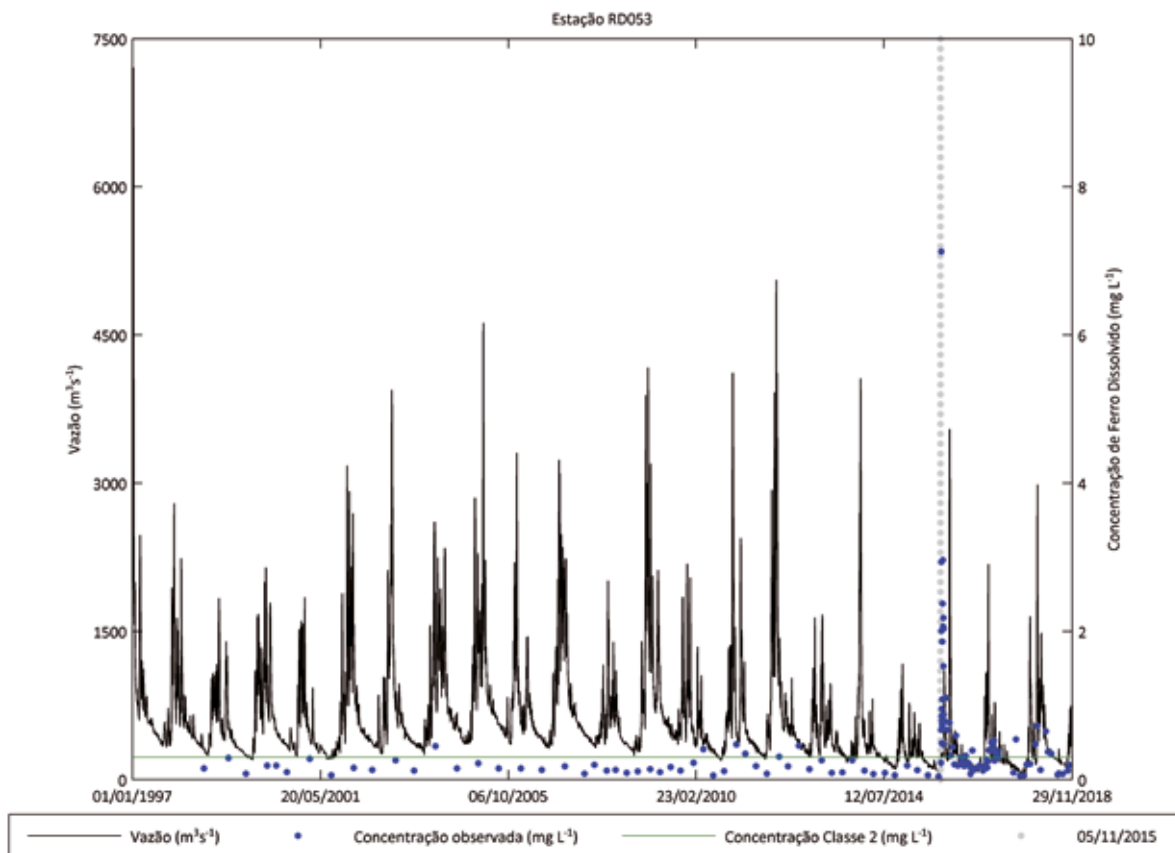
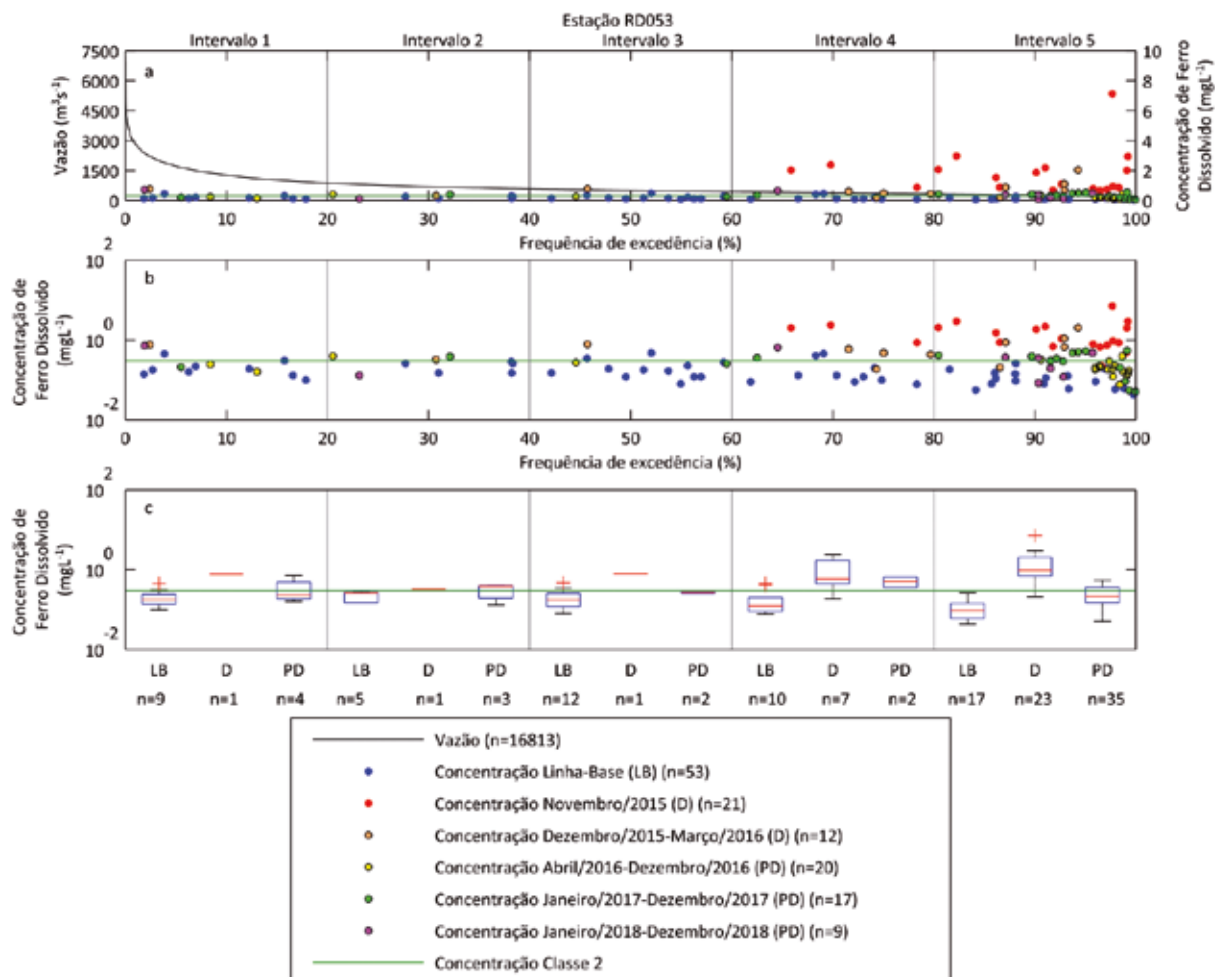


Tabela 53 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD053.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD053	7.207,00	662,10	63,51

Para maior detalhamento, a Figura 56.b apresenta as concentrações de ferro dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 90,9% e 81,8% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-novembro/2018), o maior número de observações de dados de ferro dissolvido foi obtida para o intervalo 5 da Figura 56, no qual é possível observar desacordos em relação à legislação e valores que ultrapassam o máximo histórico em 2017. No intervalo 1, no ano de 2018, é verificada uma concentração de $0,73 \text{ mg L}^{-1}$, que ultrapassa o máximo histórico (de $0,48 \text{ mg L}^{-1}$) e limite legislado (de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$).

Figura 56 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD053. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 56.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 56.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ (n=9), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,77 \text{ mg L}^{-1}$ (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ (n=4). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=17), no período do desastre de $0,96 \text{ mg L}^{-1}$ (n=23) e, no pós-desastre, de $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ (n=35), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos, com exceção do intervalo 2, no qual a mediana do pós-desastre foi superior à de linha-base e do

desastre, contudo, o número de observações no intervalo 2 no período de linha-base foi 5, do desastre foi 1 e, no pós-desastre é 3. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 57 apresenta a curva de permanência das cargas de ferro dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 55,6% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $6,96 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $73,60 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $147,98 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 2,0 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 45,3% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 87,9% e 45,7% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 54 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 87,9% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 65,5% ocorreram no período de novembro/2015 e 34,5% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 45,7% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 23,8% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 47,6% ocorreram no ano de 2017 e 28,5% em 2018, ou seja, houve um aumento das divergências entre 2016 e 2017 e, entre 2017 e 2018, uma queda no número de divergências relativos às cargas.

Figura 57 – Curva de permanência de carga de ferro dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.

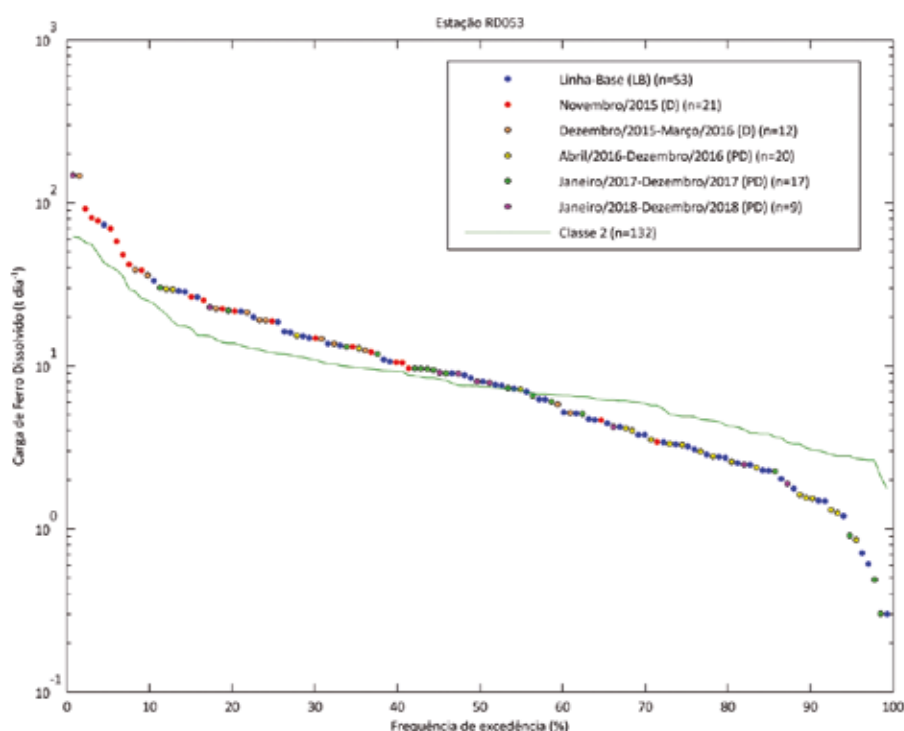


Tabela 54 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD053.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	45,3	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	87,9	Novembro/2015	65,5
		Dezembro/2015-Março/2016	34,5
		Abril/2016-Dezembro/2016	23,8
Pós-Desastre	45,7	Janeiro/2017-Dezembro/2017	47,6
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	28,5

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 55,6% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 55 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $104,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de $2,94 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de $26,49 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.386,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,14 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $28,87 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 26/01/2009, que corresponde à carga máxima de linha-base. Nesse caso, a vazão apresentou valor mais elevado (valor superior à média histórica), enquanto a concentração estava abaixo do limite legislado, que é de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 55 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD053.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	55,6	104,27 – 2.386,57	0,10 – 7,13
Carga máxima histórica (linha-base)	4,5	149,78 – 2.362,32	0,73 – 7,13

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($73,60 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 4,5% do tempo, a Tabela 55 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $149,78 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de ferro dissolvido de $7,13 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 12/11/2015, resultando em uma carga de $92,27 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $2.362,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de ferro dissolvido associada foi de $0,73 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 07/02/2018, resultando em uma carga de $147,98 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

1.3.3.1 Análise espacial de cargas de ferro dissolvido nas estações

As seções 0 a 0 apresentaram a análise quali-quantitativa de ferro dissolvido de maneira temporal para cada uma das estações de monitoramento avaliadas, considerando os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre, tanto para concentração, quanto cargas, relacionando-as à linha-base e limite da classe 2.

Nesta seção, uma análise integrada das cargas de ferro dissolvido nas estações, de montante à jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperarem maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso).

De maneira geral, as cargas são influenciadas pelas vazões e concentrações no corpo hídrico. Um aumento de carga pode ser o resultado de um aumento na vazão ou na concentração de um parâmetro, ou dos dois, como foi verificado em algumas estações analisadas nas seções anteriores. As vazões de um rio aumentam de montante para jusante, deste modo, se todas as estações monitoradas apresentam a mesma concentração, por exemplo, as cargas são superiores a jusante do trecho do rio.

Para a análise das cargas de montante para jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, a Figura 58 e a Figura 59 apresentam as cargas de ferro dissolvido para os seguintes períodos: linha-base (seco e chuvoso), novembro/2015, dezembro/2015-março/2016, abril/2016-setembro/2016 e pós-desastre (seco e chuvoso) nas estações RD071, RD019, RD023, RD033, RD044 e RD053 (com escalas diferentes), nas quais é apresentado o número de observações (n) e a mediana (m) de cada período considerado para cada estação.

Nestas figuras, no período de linha-base seco, considerando as medianas, houve um aumento de cargas de montante para jusante. O mesmo comportamento foi observado no período de linha-base chuvoso, com exceção das estações RD023 e RD053, no qual houve uma queda nas cargas em relação às estações anteriores (RD019 e RD044, respectivamente). Na estação RD053, por exemplo, para os intervalos 2 e 5 da Figura 56, as concentrações medianas são inferiores às concentrações medianas na estação RD044 (Figura 53) e, nos intervalos 3 e 4, as medianas são iguais nas estações RD044 e RD053. A vazão mediana é maior na estação RD053 ($426,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), enquanto na estação RD044, a vazão mediana foi de $355,36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Em relação aos períodos seco e chuvoso na linha-base, a carga de ferro dissolvido mediana no período chuvoso foi inferior à do período seco na estação RD071. Nas outras estações, a carga de ferro dissolvido mediana no período chuvoso foi superior à de linha-base no período seco. A maior diferença entre as cargas nos períodos seco/chuvoso na linha-base se deu na estação RD044, na qual a mediana do período chuvoso foi 5,3 vezes superior à mediana do período seco de linha-base.

No mês do desastre (novembro/2015), em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento nas cargas de ferro dissolvido de 1,04 vezes na estação RD044. A estação RD023 foi a estação que apresentou a maior diferença entre o mês de novembro/2015 em relação ao período chuvoso de linha-base, com mediana de 6,79 vezes superior ao período chuvoso de linha-base. Neste período (novembro/2015), as vazões medianas nas estações foram sempre inferiores às vazões medianas do período de linha-base chuvoso, portanto, o aumento das cargas se deve a um aumento nas concentrações de ferro dissolvido.

No período de dezembro/2015-março/2016, em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento de 1,19 vezes nas cargas de ferro dissolvido na estação RD044 e, de no máximo, 6,93 vezes na estação RD023. Neste período, houve um aumento nas cargas de montante para jusante, com exceção da estação RD033. Em todas as estações, com exceção da estação RD071, as vazões medianas foram inferiores às vazões de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco no pós-desastre (abril/2016-setembro/2016), verificou-se que as medianas, em relação à linha-base do período seco, foram superiores nas estações RD019 e RD053 (cuja máxima diferença foi de 1,35 vezes na estação RD053) e inferiores nas demais estações, sendo que as vazões medianas neste período nas estações foram inferiores às vazões de linha-base do período seco.

No período seco pós-desastre (2017-2018), houve uma queda nas cargas medianas em relação ao período seco de linha-base, com exceção das estações RD019 e RD053 (Figura 58 e Figura 59), no qual houve um aumento máximo de 1,35 vezes nas cargas medianas. As vazões medianas neste período foram inferiores às vazões do período seco de linha-base em todas as estações. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos secos em relação à linha-base, que possui maior número de observações e períodos analisados. No período chuvoso pós-desastre (2017-2018), as medianas foram superiores ao período chuvoso de linha-base nas estações RD071, RD023 e RD053 (com aumento máximo de 1,97 vezes na estação RD071), e inferiores nas estações RD019, RD033 e RD044, sendo que, nestas estações, as medianas das vazões foram inferiores no período do pós-desastre. Todas as estações apresentaram vazões medianas inferiores às vazões de linha-base do período chuvoso. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos chuvosos pós-desastre em relação à linha-base, que possui maior número períodos chuvosos analisados.

Figura 58 – Carga de ferro dissolvido nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD071, RD019 e RD023.

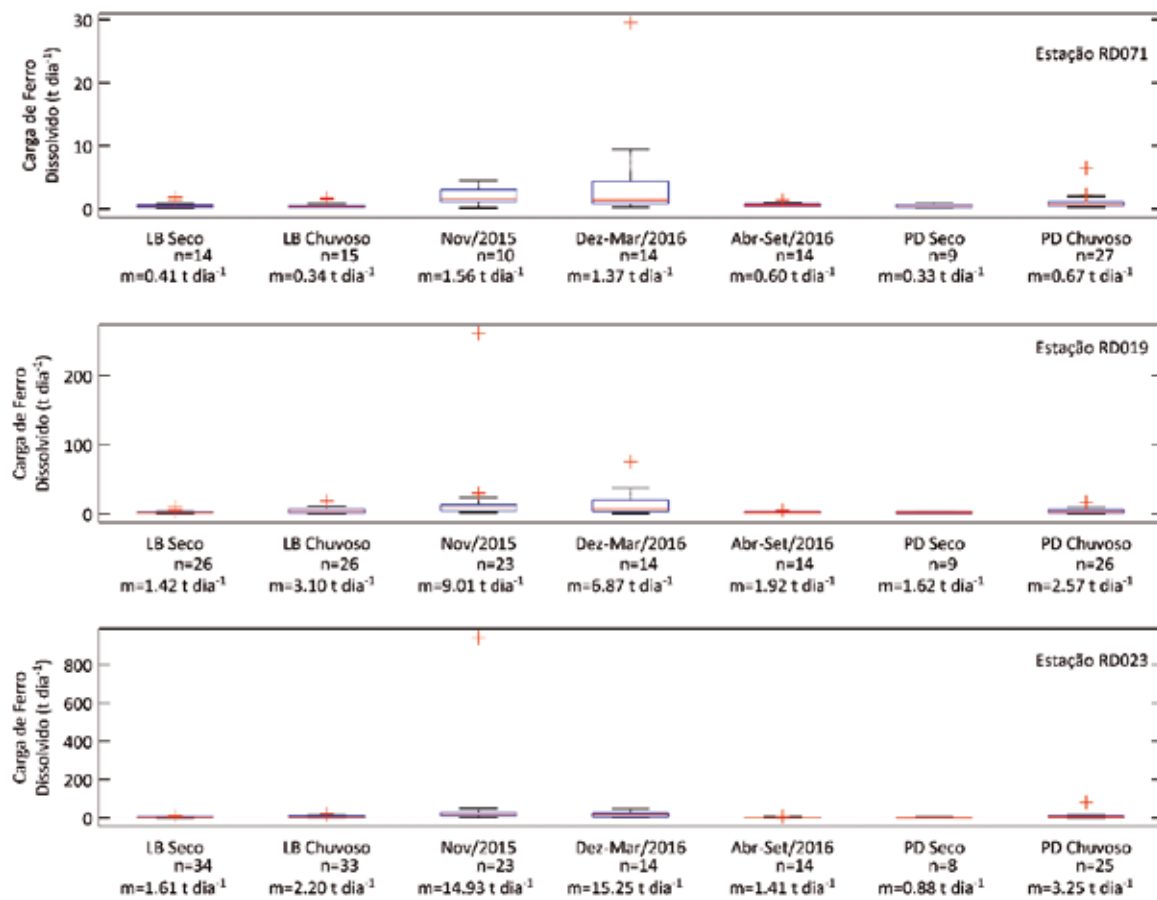
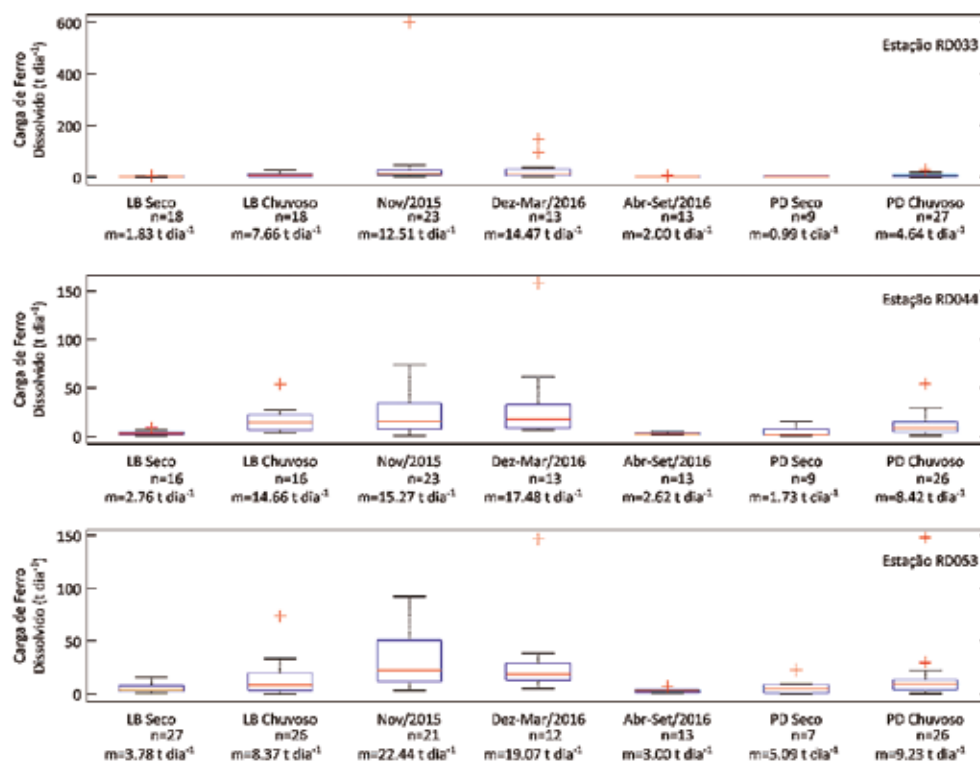


Figura 59 – Carga de ferro dissolvido nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD033, RD044 e RD053.

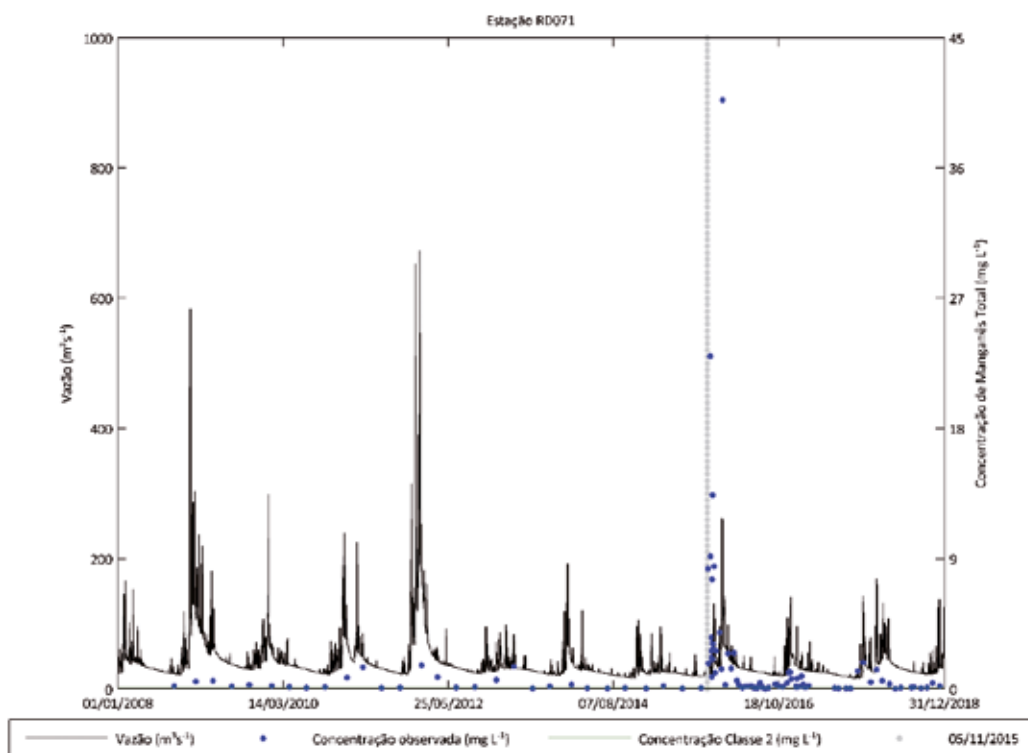


1.3.4 MANGANÊS TOTAL

Estação RD071

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD071 é apresentada na Figura 60, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de manganês total na estação RD071 refere-se ao dia 09/11/2015.

Figura 60 – Série histórica de vazões e concentrações de manganês na estação RD071.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 56 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD071 do IGAM. Ressalta-se, conforme mencionado anteriormente, que exclusivamente para a estação RD071, os dados de vazões desta estação foram gerados a partir de modelagem hidrológica, conforme apresentado no capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à indisponibilidade de dados observados. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1980-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 14.245, a vazão máxima do período foi de 1.116,70 m³ s⁻¹ e mínima de 16,19 m³ s⁻¹.

Tabela 56 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD071.

Vazão (m³ s⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD071	1.116,70	43,99	16,19

Na Figura 60, a série histórica observada da concentração de manganês total é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 65,5% das observações estavam em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de manganês total de 40,70 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de manganês total que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

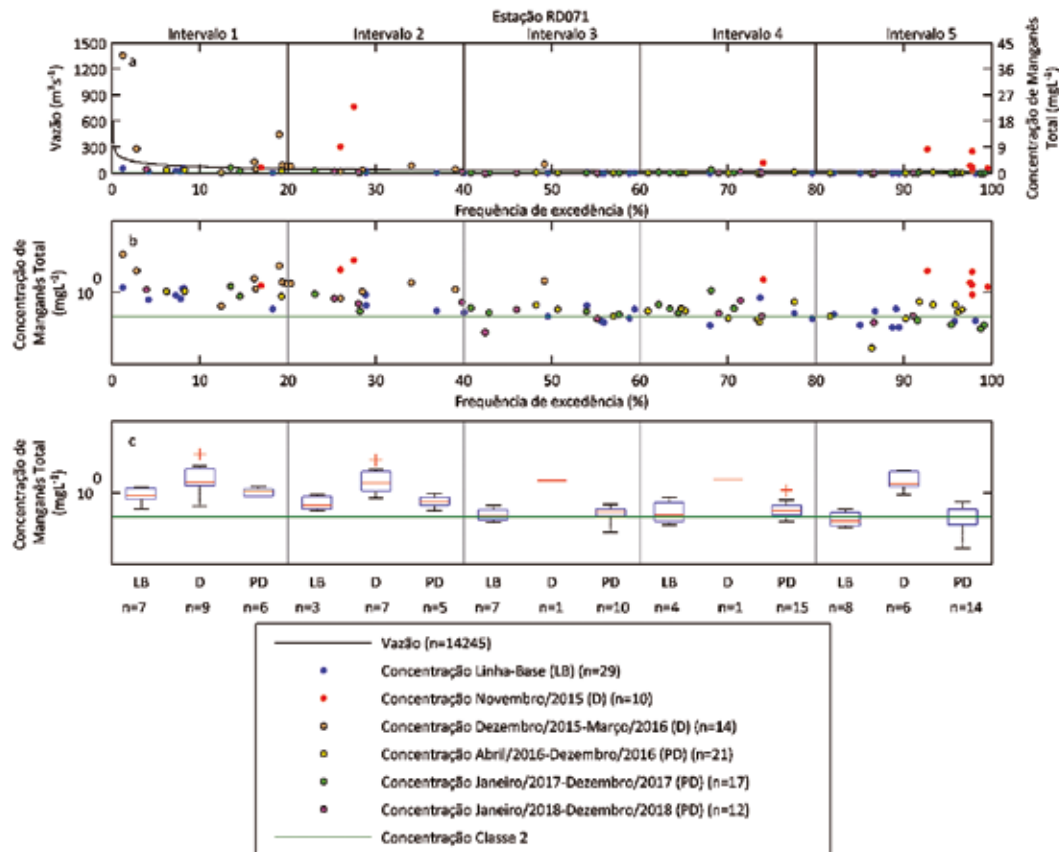
A Figura 61 apresenta a série histórica de vazões da estação RD071, por meio da curva de permanência, e as concentrações de manganês total associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 61.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 56) é igualada ou excedida em 27,7% do tempo. A concentração máxima de manganês total foi registrada no período do desastre (dezembro/2015-março/2016), associada a uma vazão de 174,65 m³s⁻¹, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 61.b apresenta as concentrações de manganês total associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 100% e 75% das observações, respectivamente. No período do pós-desastre, em todos os intervalos definidos, foram verificadas concentrações acima do limite legislado. No ano de 2017, foi verificada uma concentração de 1,84 mg L⁻¹ (acima do limite da classe 2 e máximo histórico) associada à uma vazão de 65,09 m³s⁻¹, correspondente ao intervalo 1.

A Figura 61.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 61 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD071. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



No intervalo 1 (Figura 61.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,79 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=7$), no período do desastre (D), a concentração foi de $2,77 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=9$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $1,15 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=6$). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=8$), no período do desastre de $2,40 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=6$) e, no pós-desastre, de $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=14$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 62 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD071. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 80,8% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,21 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $25,00 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $614,2 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 24,6 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 69,0% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 80,0% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 57 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 41,7% ocorreram no período de novembro/2015 e 58,3% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 80,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 42,5% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 32,5% ocorreram no ano de 2017 e 25,0% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 62 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD071.

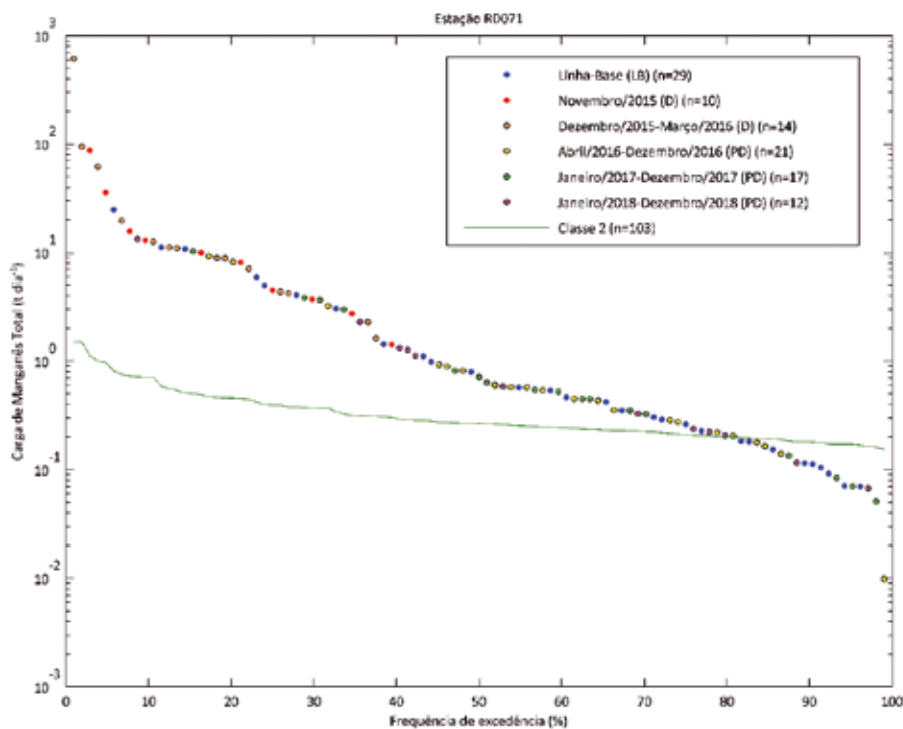


Tabela 57 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD071.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	69,0	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	41,7
		Dezembro/2015-Março/2016	58,3
		Abril/2016-Dezembro 2016	42,5
Pós-Desastre	80,0	Janeiro/2017-Dezembro/2017	32,5
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	25,0

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 80,8% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 58 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $18,01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $1,76 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $2,74 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $174,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $1,65 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $25,00 \text{ t dia}^{-1}$, registrada no período de linha base. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($25,00 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 5,8% do tempo, a Tabela 58 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $44,17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de manganês total de $23,00 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $87,77 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e a vazão é próxima da vazão média da estação. Para a vazão máxima, de $174,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de manganês total associada foi de $40,70 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 19/01/2016, resultando em uma carga de $614,16 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 58 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD071.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	80,8	18,01 – 174,88	0,08 – 40,7
Carga máxima histórica (linha-base)	5,8	44,17 – 174,65	8,46 – 40,7

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD019 é apresentada na Figura 63, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de manganês total na estação RD019 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 59 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD019 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (novembro/1981-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 13.383, a vazão máxima do período foi de 2.323,30 m³s⁻¹ e mínima de 5,76 m³s⁻¹.

Na Figura 63, a série histórica observada da concentração de manganês total é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 47,1% das observações apresentaram-se em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de manganês total de 32,3 mg L⁻¹ e então, há uma queda nas concentrações de manganês total que, no entanto, ultrapassam o limite legislado em alguns eventos.

Figura 63 – Série histórica de vazão e concentração de manganês total na estação RD019.

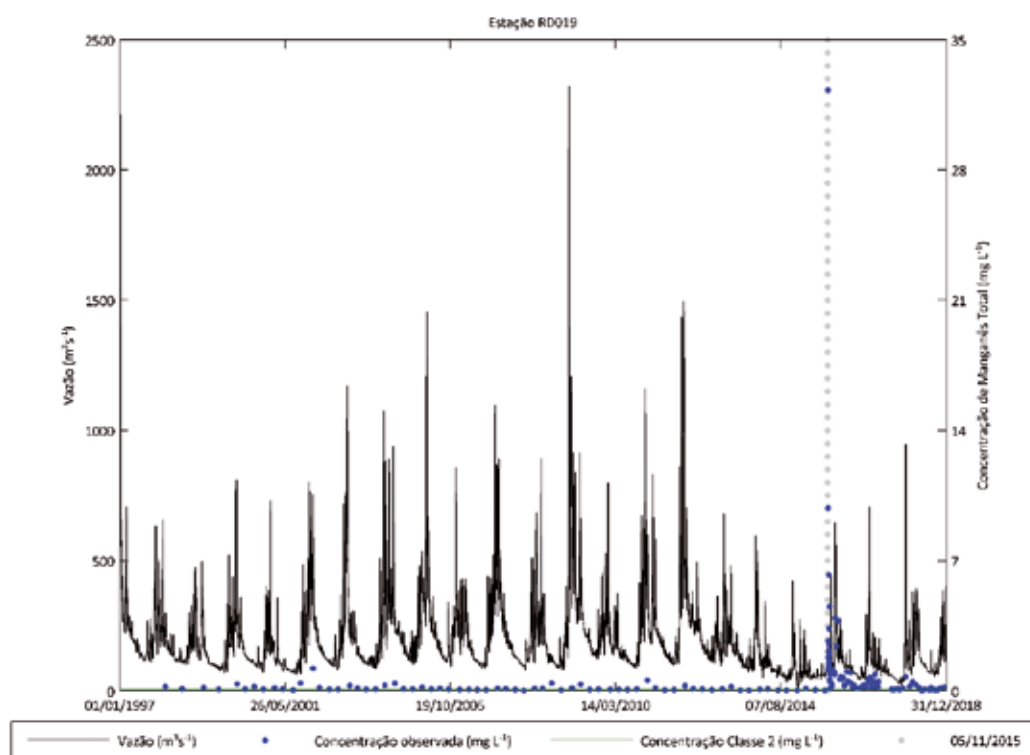


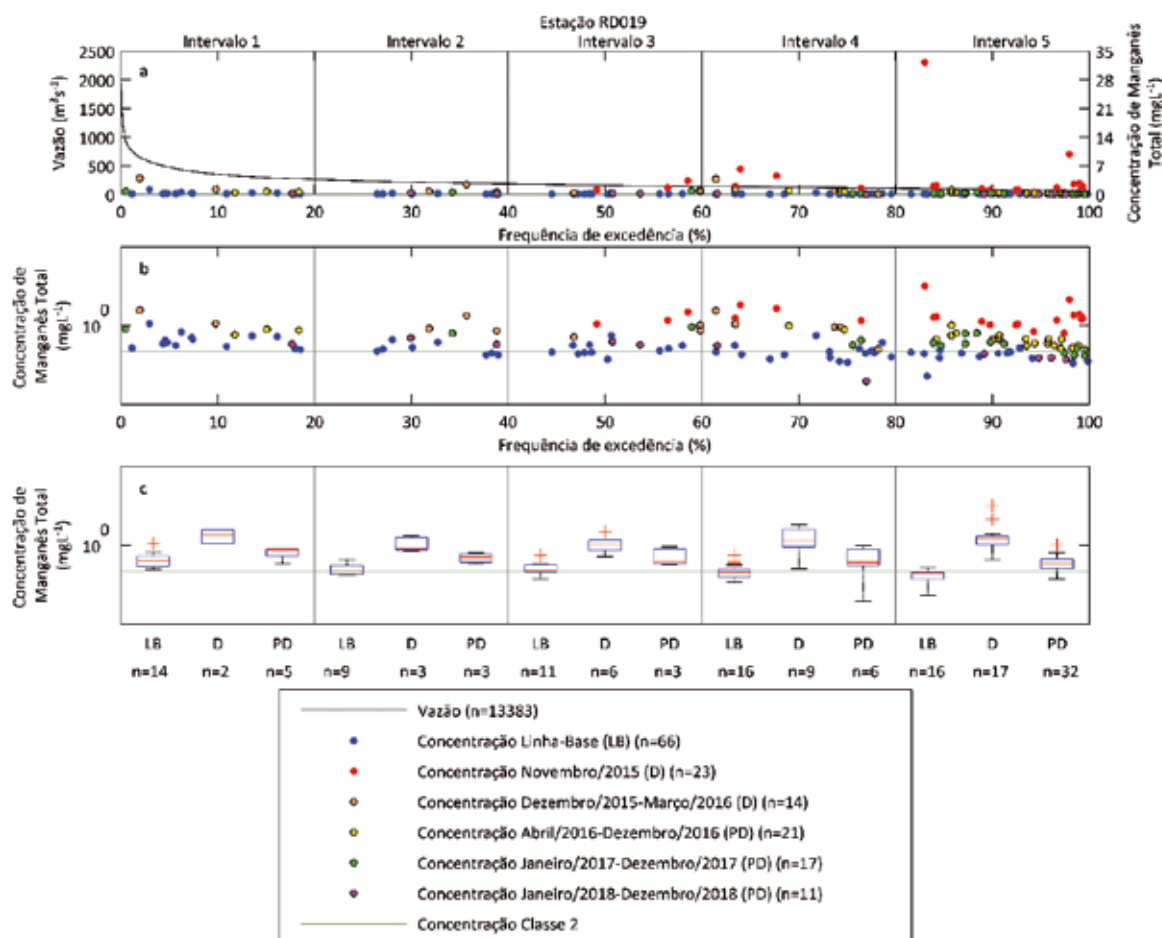
Tabela 59 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD019.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD019	2.323,30	200,42	5,76

A Figura 64 apresenta a série histórica de vazões da estação RD019, por meio da curva de permanência, e as concentrações de manganês total associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 64.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 59) é igualada ou excedida em 34,2% do tempo. A concentração máxima de manganês total foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $101,65 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Figura 64 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD019. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



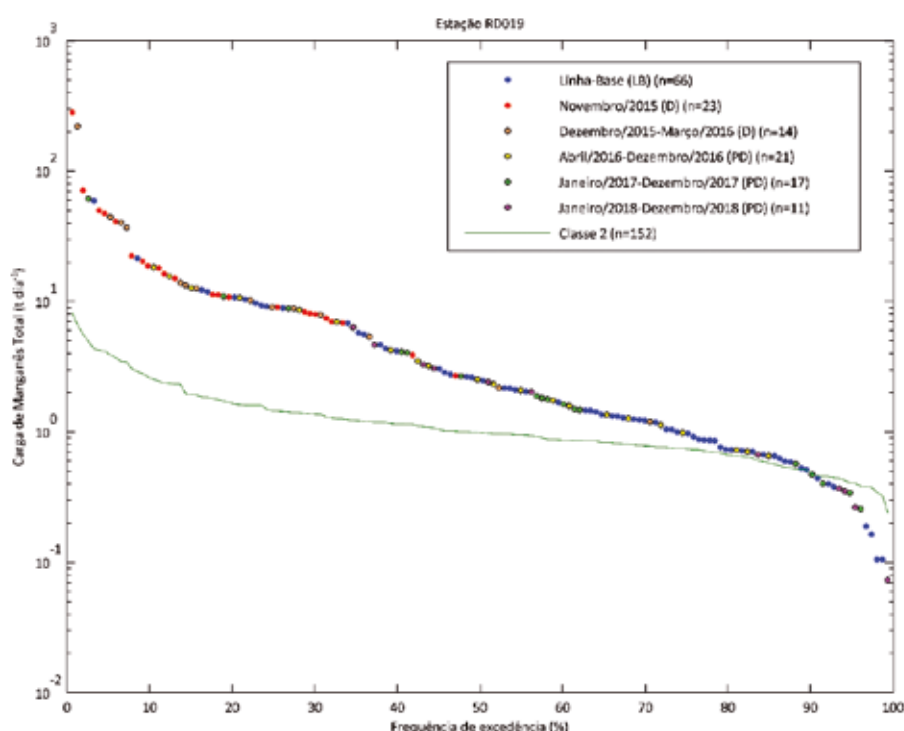
Para maior detalhamento, a Figura 64.b apresenta as concentrações de manganês total associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 45,9% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de manganês total foi obtido para o intervalo 5 da Figura 64, no qual foram observados desacordos em relação à classe 2 nos anos de 2016 e 2017. No ano de 2018, foram verificados desacordos em relação ao limite da classe 2 para os intervalos 1, 2, 3 e 4.

A Figura 64.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 64.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,26 \text{ mg L}^{-1}$ (n=14), no período do desastre (D), a concentração foi de $2,57 \text{ mg L}^{-1}$ (n=2) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,67 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ (n=16), no período do desastre de $1,82 \text{ mg L}^{-1}$ (n=17) e, no pós-desastre, de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ (n=32), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 64.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de manganês total ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base. Essa mesma tendência foi observada no período do pós-desastre. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 65 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 65 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.



De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 89,5% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,51 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $59,5 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $283,7 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 4,8 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 89,4% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 83,7% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 60 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 83,7% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 51,2% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 31,7% ocorreram no ano de 2017 e 17,1% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Tabela 60 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD019.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	89,4	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro 2016	51,2
Pós-Desastre	83,7	Janeiro/2017-Dezembro/2017	31,7
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	17,1

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 89,5% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 61 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $43,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $1,83 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $6,86 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $945,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,76 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $61,87 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 05/12/2017. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($59,5 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 3,3% do tempo, a Tabela 61 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $101,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de manganês total de $32,3 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $283,67 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $945,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de manganês total associada foi de $0,76 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 05/12/2017, resultando em uma carga de $61,87 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

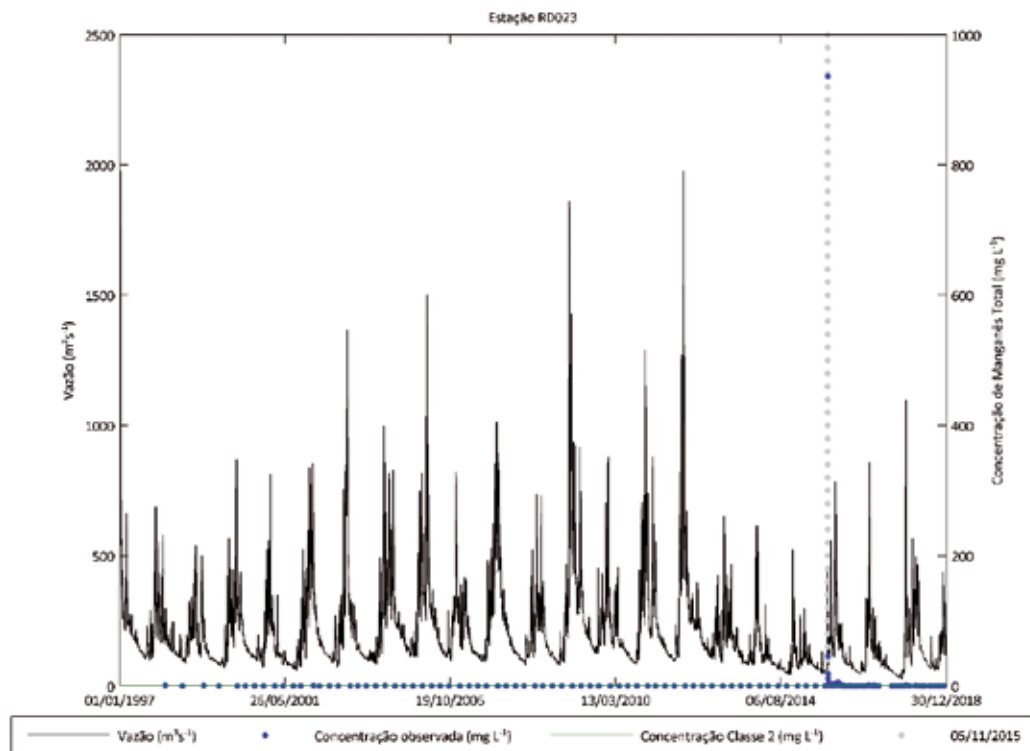
Tabela 61 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD019.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	89,5	43,41 – 945,99	0,05 – 32,3
Carga máxima histórica (linha-base)	3,3	101,65 – 945,99	0,76 – 32,2

Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD023 é apresentada na Figura 66, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de manganês total na estação RD023 refere-se ao dia 07/11/2015.

Figura 66 – Série histórica de vazão e concentração de manganês total na estação RD023.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 62 apresenta medidas estatísticas da série histórica de vazões referentes à estação RD023 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 15.931, a vazão máxima do período foi de 2.323,10 m³ s⁻¹ e mínima de 25,72 m³ s⁻¹.

Tabela 62 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD023.

Vazão (m³ s⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD023	2.323,10	222,89	25,72

Na Figura 66, a série histórica observada da concentração de manganês total é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 58,8% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de manganês total de 936,00 mg L⁻¹ e, a partir de então, há uma queda nas concentrações de manganês total que, no entanto, ultrapassam o limite legislado em alguns eventos.

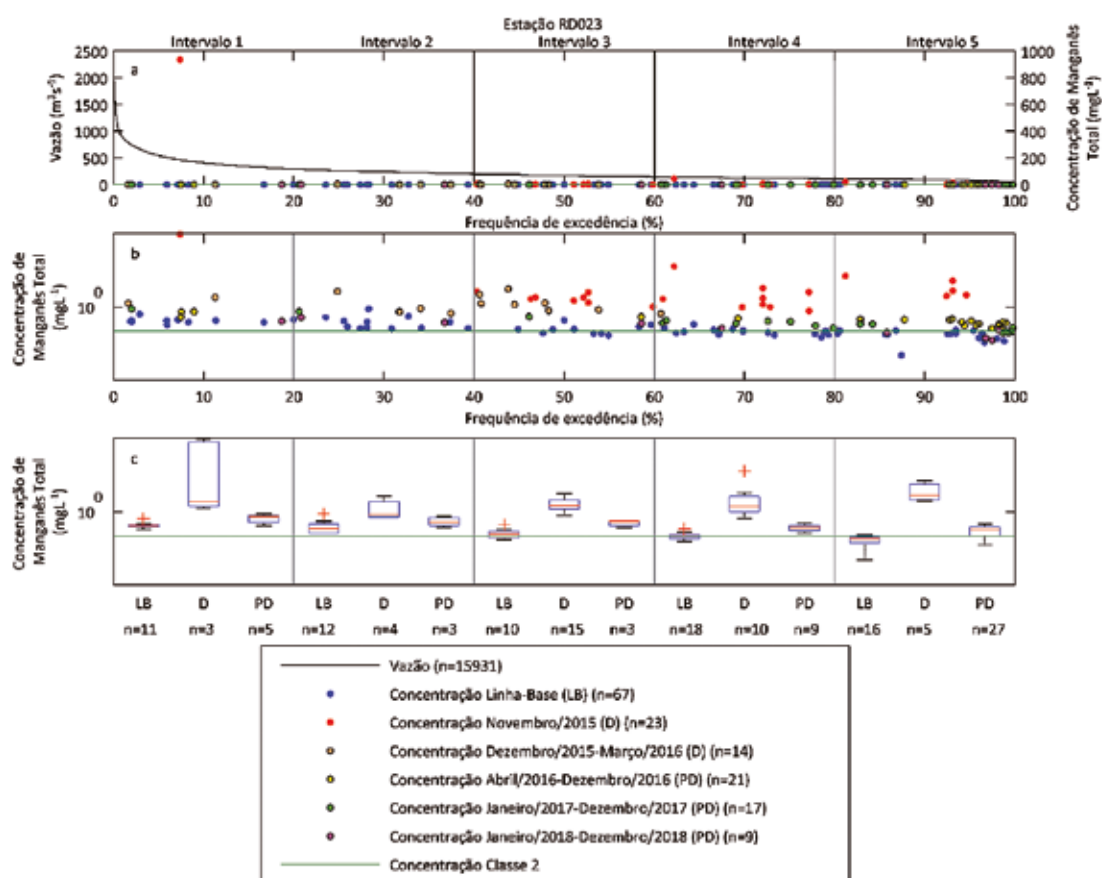
A Figura 67 apresenta a série histórica de vazões da estação RD023, por meio da curva de permanência, e as concentrações de manganês total associadas às respectivas vazões, considerando os

períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 67.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 62) é igualada ou excedida em 34,1% do tempo. A concentração máxima de manganês total foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $460,84 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 67.b apresenta as concentrações de manganês total associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual se observa que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 83,8% e 100% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de manganês total foi obtido para o intervalo 5 da Figura 67, no qual foram observados desacordos em relação à concentração limite para classe 2.

Figura 67 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD023. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



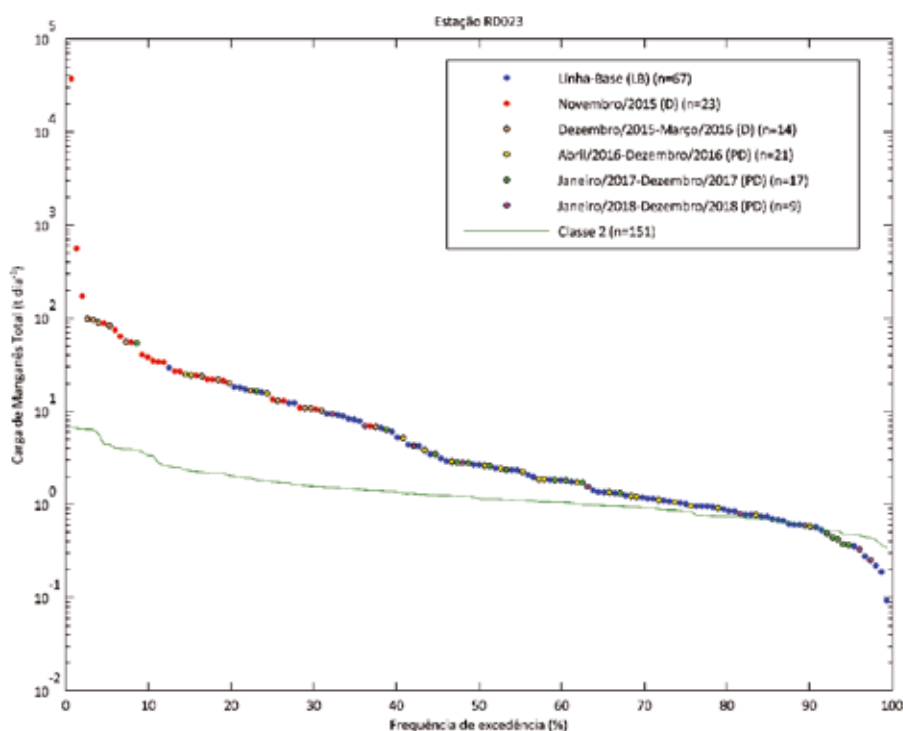
A Figura 67.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 67.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,28 \text{ mg L}^{-1}$ (n=11), no período do desastre (D), a concentração foi de $2,48 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,63 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ (n=16), no período do desastre de $4,60 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5) e, no pós-desastre, de $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ (n=27), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 67.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de manganês total ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não ficou clara. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 68 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 86,8% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,67 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $29,36 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $37.268,3 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 1.269,3 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 85,1% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 80,9% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 68 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



A Tabela 63 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 80,9% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 52,6% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 31,6% ocorreram no ano de 2017 e 15,8% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 86,8% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 64 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $51,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $0,22 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 30/08/2016, resultando em uma carga de $0,97 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $784,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $1,42 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $96,10 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 63 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD023.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	85,1	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro 2016	52,6
Pós-Desastre	80,9	Janeiro/2017-Dezembro/2017	31,6
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	15,8

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (29,36 t dia⁻¹), o que ocorreu em 12,5% do tempo, a Tabela 64 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 86,04 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de manganês total de 4,59 mg L⁻¹, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de 34,12 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 784,40 m³ s⁻¹, a concentração de manganês total associada foi de 1,42 mg L⁻¹, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de 96,10 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

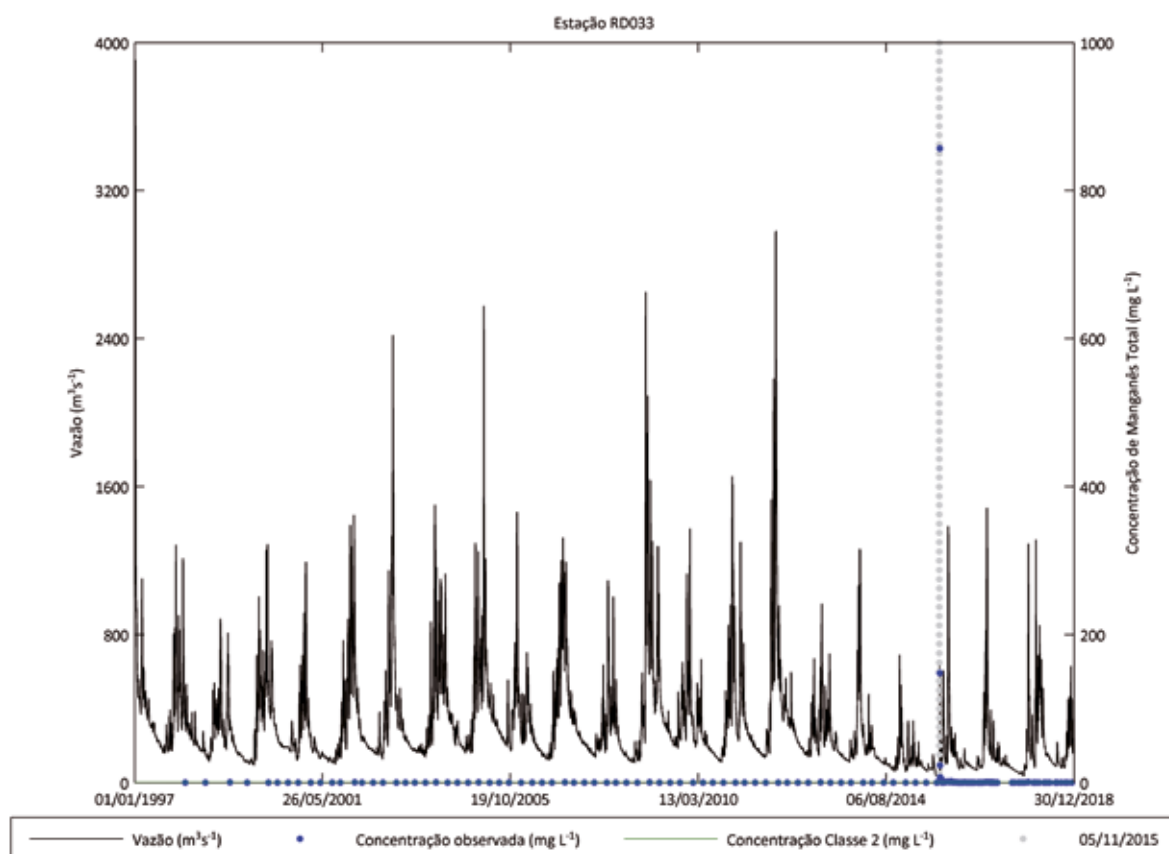
Tabela 64 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD023.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	86,8	51,24 – 784,40	0,07 – 936,00
Carga máxima histórica (linha-base)	12,5	86,04 – 784,40	0,84 – 936,00

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD033 é apresentada na Figura 69, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de manganês total na estação RD033 refere-se ao dia 08/11/2015.

Figura 69 – Série histórica de vazão e concentração de manganês total na estação RD033.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 65 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD033 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1986-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 11.722, a vazão máxima do período foi de 3.906,80 m³ s⁻¹ e mínima de 32,85 m³ s⁻¹.

Tabela 65 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD033.

Vazão (m³ s⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD033	3.906,80	304,66	32,85

Na Figura 69, a série histórica observada da concentração de manganês total é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 60,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de manganês total de 857,00 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de manganês total que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

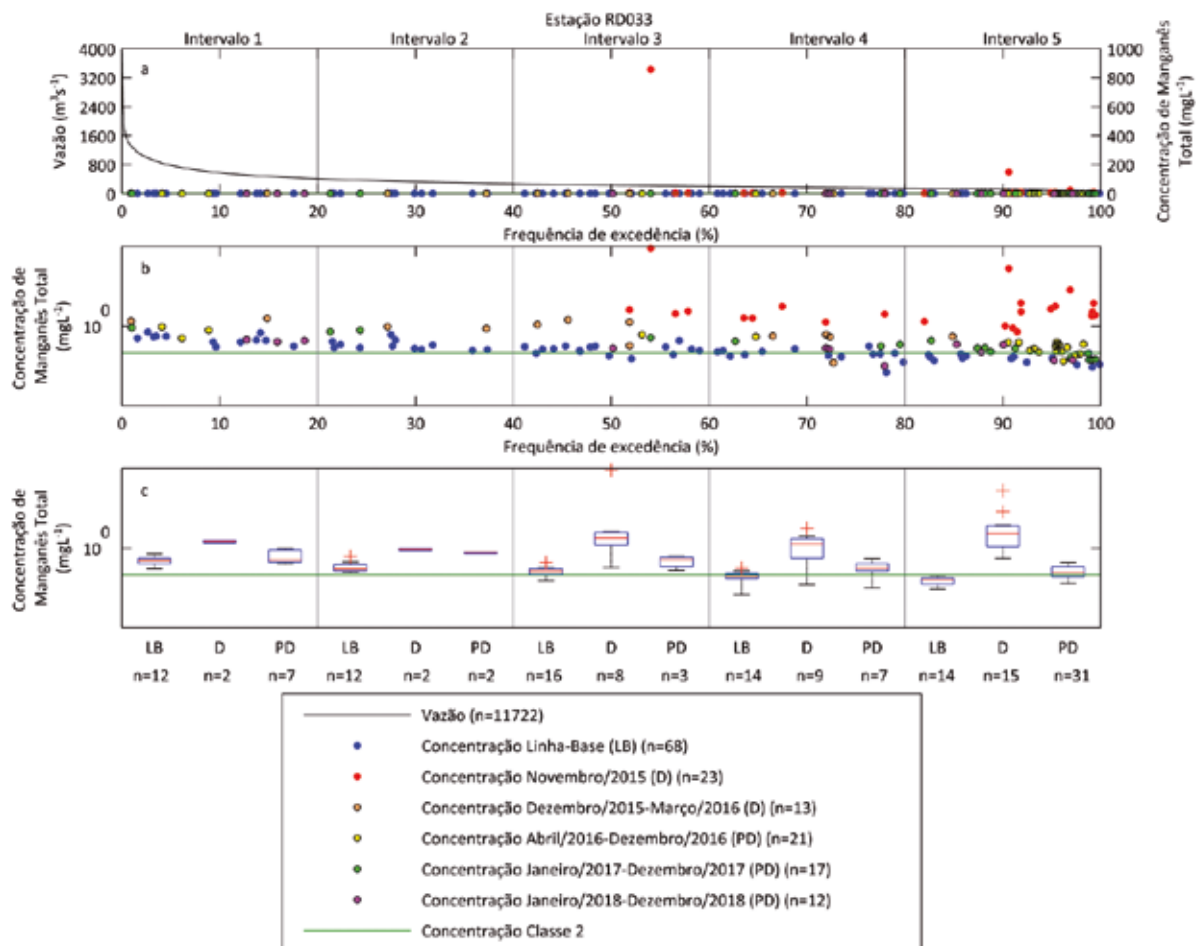
A Figura 70 apresenta a série histórica de vazões da estação RD033, por meio da curva de permanência, e as concentrações de manganês total associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 70.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 65) é igualada ou excedida em 33,2% do tempo. A concentração máxima de manganês total foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de 215,34 m³s⁻¹, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 70.b apresenta as concentrações de manganês total associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 83,3% e 97,2% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de manganês total foi obtido para o intervalo 5 da Figura 70, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 em 2016, 2017 e 2018. No intervalo 1 foram verificados desacordos em relação à legislação classe 2 e valores de concentração que ultrapassam o máximo histórico nos anos de 2016 e 2017. No ano de 2018 foram verificadas concentrações acima do limite legislado no intervalo 1. No intervalo 2 foram verificadas concentrações que ultrapassam o limite da classe 2 e máximo histórico em 2017. Nos intervalos 3 e 4 também foram verificadas concentrações no período do pós-desastre que ultrapassam a legislação para classe 2.

A Figura 70.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 70 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD033. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



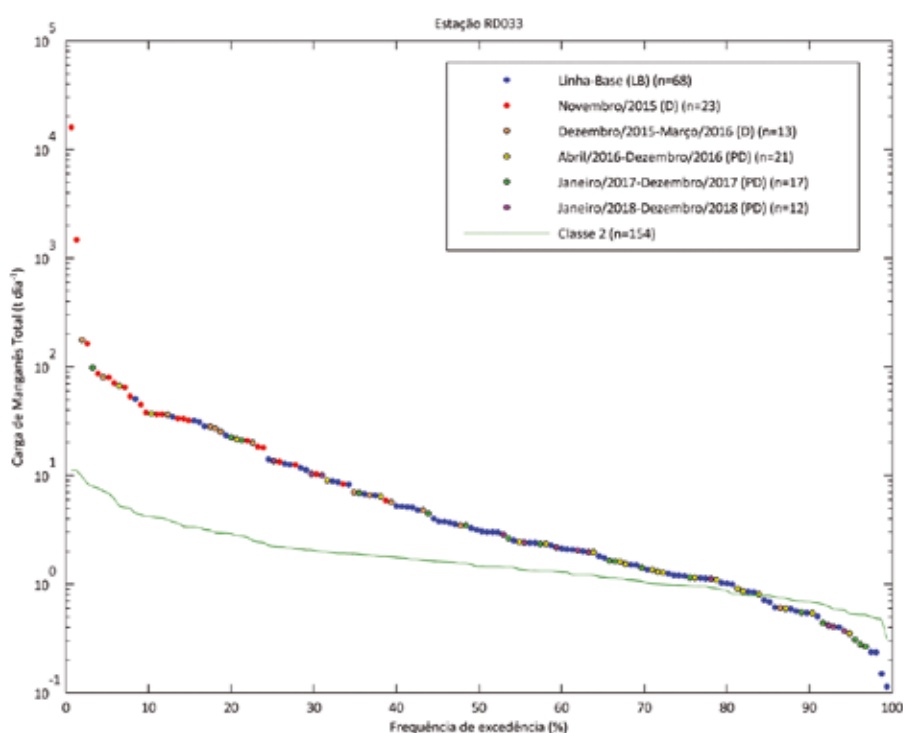
No intervalo 1 (Figura 70.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,33 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=12$), no período do desastre (D), a concentração foi de $1,77 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=2$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=7$). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=14$), no período do desastre de $3,47 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=15$) e, no pós-desastre, de $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=31$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. De maneira geral, a Figura 70.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de manganês total ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base, enquanto nos períodos do desastre e pós-desastre, essa tendência não ficou clara. Em todos os intervalos definidos, a mesma tendência foi observada, com aumento da concentração mediana no período do desastre e queda no período do pós-desastre, no entanto com medianas superiores às de linha-base em todos os intervalos. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 71 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 83,9% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,81 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $50,72 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $15.945,06 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 314,4 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 82,4% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 97,2% e 78% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 66 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 97,2% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 65,7% ocorreram no período de novembro/2015 e 34,3% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 78,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 46,2% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 30,8% ocorreram no ano de 2017 e 23,1% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 71 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.



Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 83,9% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 67 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 55,63 m³ s⁻¹, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de 2,62 mg L⁻¹, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de 12,59 t dia⁻¹. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 1.304,99 m³ s⁻¹ com concentração associada de 1,56 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 176,00 t dia⁻¹, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de 0,10 mg L⁻¹.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (50,72 t dia⁻¹), o que ocorreu em 8,4% do tempo, a Tabela 67 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 81,16 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de manganês total de 23,38 mg L⁻¹, registrada em 11/11/2015, resultando em uma carga de 163,94 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 1.304,99 m³ s⁻¹, a concentração de manganês total associada foi de 1,56 mg L⁻¹, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de 176,00 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 66 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD033.

Período		% de divergências em relação a carga limite (classe 2)	
Linha-Base	82,4	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	97,2	Novembro/2015	65,7
		Dezembro/2015-Março/2016	34,3
		Abril/2016-Dezembro 2016	46,2
Pós-Desastre	78,0	Janeiro/2017-Dezembro/2017	30,8
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	23,1

Tabela 67 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD033.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	83,9	55,63 – 1.304,99	0,06 – 857,00
Carga máxima histórica (linha-base)	8,4	81,16 – 1.304,99	0,88 – 857,00

Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD044 é apresentada na Figura 72, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de manganês total na estação RD044 refere-se ao dia 10/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 68 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD044 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1938-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 20.109, a vazão máxima do período foi de 6.040,60 m³s⁻¹ e mínima de 40,53 m³s⁻¹.

Na Figura 72, a série histórica observada da concentração de manganês total é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 42,2% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de manganês total de 67,20 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de manganês total que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e máximo histórico em alguns eventos.

Figura 72 – Série histórica de vazão e concentração de manganês total na estação RD044.

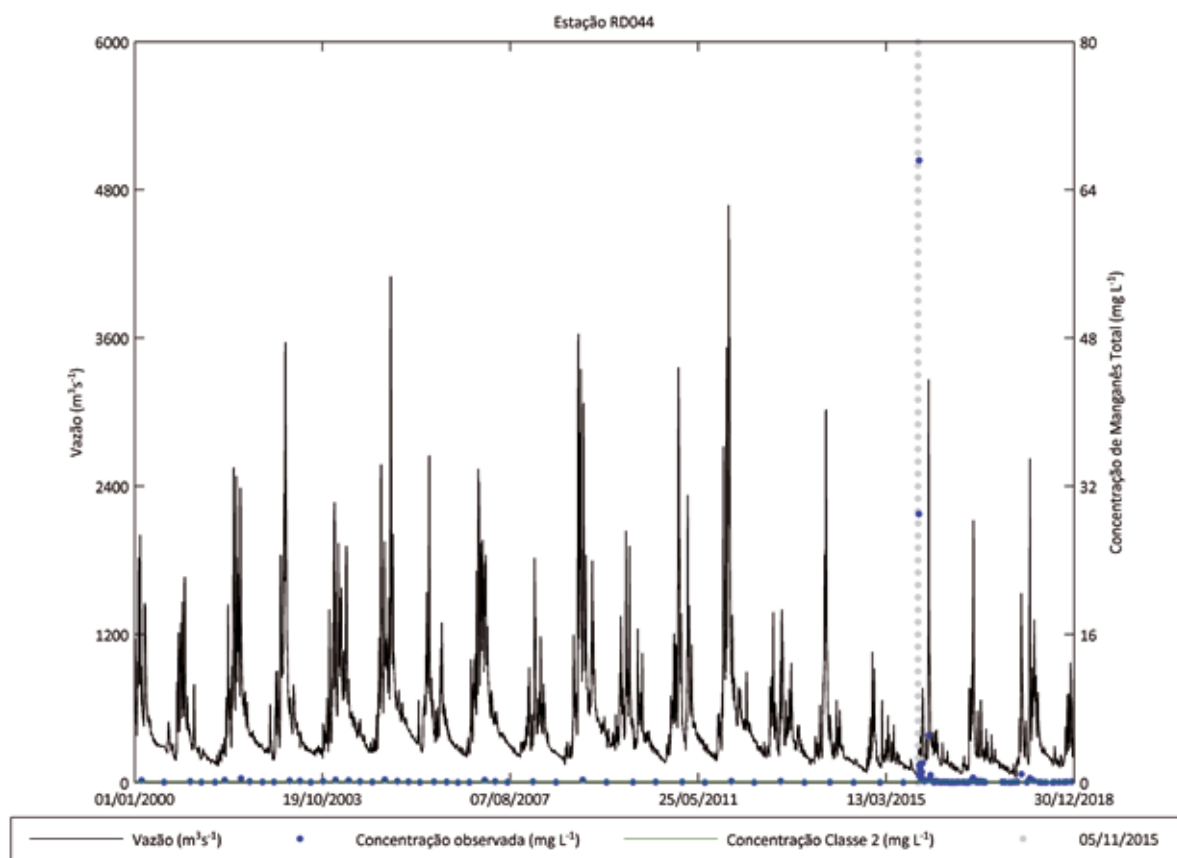


Tabela 68 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD044.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD044	6.040,60	590,45	40,53

A Figura 73 apresenta a série histórica de vazões da estação RD044, por meio da curva de permanência, e as concentrações de manganês total associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 73.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 68) é igualada ou excedida em 35,4% do tempo. A concentração máxima de manganês total foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $151,97 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

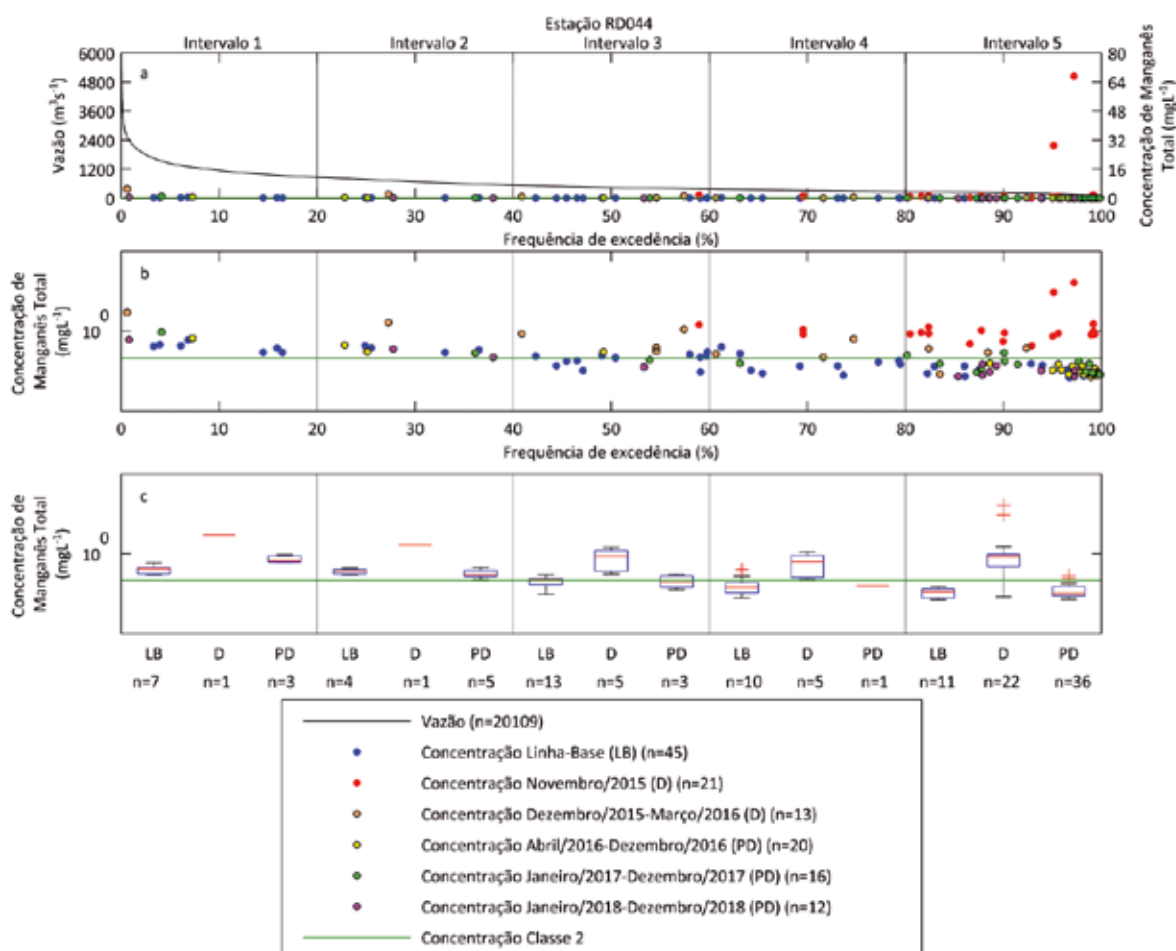
Para maior detalhamento, a Figura 73.b apresenta as concentrações de manganês total associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 67,6% e 97,1% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de manganês total foi obtido para o intervalo 5 da Figura 73, no qual é possível observar desacordos em relação à classe 2 no ano de 2017. No intervalo 1, foram verificados desacordos em relação à classe 2 e máximo histórico nos anos de 2016, 2017 e 2018. No intervalo 2, foram verificados desacordos em relação à classe 2 nos anos de 2016, 2017 e 2018 e, no intervalo 3, foram verificados desacordos em relação à classe 2 no ano de 2016.

A Figura 73.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 73.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ (n=7), no período do desastre (D), a concentração foi de $5,09 \text{ mg L}^{-1}$ (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,54 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. A mesma tendência foi observada no intervalo 4. No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ (n=11), no período do desastre de $0,79 \text{ mg L}^{-1}$ (n=22) e, no pós-desastre, de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ (n=36), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, inferior à concentração de linha-base. A mesma tendência foi observada nos intervalos 2 e 3. De maneira geral, a Figura 73.c e as medianas estimadas para os períodos e intervalos definidos, indicam que as maiores concentrações de manganês total

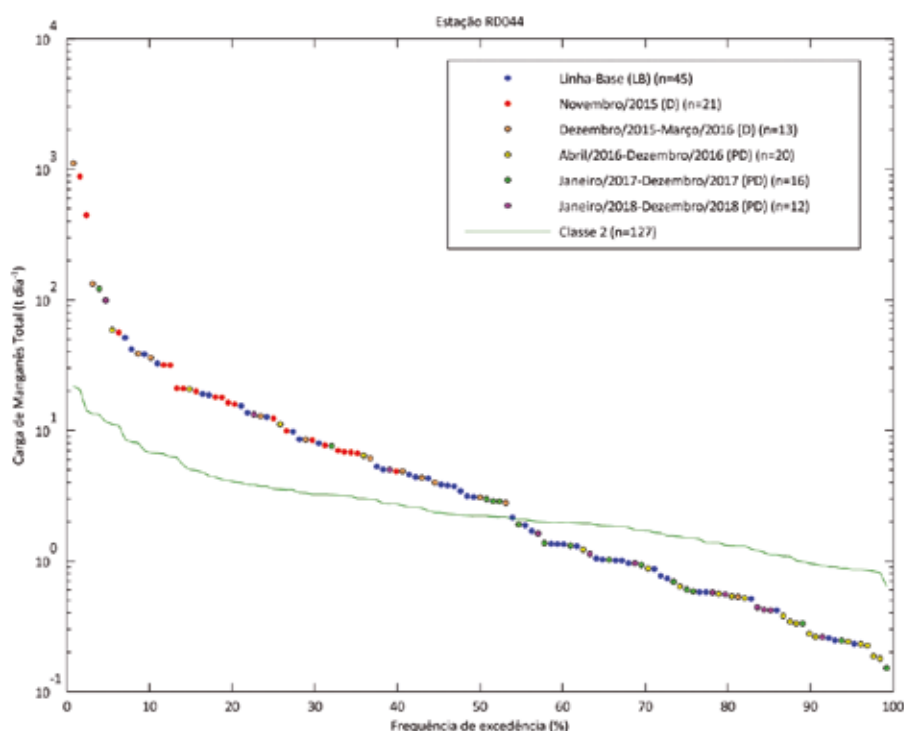
ocorreram para vazões mais elevadas no período de linha-base. A mesma tendência foi observada no período do pós-desastre. No período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana nos intervalos 1 e 4.

Figura 73 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD044. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 74 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 74 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.



De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 53,9% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $2,16 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $51,48 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $1.115,59 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 21,7 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 53,3% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 97,1% e 22,9% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 69 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 97,1% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 63,6% ocorreram no período de novembro/2015 e 36,4% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 22,9% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 33,3% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 41,7% ocorreram no ano de 2017 e 25,0% ocorreram em 2018, ou seja, entre 2016 e 2017 houve um aumento nas divergências, seguido de uma queda em 2018.

Tabela 69 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD044.

Período		% de divergências em relação a carga limite (classe 2)	
Linha-Base	53,3	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	97,1	Novembro/2015	63,6
		Dezembro/2015-Março/2016	36,4
		Abril/2016-Dezembro 2016	33,3
Pós-Desastre	22,9	Janeiro/2017-Dezembro/2017	41,7
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	25,0

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 53,9% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 70 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $99,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $0,78 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 15/11/2015, resultando em uma carga de $6,69 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.537,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $5,09 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $1.115,59 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($51,48 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 7,0% do tempo, a Tabela 70 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $151,97 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de manganês total de $67,20 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 11/11/2015, resultando em uma carga de $882,36 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $2.537,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de manganês total associada foi de $5,09 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $1.115,59 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

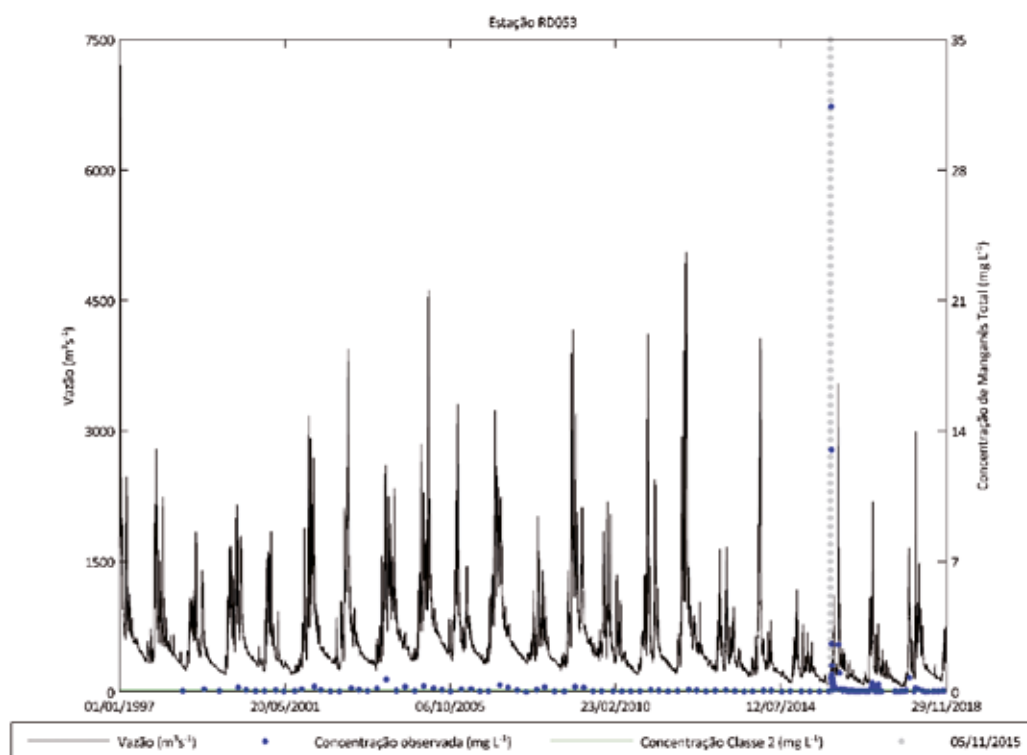
Tabela 70 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD044.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	53,9	99,34 – 2.537,34	0,05 – 67,20
Carga máxima histórica (linha-base)	7,0	151,97 – 2.537,34	0,48 – 67,20

Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de manganês total na estação RD053 é apresentada na Figura 75, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de manganês total na estação RD053 refere-se ao dia 11/11/2015.

Figura 75 – Série histórica de vazão e concentração de manganês total na estação RD053.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 71 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD053 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (julho/1972-novembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.813, a vazão máxima do período foi de $7.207,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $63,51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Tabela 71 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD053.

Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD053	7.207,00	662,10	63,51

Na Figura 75, a série histórica observada da concentração de manganês total é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 31,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de manganês total de $31,41 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de manganês total que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

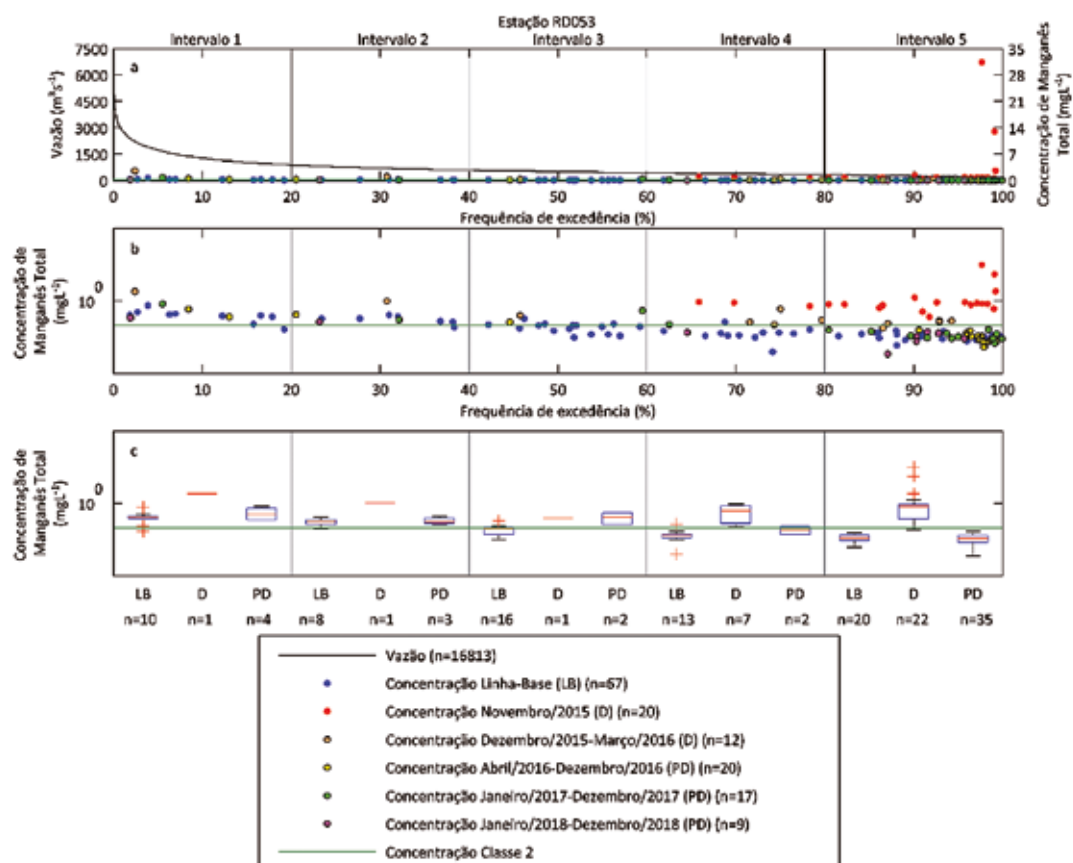
A Figura 76 apresenta a série histórica de vazões da estação RD053, por meio da curva de permanência, e as concentrações de manganês total associadas às respectivas vazões, considerando os

períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 76.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 71) é igualada ou excedida em 32,0% do tempo. A concentração máxima de manganês total foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $149,78 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 76.b apresenta as concentrações de manganês total associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 53,1% e 96,9% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de manganês total foi obtido para o intervalo 5 da Figura 76, no qual não foram observados desacordos em relação ao limite da classe 2 e máximo histórico. Nos anos de 2016, 2017 e 2018 foram verificados desacordos em relação ao limite da classe 2 nos intervalos 1, 2, 3 e 4. No ano de 2017, foi verificado um valor de concentração de manganês total que ultrapassa o limite da classe 2 e máximo histórico no intervalo 1.

Figura 76 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD053. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



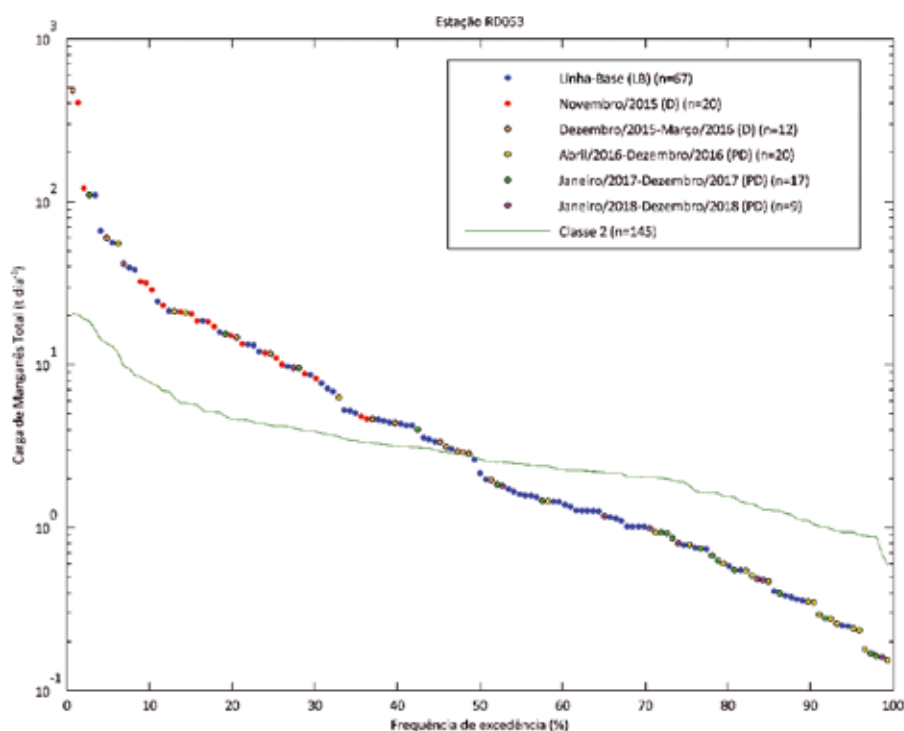
A Figura 76.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 76.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,26 \text{ mg L}^{-1}$ (n=10), no período do desastre (D), a concentração foi de $2,54 \text{ mg L}^{-1}$ (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ (n=4), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. A mesma tendência foi observada no intervalo 4. No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ (n=20), no período do desastre de $0,73 \text{ mg L}^{-1}$ (n=22) e, no pós-desastre, de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ (n=35), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, que igualam a concentração de linha-base. A mesma tendência foi observada no intervalo 2. No intervalo 3, por outro lado, houve um aumento da concentração mediana no desastre em relação à linha-base e, no pós-desastre, a concentração mediana foi superior à concentração do período do desastre. A despeito do número de observações, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana nos intervalos 1, 3 e 4.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 77 apresenta a curva de permanência das cargas de manganês total considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 48,6% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $2,86 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $110,23 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $483,92 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 4,4 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 44,8% das cargas estimadas, a carga limite foi ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 96,9% e 21,7% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 77 – Curva de permanência de carga de manganês total e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.



A Tabela 72 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 96,9% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 64,5% ocorreram no período de novembro/2015 e 35,5% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 21,7% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 40,0% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 40,0% ocorreram no ano de 2017 e 20,0% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências se mantiveram entre 2016 e 2017 e diminuíram em 2018.

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 48,6% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 73 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $104,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $2,57 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de $23,15 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.386,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $56,29 \text{ t dia}^{-1}$, registrada no período de linha-base. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 72 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD053.

Período		% de divergências em relação a carga limite (classe 2)	
Linha-Base	44,8	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	96,9	Novembro/2015	64,5
		Dezembro/2015-Março/2016	35,5
		Abril/2016-Dezembro 2016	40,0
Pós-Desastre	21,7	Janeiro/2017-Dezembro/2017	40,0
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	20,0

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (110,23 t dia⁻¹), o que ocorreu em 3,4% do tempo, a Tabela 73 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 108,46 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de manganês total de 12,98 mg L⁻¹, registrada em 13/11/2015, resultando em uma carga de 121,63 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 2.208,29 m³ s⁻¹, a concentração de manganês total associada foi de 2,54 mg L⁻¹, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de 483,92 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 73 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD053.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	48,6	104,27 – 2.386,57	0,07 – 31,41
Carga máxima histórica (linha-base)	3,4	108,46 – 2.208,29	0,77 – 31,41

1.3.4.1 Análise espacial de cargas de manganês total nas estações

As seções 0 a 0 apresentaram a análise quali-quantitativa de manganês total de maneira temporal para cada uma das estações de monitoramento avaliadas, considerando os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre, tanto para concentração, quanto cargas, relacionando-as à linha-base e limite da classe 2.

Nesta seção, uma análise integrada das cargas de manganês total nas estações, de montante à jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperarem maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso).

De maneira geral, as cargas são influenciadas pelas vazões e concentrações no corpo hídrico. Um aumento de carga pode ser o resultado de um aumento na vazão ou na concentração de um parâmetro, ou dos dois, como foi verificado em algumas estações analisadas nas seções anteriores. As vazões de um rio aumentam de montante para jusante, deste modo, se todas as estações monitoradas apresentam a mesma concentração, por exemplo, as cargas são superiores a jusante do trecho do rio.

Para a análise das cargas de montante para jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, a Figura 78 e a Figura 79 apresentam as cargas de manganês total para os seguintes períodos: linha-base (seco e chuvoso), novembro/2015, dezembro/2015-março/2016, abril/2016-setembro/2016 e pós-desastre (seco e chuvoso) nas estações RD071, RD019, RD023, RD033, RD044 e RD053 (com escalas diferentes), nas quais é apresentado o número de observações (n) e a mediana (m) de cada período considerado para cada estação.

Nestas figuras, no período de linha-base seco, considerando as medianas, houve um aumento de cargas de montante para jusante, com exceção das estações RD023 e RD044 que apresentaram cargas inferiores às estações RD019 e RD033, respectivamente. O mesmo comportamento foi observado no período de linha-base chuvoso, com exceção da estação RD053, na qual houve uma queda nas cargas em relação à estação anterior (RD044). Na estação RD053, para os intervalos 1, 2 e 3 da Figura 76, as concentrações medianas são inferiores às concentrações medianas na estação RD044 (Figura 73). A vazão mediana é maior na estação RD053 ($426,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), enquanto na estação RD044, a vazão mediana foi de $355,36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Em relação aos períodos seco e chuvoso na linha-base, a carga de manganês total mediana no período chuvoso foi superior à de linha-base no período seco. A maior diferença entre as cargas nos períodos seco/chuvoso na linha-base se deu na estação RD044, na qual a mediana do período chuvoso foi 3,2 vezes superior à mediana do período seco de linha-base.

No mês do desastre (novembro/2015), em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento nas cargas de manganês total de 4,0 vezes na estação RD044. As estações RD071 e RD023 foram as estações que apresentaram a maior diferença entre o mês de novembro/2015 em relação ao período chuvoso de linha-base, com medianas 21,7 e 18,5 vezes superiores ao período chuvoso de linha-base. Neste período (novembro/2015), as vazões medianas nas estações foram sempre inferiores às vazões medianas do período de linha-base chuvoso, portanto, o aumento das cargas se deve a um aumento nas concentrações de manganês total.

No período de dezembro/2015-março/2016, em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento de 1,5 vezes nas cargas de manganês total nas estações RD044 e RD053 e, de no máximo, 28,3 vezes na estação RD071. Em todas as estações, com exceção da estação RD071, as vazões medianas foram inferiores às vazões de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco no pós-desastre (abril/2016-setembro/2016), verificou-se que as medianas, em relação à linha-base do período seco, foram superiores nas estações RD019 e RD023 (cuja máxima diferença foi de 1,8 vezes na estação RD019) e inferiores nas demais estações, sendo que as vazões medianas neste período nas estações foram inferiores às vazões de linha-base do período seco.

No período seco pós-desastre (2017-2018), houve uma queda nas cargas medianas em relação ao período seco de linha-base em todas as estações. As vazões medianas neste período foram inferiores às vazões do período seco de linha-base em todas as estações. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos secos em relação à linha-base, que possui maior número de observações e períodos analisados. No período chuvoso pós-desastre (2017-2018), as medianas foram superiores ao período chuvoso de linha-base nas estações RD071, RD019 e RD023 (com aumento máximo de 1,8 vezes na estação RD019), e inferiores nas estações RD033, RD044 e RD053. Todas as estações apresentaram vazões medianas inferiores às vazões de linha-base do período chuvoso. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos chuvosos pós-desastre em relação à linha-base, que possui maior número períodos chuvosos analisados.

Figura 78 – Carga de manganês total nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD071, RD019 e RD023.

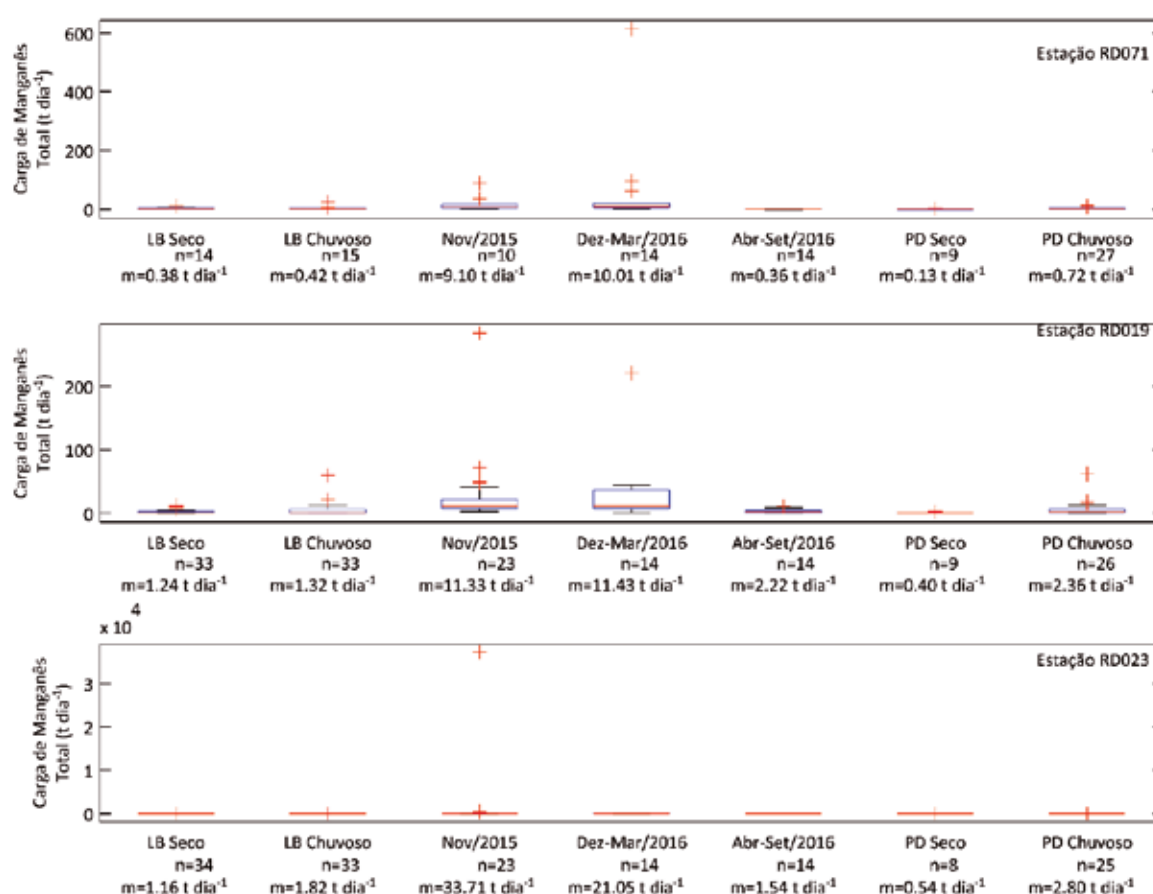
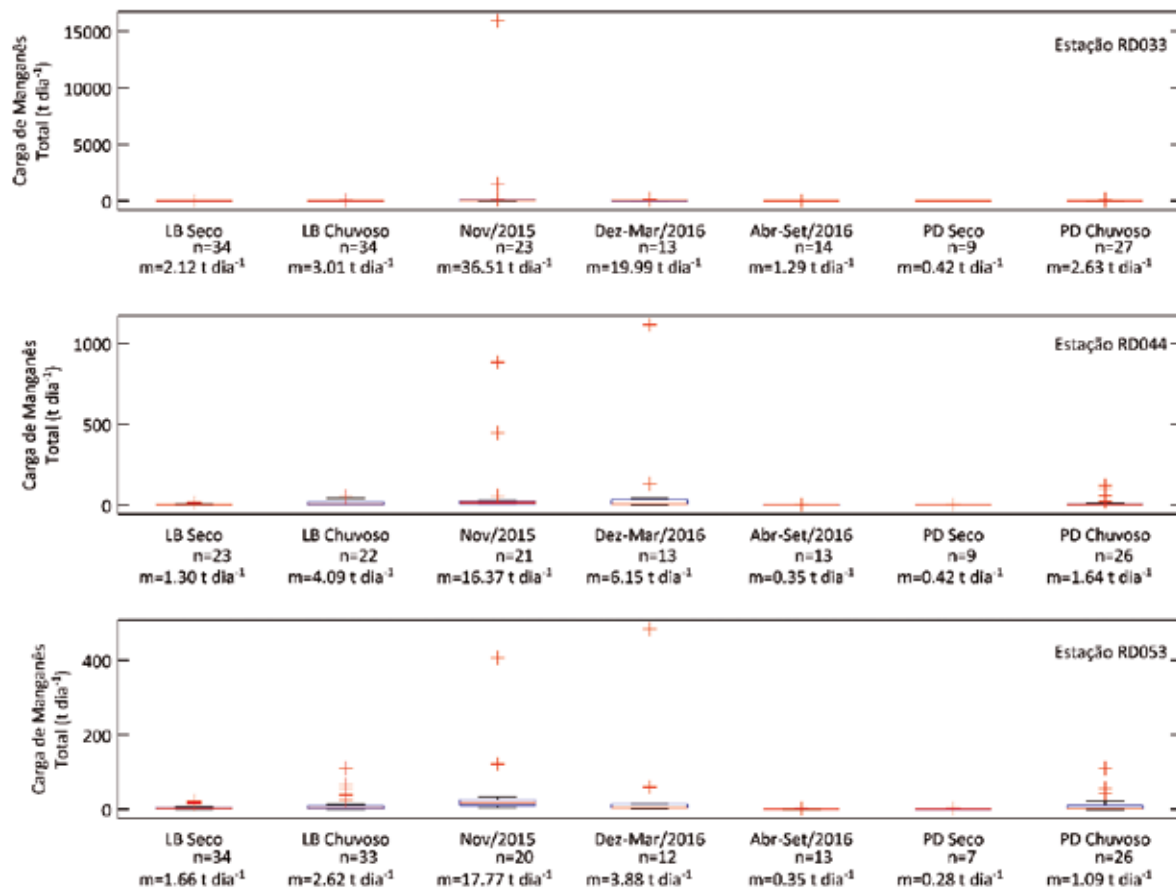


Figura 79 – Carga de manganês total nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD033, RD044 e RD053.

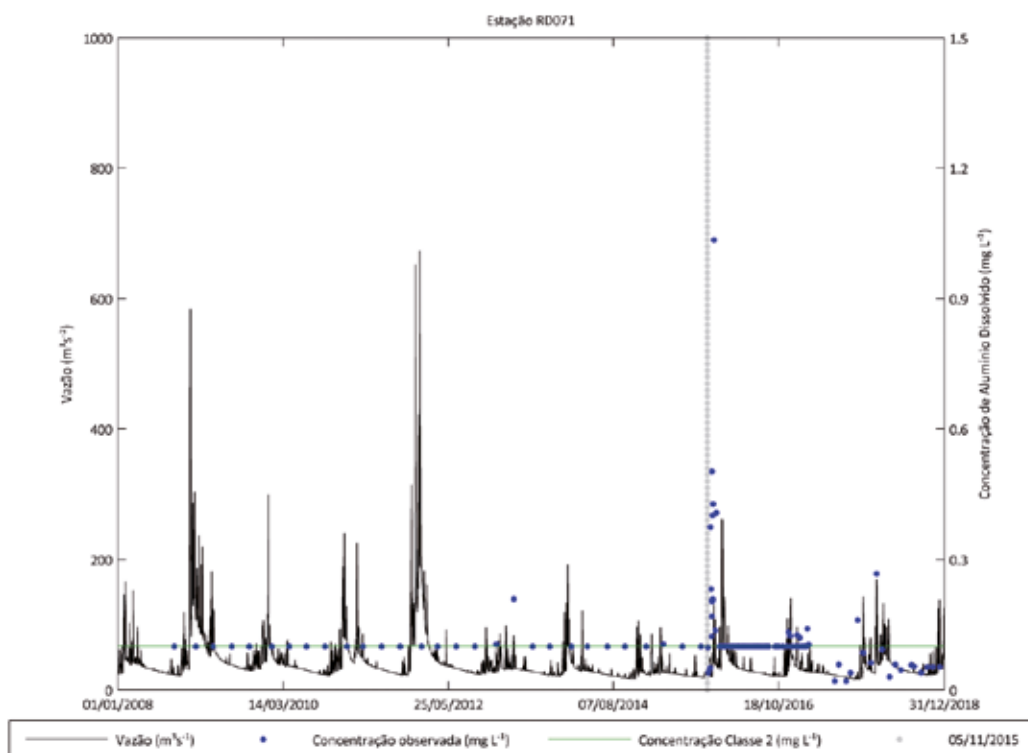


1.3.5 ALUMÍNIO DISSOLVIDO

Estação RD071

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD071 é apresentada na Figura 80, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de alumínio dissolvido na estação RD071 refere-se ao dia 09/11/2015.

Figura 80 – Série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD071.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 74 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD071 do IGAM. Ressalta-se, conforme mencionado anteriormente, que exclusivamente para a estação RD071, os dados de vazões desta estação foram gerados a partir de modelagem hidrológica, conforme apresentado no capítulo 2 do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à indisponibilidade de dados observados. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1980-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 14.245, a vazão máxima do período foi de $1.116,70 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ e mínima de $16,19 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$.

Tabela 74 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD071.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD071	1.116,70	43,99	16,19

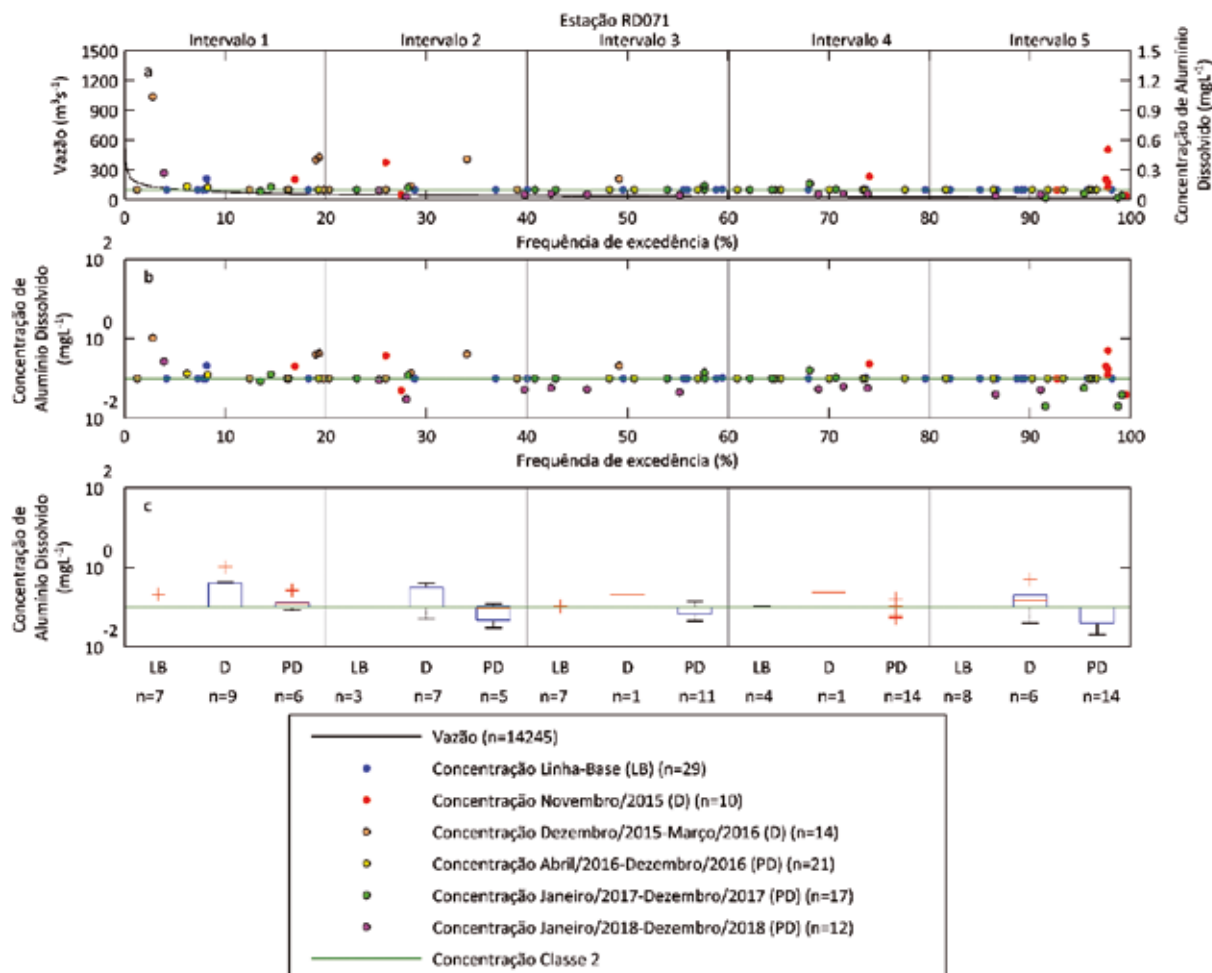
Na Figura 80, a série histórica observada da concentração de alumínio dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 10,3% das observações estavam em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de alumínio dissolvido de $1,04 \text{ mg L}^{-1}$, a partir de então há uma queda nas concentrações de alumínio dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações máximas de linha-base em alguns eventos.

A Figura 81 apresenta a série histórica de vazões da estação RD071, por meio da curva de permanência, e as concentrações de alumínio dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 81.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 74) é igualada ou excedida em 27,7% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (dezembro/2015-março/2016), associada a uma vazão de $130,52 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 81.b apresenta as concentrações de alumínio dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do limite legislado para a classe 2 e máximo histórico em 54,2% e 29,2% das observações, respectivamente. No período do pós-desastre, ainda no ano de 2018, no intervalo 1 (vazão associada de $115,94 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) foi verificada uma concentração de alumínio dissolvido que ultrapassou o máximo histórico ($0,21 \text{ mg L}^{-1}$) e o limite para classe 2 ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$), chegando a $0,27 \text{ mg L}^{-1}$.

Figura 81 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD071. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 81.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

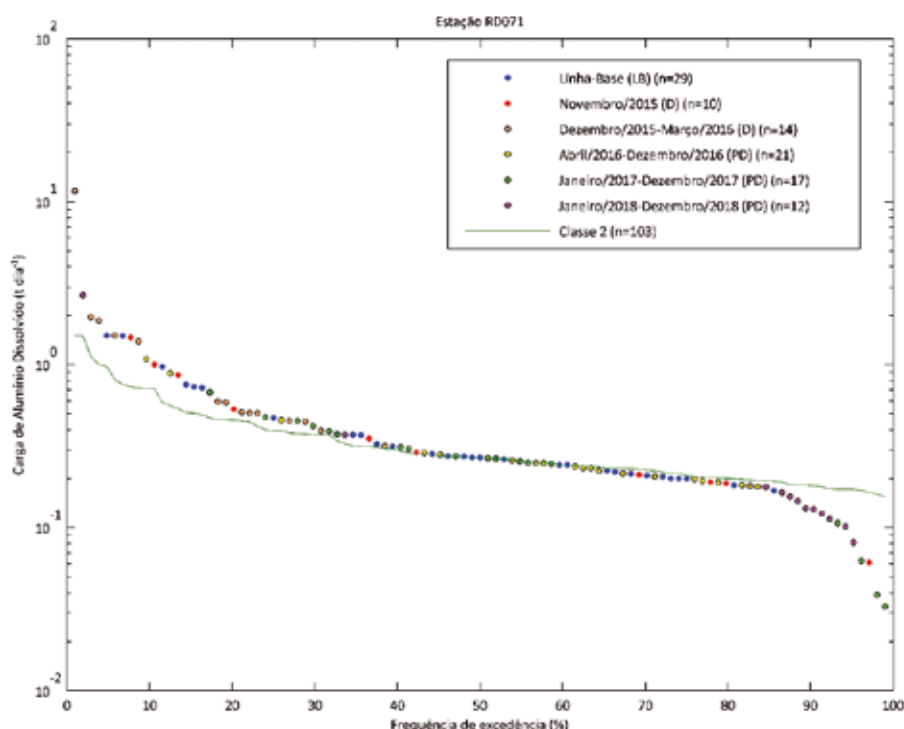
No intervalo 1 (Figura 81.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=7), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=9) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,13 \text{ mg L}^{-1}$ (n=6), ou seja, as concentrações de alumínio dissolvido se mantiveram no período do desastre e aumentaram no período do pós-desastre em relação às concentrações de linha-base. É importante destacar que o limite de quantificação de alumínio dissolvido foi alterado em julho/2017. Até julho/2017, o LQ do alumínio dissolvido era $<0,1 \text{ mg L}^{-1}$ e, a partir de julho/2017, o LQ é $<0,02 \text{ mg L}^{-1}$. No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, em termos de mediana, a concentração de linha-base foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=8), no período do desastre de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ (n=6) e, no pós-desastre, de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=14), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações

no período de pós-desastre. Por meio da análise da mediana, em nenhum dos períodos de avaliação foi identificada uma relação clara entre a vazão e concentração de alumínio dissolvido (um aumento das vazões não é acompanhado de um aumento nas concentrações de alumínio dissolvido). A mesma tendência observada nos box-plots do intervalo 5 foi também verificada nos intervalos 3 e 4, ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre. No intervalo 2, foi verificado que as concentrações no período do desastre se mantiveram em relação à linha-base, seguido de uma queda na concentração mediana no período do pós-desastre. De maneira geral, as concentrações nos intervalos 2, 3, 4 e 5 no período de pós-desastre apresentaram concentração mediana da mesma ordem das concentrações de linha-base e, no intervalo 1, foi observada concentração mediana superior ao do período de linha-base no período do pós-desastre.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 82 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a Classe 2) na estação RD071. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 51,0% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,27 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $1,51 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $11,67 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 7,7 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 55,2% das cargas estimadas, a carga limite foi ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 83,3% e 34,0% das cargas calculadas, respectivamente (Tabela 75).

Figura 82 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD071.



A Tabela 75 apresenta o percentual de divergências para cada período em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 83,3% das cargas calculadas ultrapassaram a carga limite. Destas cargas, 30,0% ocorreram no período de novembro/2015 e 70,0% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 34,0% das cargas calculadas superaram a carga limite. Destas cargas, 35,3% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 52,9% ocorreram no ano de 2017 e 11,8% ocorreram em 2018, ou seja, no período do desastre houve um aumento de divergências entre o mês de novembro/2015 e o primeiro período chuvoso após o desastre (dezembro/2015-março/2016), seguido de uma queda nas divergências em 2016, aumento das divergências em 2017 e queda em 2018.

No entanto, no ano de 2018, foi possível identificar uma carga que excedeu a carga limite (classe 2) e a carga máxima de linha-base, conforme Figura 82. A carga máxima no ano de 2018 ($2,67 \text{ t dia}^{-1}$), que foi excedida em 1,9% do tempo, registrada em 05/02/2018, ocorreu devido a uma vazão de $115,94 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (que corresponde ao intervalo 1 na Figura 81) e uma concentração de alumínio dissolvido associada de $0,27 \text{ mg L}^{-1}$, que ultrapassa a concentração limite para classe 2 de alumínio dissolvido, que é de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 75 – Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD071.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	55,2	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	83,3	Novembro/2015	30,0
		Dezembro/2015-Março/2016	70,0
		Abril/2016-Dezembro 2016	35,3
Pós-Desastre	34,0	Janeiro/2017-Dezembro/2017	52,9
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	11,8

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 51,0% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 76 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de alumínio dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $19,90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de alumínio dissolvido de $0,17 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 28/11/2015, resultando em uma carga de $0,29 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão, que foi um pouco superior a vazão mínima histórica. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $174,88 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $1,51 \text{ t dia}^{-1}$, o que foi observado no período de linha-base. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD071), enquanto a concentração foi igual ao limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 76 – Faixas de variação de vazão e concentração de alumínio dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD071.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	51,0	19,90 – 174,88	0,09 – 1,04
Carga máxima histórica (linha-base)	4,8	52,99 – 130,52	0,27 – 1,04

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($1,51 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 4,8% do tempo, a Tabela 76 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $52,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de alumínio dissolvido de $0,43 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 03/12/2015, resultando em uma carga de $1,95 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $130,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de alumínio dissolvido associada foi de $1,04 \text{ mg L}^{-1}$, observada no período de dezembro/2015-março/2016, resultando em uma carga de $11,67 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD071), assim como a concentração, que foi superior ao limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Estação RD019

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD019 é apresentada na Figura 83, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de alumínio dissolvido na estação RD019 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 77 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD019 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (novembro/1981-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 13.383, a vazão máxima do período foi de 2.323,30 m³s⁻¹ e mínima de 5,76 m³s⁻¹.

Na Figura 83, a série histórica observada da concentração de alumínio dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 14,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de alumínio dissolvido de 2,90 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de alumínio dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado em alguns eventos.

Figura 83 – Série histórica de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD019.

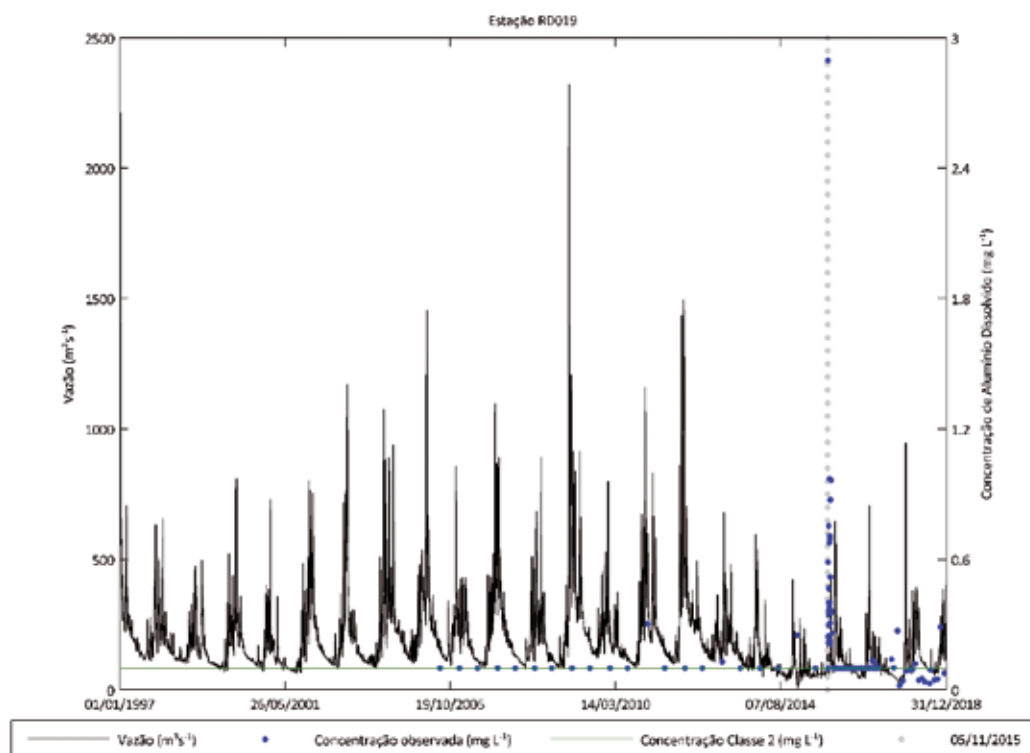


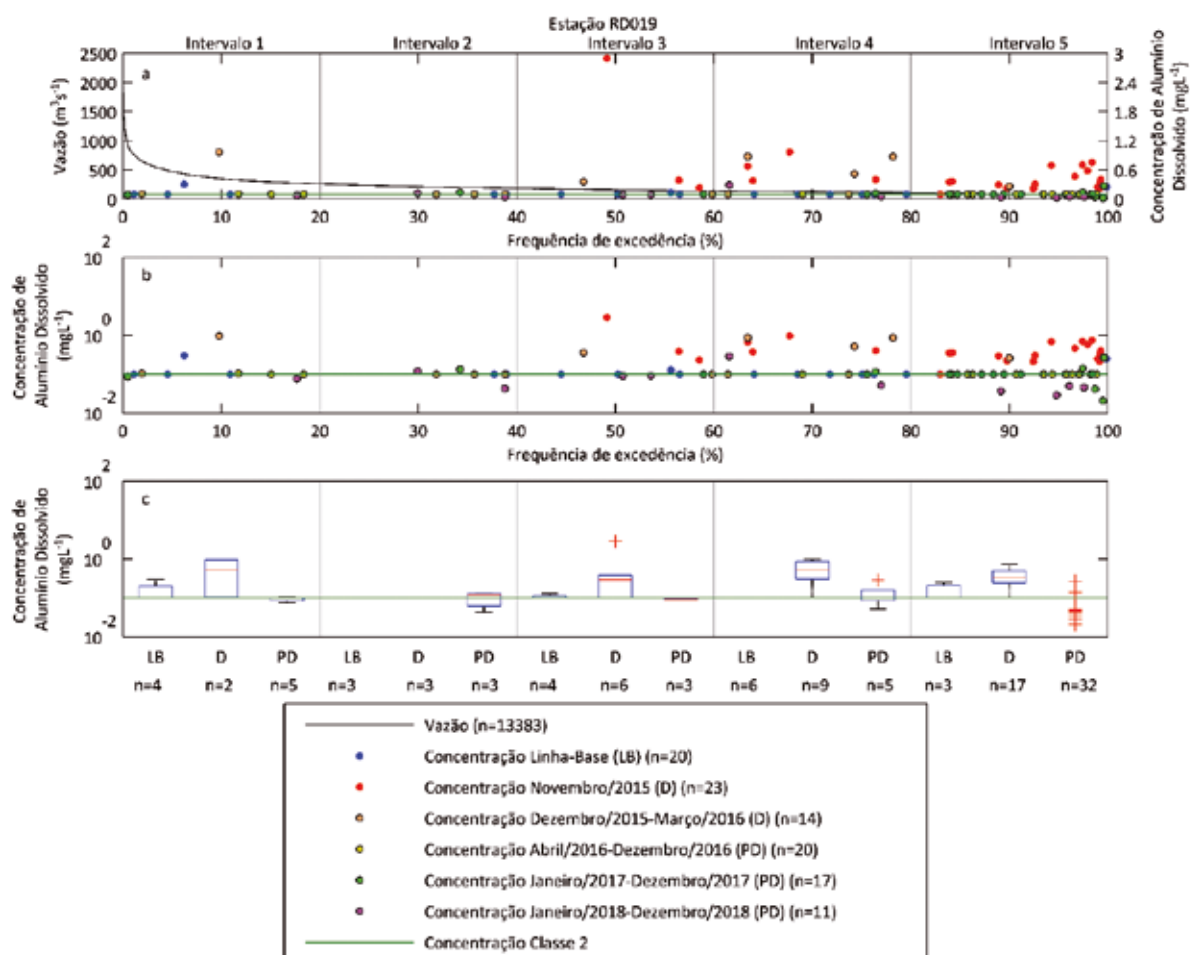
Tabela 77 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD019.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD019	2.323,30	200,42	5,76

A Figura 84 apresenta a série histórica de vazões da estação RD019, por meio da curva de permanência, e as concentrações de alumínio dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 84.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 77) é igualada ou excedida em 34,2% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de 161,35 m³s⁻¹, correspondente ao intervalo 3.

Figura 84 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD019. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 84.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 77) é igualada ou excedida em 34,2% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $161,36 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 84.b apresenta as concentrações de alumínio dissolvido associada às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual se observa que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base (máximo histórico) e limite legislado em 75,7% e 56,8% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), foram verificados eventos com concentrações superiores ao limite legislado. Em 2018, no intervalo 4, foi verificada uma concentração de alumínio dissolvido de $0,29 \text{ mg L}^{-1}$, que ultrapassou o limite legislado ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$), mas esteve abaixo da concentração máxima de linha-base ($0,30 \text{ mg L}^{-1}$).

A Figura 84.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

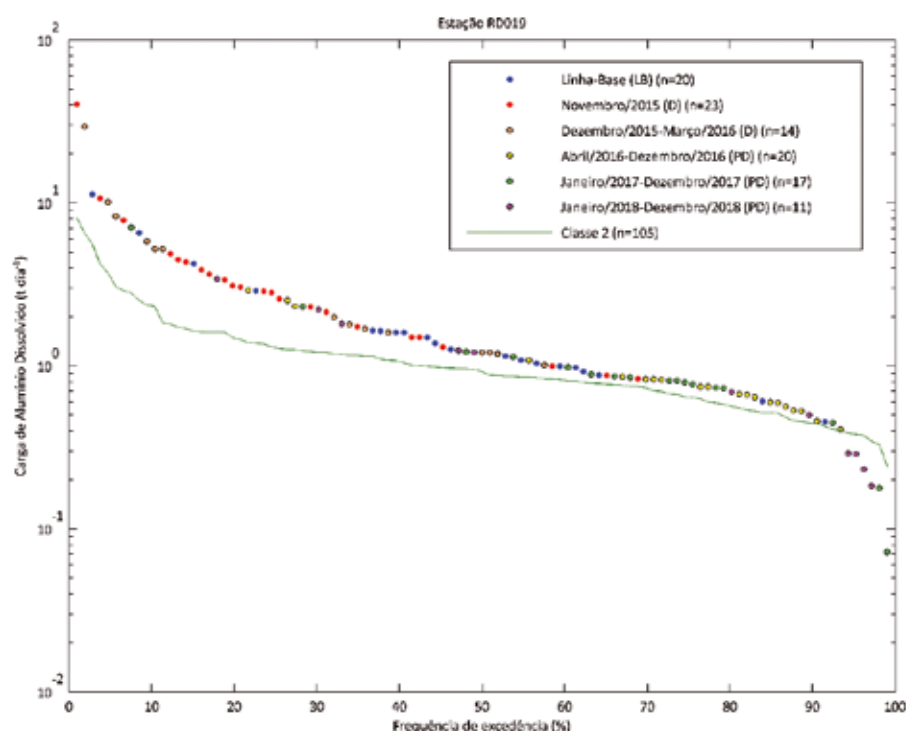
No intervalo 1 (Figura 84.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=4), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,54 \text{ mg L}^{-1}$ (n=2) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3), no período do desastre de $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ (n=17) e, no pós-desastre, de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=32), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, igual à concentração mediana de linha-base. A mesma tendência observada nos box-plots dos intervalos 1 e 5 é também verificada nos intervalos 3 e 4, ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre. No intervalo 2, foi verificado que as concentrações no período do desastre se mantiveram em relação à linha-base, seguido de um aumento na concentração mediana no período do pós-desastre.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 85 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD019. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 93,4% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,41 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $11,31 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $40,37 \text{ t dia}^{-1}$, o que

corresponde a uma carga 3,6 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 100% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 87,5% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 85 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD019.



A Tabela 78 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 87,5% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 47,6% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 35,7% ocorreram no ano de 2017 e 16,7% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Tabela 78 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD019.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	100	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro 2016	47,6
Pós-Desastre	87,5	Janeiro/2017-Dezembro/2017	35,7
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	16,7

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 93,4% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 79 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de alumínio dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $27,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de alumínio dissolvido de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de $0,61 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão, que foi um pouco superior a vazão mínima histórica. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $945,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,09 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $7,11 \text{ t dia}^{-1}$, o que foi observado no ano de 2017. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD019), enquanto a concentração foi inferior ao limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 79 – Faixas de variação de vazão e concentração de alumínio dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD019.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	93,4	27,92 – 945,99	0,04 – 2,90
Carga máxima histórica (linha-base)	2,8	161,36 – 354,33	0,97 – 2,90

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($11,31 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 2,8% do tempo, a Tabela 79 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $161,36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de alumínio dissolvido de $2,90 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em novembro/2015, resultando em uma carga de $40,37 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $354,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de alumínio dissolvido associada foi de $0,97 \text{ mg L}^{-1}$, observada no período de dezembro/2015-março/2016, resultando em uma carga de $29,57 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, a vazão apresentou um valor mais elevado (maior do que a média histórica na estação RD019), e a concentração foi superior ao limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Estação RD023

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD023 é apresentada na Figura 86, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de alumínio dissolvido na estação RD023 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 80 apresenta medidas estatísticas da série histórica de vazões referentes à estação RD023 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 15.931, a vazão máxima do período foi de $2.323,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $25,72 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Figura 86 – Série histórica de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD023.

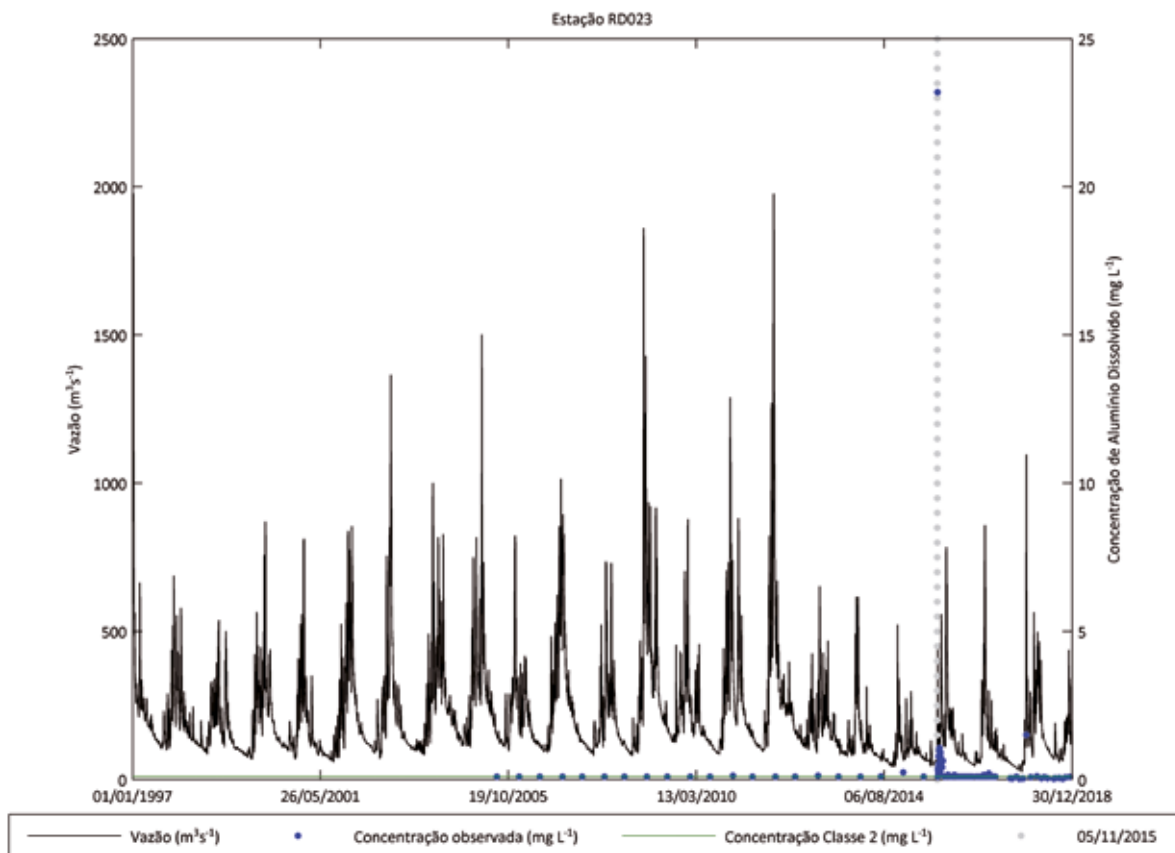


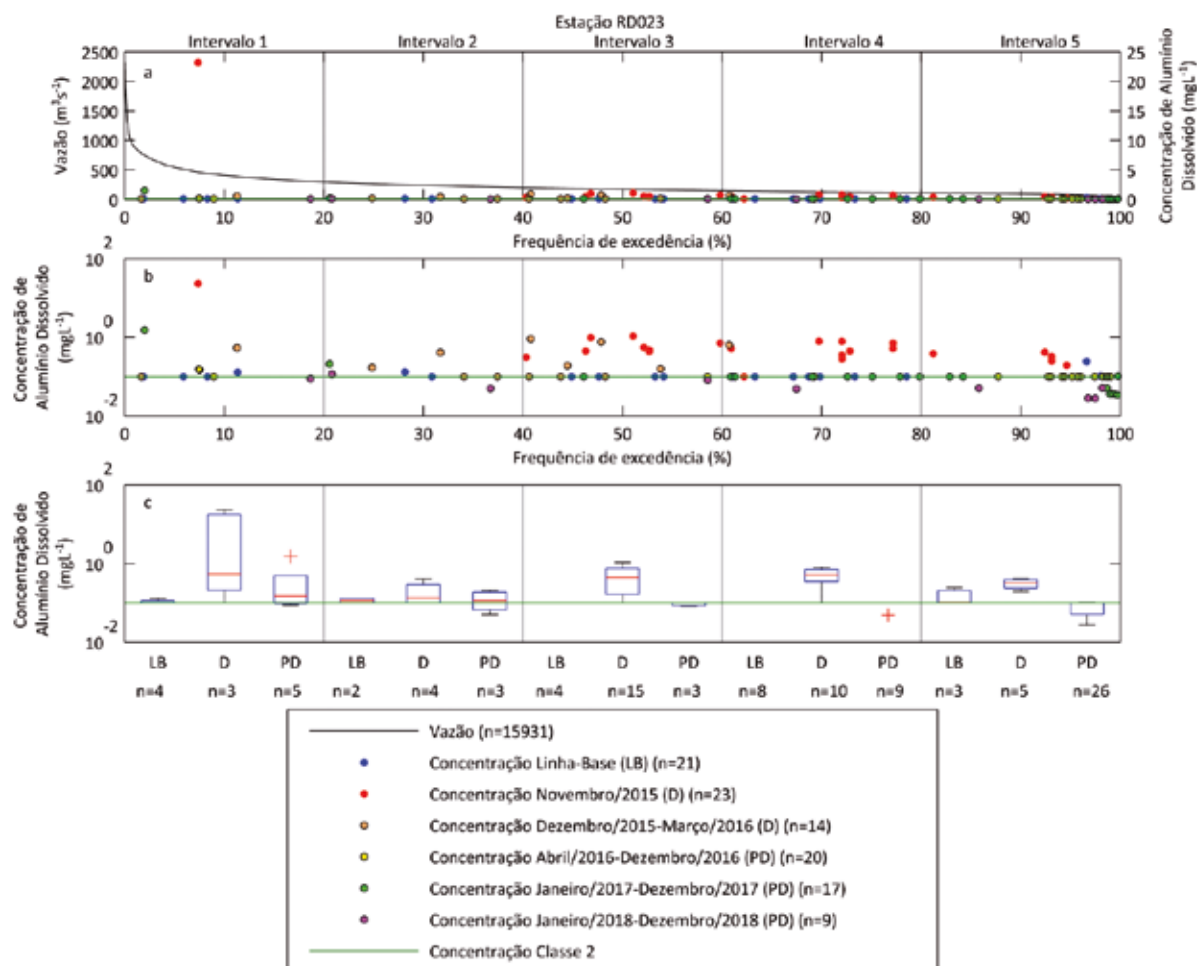
Tabela 80 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD023.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD023	2.323,10	222,89	25,72

Na Figura 86, a série histórica observada da concentração de alumínio dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 14,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de alumínio dissolvido de $23,2 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de alumínio dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 87 apresenta a série histórica de vazões da estação RD023, por meio da curva de permanência, e as concentrações de alumínio dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

Figura 87 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD023. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



A Figura 87.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 80) é igualada ou excedida em 34,1% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $460,84 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 1.

Para maior detalhamento, a Figura 87.b apresenta as concentrações de alumínio dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 70,3% e 81,1% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de alumínio dissolvido foi obtido para o intervalo 5 da Figura 87, no qual não são observados desacordos em relação ao limite legislado. No ano de 2017, por outro lado, no intervalo 1, é verificada uma concentração de alumínio dissolvido que ultrapassa o limite legislado e a concentração máxima histórica (linha-base) no período chuvoso.

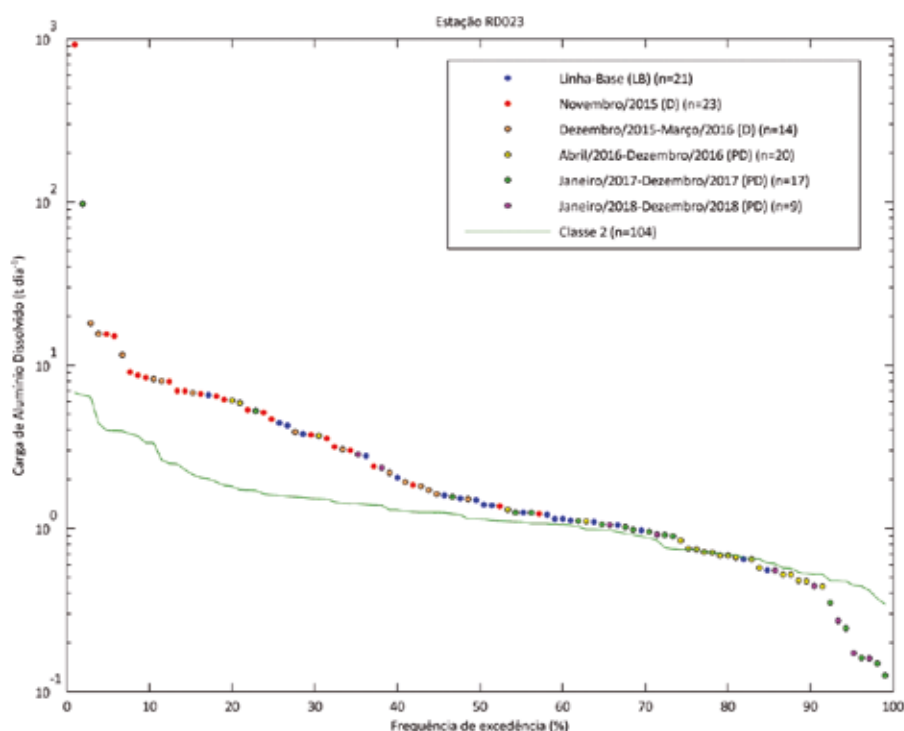
A Figura 87.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 87.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=4), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,54 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5). Ou seja, houve um aumento na concentração no período do desastre, seguido de uma queda nas concentrações, no entanto com medianas superiores às de linha-base. O mesmo comportamento foi verificado no intervalo 2.

No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5), no período do desastre de $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ (n=5) e, no pós-desastre, de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=26), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, que iguala a mediana de linha-base. O mesmo comportamento do intervalo 5 foi observado nos intervalos 3 e 4. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana nos intervalos 1 e 2.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 88 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD023. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 88 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD023.



De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 76,2% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,75 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $6,6 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $923,7 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 140 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 90,5% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 52,2% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 81 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,2% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,8% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 52,2% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 33,3% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 50,0% ocorreram no ano de 2017 e 16,7% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Tabela 81 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD023.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	90,5	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	62,2
		Dezembro/2015-Março/2016	37,8
		Abril/2016-Dezembro 2016	33,3
Pós-Desastre	52,2	Janeiro/2017-Dezembro/2017	50,0
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	16,7

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 76,2% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 82 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de alumínio dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $71,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de alumínio dissolvido de $0,24 \text{ mg L}^{-1}$, registrada no período de linha-base (16/01/2015), resultando em uma carga de $1,49 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $784,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $6,78 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, a vazão apresentou valor mais elevado, superando a vazão média histórica, e a concentração foi igual ao limite legislado.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($6,6 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 17,1% do tempo, a Tabela 82 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $114,47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de alumínio dissolvido de $0,71 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 29/11/2015, resultando em uma carga de $7,0 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $784,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de alumínio dissolvido associada foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 20/01/2016, resultando em uma carga de $6,78 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, a vazão contribuiu para o valor mais elevado de carga.

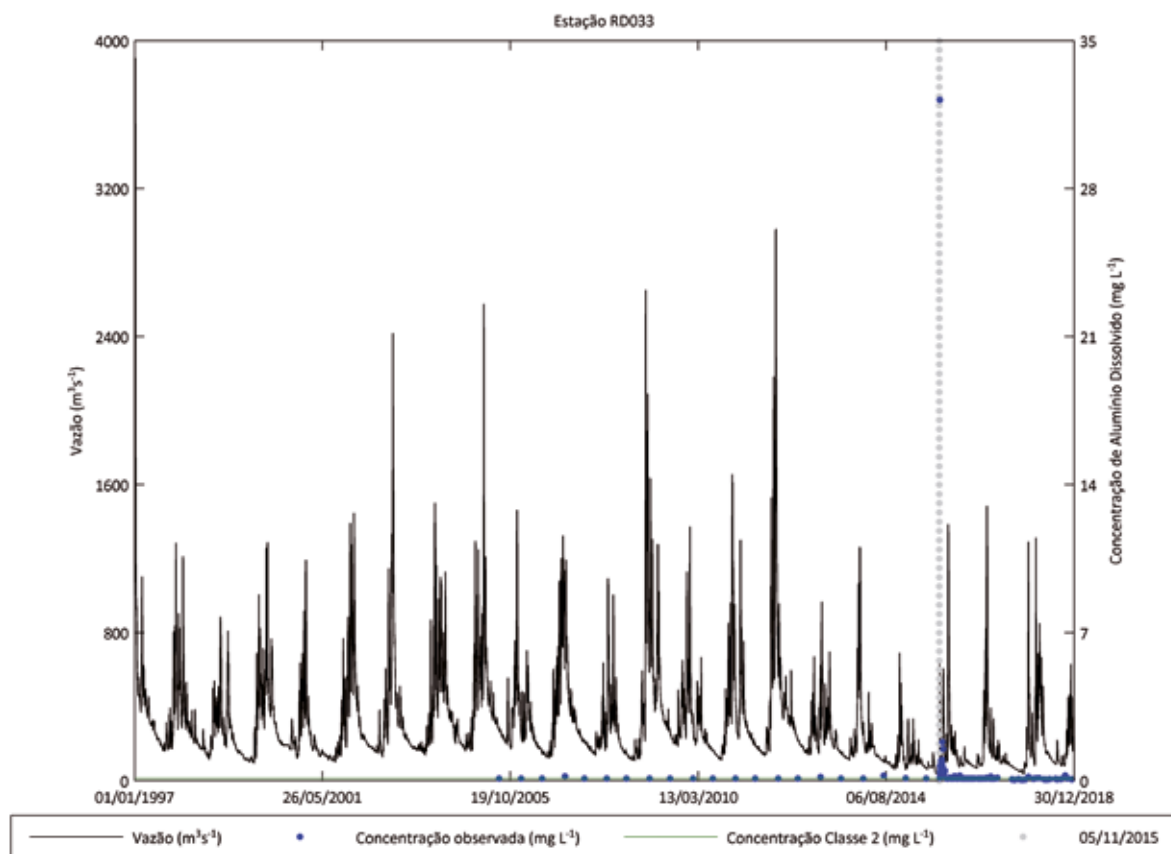
Tabela 82 – Faixas de variação de vazão e concentração de alumínio dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD023.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	76,2	71,18 – 784,40	0,05 – 23,2
Carga máxima histórica (linha-base)	17,1	114,47 – 784,40	0,1 – 23,2

Estação RD033

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD033 é apresentada na Figura 89, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de alumínio dissolvido na estação RD033 refere-se ao dia 08/11/2015.

Figura 89 – Série histórica de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD033.



Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 83 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD033 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1986-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 11.722, a vazão máxima do período foi de 3.906,80 m³ s⁻¹ e mínima de 32,85 m³ s⁻¹.

Tabela 83 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD033.

Vazão (m³ s⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD033	3.906,80	304,66	32,85

Na Figura 89, a série histórica observada da concentração de alumínio dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 19,0% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de alumínio dissolvido de 32,2 mg L⁻¹ e, após o período chuvoso posterior ao

desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de alumínio dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 90 apresenta a série histórica de vazões da estação RD033, por meio da curva de permanência, e as concentrações de alumínio dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 90.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 83) é igualada ou excedida em 33,2% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $215,34 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 3.

Para maior detalhamento, a Figura 90.b apresenta as concentrações de alumínio dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 75,0% e 86,1% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de alumínio dissolvido foi obtida para o intervalo 5 da Figura 90, no qual é possível observar uma concentração superior ao limite da classe 2 e linha-base no ano de 2018.

A Figura 90.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 90.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,14 \text{ mg L}^{-1}$ (n=4), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,80 \text{ mg L}^{-1}$ (n=2) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ (n=7). No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, a mesma tendência nos box-plots do intervalo 1 foi observada: no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3), no período do desastre de $0,43 \text{ mg L}^{-1}$ (n=15) e, no pós-desastre, de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=30), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, inferiores às concentrações medianas de linha-base. O mesmo comportamento foi observado nos intervalos 3 e 4, no entanto, no período de pós-desastre, as medianas são iguais às do período de linha-base. No intervalo 2, houve um aumento da mediana no desastre, e no período do pós-desastre, uma queda na concentração, no entanto, superior à concentração de linha-base do intervalo 2. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana no intervalo 2.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 91 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde

refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD033. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 93,5% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,58 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $20,65 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $599,10 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 29 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 100% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 87,8% das cargas calculadas, respectivamente.

Figura 90 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD033. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.

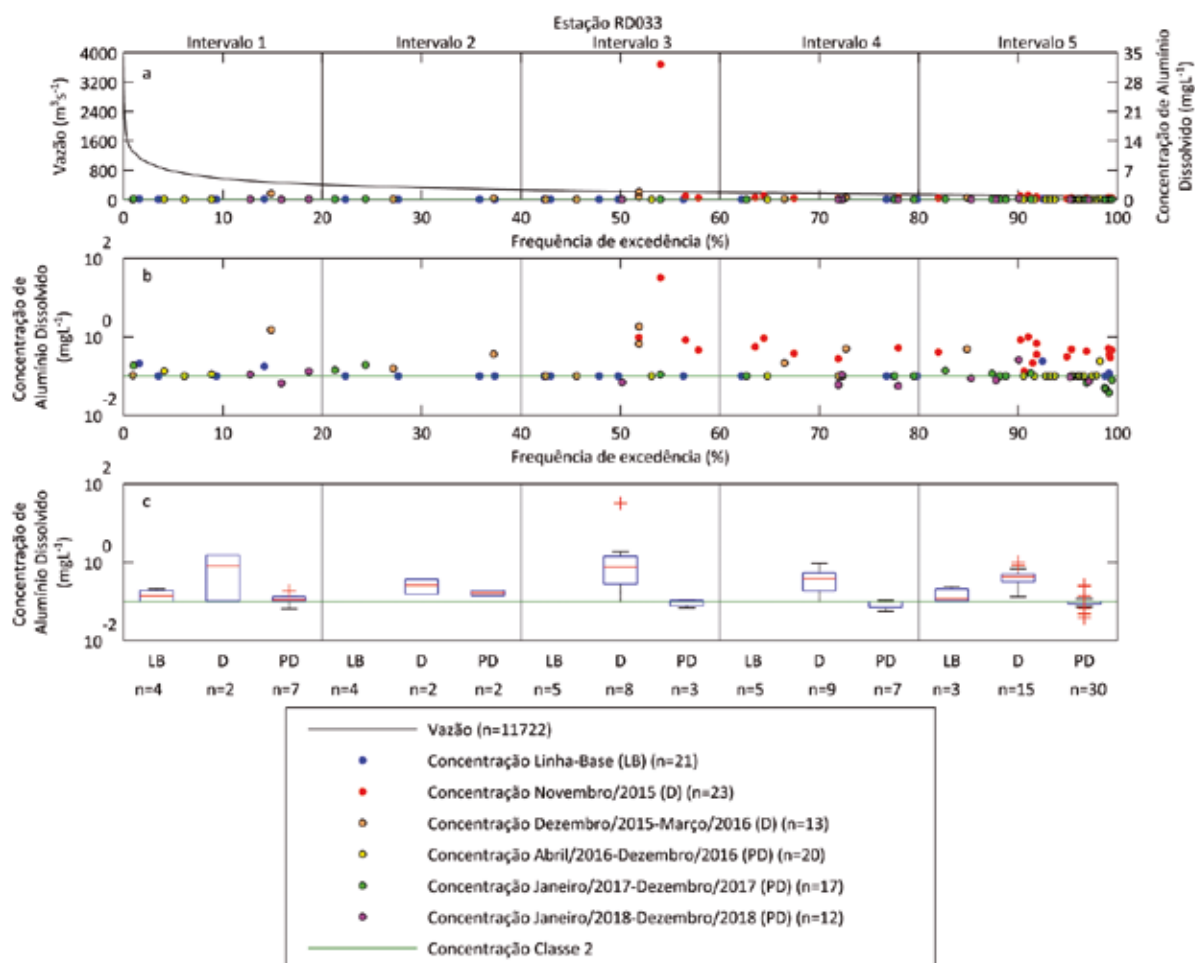
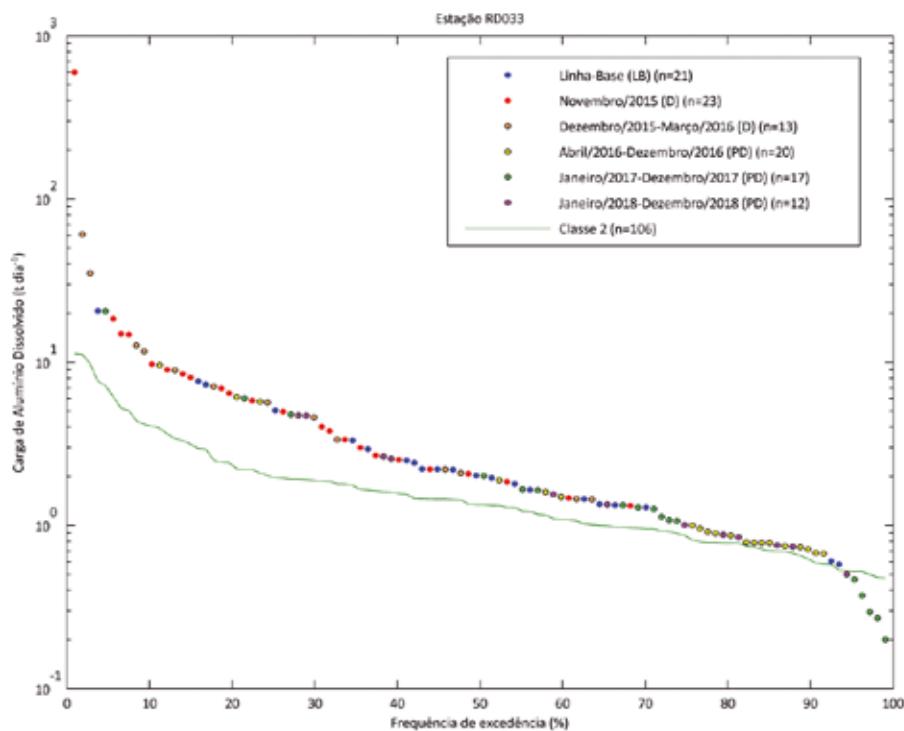


Figura 91 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD033.



A Tabela 84 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 63,9% ocorreram no período de novembro/2015 e 36,1% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 87,8% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 46,5% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 27,9% ocorreram no ano de 2017 e 25,6% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 93,5% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 85 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de alumínio dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $55,63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de alumínio dissolvido de $0,46 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de $2,22 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $1.304,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $11,65 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, a vazão apresentou valor mais elevado, superando a vazão média histórica e a concentração foi igual ao limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 84 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD033.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Linha-Base	100	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	63,9
		Dezembro/2015-Março/2016	36,1
		Abril/2016-Dezembro 2016	46,5
Pós-Desastre	87,8	Janeiro/2017-Dezembro/2017	27,9
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	25,6

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (20,65 t dia⁻¹), o que ocorreu em 3,7% do tempo, a Tabela 85 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 215,34 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de alumínio dissolvido de 32,2 mg L⁻¹, registrada em 08/11/2015, resultando em uma carga de 599,10 t dia⁻¹. A concentração elevada causou o aumento da carga, e a vazão corresponde ao intervalo 3 da Figura 90. Para a vazão máxima, de 470,43 m³ s⁻¹, a concentração de alumínio dissolvido associada foi de 1,50 mg L⁻¹, registrada em 08/12/2015, resultando em uma carga de 60,93 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 85 – Faixas de variação de vazão e concentração de alumínio dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD033.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	93,5	55,63 – 1.304,99	0,06 – 32,2
Carga máxima histórica (linha-base)	3,7	215,34 – 470,43	1,50 – 32,2

Estação RD044

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD044 é apresentada na Figura 92, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de alumínio dissolvido na estação RD044 refere-se ao dia 07/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 86 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD044 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (janeiro/1938-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 20.109, a vazão máxima do período foi de 6.040,60 m³s⁻¹ e mínima de 40,53 m³s⁻¹.

Figura 92 – Série histórica de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD044.

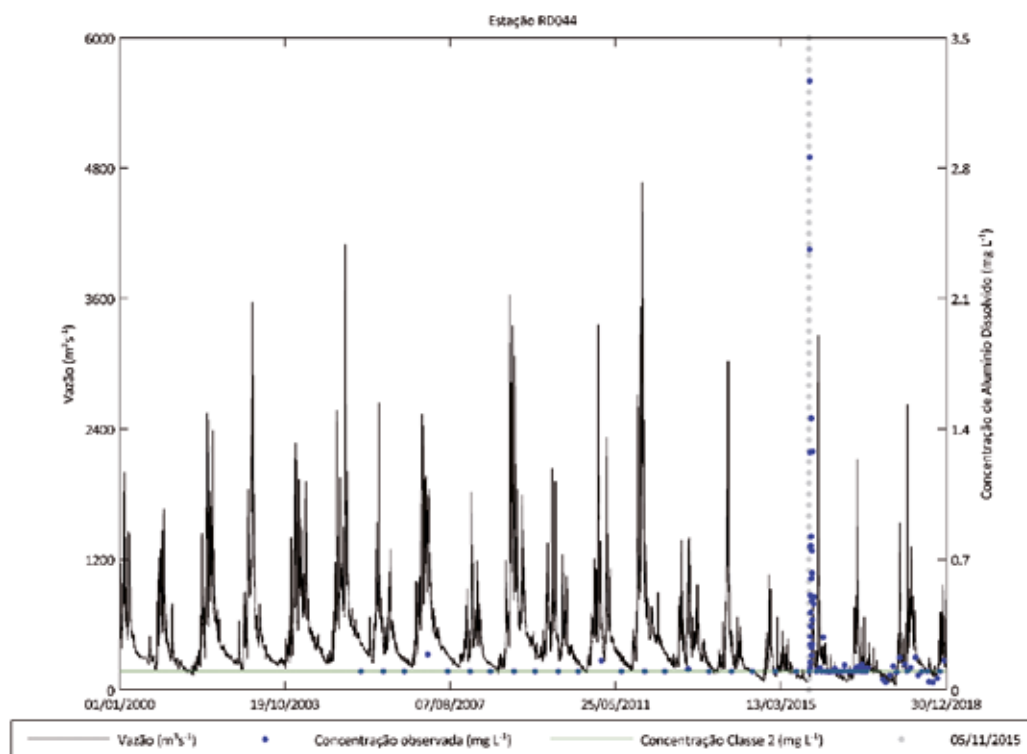


Tabela 86 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD044.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD044	6.040,60	590,45	40,53

Na Figura 92, a série histórica observada da concentração de alumínio dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 14,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de alumínio dissolvido de 3,27 mg L^{-1} e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de alumínio dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado em alguns eventos.

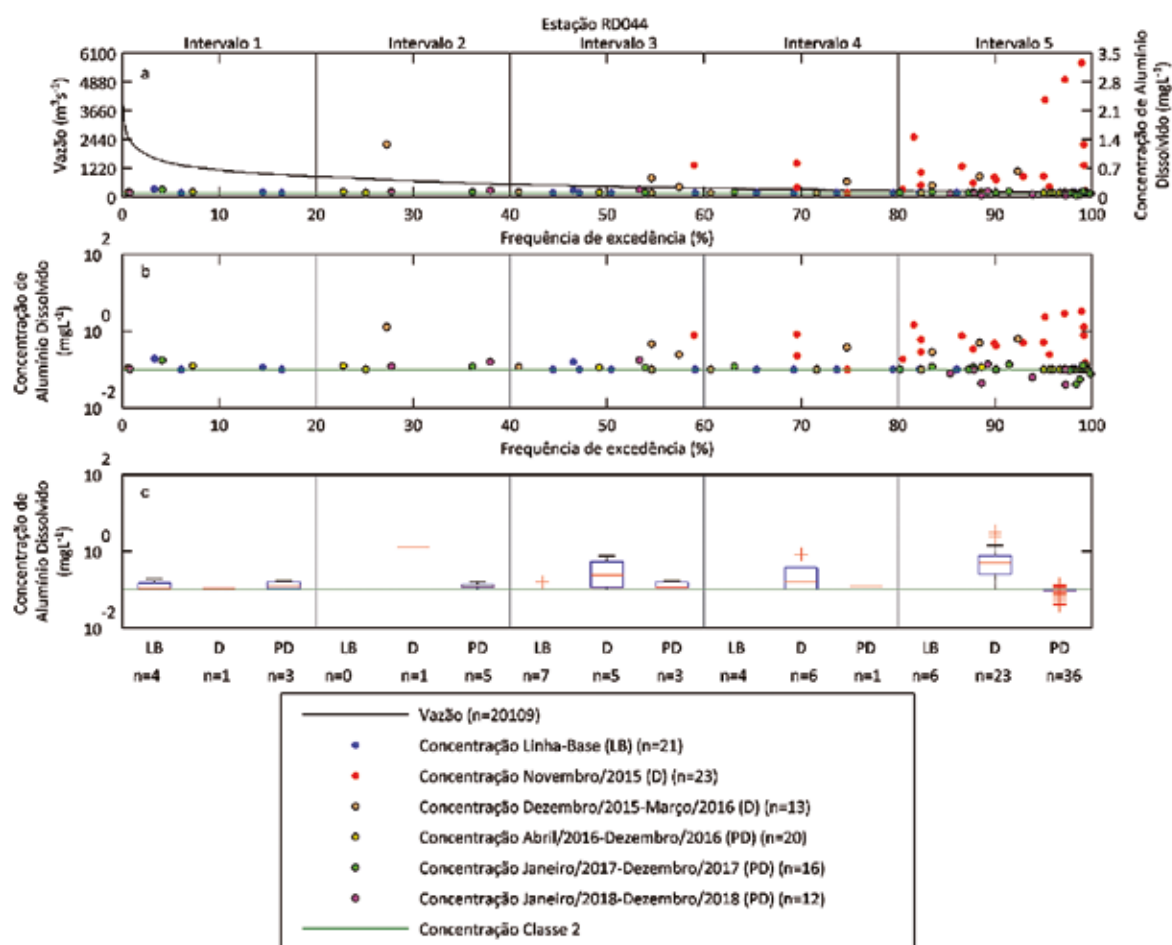
A Figura 93 apresenta a série histórica de vazões da estação RD044, por meio da curva de permanência, e as concentrações de alumínio dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 93.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 86) é igualada ou excedida em 35,4% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de 109,73 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 93.b apresenta as concentrações de alumínio dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 69,4% e 83,3% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de alumínio dissolvido foi obtido para o intervalo 5 da Figura 93. No período do pós-desastre não foram observadas concentrações superiores ao máximo histórico, no entanto, concentrações superiores ao limite legislado foram observadas nos intervalos 2, 3, 4 e 5.

A Figura 93.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

Figura 93 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD044. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.



No intervalo 1 (Figura 93.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=4$), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=1$) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=3$), ou seja, as concentrações se mantiveram no período do desastre e houve um aumento na mediana no período do pós-desastre. No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=6$), no período do desastre de $0,50 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=23$) e, no pós-desastre, de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=23$), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, cuja concentração mediana foi igual à de linha-base. Nos intervalos 3 e 4, a mesma tendência do intervalo 5 foi observada, no entanto, as medianas no pós-desastre são superiores às de linha-base. No intervalo 2 não houve observações no período de linha-base. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana nos intervalos 1, 3 e 4.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 94 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD044. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 89,6% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,96 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $27,0 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $80,32 \text{ t dia}^{-1}$, o que corresponde a uma carga 3 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 100% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 97,2% e 81,3% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 87 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 97,2% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 62,9% ocorreram no período de novembro/2015 e 37,1% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 81,3% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 41,0% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 33,3% ocorreram no ano de 2017 e 25,6% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 94 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD044.

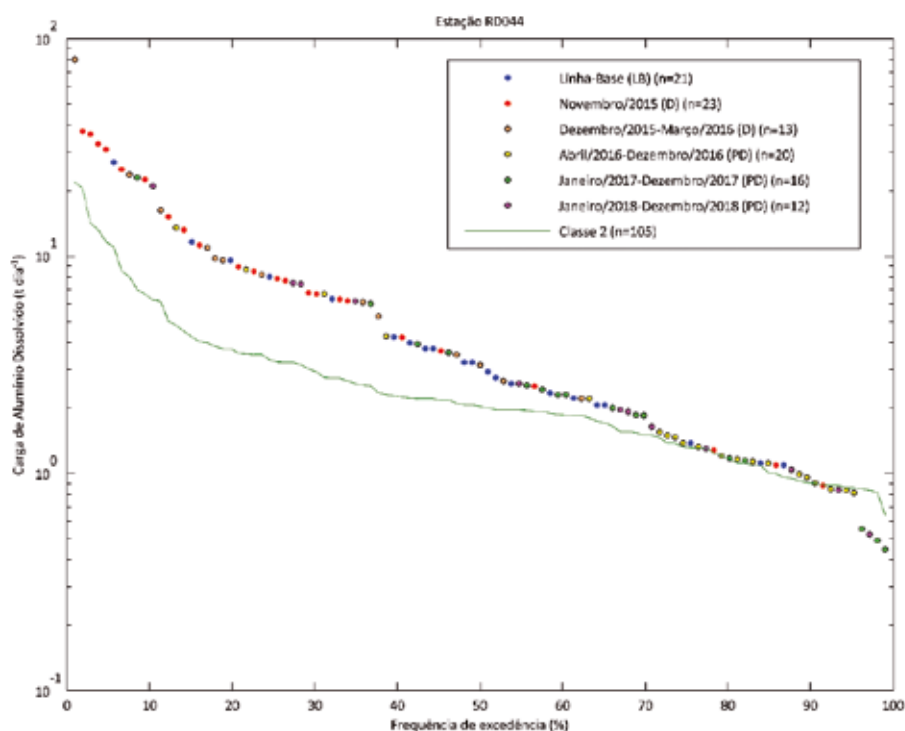


Tabela 87 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD044.

Período		Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	
Período	Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)	Período	Percentual de divergências por período
Linha-Base	100		
Desastre	97,2	Novembro/2015	62,9
		Dezembro/2015-Março/2016	37,1
		Abril/2016-Dezembro 2016	41,0
Pós-Desastre	81,3	Janeiro/2017-Dezembro/2017	33,3
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	25,6

Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 89,6% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 88 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de alumínio dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $99,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de alumínio dissolvido de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 15/11/2015, resultando em uma carga de $1,28 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.537,34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $23,68 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 20/01/2016. Nesse caso, tanto a vazão quanto a concentração apresentaram valores mais elevados, a primeira superando a vazão média histórica e a segunda o limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base ($27,0 \text{ t dia}^{-1}$), o que ocorreu em 5,7% do tempo, a Tabela 88 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de $109,73 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, associada a uma concentração de alumínio dissolvido de $3,27 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 12/11/2015, resultando em uma carga de $30,98 \text{ t dia}^{-1}$. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de $726,80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração de alumínio dissolvido associada foi de $1,28 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 08/12/2015, resultando em uma carga de $80,32 \text{ t dia}^{-1}$. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

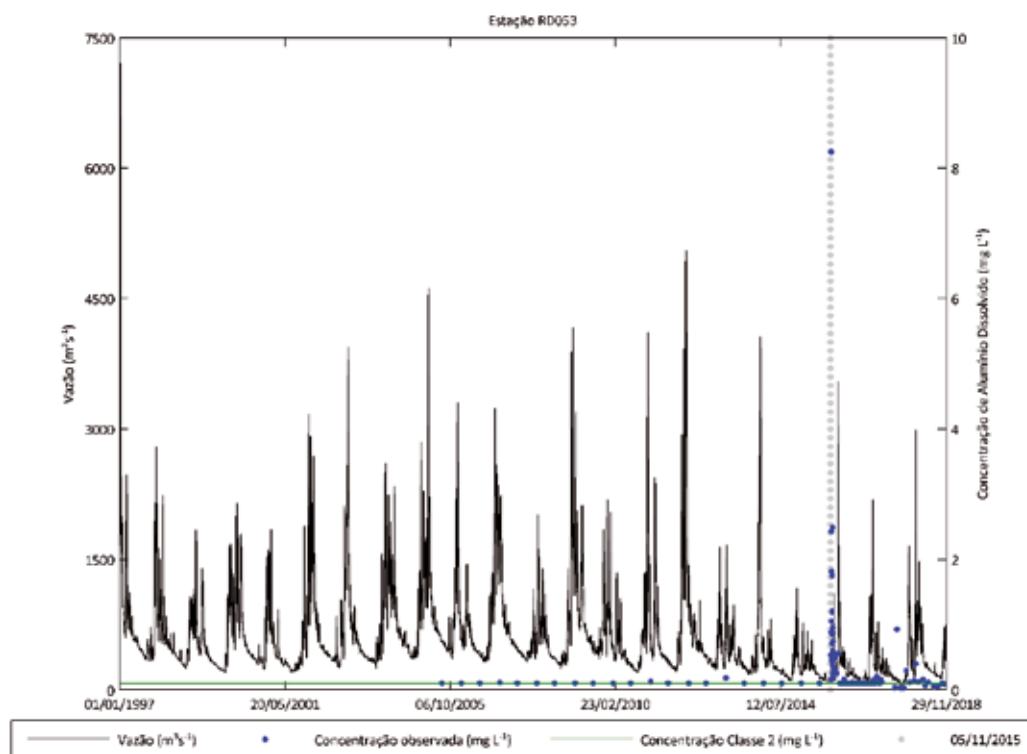
Tabela 88 – Faixas de variação de vazão e concentração de alumínio dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD044.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	89,6	99,34 – 2.537,34	0,06 – 3,27
Carga máxima histórica (linha-base)	5,7	109,73 – 726,80	1,28 – 3,27

Estação RD053

A série histórica de vazões e concentrações de alumínio dissolvido na estação RD053 é apresentada na Figura 95, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. Após o rompimento da barragem de Fundão, o primeiro dado de alumínio dissolvido na estação RD053 refere-se ao dia 10/11/2015.

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 89 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD053 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (julho/1972-novembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.813, a vazão máxima do período foi de $7.207,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e mínima de $63,51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Figura 95 – Série histórica de vazão e concentração de alumínio dissolvido na estação RD053.**Tabela 89** – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD053.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD053	7.207,00	662,10	63,51

Na Figura 95, a série histórica observada da concentração de alumínio dissolvido é acompanhada do limite para corpos hídricos da classe 2. No período de linha-base, 14,3% das observações estão em desacordo com o limite legislado. No desastre (D), entre novembro/2015-março/2016, há um pico de concentração de alumínio dissolvido de $8,25 \text{ mg L}^{-1}$ e, após o período chuvoso posterior ao desastre (dezembro/2015-março/2016), há uma queda nas concentrações de alumínio dissolvido que, no entanto, ultrapassam o limite legislado e concentrações de linha-base em alguns eventos.

A Figura 96 apresenta a série histórica de vazões da estação RD053, por meio da curva de permanência, e as concentrações de alumínio dissolvido associadas às respectivas vazões, considerando os períodos de linha-base (LB), desastre (D) e pós-desastre (PD), divididas em cinco intervalos de 20% de frequência, no qual o intervalo 1 corresponde às maiores vazões observadas na série histórica e o intervalo 5 corresponde às menores vazões da série histórica.

A Figura 96.a apresenta a série histórica de vazões, por meio da curva de permanência e as concentrações associadas às vazões correspondentes. Da curva de permanência, a vazão média (Tabela 89) é igualada ou excedida em 32,0% do tempo. A concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada no período do desastre (novembro/2015), associada a uma vazão de $149,78 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, correspondente ao intervalo 5.

Para maior detalhamento, a Figura 96.b apresenta as concentrações de alumínio dissolvido associadas às frequências de excedência da vazão, em escala logarítmica, na qual observa-se que, em todos os intervalos definidos, as concentrações no período do desastre (novembro/2015-março/2016) foram superiores às concentrações do período de linha-base e limite legislado em 81,8% e 90,9% das observações, respectivamente. No período pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), o maior número de observações de dados de alumínio dissolvido foi obtido para o intervalo 5 da Figura 96. No período do pós-desastre, foram observados alguns dados de concentração no intervalo 5, no ano de 2017, que ultrapassam a concentração legislada ($0,10 \text{ mg L}^{-1}$) e máximo histórico ($0,18 \text{ mg L}^{-1}$). No ano de 2018, no intervalo 1, foi verificada uma concentração ($0,40 \text{ mg L}^{-1}$) que também ultrapassa a concentração legislada e máximo histórico.

A Figura 96.c apresenta box-plots que representam a variação de dados de acordo com os intervalos de 1 a 5, para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre. Nesta figura, é apresentado o número de observações (n) utilizados para a definição dos box-plots. De maneira geral, o número de observações do lado esquerdo do gráfico (intervalo 1) é menor, tendo em vista que as vazões associadas a esse intervalo ocorrem com menor frequência.

No intervalo 1 (Figura 96.c), em termos de mediana, a concentração de linha-base (LB) foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=3), no período do desastre (D), a concentração foi de $0,56 \text{ mg L}^{-1}$ (n=1) e, no período de pós-desastre (PD), a concentração foi de $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ (n=4), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, no entanto, ainda superior à concentração de linha-base. A mesma tendência foi observada nos intervalos 3 e 4. No intervalo 5, no qual as vazões são excedidas com maior frequência, no período de linha-base a concentração mediana foi de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=6), no período do desastre de $0,60 \text{ mg L}^{-1}$ (n=23) e, no pós-desastre, de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (n=35), ou seja, há um aumento das concentrações no desastre em relação à linha-base, seguida de uma queda das concentrações no período de pós-desastre, com concentração mediana igual a de linha-base. No intervalo 2, a concentração mediana no período do desastre foi inferior a mediana do período de linha-base e pós-desastre (que estavam acima do limite legislado), no entanto, o número de observações nesses períodos foi 2 na linha-base, 1 no período do desastre e 3 observações no período do pós-desastre. Ou seja, no período posterior aos primeiros cinco meses pós-ruptura da barragem de Fundão, ainda se observou um deslocamento da mediana nos intervalos 1, 3 e 4.

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 97 apresenta a curva de permanência das cargas de alumínio dissolvido considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD053. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 92,1% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1,02 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $20,62 \text{ t dia}^{-1}$, enquanto a carga máxima observada após o desastre foi de $106,76 \text{ t dia}^{-1}$, o que

corresponde a uma carga 5,2 vezes superior à carga máxima observada na linha-base. No período de linha-base, para 100% das cargas estimadas, a carga limite é ultrapassada. Para os períodos do desastre e do pós-desastre, a carga limite (classe 2) foi ultrapassada em 100% e 84,8% das cargas calculadas, respectivamente.

A Tabela 90 apresenta o percentual de divergência para cada período, em relação à carga limite calculada (classe 2). No período do desastre, 100% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 63,6% ocorreram no período de novembro/2015 e 36,4% no período de dezembro/2015-março/2016. No período do pós-desastre (abril/2016-dezembro/2018), 84,8% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Destas cargas, 43,6% ocorreram entre abril/2016-dezembro/2016, 35,9% ocorreram no ano de 2017 e 20,5% ocorreram em 2018, ou seja, ao longo do tempo as divergências diminuíram no período do pós-desastre.

Figura 96 – Classificação dos dados de qualidade da água por intensidade do evento na estação RD053. a) Curva de permanência de vazão e concentrações associadas. b) Concentração associada à curva de permanência de vazão em escala log. c) Box-plots dos dados classificados por intensidade do evento e por período.

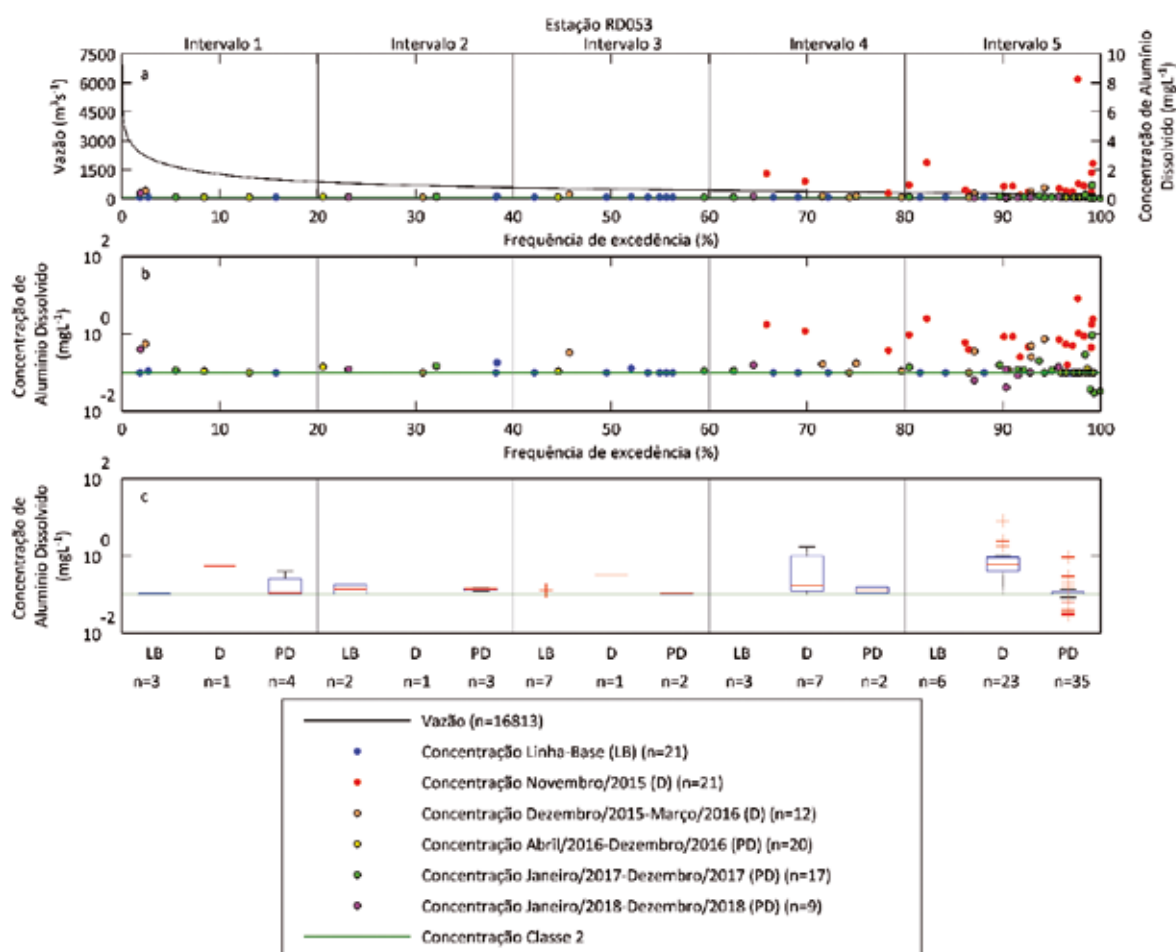
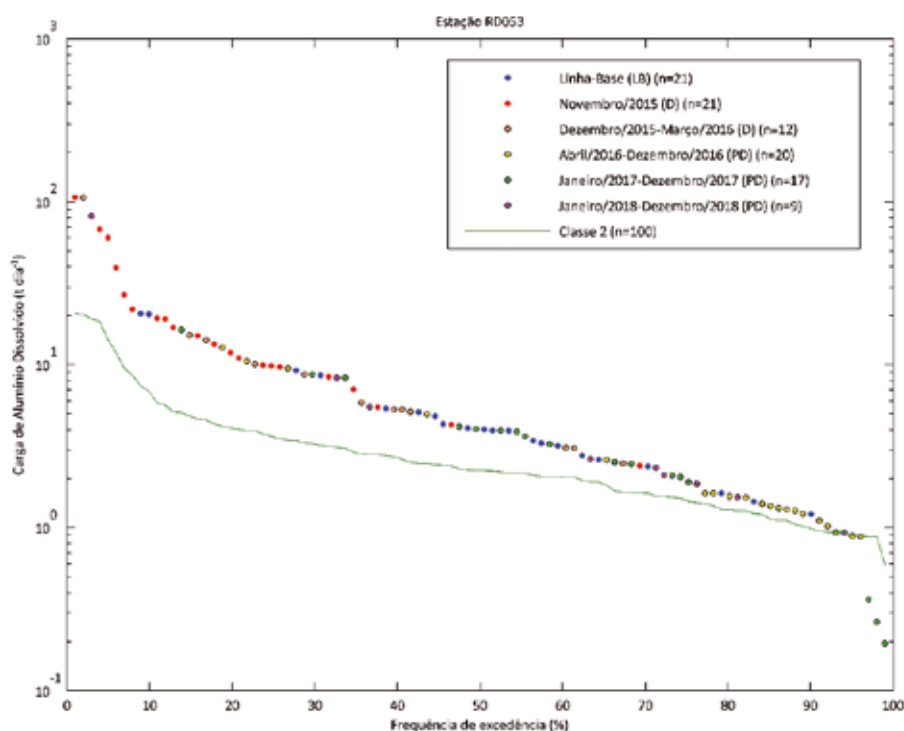


Figura 97 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido e limite de carga com a concentração legislada na estação RD053.



Em relação às cargas que ultrapassaram o limite da classe 2 em 92,1% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 91 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de alumínio dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $104,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de alumínio dissolvido de $2,43 \text{ mg L}^{-1}$, registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de $21,91 \text{ t dia}^{-1}$. Ou seja, a concentração elevada é que causou o aumento da carga e não a vazão. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.386,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $20,62 \text{ t dia}^{-1}$, registrada no período de linha-base. Nesse caso, a vazão apresentou valor mais elevado (superior à média histórica), enquanto a concentração foi igual à do limite legislado, que é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$.

Tabela 90 – Percentual de divergência em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre na estação RD053.

Período	Percentual de divergências em relação à carga limite (classe 2)		
Linha-Base	100	Período	Percentual de divergências por período
Desastre	100	Novembro/2015	63,6
		Dezembro/2015-Março/2016	36,4
		Abril/2016-Dezembro 2016	43,6
Pós-Desastre	84,8	Janeiro/2017-Dezembro/2017	35,9
		Janeiro/2018-Dezembro/2018	20,5

Em relação às cargas dos períodos do desastre e pós-desastre que superaram a carga máxima histórica da linha-base (20,62 t dia⁻¹), o que ocorreu em 8,9% do tempo, a Tabela 91 apresenta a faixa de variação das vazões e concentrações em que a referida situação ocorreu. A vazão mínima em que a carga máxima histórica foi ultrapassada foi de 104,27 m³ s⁻¹, associada a uma concentração de alumínio dissolvido de 2,43 mg L⁻¹, registrada em 14/11/2015, resultando em uma carga de 21,91 t dia⁻¹. Novamente, a concentração elevada é que causou o aumento da carga, e não a vazão. Para a vazão máxima, de 2.362,32 m³ s⁻¹, a concentração de alumínio dissolvido associada foi de 0,40 mg L⁻¹, registrada em 07/02/2018, resultando em uma carga de 82,05 t dia⁻¹. Nesse caso, ambos os fatores contribuíram para o valor mais elevado de carga.

Tabela 91 – Faixas de variação de vazão e concentração de alumínio dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD053.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	92,1	104,27 – 2.386,57	0,06 – 8,25
Carga máxima histórica (linha-base)	8,9	104,27 – 2.362,32	0,40 – 8,25

1.3.5.1 Análise espacial de cargas de alumínio dissolvido nas estações

As seções 0 a 0 apresentaram a análise quali-quantitativa de alumínio dissolvido de maneira temporal para cada uma das estações de monitoramento avaliadas, considerando os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre, tanto para concentração, quanto cargas, relacionando-as à linha-base e ao limite da classe 2.

Nesta seção, uma análise integrada das cargas de alumínio dissolvido nas estações, de montante à jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperarem maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso).

De maneira geral, as cargas são influenciadas pelas vazões e concentrações no corpo hídrico. Um aumento de carga pode ser o resultado de um aumento na vazão ou na concentração de um parâmetro, ou dos dois, como foi verificado em algumas estações analisadas nas seções anteriores. As vazões de um rio aumentam de montante para jusante, deste modo, se todas as estações monitoradas apresentam a mesma concentração, por exemplo, as cargas são superiores a jusante do trecho do rio.

Para a análise de cargas de montante para jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, a Figura 98 e a Figura 99 apresentam as cargas de alumínio dissolvido para os seguintes períodos: linha-base (seco e chuvoso), novembro/2015, dezembro/2015-março/2016, abril/2016-setembro/2016 e pós-desastre (seco e chuvoso) nas estações RD071, RD019, RD023, RD033, RD044 e RD053 (com escalas diferentes), nas quais é apresentado o número de observações (n) e a mediana (m) de cada período considerado para cada estação.

Nestas figuras, no período de linha-base seco, considerando as medianas, houve um aumento de cargas de montante para jusante. O mesmo comportamento foi observado no período de linha-base chuvoso, com exceção da estação RD053, na qual houve uma redução de carga em relação à estação anterior (RD044). Em relação aos períodos seco e chuvoso na linha-base, a carga de alumínio dissolvido mediana no período chuvoso foi inferior à do período seco na estação RD071. Nas outras estações, a carga de alumínio dissolvido mediana no período chuvoso foi superior à de linha-base no período seco. A maior diferença entre as cargas nos períodos seco/chuvoso na linha-base se deu na estação RD044, na qual a mediana do período chuvoso foi 2,25 vezes superior à mediana do período seco de linha-base.

No mês do desastre (novembro/2015), em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento nas cargas de alumínio dissolvido de 1,45 vezes na estação RD071. As estações RD023 e RD053 foram as estações que apresentaram a maior diferença entre o mês de novembro/2015 em relação ao período chuvoso de linha-base, com medianas de 2,55 e 2,53 vezes, respectivamente, superiores ao período chuvoso de linha-base. Neste período, houve um aumento nas cargas de montante para jusante, com exceção da estação RD033, na qual a carga mediana foi inferior à carga da estação anterior, RD023. Em novembro/2015, as vazões medianas nas estações foram sempre inferiores às vazões medianas do período de linha-base chuvoso, portanto, o aumento das cargas se deveu a um aumento nas concentrações de alumínio dissolvido.

No período de dezembro/2015-março/2016, em relação ao período chuvoso de linha-base, houve um aumento de 1,06 vezes nas cargas de alumínio dissolvido na estação RD053 e, de no máximo, 2,5 vezes na estação RD071. Neste período, houve um aumento nas cargas de montante para jusante, com exceção da estação RD053, na qual a carga mediana foi inferior à carga da estação anterior, RD044. Em todas as estações, com exceção da estação RD071, as vazões medianas foram inferiores às vazões de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco no pós-desastre (abril/2016-setembro/2016), verificou-se que as medianas, em relação à linha-base do período seco, foram inferiores em todas as estações. Neste período, as vazões medianas nas estações foram inferiores às vazões de linha-base do período seco.

No período seco pós-desastre (2017-2018), houve uma queda nas cargas medianas em relação ao período seco de linha-base em todas as estações. No entanto, as vazões medianas neste período foram inferiores às vazões do período seco de linha-base em todas as estações. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos secos em relação à linha-base, que possui maior número de observações e períodos analisados. No período chuvoso pós-desastre (2017-2018), a mediana foi superior ao período chuvoso de linha-base na estação RD071, com um aumento de 1,23 vezes. Nas demais estações, houve uma queda nas cargas medianas. Em termos de mediana, todas as estações apresentaram vazões inferiores às vazões de linha-base do período chuvoso. Ressalta-se que estes resultados compreendem apenas dois períodos chuvosos pós-desastre em relação à linha-base, que possui maior número períodos chuvosos analisados.

Figura 98 – Carga de alumínio dissolvido nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD071, RD019 e RD023.

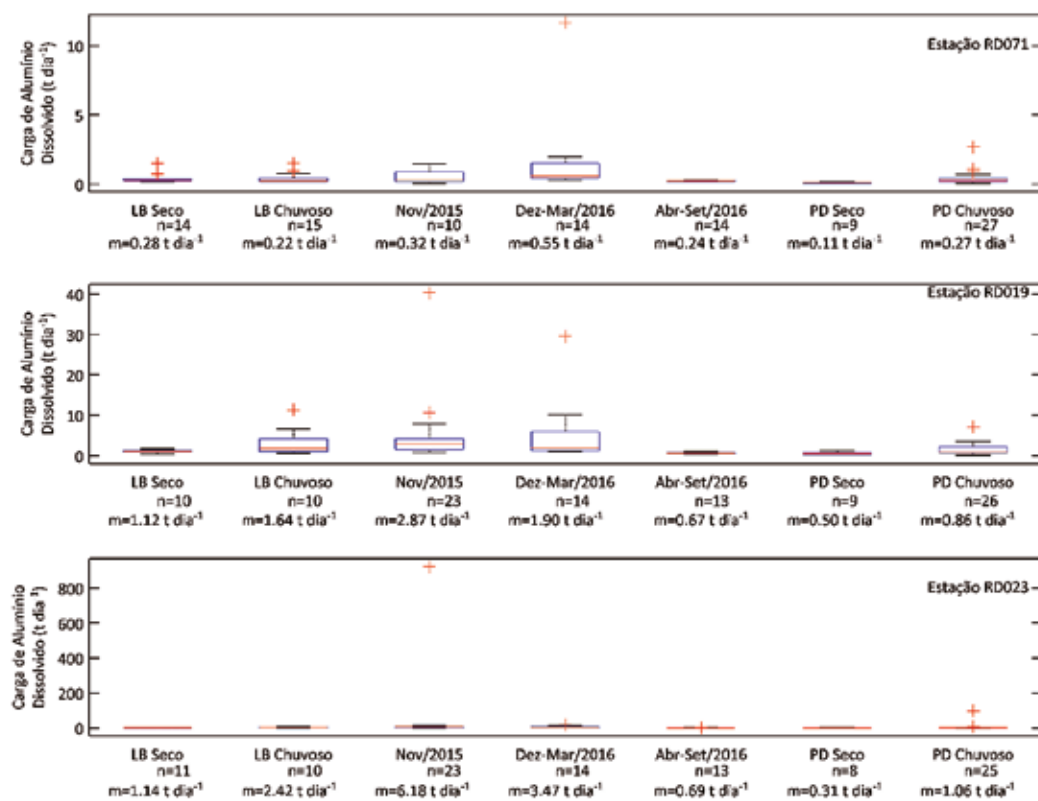
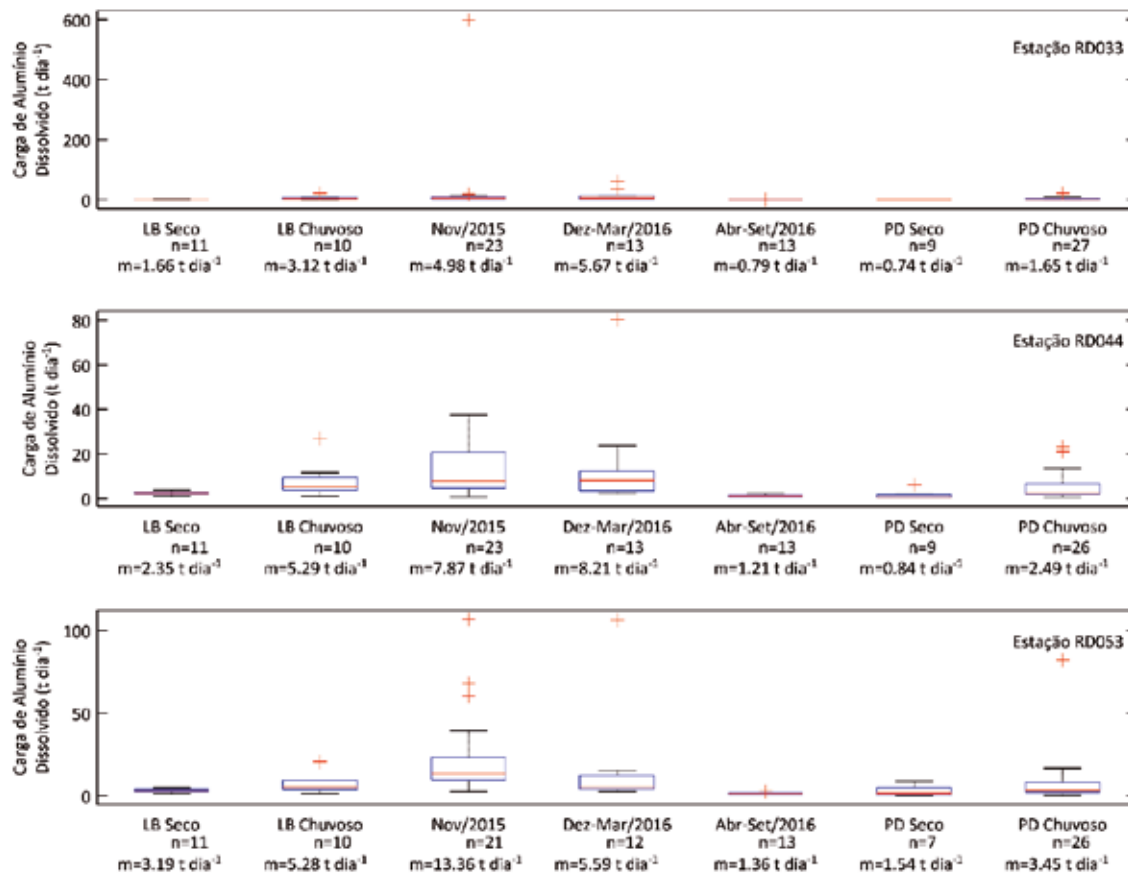


Figura 99 – Carga de alumínio dissolvido nos períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações RD033, RD044 e RD053.



1.3.6 AVALIAÇÃO DE RIOS AFLUENTES AO RIO DOCE

Na avaliação de rios afluentes ao rio Doce, foram consideradas as estações: RD013 (rio Piranga), RD073 (rio Ribeirão Sacramento), RD034 (rio Piracicaba), RD039 (rio Santo Antônio) e RD040 (rio Corrente Grande). Outras estações de monitoramento de rios afluentes ao rio Doce foram analisadas, no entanto não fizeram parte da avaliação das cargas tendo em vista a indisponibilidade de dados de vazão ou de concentração no período de linha-base ou pós-desastre.

Ressalta-se que nos rios afluentes ao rio Doce, a quantidade de dados no período do pós-desastre é menor do que das estações situadas no rio Doce, tendo em vista que o monitoramento de tais estações não foi intensificado após novembro/2015.

Estação RD013

A estação RD013 está localizada no rio Piranga à 24,91 km do rio Doce. A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD013 é apresentada na Figura 100, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. A Tabela 92 apresenta o número de observações de cada parâmetro de qualidade da água por período avaliado.

Figura 100 – Série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD013.

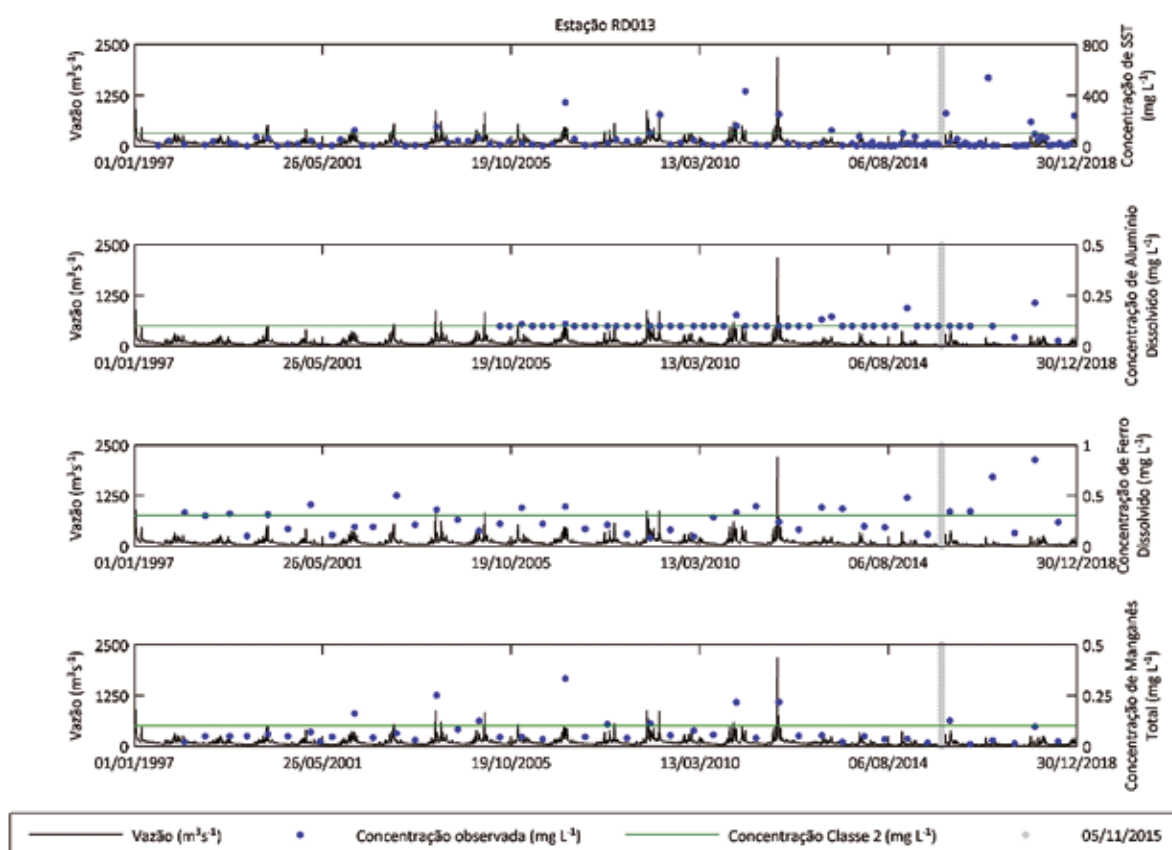


Tabela 92 – Número de observações (n) por período avaliado para sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD013.

Período/Parâmetro	Sólidos Suspensos Totais	Alumínio Dissolvido	Ferro Dissolvido	Manganês Total
Linha-base	88	42	36	37
Novembro/2015	0	0	0	0
Dezembro/2015-Março/2016	3	1	1	1
Abril/2016-Dezembro/2016	8	2	1	1
Janeiro/2017- Dezembro/2017	8	2	2	2
Janeiro/2018- Dezembro/2018	12	2	2	2

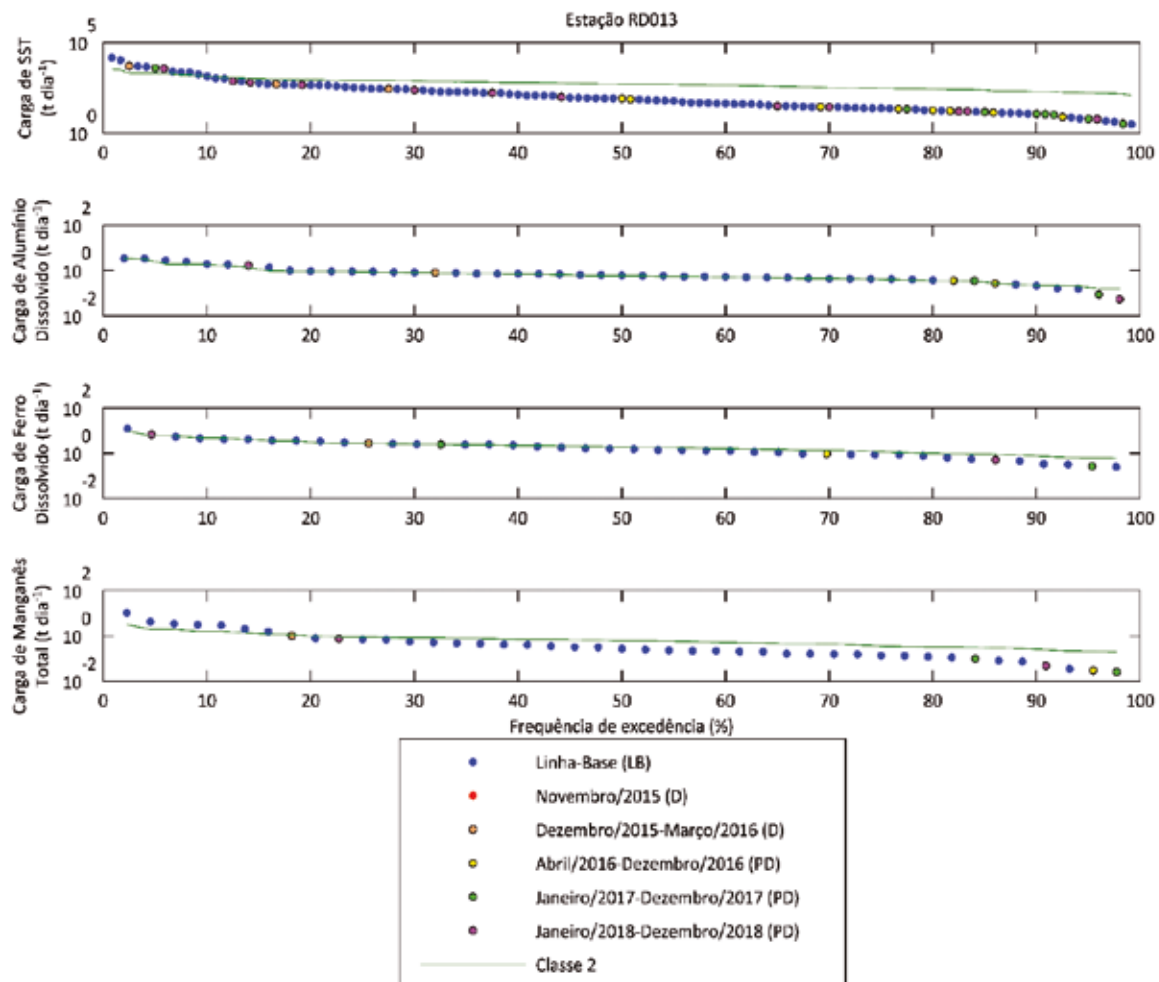
Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 93 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD013 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (maio/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.237, a vazão máxima do período foi de 2.190,73 m³s⁻¹ e mínima de 10,06 m³s⁻¹.

Tabela 93 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD013.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD013	2.190,73	95,95	10,06

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 101 apresenta a curva de permanência das cargas dos parâmetros SST, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD013. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Figura 101 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total e limites de cargas com as concentrações legisladas na estação RD013.



De acordo com a referida figura, para SST, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 10,0% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 1.370,00 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de 14.390,55 t dia⁻¹, a qual não foi superada no período posterior à ocorrência do desastre.

Em relação às cargas de SST que ultrapassaram o limite da classe 2 em 10,0% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 94 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 132,42 m³ s⁻¹, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 152 mg L⁻¹, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de 1.739,00 t dia⁻¹. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 383,77 m³ s⁻¹ com concentração associada de 434 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 14.390,55 t dia⁻¹, registrada no período de linha-base. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Tabela 94 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD013.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	10,0	132,42 – 383,77	123 – 434
Carga máxima histórica (linha-base)	0	–	–

Para alumínio dissolvido, de acordo com a Figura 101, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD013 estavam em torno da concentração legislada (0,1 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para ferro dissolvido, de acordo com a Figura 101, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 16,3% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 3,63 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima de ferro dissolvido observada foi de 12,11 t dia⁻¹, a qual não foi superada no período posterior à ocorrência do desastre.

Em relação às cargas de ferro dissolvido que ultrapassaram o limite da classe 2 em 16,3% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 95 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 90,14 m³ s⁻¹, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de 0,85 mg L⁻¹, registrada em 2018, resultando em uma carga de 6,64 t dia⁻¹. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 359,49 m³ s⁻¹ com concentração associada de 0,39 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 12,11 t dia⁻¹, registrada no período de linha-base. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Tabela 95 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD013.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	16,3	90,14 – 359,49	0,24 – 0,85
Carga máxima histórica (linha-base)	0	–	–

Para manganês total, de acordo com a Figura 101, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 18,2% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1,02 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima de manganês total observada foi de $10,34 \text{ t dia}^{-1}$, a qual não foi superada no período posterior à ocorrência do desastre.

Em relação às cargas de manganês total que ultrapassaram o limite da classe 2 em 18,2% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 96 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $132,42 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de $2,87 \text{ t dia}^{-1}$. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $359,49 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ com concentração associada de $0,33 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $10,34 \text{ t dia}^{-1}$, registrada no período de linha-base. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Tabela 96 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD013.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	18,2	132,42 – 359,49	0,11 – 0,33
Carga máxima histórica (linha-base)	0	–	–

Estação RD073

A estação RD073 está localizada no rio Ribeirão Sacramento à 5,36 km do rio Doce. A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD073 é apresentada na Figura 102, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. A Tabela 97 apresenta o número de observações de cada parâmetro de qualidade da água por período avaliado. De acordo com a referida tabela, para SST foram observados apenas dois dados e, desta forma, para esta estação apenas os EPTs foram avaliados.

Figura 102 – Série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD073.

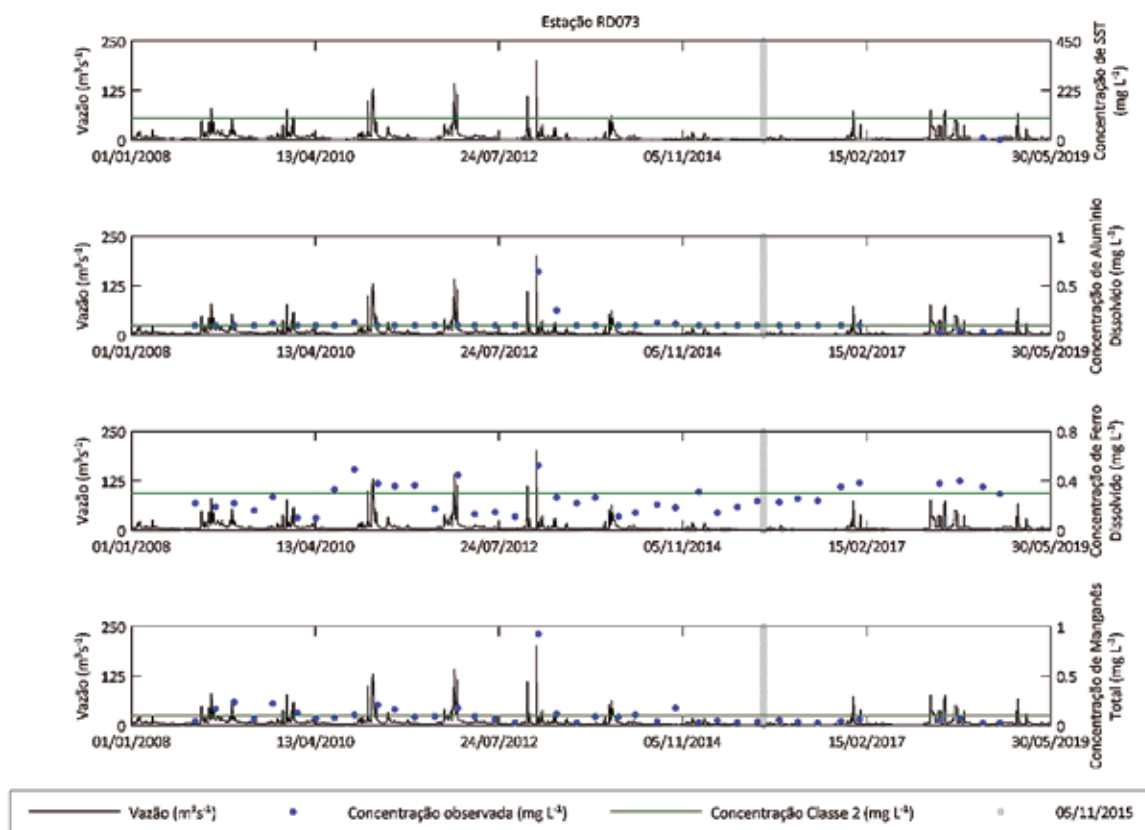


Tabela 97 – Número de observações (n) por período avaliado para sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD073.

Período/Parâmetro	Sólidos Suspensos Totais	Alumínio Dissolvido	Ferro Dissolvido	Manganês Total
Linha-base	0	29	29	29
Novembro/2015	0	0	0	0
Dezembro/2015-Março/2016	0	1	1	1
Abril/2016-Dezembro/2016	0	3	3	3
Janeiro/2017-Dezembro/2017	0	1	1	1
Janeiro/2018-Dezembro/2018	2	4	4	4

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 98 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD073 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.078, a vazão máxima do período foi de $201,36 m^3 s^{-1}$ e mínima de $0,60 m^3 s^{-1}$.

Tabela 98 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD073.

Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD073	201,36	8,51	0,60

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 103 apresenta a curva de permanência das cargas dos parâmetros alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD073. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Para alumínio dissolvido, de acordo com a Figura 103, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD073 estavam em torno da concentração legislada ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para ferro dissolvido, de acordo com a Figura 103, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 10,3% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,42 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima de ferro dissolvido observada foi de $1,00 \text{ t dia}^{-1}$, a qual foi superada por uma carga que ocorreu em 2018, de $1,19 \text{ t dia}^{-1}$.

Em relação às cargas de ferro dissolvido que ultrapassaram o limite da classe 2 em 10,3% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 99 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de ferro dissolvido em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $16,21 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de ferro dissolvido de $0,45 \text{ mg L}^{-1}$, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de $0,63 \text{ t dia}^{-1}$. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $36,53 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ com concentração associada de $0,38 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $1,19 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 12/01/2018. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada.

A carga máxima histórica foi ultrapassada em um episódio após a ocorrência do desastre, em 2018, no qual foi verificada uma vazão de $36,53 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, que possui uma frequência de excedência de 2,1%, considerando todos os dados da estação fluviométrica disponíveis (outubro/1974-dezembro/2018). Portanto, tal carga foi o resultado de uma vazão elevada (superior à média histórica) e uma concentração que ultrapassou o limite legislado, de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$.

Figura 103 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total e limites de cargas com as concentrações legisladas na estação RD073.

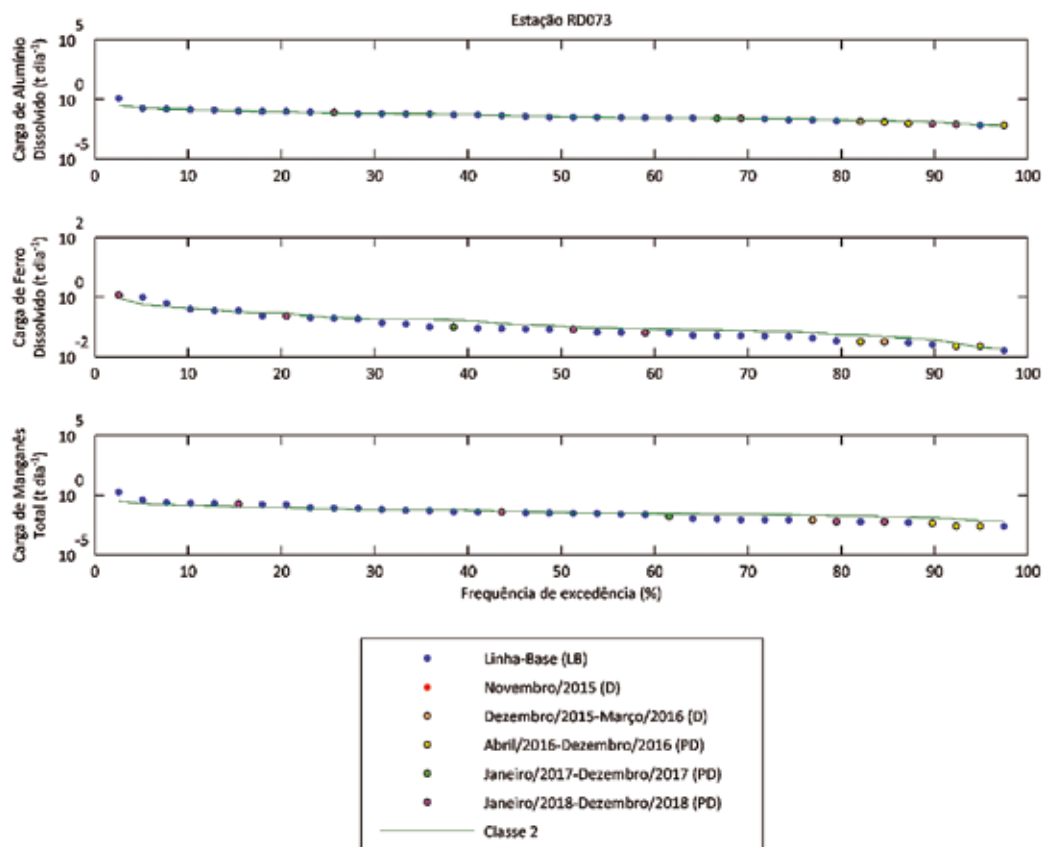


Tabela 99 – Faixas de variação de vazão e concentração de ferro dissolvido para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD073.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($m^3 s^{-1}$)	Concentração ($mg L^{-1}$)
Carga limite (Classe 2)	10,3	16,21 – 36,53	0,38 – 0,53
Carga máxima histórica (linha-base)	2,6	36,53	0,38

Para manganês total, de acordo com a Figura 103, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 33,3% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $0,05 t \cdot dia^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima de manganês total observada foi de $1,76 t \cdot dia^{-1}$, a qual não foi superada no período posterior à ocorrência do desastre.

Em relação às cargas de manganês total que ultrapassaram o limite da classe 2 em 33,3% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 100 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $7,13 m^3 s^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de $0,10 mg L^{-1}$, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de $0,06 t \cdot dia^{-1}$. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 36,53

$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ com concentração associada de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, resultando em uma carga de $0,18 \text{ t dia}^{-1}$, registrada em 12/01/2018. Em ambos os casos, a concentração limite legislada não foi ultrapassada, no entanto foram verificadas não conformidades com a legislação, nesta estação, para manganês total. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Tabela 100 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD073.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	33,3	7,13 – 36,53	0,06 – 0,92
Carga máxima histórica (linha-base)	0	–	–

Estação RD034

A estação RD034 está localizada no rio Piracicaba à 18,49 km do rio Doce. A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD034 é apresentada na Figura 104, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. A Tabela 101 apresenta o número de observações de cada parâmetro de qualidade da água por período avaliado.

Figura 104 – Série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD034.

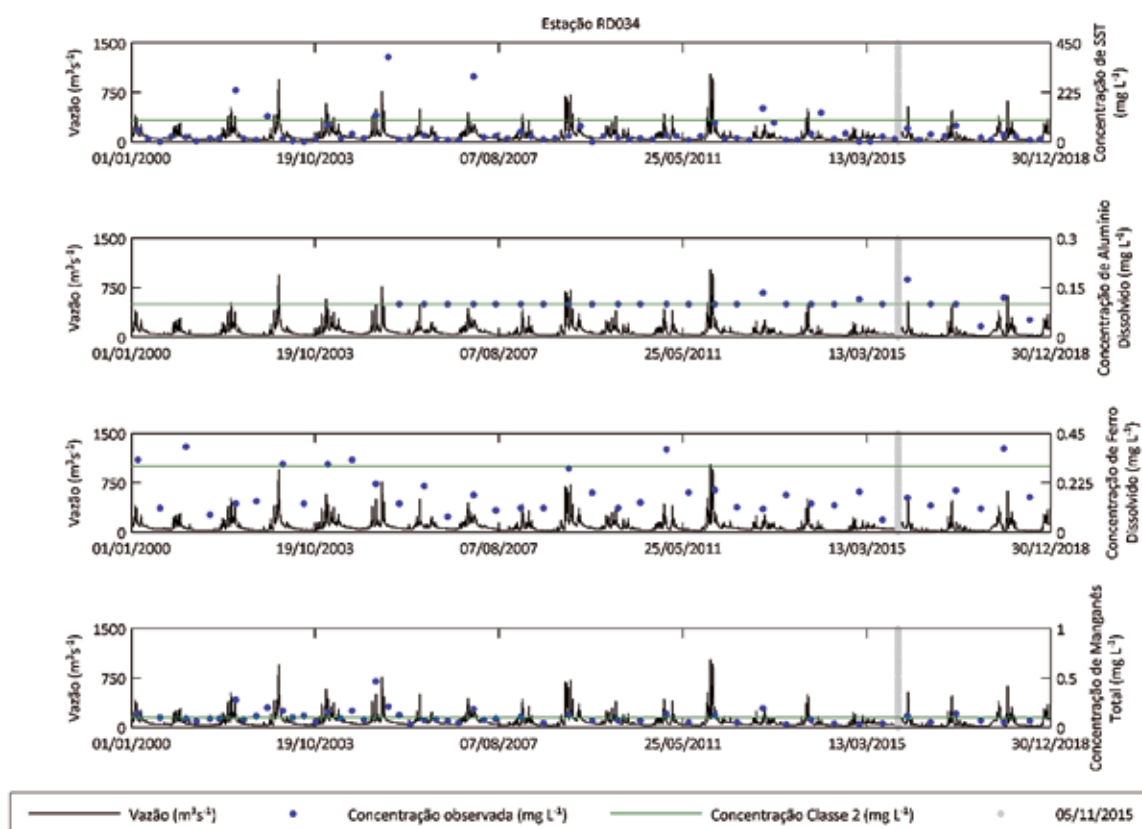


Tabela 101 – Número de observações (n) por período avaliado para sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD034.

Período/Parâmetro	Sólidos Suspensos Totais	Alumínio Dissolvido	Ferro Dissolvido	Manganês Total
Linha-base	64	21	32	45
Novembro/2015	0	0	0	0
Dezembro/2015-Março/2016	1	1	1	1
Abril/2016-Dezembro/2016	3	1	1	1
Janeiro/2017- Dezembro/2017	2	2	2	2
Janeiro/2018- Dezembro/2018	4	2	2	2

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 102 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD034 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1986-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 11.649, a vazão máxima do período foi de 1.438,96 m³s⁻¹ e mínima de 15,40 m³s⁻¹.

Tabela 102 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD034.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD034	1.438,96	85,28	15,40

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 105 apresenta a curva de permanência das cargas dos parâmetros SST, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD034. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, para SST, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 12,0% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 868,6 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de 6.140,24 t dia⁻¹, a qual não foi superada no período posterior à ocorrência do desastre.

Em relação às cargas de SST que ultrapassaram o limite da classe 2 em 12,0% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 103 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 112,40 m³ s⁻¹, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 387 mg L⁻¹, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de 3.759,38 t dia⁻¹. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 238,48 m³ s⁻¹ com concentração associada de 298 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 6.140,24 t dia⁻¹, registrada no período de linha-base. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Figura 105 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total e limites de cargas com as concentrações legisladas na estação RD034.

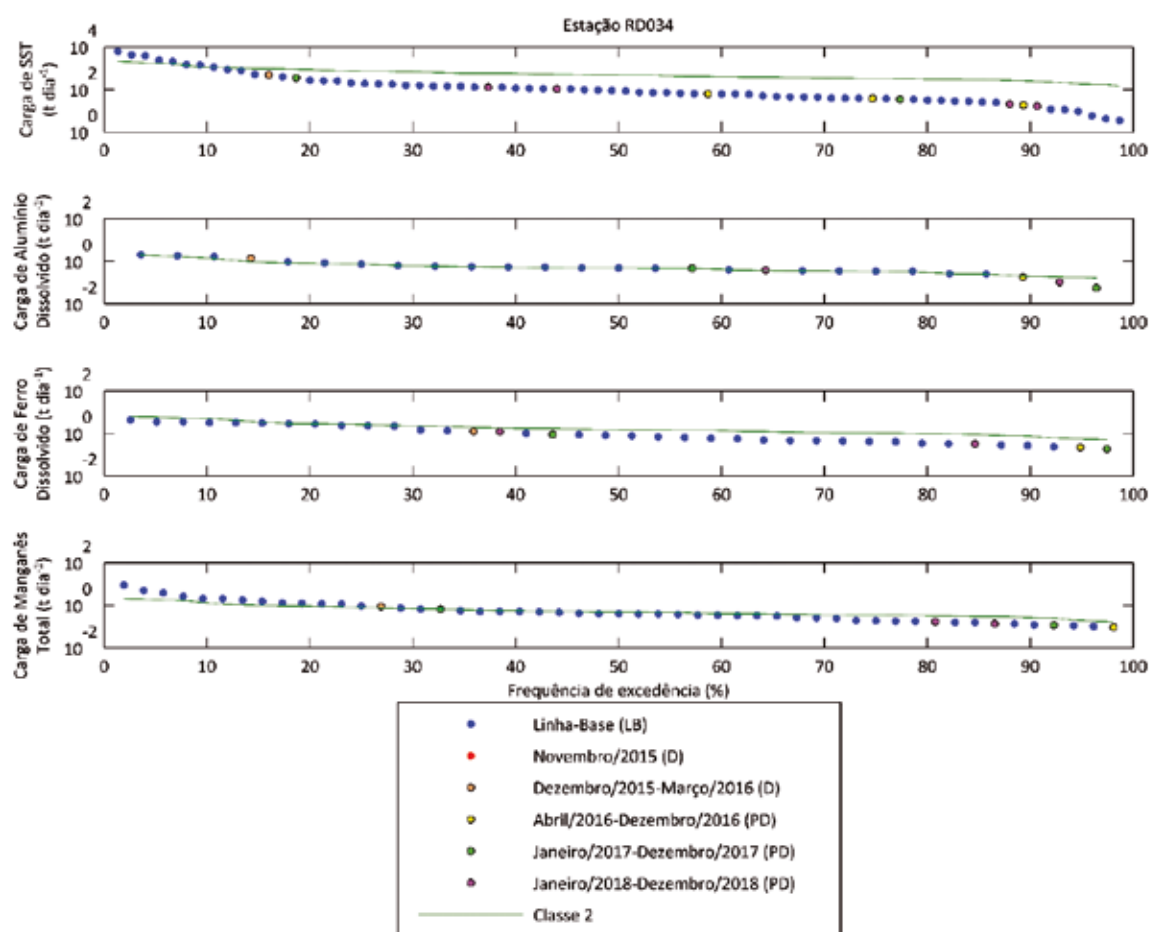


Tabela 103 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais (SST) para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD034.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	12,0	112,40 – 238,48	71 – 387
Carga máxima histórica (linha-base)	0	—	—

Para alumínio dissolvido, de acordo com a Figura 105, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD034 estavam em torno da concentração legislada (0,1 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para ferro dissolvido, de acordo com a Figura 105, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), o limite da classe 2 não foi ultrapassado. A carga máxima de ferro dissolvido observada foi de 4,26 t dia⁻¹, cuja vazão associada foi de 224,06 m³ s⁻¹ e concentração de 0,22 mg L⁻¹, registrada no período de linha-base. Ressalta-se que foram observadas concentrações de ferro dissolvido acima do limite legislado de 0,3 mg L⁻¹, no entanto, não foram verificadas divergências em termos de cargas quando comparadas com a curva limite. Tais concentrações estavam associadas a vazões cuja frequência de excedência foi de, no máximo, 14,7% do tempo, correspondente a uma vazão de 130,56 m³ s⁻¹, cuja concentração associada foi de 0,31 mg L⁻¹. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Para manganês total, de acordo com a Figura 105, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 30,8% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 0,66 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima de manganês total observada foi de 8,98 t dia⁻¹, a qual não foi superada no período posterior à ocorrência do desastre.

Em relação às cargas de manganês total que ultrapassaram o limite da classe 2 em 30,8% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 104 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 68,85 m³ s⁻¹, a qual esteve associada à uma concentração de manganês total de 0,12 mg L⁻¹, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de 0,74 t dia⁻¹. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 238,48 m³ s⁻¹ com concentração associada de 0,19 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 3,83 t dia⁻¹, registrada no período de linha-base. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada. A carga máxima histórica não foi ultrapassada após a ocorrência do desastre, ou seja, as cargas contribuintes ao rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis.

Tabela 104 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD034.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	30,8	68,85 – 238,48	0,09 – 0,46
Carga máxima histórica (linha-base)	0	–	–

Estação RD039

A estação RD039 está localizada no rio Santo Antônio à 3,56 km do rio Doce. A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD039 é apresentada na Figura 106, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. A Tabela 105 apresenta o número de observações de cada parâmetro de qualidade da água por período avaliado.

Figura 106 – Série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD039.

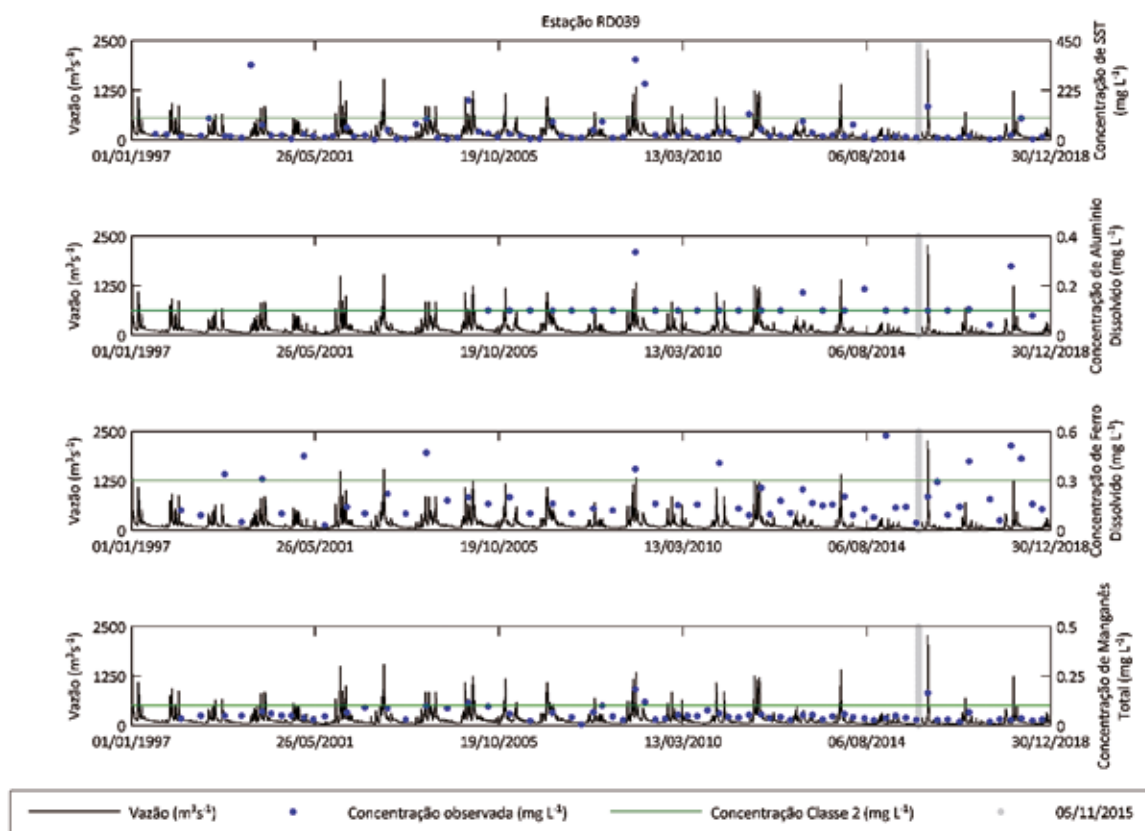


Tabela 105 – Número de observações (n) por período avaliado para sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD039.

Período/Parâmetro	Sólidos Suspensos Totais	Alumínio Dissolvido	Ferro Dissolvido	Manganês Total
Linha-base	73	21	45	56
Novembro/2015	0	0	0	0
Dezembro/2015-Março/2016	1	1	1	1
Abril/2016-Dezembro/2016	3	1	3	3
Janeiro/2017- Dezembro/2017	3	2	3	3
Janeiro/2018- Dezembro/2018	4	2	4	4

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 106 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD039 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (outubro/1974-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 16.080, a vazão máxima do período foi de 2.271,42 m³s⁻¹ e mínima de 4,11 m³s⁻¹.

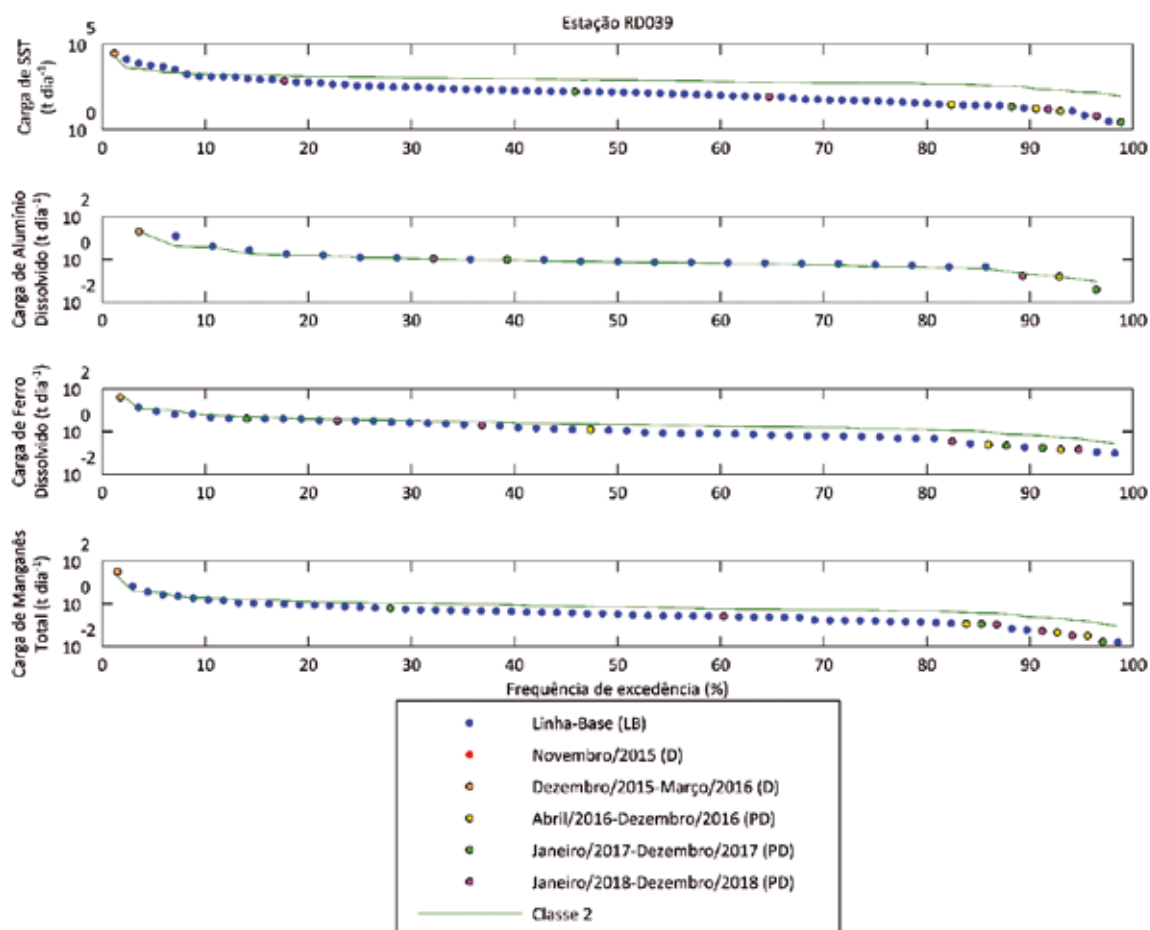
Tabela 106 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD039.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD039	2.271,42	153,05	4,11

Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 107 apresenta a curva de permanência das cargas dos parâmetros SST, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD039. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

De acordo com a referida figura, para SST, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 8,2% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a $1.789,00 \text{ t dia}^{-1}$. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima observada foi de $13.330,75 \text{ t dia}^{-1}$, a qual foi superada por uma carga que ocorreu em 20/01/2016, de $29.633,90 \text{ t dia}^{-1}$.

Figura 107 – Curva de permanência de carga de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total e limites de cargas com as concentrações legisladas na estação RD039.



Em relação às cargas de SST que ultrapassaram o limite da classe 2 em 8,2% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 107 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de SST em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de $223,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a qual esteve associada à uma concentração de SST de 255 mg L^{-1} , registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de $4.927,48 \text{ t dia}^{-1}$. Já a vazão máxima, para a qual a carga limite foi ultrapassada, foi de $2.271,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com concentração associada

de 151 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 29.633,90 t dia⁻¹, registrada em 20/01/2016. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada.

A carga máxima histórica foi ultrapassada em um episódio após a ocorrência do desastre, no dia 20/01/2016, no qual foi verificada uma vazão de 2.271,42 m³ s⁻¹, que foi a vazão máxima registrada na estação RD039, considerando todo o período de medições na estação fluviométrica (outubro/1974-dezembro/2018), associada a uma concentração de SST de 151 mg L⁻¹. Portanto, tal carga foi o resultado de uma vazão elevada e uma concentração que ultrapassou o limite legislado, de 100 mg L⁻¹.

Tabela 107 – Faixas de variação de vazão e concentração de sólidos suspensos totais (SST) para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD039.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão (m ³ s ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
Carga limite (Classe 2)	8,2	223,65 – 2.271,42	82 – 365
Carga máxima histórica (linha-base)	1,2	2.271,42	151

Para alumínio dissolvido, de acordo com a Figura 107, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD039 estavam em torno da concentração legislada (0,1 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para ferro dissolvido, de acordo com a Figura 107, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD039 estavam em torno da concentração legislada (0,3 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para manganês total, de acordo com a Figura 107, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), em 5,9% do tempo o limite da classe 2 (carga limite) foi ultrapassado, o que ocorreu para cargas superiores a 2,65 t dia⁻¹. Com relação ao período de linha-base, a carga máxima de manganês total observada foi de 6,68 t dia⁻¹, a qual foi superada por uma carga que ocorreu em 20/01/2016, de 31,99 t dia⁻¹.

Em relação às cargas de manganês total que ultrapassaram o limite da classe 2 em 5,9% do tempo (considerando o período de linha-base ao pós-desastre), a Tabela 108 apresenta a faixa de variação de vazões e concentrações de manganês total em que a referida situação foi observada. A vazão mínima para a qual a situação foi observada foi de 376,24 m³ s⁻¹, a qual esteve associada a uma concentração de manganês total de 0,11 mg L⁻¹, registrada no período de linha-base, resultando em uma carga de 3,67 t dia⁻¹. Já a vazão máxima, para qual a carga limite foi ultrapassada, foi de 2.271,42 m³ s⁻¹ com concentração associada de 0,16 mg L⁻¹, resultando em uma carga de 31,99 t dia⁻¹, registrada em 20/01/2016. Em ambos os casos, a concentração limite legislada foi ultrapassada.

A carga máxima histórica foi ultrapassada em um episódio após a ocorrência do desastre, no dia 20/01/2016, no qual foi verificada uma vazão de 2.271,42 m³ s⁻¹, que foi a vazão máxima registrada na estação RD039, considerando todo o período de medições na estação fluviométrica (outubro/1974-dezembro/2018), associada a uma concentração de manganês total de 0,16 mg L⁻¹. Portanto, tal carga foi o resultado de uma vazão elevada e uma concentração que ultrapassou o limite legislado, de 0,1 mg L⁻¹.

Tabela 108 – Faixas de variação de vazão e concentração de manganês total para cargas que ultrapassaram a carga limite e a carga máxima histórica na estação RD039.

Valor de referência	% de tempo em que o valor de referência foi ultrapassado	Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Concentração (mg L^{-1})
Carga limite (Classe 2)	5,9	376,24 – 2.271,42	0,11 – 0,18
Carga máxima histórica (linha-base)	1,5	2.271,42	0,16

Estação RD040

A estação RD040 está localizada no rio Corrente Grande à 5,27 km do rio Doce. A série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD040 é apresentada na Figura 108, considerando o período em que os dados de qualidade da água mostraram-se disponíveis. A Tabela 109 apresenta o número de observações de cada parâmetro de qualidade da água por período avaliado. De acordo com a referida tabela, para SST foram observados apenas dois dados e, desta forma, para esta estação apenas os EPTs foram avaliados.

Figura 108 – Série histórica de vazões e concentrações de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD040.

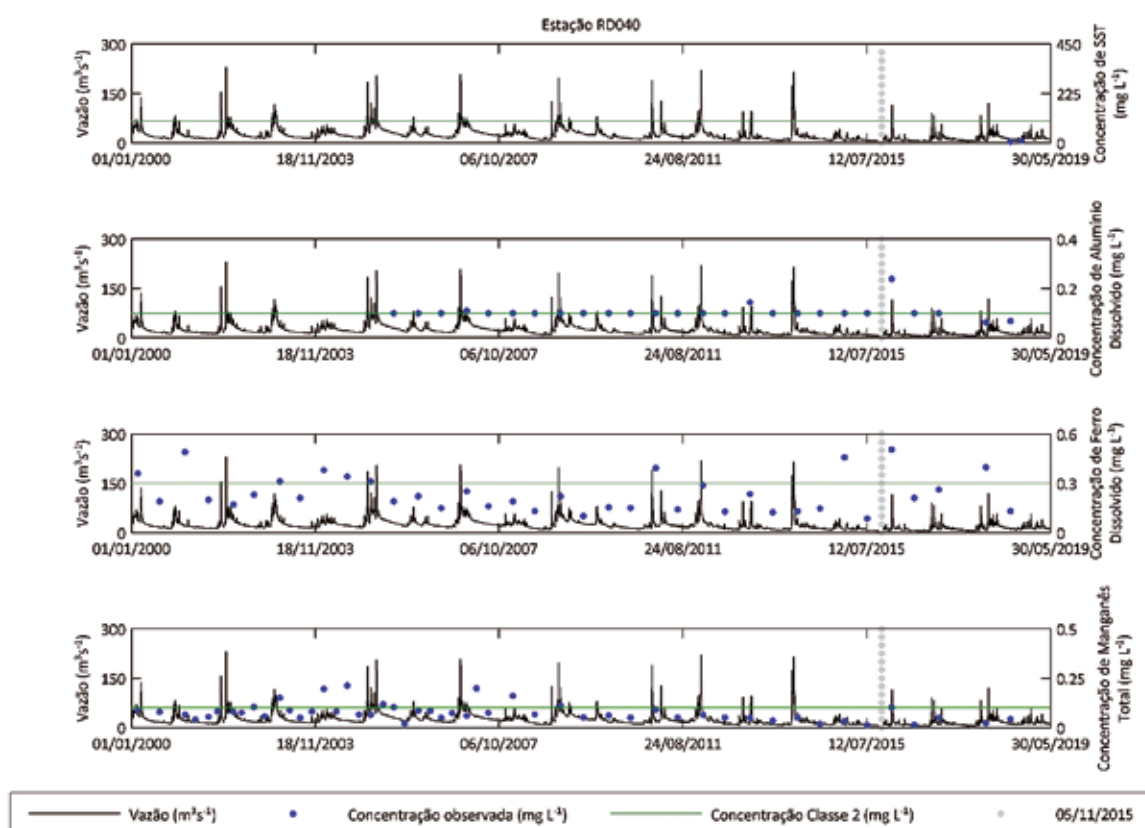


Tabela 109 – Número de observações (n) por período avaliado para sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total na estação RD040.

Período/Parâmetro	Sólidos Suspensos Totais	Alumínio Dissolvido	Ferro Dissolvido	Manganês Total
Linha-base	0	21	32	45
Novembro/2015	0	0	0	0
Dezembro/2015-Março/2016	0	0	0	0
Abril/2016-Dezembro/2016	0	1	1	1
Janeiro/2017- Dezembro/2017	0	1	1	1
Janeiro/2018- Dezembro/2018	2	2	2	2

Para se ter uma ordem de grandeza de valores de vazão, a Tabela 110 apresenta medidas estatísticas da série histórica referentes à estação RD040 do IGAM. Nesta estação, considerando-se a série histórica completa de vazões (setembro/1975-dezembro/2018), cujo número de observações (n) é 15.578, a vazão máxima do período foi de 242,52 m³s⁻¹ e mínima de 3,38 m³s⁻¹.

Tabela 110 – Vazões máxima, média e mínima da série histórica na estação RD040.

Vazão (m ³ s ⁻¹)	Máxima	Média	Mínima
Estação RD040	242,52	29,63	3,38

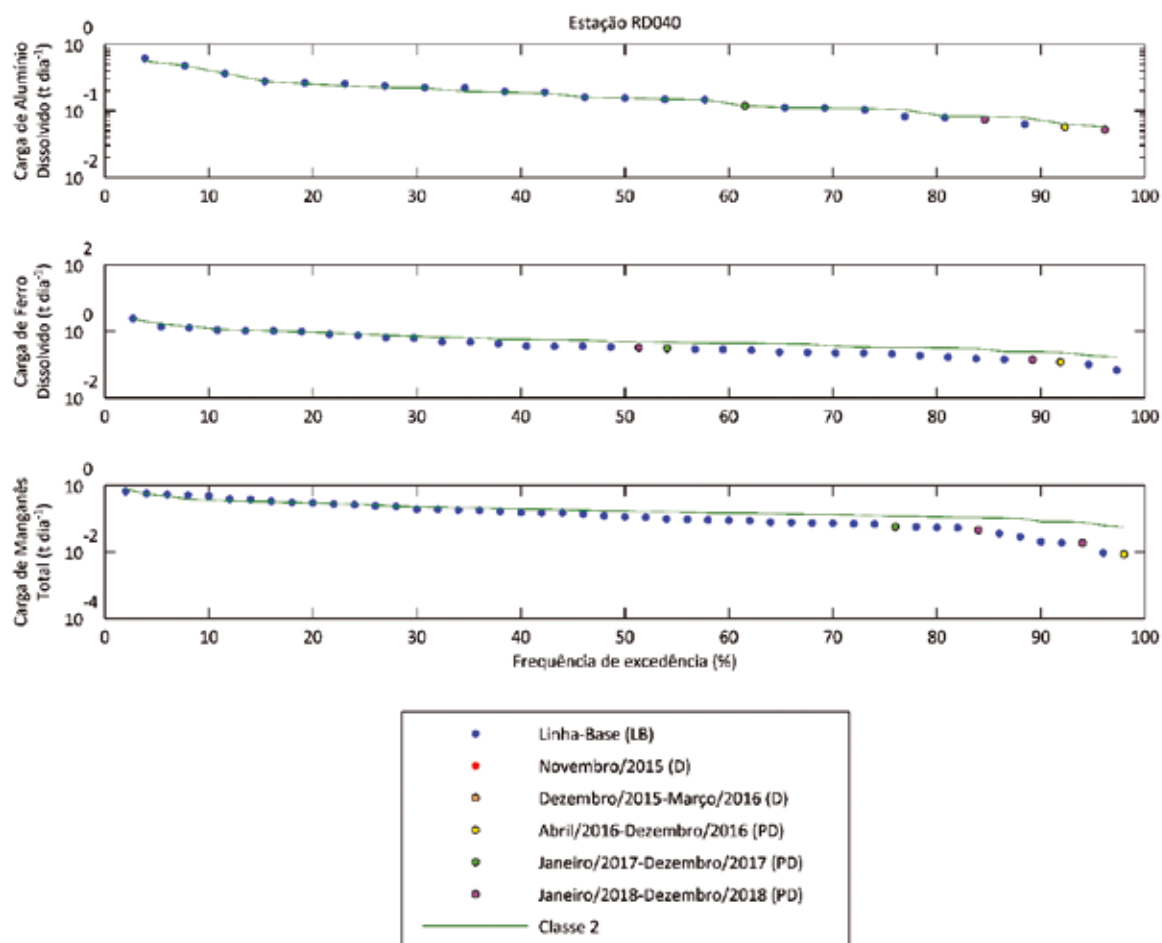
Com relação às cargas, conceito que leva em conta tanto o aspecto qualitativo (concentração) quanto quantitativo (vazão), a Figura 109 apresenta a curva de permanência das cargas dos parâmetros alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, considerando toda a série de dados (da linha-base ao pós-desastre). A curva em verde refere-se à curva de permanência da carga limite (vazões observadas associadas ao limite legislado para a classe 2) na estação RD040. Desse modo, valores acima da curva verde indicam que o limite legislado, em termos de carga, foi ultrapassado.

Para alumínio dissolvido, de acordo com a Figura 109, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD040 estavam em torno da concentração legislada (0,1 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para ferro dissolvido, de acordo com a Figura 109, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD040 estavam em torno da concentração legislada (0,3 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Para manganês total, de acordo com a Figura 109, considerando toda a série de dados (linha-base, desastre e pós-desastre), as concentrações observadas na estação RD040 giraram em torno da concentração legislada (0,1 mg L⁻¹), com alguns dados que ultrapassaram o limite legislado, no entanto, em termos de carga, de uma forma geral, não foram verificadas divergências em relação aos limites da classe 2.

Figura 109 – Curva de permanência de carga de alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total e limites de cargas com as concentrações legisladas na estação RD040.



1.3.6.1 Avaliação integrada das cargas dos rios afluentes ao rio Doce

As seções 0 a 0 apresentaram a análise quali-quantitativa dos parâmetros SST, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total para as estações de monitoramento dos rios afluentes ao rio Doce, considerando os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre para as cargas, relacionando-as aos limites da classe 2.

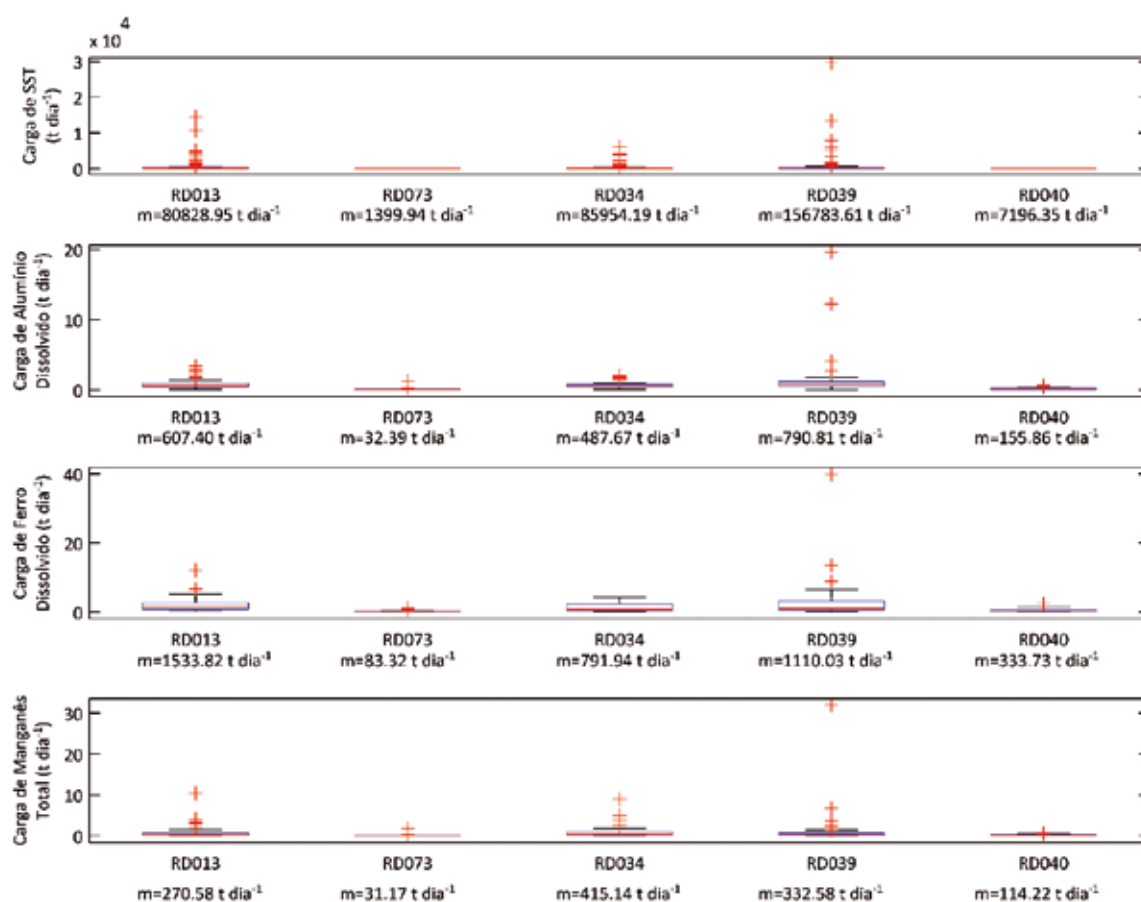
Nesta seção, uma análise integrada das cargas dos parâmetros de qualidade da água avaliados nos rios afluentes, de montante a jusante do rio Doce é apresentada, para avaliação da contribuição de cada rio afluente. A Figura 110 apresenta os box-plots das cargas de SST, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total para as estações nos rios afluentes avaliados.

Para SST, na Figura 110, as maiores cargas medianas contribuindo para o rio Doce foram provenientes dos rios Santo Antônio (RD039), rio Piracicaba (RD034) e rio Piranga (RD013), respectivamente. Destes três rios afluentes, as maiores vazões médias, de acordo com dados da série histórica das estações fluviométricas, são dos rios Santo Antônio ($153,05 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), Piranga ($95,95 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) e Piracicaba ($85,28 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), respectivamente. No período com dados disponíveis de quantidade e qualidade da água, tais estações também apresentaram as maiores vazões e concentrações medianas entre as cinco estações avaliadas. No caso das estações nos rios Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), apesar da

Figura 110 apresentar o box-plot das cargas, uma avaliação não foi realizada tendo em vista que nestas estações apenas dois dados de monitoramento de SST estavam disponíveis no período avaliado.

Para alumínio dissolvido, na Figura 110, as maiores cargas medianas contribuindo para o rio Doce foram provenientes dos rios Santo Antônio (RD039), Piranga (RD013) e Piracicaba (RD034), respectivamente, que foram os rios avaliados com maiores vazões médias considerando toda a série histórica das estações fluviométricas. Da mesma forma, estas estações apresentaram as maiores vazões medianas no período com dados disponíveis de quantidade e qualidade da água. As menores cargas contribuindo para o rio Doce foram provenientes dos rios Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), que apresentaram as menores vazões médias das estações avaliadas, considerando toda a série histórica das estações fluviométricas, de $8,51 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e $29,63 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, respectivamente. O mesmo comportamento foi observado para as vazões medianas no período com dados disponíveis de quantidade e qualidade da água. Para as concentrações de alumínio dissolvido, ressalta-se que no período anterior a julho/2017, o limite de quantificação (LQ) utilizado era igual ao limite legislado ($0,1 \text{ mg/L}$). Desta forma, valores de concentração abaixo do LQ foram considerados igual ao LQ no período anterior a julho/2017.

figura 110 – Cargas de sólidos suspensos totais (SST), alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total nas estações RD013, RD073, RD034, RD039 e RD040, de rios afluentes ao rio Doce.



Para ferro dissolvido, de acordo com a Figura 110, as maiores cargas medianas contribuindo para o rio Doce foram provenientes dos rios Piranga (RD013), Santo Antônio (RD039) e Piracicaba (RD034), respectivamente, que foram os rios avaliados com maiores vazões médias, considerando toda a série histórica. O mesmo comportamento foi observado para as vazões medianas no período com dados disponíveis de quantidade e qualidade da água. As menores cargas contribuindo para o rio Doce foram provenientes dos rios Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), que apresentaram vazões médias, considerando toda a série histórica das estações fluviométricas, de $8,51 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e $29,63 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, respectivamente. O mesmo comportamento foi observado para as vazões medianas no período com dados disponíveis de quantidade e qualidade da água. Com relação às concentrações medianas de ferro dissolvido, por outro lado, as maiores concentrações foram observadas nas estações nos rios Piranga (RD013), Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), no entanto, devido as vazões mais baixas nos rios Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), as cargas calculadas nestas estações foram inferiores as demais.

Para manganês total, de acordo com a Figura 110, novamente os rios com maiores vazões médias apresentaram as maiores cargas, os rios Piracicaba (RD034), Santo Antônio (RD039) e Piranga (RD013), respectivamente. As menores cargas foram observadas nos rios Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), respectivamente, que apresentaram as menores vazões. Com relação às concentrações de manganês total, no entanto, pelos valores da concentração mediana, as maiores concentrações foram observadas nas estações dos rios Piracicaba (RD034), Ribeirão Sacramento (RD073) e Corrente Grande (RD040), estes dois últimos, por serem observadas baixas vazões em relação aos outros afluentes, apresentaram cargas mais baixas.

De maneira geral, observou-se que as cargas nos rios afluentes se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com o conjunto de dados disponíveis. Cargas mais elevadas que o histórico de linha-base, conforme foi avaliado neste relatório, foram observadas em duas estações. Na estação RD073, para ferro dissolvido foi observada uma carga que ultrapassou o máximo histórico em 1,2 vezes, que ocorreu devido à uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência e uma concentração que ultrapassou o limite legislado, registrada no ano de 2018. Na estação RD039, para todos os parâmetros, foi observada uma carga no ano de 2016 que ultrapassou a carga máxima de linha-base. Nesta estação, observou-se que, neste episódio, ocorreu a maior vazão da série histórica da estação fluviométrica, portanto, tais cargas se deram por uma vazão elevada. Neste episódio, os parâmetros sólidos suspensos totais e manganês total estavam acima do limite legislado.

1.4 SÍNTESE DOS RESULTADOS E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A seguir, é apresentada uma síntese das análises de cada parâmetro de qualidade da água de acordo com a análise quali-quantitativa das estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos e dos rios afluentes ao rio Doce avaliados neste relatório. Por fim, são apresentadas considerações gerais da avaliação realizada.

1.4.1 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

A avaliação de cargas de sólidos suspensos totais (SST) demonstrou que, em três das seis estações de monitoramento avaliadas (RD019, RD023 e RD033), as cargas máximas observadas devido ao desastre ocorreram em novembro/2015. Nestas três estações, tais cargas estavam associadas às concentrações máximas observadas, devido ao desastre, e vazões no intervalo de 40-60% de frequência de excedência na estação RD019, de 0-20% de frequência de excedência na estação RD023 e de 40-60% de frequência de excedência na estação RD033. Ou seja, apenas a estação RD023 apresentava vazões em alta frequência na série histórica associada à concentração máxima de SST devido ao desastre. O mês de novembro/2015 apresentou chuvas na mesma ordem da média histórica do mês de novembro (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização).

Nas estações RD071, RD044 e RD053, por outro lado, as cargas máximas observadas após o rompimento da barragem de Fundão ocorreram no período de dezembro/2015-março/2016. No mês de janeiro/2016, as chuvas foram superiores à média histórica para esse mês na região (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Nestas três estações, as vazões nas quais as cargas máximas foram observadas, após o rompimento da barragem de Fundão, ocorreram no intervalo de 0-20% de frequência de excedência. No entanto, tais cargas não estavam associadas às concentrações máximas nas estações RD044 e RD053, e ocorreram no período de dezembro/2015-março/2016.

Com relação à carga máxima do período de linha-base, foi possível observar um aumento das cargas de SST, devido ao desastre, conforme a Tabela 111. Na estação RD023 foi observada a maior diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 1.040,4 vezes, o que corresponde a um aporte de SST de 13.705.591,94 t dia⁻¹. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido a uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada à concentração máxima observada devido ao desastre. Na estação RD053 foi observada a menor diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 12,6 vezes, o que corresponde a um aporte de 827.894,05 t dia⁻¹. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido a uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada a uma concentração inferior à concentração máxima devido ao desastre.

As cargas calculadas nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos foram comparadas com a carga limite por meio da curva de permanência, conforme apresentado nas seções 0 a 0. A Tabela 112 apresenta o percentual de divergências para cada período, ou seja, períodos em que a carga calculada estava acima da carga limite. Na estação RD071, por exemplo, no período de linha-base, 24,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. No período do desastre (novembro/2015 a março/2016), todas as cargas calculadas estavam acima da carga limite e, no período do pós-desastre (abril/2016 a dezembro/2018), 41,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Ou seja, no período do pós-desastre, o percentual de divergências foi maior do que no

período de linha-base. O mesmo comportamento foi observado nas estações RD019, RD023 e RD044. Nas estações RD033 e RD053, por outro lado, houve uma diminuição no percentual de divergências em relação ao período de linha-base.

Tabela 111 – Aumento de cargas (em vezes e em t dia⁻¹) de SST no período do desastre em relação à carga máxima de linha-base nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Aumento de cargas em relação à carga máxima de linha-base	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
SST (vezes)	55,7	339,5	1.040,4	134,7	24,2	12,6
SST (t dia ⁻¹)	428.565,31	3.073.445,03	13.705.591,94	3.771.626,811	605.808,77	827.894,05

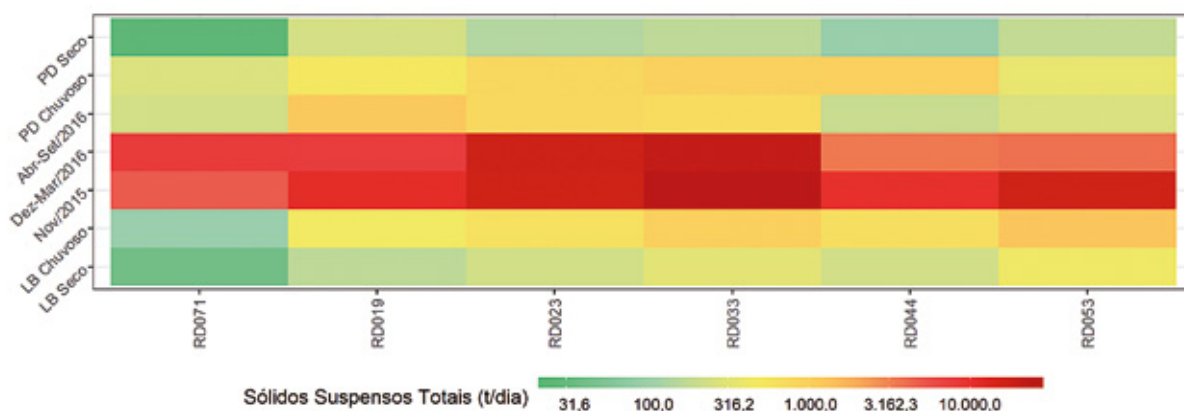
Tabela 112 – Percentual de divergências de cargas de SST em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Período	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Linha-Base (LB) (%)	24,0	19,5	23,3	22,8	15,4	18,7
Desastre (D) (%)	100	94,6	100	100	72,2	78,8
Pós-Desastre (PD) (%)	41,0	35,4	30,4	22,5	18,8	17,8

Como foi observado um aumento das cargas no período do desastre em relação à linha-base, o período do desastre e pós-desastre foi subdividido em períodos seco e chuvoso para avaliação das cargas (Figura 111). Na Figura 111, uma análise integrada das cargas de SST nas estações, de montante a jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperar maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso). De maneira geral, de acordo com a Figura 111, as cargas medianas mais elevadas estão associadas aos tons de vermelho e cargas menores estão associadas aos tons de verde.

Conforme a referida figura, em relação ao período de linha-base, o período chuvoso (LB Chuvoso) apresentou cargas medianas mais elevadas em relação ao período seco (LB Seco) em todas as estações avaliadas. Isso se deve, em parte, ao fato de que no período chuvoso são observadas vazões mais elevadas.

Figura 111 – Gráfico de intensidade de cores das cargas medianas de SST nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos por períodos de linha-base, desastre e pós-desastre.



As maiores cargas medianas, nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos, ocorreram nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015-março/2016, devido à um aumento das concentrações de SST. De maneira geral, nestes dois períodos, as vazões medianas foram inferiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso, com exceção da estação RD071 no período de dezembro/2015-março/2016, que apresentou vazões medianas superiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco após o desastre (abril-setembro/2016), em relação ao período de linha-base seco, houve aumento de cargas nas estações RD071, RD019, RD023 e RD033 e diminuição nas cargas nas estações RD044 e RD053. No entanto, neste período, as medianas das vazões foram inferiores às vazões medianas no período de linha-base seco.

No pós-desastre, de acordo com a Figura 111, no período chuvoso (PD Chuvoso), foram observadas cargas medianas mais elevadas em relação ao período chuvoso de linha-base (LB Chuvoso), com exceção da estação RD033. Em todas as estações, as vazões medianas no período de pós-desastre chuvoso (PD Chuvoso) foram inferiores às vazões de linha-base no período chuvoso. No período seco do pós-desastre (PD Seco), apenas a estação RD019 apresentou carga mediana de SST maior em relação ao período de linha-base seco (LB Seco). No entanto, neste período, as vazões medianas também foram inferiores às vazões de linha-base no período seco.

De maneira geral, ainda se observa um deslocamento na mediana das cargas, principalmente no período chuvoso. No entanto, ressalta-se que, com exceção do mês de janeiro/2016, no qual a média das chuvas foi superior à média histórica, resultando em vazões no intervalo de 0-20% de frequência de excedência, as médias mensais das chuvas no período do pós-desastre, quando comparadas às médias mensais no período de linha-base, foram inferiores (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Desta forma, os registros de vazões pós-desastre não indicam vazões extremas de cheias que pudessem ter um impacto relevante nas cargas nas estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

1.4.2 TURBIDEZ

A avaliação da turbidez demonstrou que, em cinco das seis estações de monitoramento avaliadas (RD019, RD023, RD033, RD044 e RD053), os valores máximos de turbidez observados devido ao desastre ocorreram em novembro/2015. Nestas estações, tais valores de turbidez estavam associados a vazões com frequência de excedência de 0-20% na estação RD023, de 40-60% nas estações RD019 e RD033 e de 80-100% nas estações RD044 e RD053. Ou seja, apenas a estação RD023 apresentava vazões em alta frequência na série histórica associada ao valor máximo de turbidez. A estação RD071, por outro lado, apresentou valor máximo de turbidez no período de dezembro/2015-março/2016, com uma vazão associada com frequência de excedência de 0-20%.

Com relação aos valores máximos de turbidez no período de linha-base, foi possível observar um aumento de turbidez, devido ao desastre, conforme a Tabela 113. Na estação RD023 foi observada a maior diferença entre o valor máximo de turbidez de linha-base e a turbidez máxima do desastre, de 1.955,5 vezes. Na estação RD071 foi observada a menor diferença entre o valor máximo de turbidez de linha-base e a turbidez máxima do desastre, de 44,2 vezes.

Tabela 113 – Aumento de turbidez (em vezes) no período do desastre em relação à turbidez máxima de linha-base nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Aumento de cargas em relação à carga máxima de linha-base	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Turbidez (vezes)	44,2	1.878,6	1.955,5	520,9	176,3	132,4

A Tabela 114 apresenta o percentual de desacordos para cada período (linha-base, desastre e pós-desastre), ou seja, períodos em que a turbidez estava acima do limite legislado.

Na estação RD071, por exemplo, no período de linha-base, 13,8% dos valores de turbidez estavam acima do limite legal para classe 2. No período do desastre (novembro/2015 a março/2016), todos os valores de turbidez estavam acima do limite legislado e, no período do pós-desastre (abril/2016 a dezembro/2018), 34,5% dos valores de turbidez estavam acima do limite para classe 2. Ou seja, no período do pós-desastre, o percentual de desacordos foi maior do que no período de linha-base. O mesmo comportamento foi observado nas demais estações.

Como foi observado um aumento nos valores de turbidez no período do desastre em relação à linha-base, o período do desastre e pós-desastre foi subdividido em períodos seco e chuvoso para avaliação da turbidez (Figura 112).

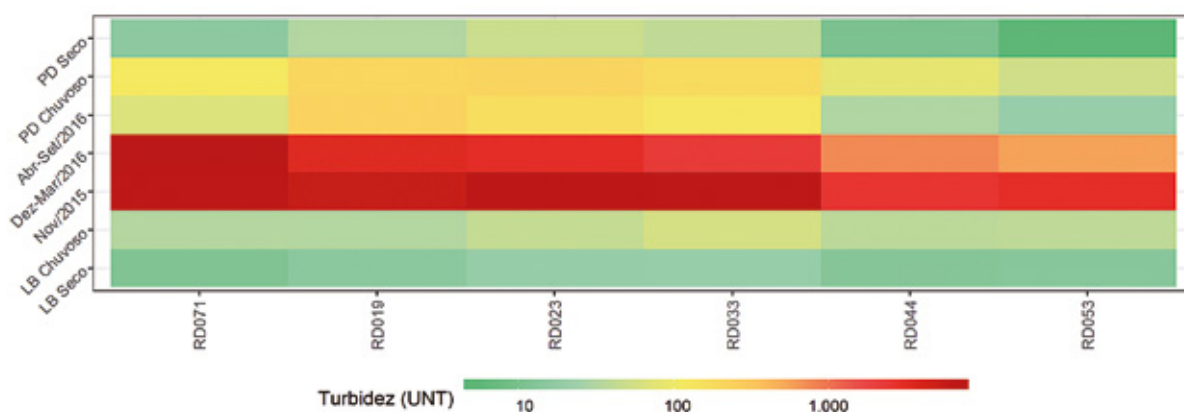
Tabela 114 – Percentual de desacordos de turbidez em relação ao limite para classe 2 para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Período	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Linha-Base (LB) (%)	13,8	12,6	15,6	15,2	13,3	13,2
Desastre (D) (%)	100	100	100	100	94,4	97,0
Pós-Desastre (PD) (%)	34,5	46,4	53,8	44,8	25,0	26,9

Na Figura 112, uma análise integrada dos valores de turbidez nas estações, de montante a jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperarem maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso). De maneira geral, de acordo com a Figura 112, as medianas mais elevadas de turbidez estão associadas aos tons de vermelho e medianas mais baixas estão associadas aos tons de verde.

Conforme a referida figura, em relação ao período de linha-base, o período chuvoso (LB Chuvoso) apresentou medianas de turbidez mais elevadas em relação ao período seco (LB Seco) em todas as estações avaliadas.

Figura 112 – Gráfico de intensidade de cores das medianas de turbidez nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos por períodos de linha-base, desastre e pós-desastre.



Antes do rompimento, em termos de mediana, já eram observados valores de turbidez mais elevados no período chuvoso (LB Chuvoso) em relação ao período seco (LB Seco), de modo geral. Após a ruptura da barragem de Fundão, as medianas mais elevadas de turbidez ocorreram nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015-março/2016. No primeiro período seco após o desastre (abril-setembro/2016), em relação ao período de linha-base seco, houve aumento das medianas de turbidez em todas as estações. No pós-desastre, de acordo com a Figura 112, no período chuvoso (PD Chuvoso), foram observadas medianas mais elevadas em relação ao período chuvoso de linha-base (LB Chuvoso) em todas as estações. No período seco do pós-desastre (PD Seco), todas as estações apresentaram medianas de turbidez mais elevadas, com exceção das estações RD044 e RD053.

De maneira geral, ainda se observa um deslocamento na mediana de turbidez nos períodos seco e chuvoso. No entanto, ressalta-se que, com exceção do mês de janeiro/2016, no qual a média das chuvas foi superior à média histórica, as médias mensais das chuvas no período do pós-desastre, quando comparadas às médias mensais no período de linha-base, foram inferiores (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Desta forma, no período do pós-desastre, não foram verificadas vazões elevadas para avaliação, que podem ter um impacto relevante nos valores de turbidez nas estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

1.4.3 FERRO DISSOLVIDO

A avaliação de cargas de ferro dissolvido demonstrou que, em três das seis estações de monitoramento avaliadas (RD019, RD023 e RD033), as cargas máximas observadas devido ao desastre ocorreram em novembro/2015. Nestas três estações, tais cargas estavam associadas às concentrações máximas observadas, devido ao desastre, e vazões no intervalo de 40-60% de frequência de excedência nas estações RD019 e RD033 e de 0-20% de frequência de excedência na estação RD023. Ou seja, apenas a estação RD023 apresentava vazões em alta frequência na série histórica associadas à concentração máxima de ferro dissolvido devido ao desastre. O mês de novembro/2015 apresentou chuvas na mesma ordem da média histórica do mês de novembro (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização).

Nas estações RD071 e RD044, por outro lado, as cargas máximas observadas após o rompimento da barragem de Fundão ocorreram no período de dezembro/2015-março/2016. No mês de janeiro/2016, as chuvas foram superiores à média histórica para esse mês na região (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Nestas duas estações, as vazões para as quais as cargas máximas foram observadas, após o rompimento da barragem de Fundão, ocorreram no intervalo de 0-20% e de 20-40% de frequência de excedência nas estações RD071 e RD044, respectivamente. No entanto, a carga máxima na estação RD071 não estava associada à concentração máxima observada, a qual ocorreu no período de dezembro/2015-março/2016.

Na estação RD053, a carga máxima foi observada em 2018. Nesta estação, a vazão na qual a carga máxima foi observada ocorreu no intervalo de 0-20% de frequência de excedência. No entanto, a carga máxima na estação RD053 não estava associada à concentração máxima, que ocorreu em 12/11/2015 e foi observada devido ao desastre, mas estava acima do limite legislado para classe 2 ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$).

Com relação à carga máxima do período de linha-base, foi possível observar um aumento das cargas de ferro dissolvido, devido ao desastre, conforme a Tabela 115. Na estação RD023 foi observada a maior diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 46,1 vezes, o que corresponde a um aporte de ferro dissolvido de $919,29 \text{ t dia}^{-1}$. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido à uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada à concentração máxima observada devido ao desastre.

Na estação RD053 foi observada a menor diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 2,0 vezes, o que corresponde a um aporte de $74,38 \text{ t dia}^{-1}$. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido à uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada a uma concentração inferior à concentração máxima devido ao desastre, e acima do limite legislado.

As cargas calculadas nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos foram comparadas com a carga limite por meio da curva de permanência, conforme apresentado nas seções 0 a 0. A Tabela 116 apresenta o percentual de divergências para cada período, ou seja, períodos em que a carga calculada estava acima da carga limite. Na estação RD071, por exemplo, no período de linha-base, 10,3% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. No período do desastre (novembro/2015 a março/2016), 58,3% das cargas calculadas estavam acima da carga limite e, no período do pós-desastre (abril/2016 a dezembro/2018), 14,0% das cargas calculadas estavam acima

da carga limite. Ou seja, no período do pós-desastre, o percentual de divergências foi maior do que no período de linha-base. O mesmo comportamento foi observado nas estações RD023 e RD053. Nas estações RD019, RD033 e RD044, por outro lado, houve uma diminuição no percentual de divergências em relação ao período de linha-base.

Tabela 115 – Aumento de cargas (em vezes e em t dia⁻¹) de ferro dissolvido no período do desastre em relação à carga máxima de linha-base nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

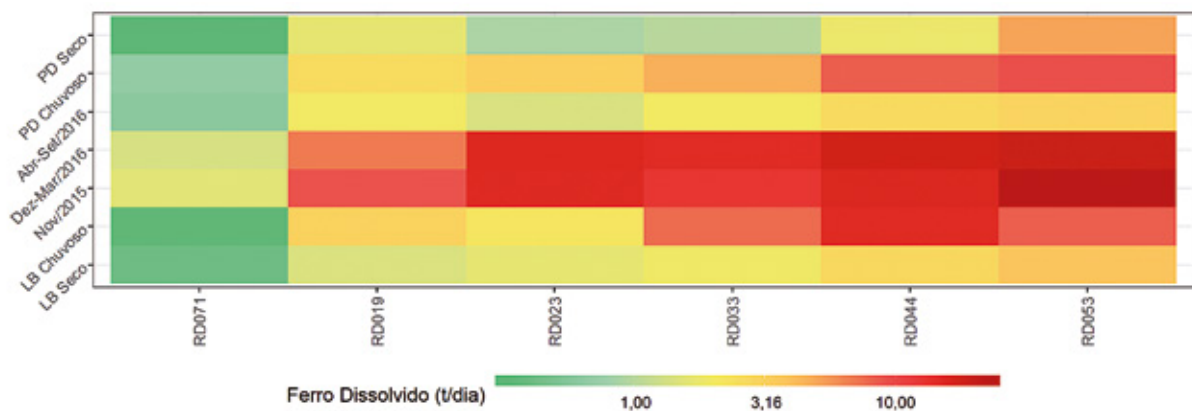
Aumento de cargas em relação à carga máxima de linha-base	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Ferro Dissolvido (vezes)	16,2	14,4	46,1	21,0	2,9	2,0
Ferro Dissolvido (t dia ⁻¹)	27,72	242,96	919,29	571,70	104,50	74,38

Tabela 116 – Percentual de divergências de cargas de ferro dissolvido em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Período	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Linha-Base (LB) (%)	10,3	30,8	26,9	38,9	46,9	45,3
Desastre (D) (%)	58,3	78,4	89,2	83,3	86,1	87,9
Pós-Desastre (PD) (%)	14,0	28,6	31,9	36,7	45,9	45,7

Como foi observado um aumento das cargas no período do desastre em relação à linha-base, o período do desastre e pós-desastre foi subdividido em períodos seco e chuvoso para avaliação das cargas (Figura 113). Na Figura 113, uma análise integrada das cargas de ferro dissolvido nas estações, de montante a jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperar maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso). De maneira geral, de acordo com a Figura 113, em termos de mediana, as cargas mais elevadas estão associadas aos tons de vermelho e cargas menores aos tons de verde.

Figura 113 – Gráfico de intensidade de cores das cargas medianas de ferro dissolvido nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos por períodos de linha-base, desastre e pós-desastre.



Conforme a referida figura, em relação ao período de linha-base, o período chuvoso (LB Chuvoso) apresentou cargas medianas mais elevadas em relação ao período seco (LB Seco) em todas as estações avaliadas. Isso se deve, em parte, ao fato de que no período chuvoso são observadas vazões mais elevadas.

As maiores cargas medianas, nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos, ocorreram nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015-março/2016, devido a um aumento das concentrações de ferro dissolvido. De maneira geral, nestes dois períodos, as vazões medianas foram inferiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso, com exceção da estação RD071 no período de dezembro/2015-março/2016, que apresentou vazões medianas superiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco após o desastre (abril-setembro/2016), em relação ao período de linha-base seco, houve aumento de cargas nas estações RD071, RD019, RD023 e RD033 e diminuição nas cargas nas estações RD044 e RD053. No entanto, neste período, as medianas das vazões foram inferiores às vazões medianas no período de linha-base seco.

No pós-desastre, de acordo com a Figura 113, no período pós-desastre chuvoso (PD Chuvoso) foram observadas cargas medianas mais elevadas em relação ao período chuvoso de linha-base (LB Chuvoso) nas estações RD071, RD023 e RD053 e cargas medianas inferiores nas estações RD019, RD033 e RD044. Em todas as estações, as vazões medianas no período de pós-desastre chuvoso (PD Chuvoso) foram inferiores às vazões de linha-base no período chuvoso. No período seco do pós-desastre (PD Seco), apenas as estações RD019 e RD053 apresentaram carga mediana de ferro dissolvido maior em relação ao período de linha-base seco (LB Seco). No entanto, neste período, as vazões medianas também foram inferiores às vazões de linha-base no período seco.

De maneira geral, ainda se observa um deslocamento na mediana das cargas em algumas estações. No entanto, ressalta-se que, com exceção do mês de janeiro/2016, no qual a média das chuvas foi superior à média histórica, as médias mensais das chuvas no período do pós-desastre, quando comparadas às médias mensais no período de linha-base, foram inferiores (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Desta forma, no período do pós-desastre, não foram verificadas vazões elevadas para avaliação, que podem ter um impacto relevante nas cargas nas estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

1.4.4 MANGANÊS TOTAL

A avaliação de cargas de manganês total demonstrou que, em três das seis estações de monitoramento avaliadas (RD019, RD023 e RD033), as cargas máximas observadas devido ao desastre ocorreram em novembro/2015. Nestas três estações, tais cargas estavam associadas às concentrações máximas observadas, devido ao desastre, e vazões no intervalo de 80-100% de frequência de excedência na estação RD019, de 0-20% de frequência de excedência na estação RD023 e de 40-60% de frequência de excedência na estação RD033. Ou seja, apenas a estação RD023 apresentava vazões em alta frequência na série histórica associada à concentração máxima de manganês total devido ao desastre. O mês de novembro/2015 apresentou chuvas na mesma ordem da média histórica do mês de novembro (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização).

Nas estações RD071, RD044 e RD053, por outro lado, as cargas máximas observadas após o rompimento da barragem de Fundão ocorreram no período de dezembro/2015-março/2016. No mês de janeiro/2016, as chuvas foram superiores à média histórica para esse mês na região (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Nestas três estações, as vazões nas quais as cargas máximas foram observadas, após o rompimento da barragem de Fundão, ocorreram no intervalo de 0-20% de frequência de excedência. No entanto, tais cargas não estavam associadas às concentrações máximas nas estações RD044 e RD053, as quais ocorreram no período de dezembro/2015-março/2016.

Com relação à carga máxima do período de linha-base, foi possível observar um aumento das cargas de manganês total, devido ao desastre, conforme a Tabela 117. Na estação RD023 foi observada a maior diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 1.269,3 vezes, o que corresponde a um aporte de manganês total de 37.238,89 t dia⁻¹. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido a uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada à concentração máxima observada devido ao desastre. Na estação RD053 foi observada a menor diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 4,4 vezes, o que corresponde a um aporte de 373,69 t dia⁻¹. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido a uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada a uma concentração inferior à concentração máxima devido ao desastre.

As cargas calculadas nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos foram comparadas com a carga limite por meio da curva de permanência, conforme apresentado nas seções 0 a 0. A Tabela 117 apresenta o percentual de divergências para cada período, ou seja, períodos em que a carga calculada estava acima da carga limite. Na estação RD019, por exemplo, no período de linha-base, 89,4% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. No período do desastre (novembro/2015 a março/2016), todas as cargas calculadas estavam acima da carga limite e, no período do pós-desastre (abril/2016 a dezembro/2018), 83,7% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Ou seja, no período do pós-desastre, o percentual de divergências este mais próximo daquele do período de linha-base. O mesmo comportamento foi observado nas estações RD023, RD033, RD044 e RD053. Na estação RD071, por outro lado, houve um aumento no percentual de divergências em relação ao período de linha-base.

Tabela 117 – Aumento de cargas (em vezes e em t dia⁻¹) de manganês total no período do desastre em relação à carga máxima de linha-base nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Aumento de cargas em relação à carga máxima de linha-base	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Manganês Total (vezes)	24,6	4,8	1.269,3	314,4	21,7	4,4
Manganês Total (t dia ⁻¹)	589,16	224,21	37.238,89	15.894,34	1.064,11	373,69

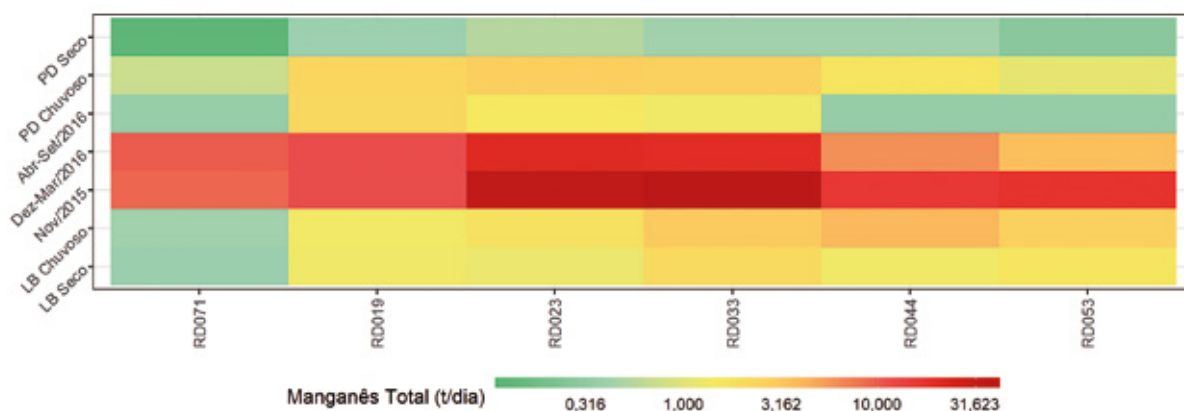
Tabela 118 – Percentual de divergências de cargas de manganês total em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Período	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Linha-Base (LB) (%)	69,0	89,4	85,1	82,4	53,3	44,8
Desastre (D) (%)	100	100	100	97,2	97,1	96,9
Pós-Desastre (PD) (%)	80,0	83,7	80,9	78,0	22,9	21,7

Como foi observado um aumento das cargas no período do desastre em relação à linha-base, o período do desastre e pós-desastre foi subdividido em períodos seco e chuvoso para avaliação das cargas (Figura 114). Na Figura 114, uma análise integrada das cargas de manganês total nas estações, de montante a jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperar maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso). De maneira geral, de acordo com a Figura 114, em termos de mediana, as cargas mais elevadas estão associadas aos tons de vermelho e cargas menores estão associadas aos tons de verde.

Conforme a referida figura, em relação ao período de linha-base, o período chuvoso (LB Chuvoso) apresentou cargas medianas mais elevadas em relação ao período seco (LB Seco) em todas as estações avaliadas. Isso se deve, em parte, ao fato de que no período chuvoso são observadas vazões mais elevadas.

Figura 114 – Gráfico de intensidade de cores das cargas medianas de manganês total nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos por períodos de linha-base, desastre e pós-desastre.



As cargas medianas mais elevadas ocorreram nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015-março/2016, devido à um aumento das concentrações de manganês total. De maneira geral, nestes dois períodos, as vazões medianas foram inferiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso, com exceção da estação RD071 no período de dezembro/2015-março/2016, que apresentou vazões medianas superiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco após o desastre (abril-setembro/2016), em relação ao período de linha-base seco, houve aumento de cargas nas estações RD019 e RD023 e diminuição nas cargas nas demais estações. No entanto, neste período, as medianas das vazões foram inferiores às vazões medianas no período de linha-base seco.

No pós-desastre, de acordo com a Figura 114, no período chuvoso (PD Chuvoso), foram observadas cargas medianas mais elevadas em relação ao período chuvoso de linha-base (LB Chuvoso) nas estações RD071, RD019 e RD023. Em todas as estações, as vazões medianas no período de pós-desastre chuvoso (PD Chuvoso) foram inferiores às vazões de linha-base no período chuvoso. No período seco do pós-desastre (PD Seco), todas as estações apresentaram carga mediana de manganês total menor em relação ao período de linha-base seco (LB Seco). No entanto, neste período, as vazões medianas também foram inferiores às vazões de linha-base no período seco.

De maneira geral, ainda se observa um deslocamento na mediana das cargas no período chuvoso. No entanto, ressalta-se que, com exceção do mês de janeiro/2016, no qual a média das chuvas foi superior à média histórica, as médias mensais das chuvas no período do pós-desastre, quando comparadas às médias mensais no período de linha-base, foram inferiores (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Desta forma, no período do pós-desastre, não foram verificadas vazões elevadas para avaliação, que podem ter um impacto relevante nas cargas nas estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

1.4.5 ALUMÍNIO DISSOLVIDO

A avaliação de cargas de alumínio dissolvido demonstrou que, em quatro das seis estações de monitoramento avaliadas (RD019, RD023, RD033 e RD053), as cargas máximas observadas devido ao desastre ocorreram em novembro/2015. Nestas quatro estações, tais cargas estavam associadas às concentrações máximas observadas, devido ao desastre, e vazões no intervalo de 40-60% de frequência de excedência nas estações RD019 e RD033, de 0-20% de frequência de excedência na estação RD023 e de 80-100% de frequência de excedência na estação RD053. Ou seja, apenas a estação RD023 apresentava vazões em alta frequência na série histórica associada à concentração máxima de ferro dissolvido devido ao desastre. O mês de novembro/2015 apresentou chuvas na mesma ordem da média histórica do mês de novembro (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização).

Nas estações RD071 e RD044, por outro lado, as cargas máximas observadas após o rompimento da barragem de Fundão ocorreram no período de dezembro/2015-março/2016. No mês de janeiro/2016, as chuvas foram superiores à média histórica para esse mês na região (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Nestas duas estações, as vazões nas quais as cargas máximas foram observadas, após o rompimento da barragem de Fundão, ocorreram no intervalo de 0-20% de frequência de excedência na estação RD071 e de 20-40% de frequência de excedência na estação RD044. No entanto, a carga máxima na estação RD044 não estava associada à concentração máxima observada nesta estação, que ocorreu no período de dezembro/2015-março/2016.

Com relação à carga máxima do período de linha-base, foi possível observar um aumento das cargas de alumínio dissolvido, devido ao desastre, conforme a Tabela 119. Na estação RD023 foi observada a maior diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 140,5 vezes, o que corresponde a um aporte de alumínio dissolvido de 917,17 t dia⁻¹. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido a uma vazão no intervalo de 0-20% de frequência de excedência associada à concentração máxima observada devido ao desastre. Na estação RD044 foi observada a menor diferença entre a carga máxima de linha-base e carga máxima do desastre, de 3,0 vezes, o que corresponde a um aporte de 53,32 t dia⁻¹. Nesta estação, a carga máxima ocorreu devido a uma vazão no intervalo de 20-40% de frequência de excedência associada a uma concentração inferior à concentração máxima devido ao desastre.

As cargas calculadas nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos foram comparadas com a carga limite por meio da curva de permanência, conforme apresentado nas seções 0 a 0. A Tabela 120 apresenta o percentual de divergências para cada período, ou seja, períodos em que a carga calculada estava acima da carga limite. Na estação RD071, por exemplo, no período de linha-base, 55,2% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. No período do desastre (novembro/2015 a março/2016), 83,3% das cargas calculadas estavam acima da carga limite e, no período do pós-desastre (abril/2016 a dezembro/2018), 34,0% das cargas calculadas estavam acima da carga limite. Ou seja, no período do pós-desastre, o percentual de divergências foi menor do que no período de linha-base. O mesmo comportamento foi observado nas demais estações. Ressalta-se que no período anterior a julho/2017, o limite de quantificação (LQ) utilizado era igual ao limite legislado (0,1 mg/L). Desta forma, valores de concentração abaixo do LQ foram considerados igual ao LQ no período anterior a julho/2017 e, podem ter relação com a alta porcentagem de divergências no período de linha-base.

Tabela 119 – Aumento de cargas (em vezes e em t dia⁻¹) de alumínio dissolvido no período do desastre em relação à carga máxima de linha-base nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Aumento de cargas em relação à carga máxima de linha-base	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Alumínio Dissolvido (vezes)	7,7	3,6	140,5	29,0	3,0	5,2
Alumínio Dissolvido (t dia ⁻¹)	10,16	29,06	917,17	578,45	53,32	86,14

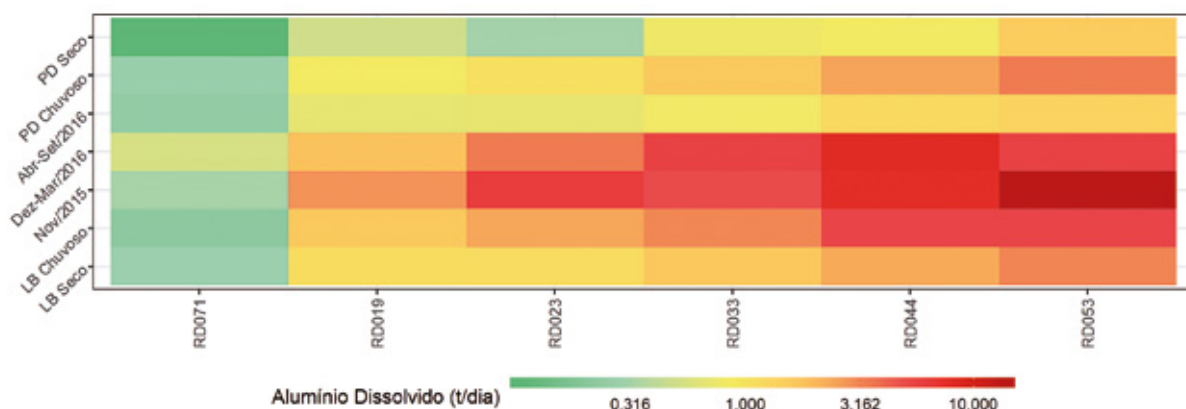
Tabela 120 – Percentual de divergências de cargas de alumínio dissolvido em relação à carga limite (classe 2) para os períodos de linha-base, desastre e pós-desastre nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Período	RD071	RD019	RD023	RD033	RD044	RD053
Linha-Base (LB) (%)	55,2	100	90,5	100	100	100
Desastre (D) (%)	83,3	100	100	100	97,2	100
Pós-Desastre (PD) (%)	34,0	87,5	52,2	87,8	81,3	84,8

Como foi observado um aumento das cargas no período do desastre em relação à linha-base, o período do desastre e pós-desastre foi subdividido em períodos seco e chuvoso para avaliação das cargas (Figura 115). Na Figura 115, uma análise integrada das cargas de alumínio dissolvido nas estações, de montante a jusante, ao longo do trajeto percorrido pela lama de rejeitos, é apresentada de maneira espacial e temporal, considerando os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Os períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 foram separados dos demais, por se esperar maiores alterações nesses intervalos. Além disso, separou-se também o primeiro período seco pós-desastre (abril a setembro/2016). A partir de setembro/2016, os dados foram agrupados de acordo com o período em que ocorreram (seco ou chuvoso). De maneira geral, de acordo com a Figura 115, em termos de mediana, as cargas mais elevadas estão associadas aos tons de vermelho e cargas menores aos tons de verde.

Conforme a referida figura, em relação ao período de linha-base, o período chuvoso (LB Chuvoso) apresentou cargas medianas mais elevadas em relação ao período seco (LB Seco) em todas as estações avaliadas, com exceção da estação RD071. Isso se deve, em parte, ao fato de que no período chuvoso são observadas vazões mais elevadas.

Figura 115 – Gráfico de intensidade de cores das cargas medianas de alumínio dissolvido nas estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos por períodos de linha-base, desastre e pós-desastre.



As cargas medianas mais elevadas ocorreram nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015-março/2016, devido a um aumento das concentrações de alumínio dissolvido. De maneira geral, nestes dois períodos, as vazões medianas foram inferiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso, com exceção da estação RD071 no período de dezembro/2015-março/2016, que apresentou vazões medianas superiores às vazões medianas de linha-base do período chuvoso.

No primeiro período seco após o desastre (abril-setembro/2016), em relação ao período de linha-base seco, houve uma queda nas cargas em todas as estações. No entanto, neste período, as medianas das vazões foram inferiores às vazões medianas no período de linha-base seco.

No pós-desastre, de acordo com a Figura 115, no período chuvoso (PD Chuvaso), foram observadas cargas medianas inferiores em relação ao período chuvoso de linha-base (LB Chuvaso), com exceção da estação RD071. Em todas as estações, as vazões medianas no período de pós-desastre chuvoso (PD Chuvaso) foram inferiores às vazões de linha-base no período chuvoso. No período seco do pós-desastre (PD Seco), todas as estações apresentaram carga mediana de alumínio dissolvido inferior em relação ao período de linha-base seco (LB Seco). No entanto, neste período, as vazões medianas também foram inferiores às vazões de linha-base no período seco.

De maneira geral, observou-se uma diminuição das cargas de alumínio dissolvido. No entanto, ressalta-se que, com exceção do mês de janeiro/2016, no qual a média das chuvas foi superior à média histórica, as médias mensais das chuvas no período do pós-desastre, quando comparadas às médias mensais no período de linha-base, foram inferiores (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Desta forma, no período do pós-desastre, não foram verificadas vazões elevadas para avaliação, que podem ter um impacto relevante nas cargas nas estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos. Ressalta-se que no período anterior a julho/2017, o limite de quantificação (LQ) utilizado era igual ao limite legislado (0,1 mg/L). Desta forma, valores de concentração abaixo do LQ foram considerados igual ao LQ no período anterior a julho/2017 e, podem ter relação com a alta porcentagem de divergências no período de linha-base.

1.4.6 RIOS AFLUENTES AO RIO DOCE

Para a avaliação das cargas dos rios afluentes ao rio Doce foram consideradas as estações RD013 (rio Piranga), RD073 (rio Ribeirão Sacramento), RD034 (rio Piracicaba), RD039 (rio Santo Antônio) e RD040 (rio Corrente Grande) devido a disponibilidade de dados de quantidade e qualidade da água. Foram avaliados os parâmetros sólidos suspensos totais, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total. De maneira geral, os resultados apresentados neste relatório mostraram que as cargas dos rios afluentes contribuindo para o rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis, ou seja, não foram verificadas cargas mais elevadas após a ocorrência do rompimento da barragem de Fundão. Exceções foram verificadas em duas estações, RD073 e RD039. Na primeira, no ano de 2018, foi verificada uma carga de ferro dissolvido que excede a carga máxima de linha-base em 1,2 vezes. Tal carga foi o resultado de uma vazão com frequência de excedência de 2,1% e uma concentração ($0,38 \text{ mg L}^{-1}$) que ultrapassou o limite legislado ($0,30 \text{ mg L}^{-1}$). Ressalta-se que tal concentração não foi a concentração máxima registrada nesta estação, que foi de $0,53 \text{ mg L}^{-1}$, no período de linha-base. Na estação RD039, em relação à linha-base, as cargas de todos os parâmetros avaliados foram ultrapassadas no ano de 2016. Estas cargas ocorreram devido a vazão nesta estação, que foi a máxima registrada, considerando toda a série histórica da estação fluviométrica. Em relação às concentrações, apenas os parâmetros sólidos suspensos totais e manganês total estavam acima do limite legislado.

1.4.7 CONCLUSÃO

A análise quali-quantitativa das estações de monitoramento afetadas pela passagem da lama de rejeitos permitiu observar um aumento de concentrações, cargas e valores de turbidez em todas as estações analisadas devido ao rompimento da barragem de Fundão. Pela análise do período de três anos após o desastre, em algumas estações e para alguns dos parâmetros analisados, ainda foram verificados valores de concentrações, cargas e turbidez superiores ao que era observado no período de linha-base.

O período de linha-base compreendeu todas as observações de quantidade e qualidade da água até a data do rompimento da barragem de Fundão. Os meses de novembro/2015 e dezembro/2015-março/2016 foram separados dos demais, por se esperarem maiores alterações nesses intervalos, e denominados de período do desastre. O período de pós-desastre compreendeu todas as observações de qualidade da água entre abril/2016 e dezembro/2018. Quando conveniente, os períodos de linha-base e pós-desastre foram subdivididos em períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março).

Para os sólidos suspensos totais (SST), com relação às divergências de cargas (em comparação com a carga limite), no período do pós-desastre ainda foram observados percentuais de divergências superiores às divergências de linha-base, com exceção das estações RD033 e RD053. Na estação RD044, no ano de 2017, ainda foi verificada uma carga superior à carga máxima de linha base. Na análise das medianas das cargas, considerando os períodos seco e chuvoso, foi observado que as medianas, principalmente do período chuvoso, do pós-desastre foram superiores à mediana de linha-base do período chuvoso, ou seja, as cargas de SST ainda são superiores quando comparadas ao período de linha-base.

Para a turbidez, com relação aos desacordos relacionados ao limite da classe 2, foi verificado que, em todas as estações avaliadas, a proporção de desacordos no período do pós-desastre foi superior

aos desacordos do período de linha-base. Da mesma maneira, na análise das medianas dos valores de turbidez, considerando os períodos seco e chuvoso, no pós-desastre foi observado um deslocamento para mais no valor da mediana da turbidez nos dois períodos em relação à linha-base. As exceções foram as estações RD044 e RD053 no período de pós-desastre seco, que apresentaram medianas inferiores às de linha-base do período seco. Ou seja, os valores de turbidez ainda são superiores, quando comparados à linha-base.

Para o ferro dissolvido, com relação às divergências de cargas (em comparação com a carga limite), no período do pós-desastre ainda foram observados percentuais de divergências superiores às divergências de linha-base, com exceção das estações RD019, RD033 e RD044. Na estação RD023, ano de 2017, foi verificada uma carga superior à carga máxima de linha base. Nas estações RD071 e RD053, no ano de 2018, ainda foram verificadas cargas superiores à carga máxima de linha-base em cada estação. Na estação RD053, tal carga de ferro dissolvido foi a carga máxima calculada para a estação. Na análise das medianas das cargas, considerando os períodos seco e chuvoso, foi observado que as medianas em algumas estações ainda foram superiores no período do pós-desastre, quando relacionadas às medianas de linha-base (RD019 e RD053 no período seco e RD071, RD023 e RD053 no período chuvoso). Ou seja, ainda são observadas cargas superiores de ferro dissolvido quando comparadas ao período de linha-base.

Para o manganês total, com relação às divergências de cargas (em comparação com a carga limite), no período do pós-desastre, ainda foram observados percentuais de divergências superiores às divergências de linha-base na estação RD071. Nas demais estações avaliadas, a proporção de divergências foi inferior às divergências do período de linha-base. Na análise das medianas das cargas, no período chuvoso do pós-desastre foram observadas medianas superiores às medianas de linha-base no período chuvoso nas estações RD071, RD019 e RD023. Ou seja, ainda são observadas cargas superiores de manganês total quando comparadas ao período de linha-base chuvoso.

Para o alumínio dissolvido, com relação às divergências de cargas (em comparação com a carga limite), não foram observadas divergências superiores ao que foi observado no período de linha-base. No entanto, ressalta-se que no período anterior a julho/2017, o limite de quantificação para o alumínio dissolvido era igual ao limite legislado, sendo que após esse período passou a se adotar um LQ menor. Desta forma, isto pode ter influenciado na alta porcentagem de divergências no período de linha-base e diminuição das mesmas no período do pós-desastre. Na análise das medianas das cargas, no período chuvoso do pós-desastre foram observadas medianas superiores às medianas de linha-base no período chuvoso apenas na estação RD071.

A análise quali-quantitativa indicou, de maneira geral, que ainda é possível verificar efeitos do desastre sobre as concentrações, cargas e valores de turbidez nas estações de monitoramento avaliadas afetadas pela passagem da lama de rejeitos.

Para os rios afluentes avaliados, de maneira geral, os resultados apresentados neste relatório mostraram que as cargas contribuindo para o rio Doce se mantiveram dentro da variação histórica, de acordo com os dados disponíveis, ou seja, não foram verificadas cargas mais elevadas após a ocorrência do rompimento da barragem de Fundão.

É importante ressaltar que, após o desastre, apenas em janeiro/2016 a média mensal das chuvas foi superior à média histórica no período após o desastre (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Após este período, as vazões máximas observadas tiveram um tempo de retorno de, no máximo, 2 anos (conforme capítulo 3 do TOMO I – Contextualização). Desta forma, não é possível avaliar/inferir quais os efeitos que vazões elevadas podem ter sobre as cargas avaliadas neste relatório.

É recomendada, portanto, a continuidade do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água e vazões, nas estações afetadas pela passagem da lama de rejeitos, e continuidade das avaliações apresentadas neste relatório, que compreendem um período de apenas três anos após o rompimento da barragem de Fundão, para consideração de diferentes condições hidrológicas que não foram passíveis de contemplação nesse documento.

CARACTERIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO ANTES E APÓS O DESASTRE

Neste capítulo serão apresentados detalhes das visitas técnicas aos SAA dos municípios atingidos pelo rompimento da barragem de Fundão e avaliação de laudos da qualidade da água tratada pelas companhias de saneamento locais. Foram avaliados os 17 municípios e suas respectivas 24 localidades situadas ao longo do rio Doce, que constam na Cláusula nº 171 do TTAC.

Primeiramente, serão apresentados os sistemas que possuem captação superficial e tratamento por ETAs e, posteriormente, será mostrada a situação dos locais que têm seu abastecimento por nascentes e/ou captação subterrânea.

2.1 METODOLOGIA

Para o levantamento de dados primários sobre os danos ao abastecimento público de água, os métodos empregados consistiram em visitas técnicas aos municípios afetados e suas estações de tratamento de água, aos pontos de captação superficial e subterrânea, aos poços antigos e aos perfurados posteriormente como fontes alternativas de água. Durante as visitas foram realizadas entrevistas com os gestores e responsáveis técnico das ETAs e de todo o sistema de abastecimento de água, documentação fotográfica, levantamento cartográfico e o preenchimento de fichas com as informações obtidas sobre os SAA e as implicações do desastre.

Na Tabela 121, está apresentado o cronograma de visitas seguiu-se, os municípios e localidades visitadas, as atuais operadoras das ETAs, o tipo de captação principal de água em cada município e a população total atendida com abastecimento de água. Os dados coletados em campo sobre a infraestrutura das estações de tratamento de água e sobre o abastecimento à população foram comparados às informações disponibilizadas pelos órgãos ambientais competentes das regiões e à alguns relatórios das operadoras atuantes em cada município, como, por exemplo, os planos de saneamento básico.

Tabela 121 – Cronograma das visitas técnicas aos municípios abrangidos no diagnóstico ambiental dos danos ao abastecimento público de água e seus respectivos sistemas de abastecimento de água, operadoras responsáveis pelo funcionamento dos SAA e tipo de captação principal de água.

Datas	UF	Municípios	Localidades	Operadoras dos SAA	Tipo de captação principal	População total do município (hab.) ⁽¹⁾
25 - 29/11/2018	MG	Alpercata	Sede	COPASA	Superficial	4.648
	MG	Belo Oriente	Perpétuo Socorro (Cachoeira Escura)	COPASA	Superficial	21.600
	MG	Periquito	Pedra Corrida	COPASA	Superficial	4.951
	MG	Galileia	Sede	SAAE	Superficial	N/D ⁽²⁾
	MG	Santana do Paraíso	Ipaba do Paraíso	Prefeitura	Subterrânea	N/D ⁽²⁾
	MG	Fernandes Tourinho	Senhora da Penha	Prefeitura	Subterrânea	N/D ⁽²⁾

Datas	UF	Municípios	Localidades	Operadoras dos SAA	Tipo de captação principal	População total do município (hab.) ⁽¹⁾
21 - 24/01/2019	MG	Aimorés	Santo Antônio do Rio Doce	SAAE	Superficial	19.821
	MG	Itueta	Sede	COPASA	Superficial	3.190
	MG	Resplendor	Sede	COPASA	Superficial	10.897
	MG	Governador Valadares	Sede	SAAE	Superficial	279.604
			São Vitor	SAAE	Superficial	
	MG	Tumiritinga	Sede	COPASA	Superficial	4.002
			Distrito de São Tomé do Rio Doce	COPASA	Superficial	N/D ⁽²⁾
	ES	Baixo Guandu	Sede	SAAE	Superficial	31.467
			Mascarenhas	SAAE	Superficial	N/D ⁽²⁾
19 - 21/02/2019	ES	Colatina	Sede	SANEAR	Superficial	115.107
	ES	Linhares	Sede	SAAE	Superficial	163.662
			Regência	SAAE	Superficial	N/D ⁽²⁾
	ES	Marilândia	Bonisegna	SAAE	Subterrânea	N/D ⁽²⁾
20 - 24/05/2019	MG	Barra Longa	Barreto	COPASA	Subterrânea	N/D ⁽²⁾
			Gesteira	COPASA	Subterrânea	N/D ⁽²⁾
	MG	Mariana	Camargos	Prefeitura	Subterrânea	N/D ⁽²⁾
			Pedras	Prefeitura	Superficial	N/D ⁽²⁾

(1) FONTE: ADAPTADO DE SNIS (2015) – VALOR REFERENTE A TODA A POPULAÇÃO DO MUNICÍPIO;

(2) INFORMAÇÃO NÃO DISPONÍVEL.

De forma complementar, durante as visitas foram observadas as ações emergenciais para a manutenção da segurança hídrica e as obras realizadas pela Fundação Renova, com relação ao tempo de ação e atendimento às necessidades das comunidades após o rompimento da barragem.

As visitas técnicas em campo auxiliaram nas avaliações e caracterização do dano, principalmente, quanto à identificação do tempo de paralisação dos SAAs e da segurança hídrica das populações. Durante as visitas não foram obtidas informações técnicas pelas companhias de saneamento sobre a qualidade da água de poços usados para abastecimento e sua estrutura física, por isso a caracterização dos SAA por captação subterrânea terá caráter qualitativo.

Em busca de complementar as análises, foram analisados os laudos de qualidade da água tratada de captação superficial dos locais em estudo. Os laudos foram enviados pelas próprias companhias de saneamento por *e-mail* para a equipe do Lactec, abrangendo o período de um ano antes ao rompimento da barragem, em 05/11/2015, e três anos após, ou seja, 2016, 2017 e 2018. Sobre os dados recebidos, é importante destacar alguns pontos:

- não foram obtidos dados da qualidade da água dos poços que serviam como captação antes ou após o desastre dos SAAs de Fernandes Tourinho, Santana do Paraíso, Marilândia, Barra Longa e Mariana;

- no site da SAAE Galileia estavam disponíveis apenas laudos a partir de 30 de novembro de 2016 e então, foram utilizados estes dados para as análises;
- a Copasa iniciou a operação do SAA de Belo Oriente após o desastre e então, não possui dados da qualidade da água tratada de 2014 e 2015. Haja vista a ausência de dados neste período, não foi realizada análise da qualidade da água tratada; e
- não foram recebidos dados da qualidade da água tratada para a sede de Linhares pela SAAE, porém haja vista que, antes e após o desastre não ocorria captação de água no rio Doce, não se fez necessária a avaliação dos laudos.

A qualidade de água tratada deve atender às exigências da Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, que estabelece limites permitidos para parâmetros microbiológicos, como coliformes totais, físico-químicos, como turbidez, e outros compostos que podem representar riscos à saúde humana, como metais (BRASIL, 2017; BRASIL, 2011).

Dentre todos os parâmetros e EPTs exigidos pela Portaria, foram avaliados aqueles que tiveram as maiores alterações na água bruta nos rios com a presença da lama e que, consequentemente, podem ter impacto à saúde humana pela água potável (Tabela 122). Os parâmetros da Tabela 122 também foram selecionados segundo o critério de substâncias potencialmente tóxicas que se relacionam com rejeito da mineração local. Considerou-se os resultados obtidos nos estudos da qualidade de água bruta do rio Doce para seleção dos parâmetros analisados com viés da água tratada. Os critérios específicos utilizados para seleção foram: os parâmetros que na análise da água bruta em novembro de 2015 tiveram como resultado dano considerado gravíssimo, ou seja, valores acima do limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para água doce e acima dos máximos históricos, e parâmetros que se mantiveram persistentes de novembro de 2015 até dezembro de 2018, principalmente, nos compartimentos 2 e 3 onde se localiza a maioria dos municípios afetados. Dessa maneira, os parâmetros selecionados para a avaliação da qualidade da água tratada foram turbidez, alumínio, chumbo, cobre, ferro, manganês e zinco, os quais têm seus limites estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde para água potável.

Tabela 122 – Parâmetros selecionados para avaliação da qualidade da água tratada e limites da legislação pertinente.

<i>Parâmetros</i>	<i>Limites do Ministério da Saúde para água para consumo humano</i>
Turbidez	$\leq 0,5 \text{ UNT}^{(1)}, *$
Alumínio	0,2 mg/L
Chumbo	0,01 mg/L
Cobre	2 mg/L
Ferro	0,3 mg/L
Manganês	0,1 mg/L
Zinco	5 mg/L

Fonte: BRASIL (2011).

⁽¹⁾Unidade de turbidez

*Valor referido para 95% de amostras coletadas a cada 2 horas.

Diferenças na turbidez podem alterar o desempenho do tratamento de água. No Anexo 2 da Portaria de Consolidação nº 5, o padrão de turbidez deve ser verificado como o percentual de amostras mensais que atendem ao valor máximo permitido (VMP). No mínimo, 95% das amostras devem atender o limite de 1,0 UNT, para os processos com filtração lenta, ou 0,5 UNT na filtração rápida. O § 2º do Art. 30 desta Portaria estabelece que entre os 5% das amostras que podem apresentar valores de turbidez superiores ao VMP, o limite máximo para qualquer amostra deve ser menor ou igual a 1,0 UNT, para filtração rápida, e menor ou igual a 2,0 UNT para filtração lenta.

Por considerar que a turbidez pode aumentar durante o tratamento da água em função da adição de produtos químicos na etapa de desinfecção, a Portaria também define o padrão organoléptico para a turbidez ao longo do sistema de distribuição. No Anexo 10 da Portaria está apresentado que o limite de 5,0 UNT para turbidez garante padrões de qualidade que não afetam a aceitação para consumo humano. Este limite deve ser verificado em paralelo com as análises microbiológicas mensais na rede de distribuição, de acordo com § 3º do Art. 41.

As análises estatísticas aplicadas aos dados foram exploratórias e descritivas. As informações de turbidez pós-filtração foram representadas por meio da verificação de não conformidades de acordo com os limites da Portaria, descritos anteriormente. Nos sistemas de tratamento de Alpercata, Pedra Corrida e Tumiritinga, os resultados de turbidez estavam registrados a cada duas horas e então foram elaborados dois modelos de gráficos considerando o período de fevereiro de 2014 até abril de 2018.

O primeiro modelo de representação se refere a um gráfico de barra de frequência de inconformidades. Neste gráfico, a porcentagem de inconformidades se refere ao número de resultados de análise da turbidez pós-filtração ao longo de um mês que ultrapassaram os valores máximos permitidos (VMP). Esta representação permite avaliar em quais meses o parâmetro turbidez se apresentou em desacordo com o padrão estabelecido pela Portaria. Os resultados que superaram o VMP e foram superiores ao limite máximo permitido para os 5% das amostras foram contabilizados separadamente dos resultados que atenderam a este limite. Isto possibilitou a identificação das duas situações de não conformidades: primeiro se durante o mês, a porcentagem do número de amostras que superaram o VMP de 0,5 UNT na filtração rápida foi maior que 5% ou segundo, se foi possível avaliar em quais meses os resultados superaram o limite máximo de 1,0 UNT para filtração rápida, tanto para os casos que atenderam o primeiro requisito, ou não atenderam.

O segundo modelo de gráfico para turbidez para os resultados de Alpercata, Pedra Corrida e Tumiritinga, representa o comportamento temporal em relação aos percentis dos dados de turbidez. O percentil é uma medida de tendência central que estabelece valores típicos ou representativos de um conjunto de dados (MORETTIN e BUSSAB, 2014). No procedimento utilizado a amostra de valores foi dividida, ordenada de forma crescente, em cem partes iguais. Assim, o percentil de x%, ou Px, indica que há x% de dados inferiores ao valor calculado. Nos gráficos estão identificados os percentis P5, P50 (mediana) e P95 em relação aos dados mensais de turbidez. Ao observar o comportamento do P95 é possível identificar os meses em que o padrão de turbidez em relação ao VMP de 0,5 UNT para filtração rápida não foi atendido. Quando o valor calculado para o P95 é superior a 0,5 UNT indica que mais de 5% dos resultados superaram o VMP, em desacordo com o padrão da Portaria. Como os 5% dos valores mais altos de cada mês não estão representados nos gráficos, os valores extremos não puderam ser identificados. Assim, não foi possível avaliar para todos os meses se ocorreu um extrapolamento do limite máximo permitido de 1,0 UNT para filtração rápida.

Para o município de Colatina foram disponibilizadas apenas informações de média mensal de turbidez, a qual foi representada em gráfico de barras. O intervalo de apresentação dos dados compreendeu janeiro de 2014 a dezembro de 2018. Para relacionar os resultados com o efeito de sazonalidade diferenciou-se o período chuvoso e seco.

As informações de turbidez para Governador Valadares foram disponibilizadas na forma de médias diárias. A partir das médias diárias foram calculadas as médias mensais. Os resultados também foram apresentados em um gráfico de barras, semelhante ao modelo de Colatina. Para a ETA Central de Governador Valadares, o período de informações compreendeu janeiro de 2015 a dezembro de 2018. Nas outras ETAS (Recanto dos Sonhos, Santa Rita, São Vitor e Vila Isa), existiram informações de janeiro de 2018 a dezembro de 2018.

Os dados de turbidez relacionados com o padrão organoléptico (com exigência de medições semestrais) foram disponibilizados na forma de laudos laboratoriais. Para Galileia, a frequência de análise da turbidez como parâmetro organoléptico foi aproximadamente mensal, ao longo do período de novembro de 2016 a dezembro de 2018. Nos sistemas de Governador Valadares citados anteriormente, a frequência de monitoramento foi aproximadamente semestral, compreendendo o período de fevereiro de 2015 até abril de 2018. Para estas localidades, os resultados de turbidez organoléptica são representados em gráficos de dispersão.

Com relação às análises dos laudos para os metais, os resultados estão representados em gráficos de dispersão. Na avaliação dos resultados de ferro e manganês, é interessante observar que o Art. 39 da Portaria de Consolidação nº 5 estabelece:

[...]§ 4º Para os parâmetros ferro e manganês são permitidos valores superiores ao VMPs estabelecidos no Anexo 10 do Anexo XX, desde que sejam observados os seguintes critérios:

I - os elementos ferro e manganês estejam complexados com produtos químicos comprovadamente de baixo risco à saúde, conforme preconizado no Art. 13 e nas normas da ABNT;

II - os VMPs dos demais parâmetros do padrão de potabilidade não sejam violados; e

III - as concentrações de ferro e manganês não ultrapassem 2,4 e 0,4 mg/L, respectivamente[...]. (BRASIL, 2017, Art. 39º § 4º).

De acordo com o Anexo 12 do Anexo XX, o monitoramento dos parâmetros chumbo, cobre, alumínio, ferro, manganês e zinco, deve acontecer semestralmente, tanto na saída do tratamento quanto no sistema de distribuição. A análise na rede de distribuição fica dispensada quando o parâmetro não for detectado na saída do tratamento e, ou, no manancial, à exceção de substâncias que potencialmente possam ser introduzidas no sistema ao longo da distribuição.

A disponibilidade de informações das ETAS de Alpercata, Galileia, Itueta, Pedra Corrida, Resplendor, Tumiritinga, Colatina e Governador Valadares, foi utilizada para representar os resultados, de todos os metais citados anteriormente, em gráfico de dispersão. Para as ETAs em Governador Valadares foram feitos dois tipos de gráficos de dispersão para cada metal, sendo um para dados referente às análises semestrais e outro para os dados medidos diariamente. Foram disponibilizados os resultados de medições diárias no período entre janeiro de 2018 até dezembro de 2018.

As informações de metais e de turbidez, recebidas das ETAs em Santo Antônio do Rio Doce e Baixo Guandu, estão apresentados em tabelas, visto a escassez de dados.

2.2 CARACTERIZAÇÃO DAS SITUAÇÕES PRÉ E PÓS DESASTRE DOS SAA POR CAPTAÇÃO SUPERFICIAL

Com o desastre, cada município que possuía captação de água ativa no rio Doce foi atingido de forma diferente, porém todos tiveram grande dificuldade em tratar a água bruta do rio com tamanha quantidade de lama, como exposto nos capítulos anteriores. Considera-se interessante a informação que o regime de chuvas da bacia do rio Doce influenciou bastante o fato de alguns municípios sofrerem na manutenção do abastecimento de água para as populações. Como apresentado no relatório de Linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017), os compartimentos 2 e parte do 3 do rio Doce são os mais afetados por estiagem ao longo do ano, enquanto que a parte litorânea no estado do Espírito Santo é a porção mais chuvosa (CONSÓRCIO ECOPLAN-LUME, 2010; CBHDOCE, 2014). Assim, os municípios de Colatina e Linhares, principalmente, sofreram bastante com estiagem em 2015.

A seguir serão expostas as consequências do desastre aos municípios com relação ao abastecimento de água.

2.2.1 BELO ORIENTE – DISTRITO DE PERPÉTUO SOCORRO (CACHOEIRA ESCURA)

O distrito de Perpétuo Socorro, pertencente ao município de Belo Oriente/MG, possui uma população de 8.823 habitantes, sendo 8.722 residentes na zona urbana e 101 habitantes residentes na zona rural (SHS, 2018). Conforme o PMSB, o índice de atendimento de abastecimento de água do distrito é de 93,52%, sendo que 50 imóveis destes são abastecidos por meio de caminhão-pipa pois se localizam acima do nível de água máximo do reservatório de distribuição. A localização da estação de tratamento e seus respectivos pontos de captação superficial e subterrânea podem ser visualizados na Figura 116.

Figura 116 – Localização das fontes de água para abastecimento e da ETA do distrito de Perpétuo Socorro.



A captação e a adução de água bruta são realizadas no rio Doce por intermédio de um flutuante nas margens do rio equipado com uma motobomba de 20 c.v. e capacidade de 40 L/s (Figura 117). O trecho percorrido pela linha de adução de água bruta até a ETA é de 192 m de distância através de um conduto composto por tubos de ferro fundido e MPVC.

Figura 117 - Detalhe da balsa de captação superficial de água localizada no rio Doce.



O sistema de tratamento de água possui duas ETAs, uma de alvenaria que está inoperante desde o desastre e outra, de material compósito, construída pela Fundação Renova e entregue para a prefeitura em 03 de fevereiro de 2017, que está em operação atualmente pela Copasa conforme contrato entre a Prefeitura e a empresa de saneamento. O resumo dos principais componentes da ETA está disponível na Tabela 123. A estação de tratamento operacional é do tipo convencional, tem capacidade de produção de água tratada de 25 L/s e é composta por quatro floculadores hidráulicos, um decantador de fluxo laminar com placas e quatro filtros ascendentes com leito fixo de areia e antracito (Figura 118).

Tabela 123 – Resumo das etapas de tratamento para a ETA do distrito de Perpétuo Socorro.

Município		Belo Oriente – Distrito de Perpétuo Socorro
Tipo da ETA		Convencional
Etapas do tratamento	Coagulante	Sulfato de alumínio
	Floculador	4 floculadores de fluxo descendente
	Decantador	1 decantador convencional laminar
	Filtro	4 filtros multicamadas
	Desinfecção	Solução de hipoclorito de cálcio
	Fluoretação	Ácido fluorossilícico

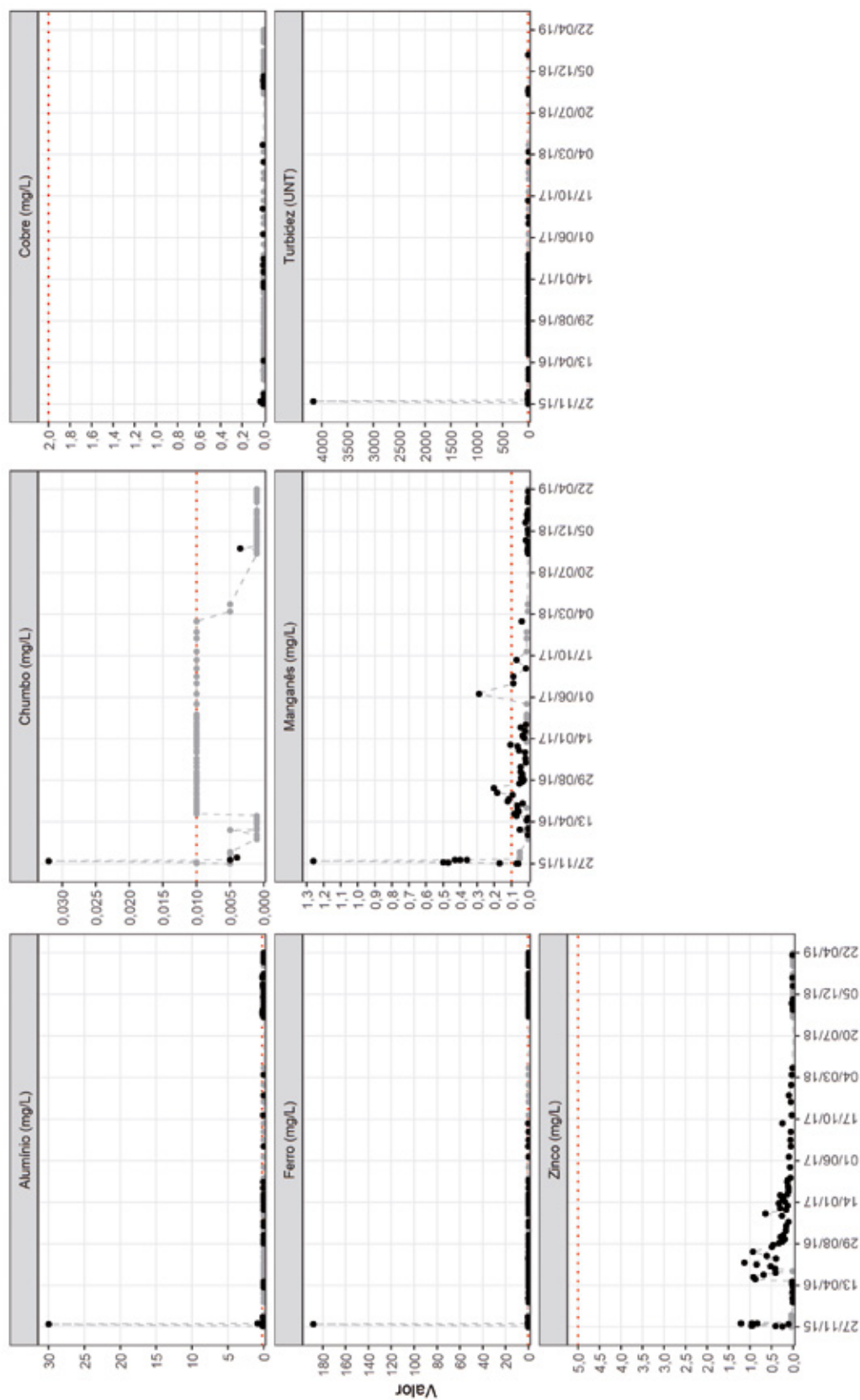
Figura 118 - Estação de Tratamento de Perpétuo Socorro: (A) vista superior da ETA antiga; (B) tanque de floculação; (C) decantador e (D) detalhe da base do desarenador instalado na entrada de água bruta.



O Sistema de Abastecimento de Perpétuo Socorro é o primeiro de captação superficial à jusante da UHE Risoleta Neves, portanto, como disponível no Apêndice D (Aumento da concentração de sólidos na água - Turbidez – Compartimento 2A) para o ponto RD 033 de avaliação de qualidade da água bruta do IGAM, ficou sujeito a valores de turbidez na ordem de milhares de UNT durante o período pós-desastre, o que inviabilizou o processo de tratamento e consequentemente a distribuição de água tratada. Com isso, a ETA ficou aproximadamente 30 dias sem operação em virtude de não haver possibilidade de tratamento e condicionamento da água do rio Doce para consumo humano, como pode ser observado nos resultados dos laudos apresentados na Figura 119. A turbidez da água tratada ficou elevada durante o período chuvoso entre 2015 e 2016, chegando a um valor acima de 4000 UNT, conforme disponibilizado no laudo do Anexo A. Neste mesmo laudo, há também valores muito acima do VMP para outros EPTs, como, por exemplo, 0,032 mg/L de chumbo total, 188,2 mg/L de ferro total e 1,26 mg/L de manganês total.

Durante este período, a população do distrito foi abastecida por meio de caminhões-pipa. No ano de 2016, a ETA teve diversos problemas operacionais no processo de tratamento de água, pois a mesma se encontrava em estado precário de conservação. Desta maneira, durante as ações emergenciais neste mesmo ano, a Samarco providenciou a construção de uma nova Estação de Tratamento de Água para o município e a perfuração e restauração de quatro poços subterrâneos para garantir segurança hídrica para a população.

Figura 119 - Resultados dos EPTs e Turbidez avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para a ETA de Perpétuo Socorro.



• Abaixo do Limite de Quantificação (LQ) VMP conf. Portaria de Consolidação nº 5 – Anexo XX

Em relação aos poços perfurados para promover captações alternativas ao rio Doce, foi recuperado o poço já existente e perfurados outros três poços para a redução da necessidade de captação do rio. Na sequência, encontra-se a situação dos poços e das ações de recuperação da ETA no final de 2018, conforme vistoria técnica em campo e como consta no Relatório de Mensal da Fundação Renova, conforme deliberação do CIF nº 33/2016 (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018):

- ETA: A Estação de Tratamento de Água está em operação pela Copasa e produz água tratada dentro dos parâmetros determinados pela legislação pertinente (conforme os laudos dos ensaios físico-químicos fornecidos pela Copasa);
- poço 01: Poço localizado no terreno da ETA, foi recuperado recebendo um novo revestimento. Poço foi entregue ao prestador de serviço, porém não está sendo utilizado devido à elevada concentração de ferro e manganês;
- poço 02: Não foi interligado à rede de distribuição pois apresentou baixa vazão (aproximadamente 0,7 L/s) devido à interceptação de uma camada de argila;
- poço 03: O poço possui vazão de 2,2 L/s e aguarda aceitação do Prestador de Serviço para interligação à rede de distribuição;
- Poço 04: Não foi interligado à rede de distribuição pois apresentou baixa vazão (aproximadamente 0,2 L/s).

2.2.2 PERIQUITO – DISTRITO DE PEDRA CORRIDA

Pedra Corrida é um distrito pertencente ao município de Periquito, no interior do Estado de Minas Gerais. De acordo com o Censo Demográfico realizado pelo IBGE em 2010, o distrito contava com uma população de 2.047 habitantes distribuídos em 676 domicílios (FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CARATINGA, 2015). O serviço de abastecimento de água do município de Periquito e seus respectivos distritos é de responsabilidade da COPASA.

O SAA de Pedra Corrida é composto por 01 ponto de captação no rio Doce e 01 ETA com capacidade de fornecimento de água tratada na vazão de 18 L/s. A localização dos componentes do SAA pode ser visualizada na Figura 120. A captação superficial ocorre por meio de uma bomba disposta no interior de uma estação elevatória com conduto submerso na calha do rio (Figura 121). A adução de água bruta da elevatória até a ETA tem distância de cerca de 200 m e é realizada a partir de trechos de ferro fundido e trechos de MPVC.

Figura 120 - Localização dos itens do SAA para o distrito de Pedra Corrida.

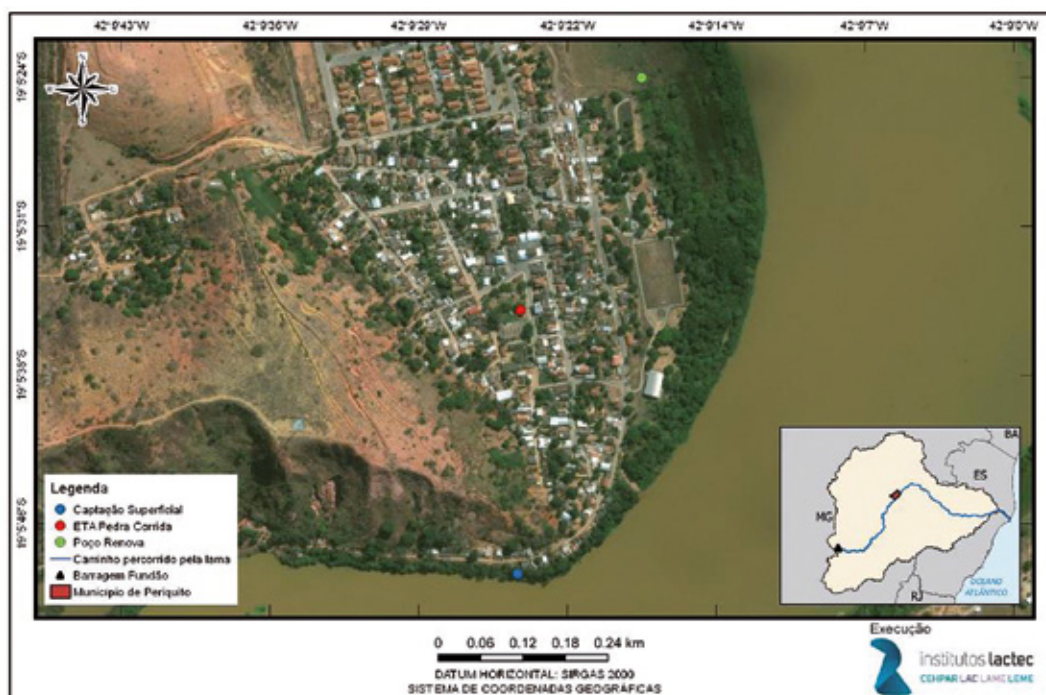


Figura 121 - Estação de Captação e Adução de Água Bruta de Pedra Corrida: (A) abrigo da estação de bombeamento e (B) tubulações de captação submersa do rio Doce.



A ETA é composta por 04 floculadores, 01 decantador lamelar vertical e 05 filtros descendentes cônicos com elemento filtrante de areia, cascalho e antracito (Figura 122). O coagulante utilizado pela ETA é sulfato de alumínio, a desinfecção é feita a partir de uma solução de 10% de hipoclorito de cálcio e a fluoretação é com ácido fluorossilícico. As informações das etapas de tratamento da ETA estão disponíveis na Tabela 124.

Figura 122 – Estação de Tratamento de Água de Pedra Corrida: (A) Edifício administrativo e laboratório de análises químicas; (B) Vista geral da ETA; (C) Decantador e (D) Calha Parshall e linha de dosagem de floculante e correção do pH.



Tabela 124 – Resumo das etapas de tratamento para a ETA do distrito de Pedra Corrida.

	Município	Periquito – Distrito de Pedra Corrida
	Tipo da ETA	Convencional
Etapas do tratamento	Coagulante	Sulfato de alumínio
	Floculador	4 floculadores de fluxo
	Decantador	1 decantadores convencional laminar
	Filtro	5 filtros multicamadas
	Desinfecção	Solução de hipoclorito de cálcio
	Fluoretação	Ácido fluorossilícico

Durante a passagem da onda de lama pela calha do rio Doce no distrito de Pedra Corrida, a ETA ficou inoperante durante 12 dias, tempo no qual a população foi abastecida com carros-pipa. Em seguida, com a redução da turbidez do rio Doce, a ETA retornou as operações de tratamento de distribuição de água potável. Como medida emergencial, foi também perfurado um poço para atendimento de água potável para o município, porém, o mesmo não se encontra integrado na ETA pois possui elevadas concentrações de ferro conforme laudo no Anexo B.

No gráfico disponível na Figura 123, é possível observar que houve uma grande dificuldade da ETA em manter a turbidez da água tratada estável, uma vez que a turbidez no ponto de captação do rio Doce oscilava muito, principalmente com o regime de chuvas nos meses de novembro a fevereiro que sucederam o desastre. A partir do mês de março, com o início do período de estiagem na região, percebeu-se que as variações de turbidez na água tratada se estabilizaram, com valores para o 95º percentil abaixo do VMP. No período chuvoso do ano de 2017 observou-se uma amplitude menor nos valores da turbidez, correspondendo as variações encontradas para o mesmo período para a água bruta na estação IGAM RD083 (Apêndice D).

Na avaliação dos valores da turbidez para a água tratada segundo preconizado na legislação do Ministério da Saúde, conforme disposto na Figura 124, verificou-se que houveram algumas não conformidades nos valores de turbidez, principalmente para os meses chuvosos após o desastre, com a ocorrência significativa de valores acima de 1,0 UNT entre os meses de dezembro de 2015 a maio de 2016. Além disso, para o mês de abril de 2017, cerca de 65% das amostras ficaram acima de 0,5 UNT, porém, conforme o dado para o mesmo mês na Figura 123, o 95° percentil encontra-se abaixo de 1,0 UNT.

Para os EPT avaliados na água tratada, conforme rotina de ensaios e VMP da Portaria de Consolidação nº 5, disponíveis na Figura 125, destacaram-se os picos de ferro e de manganês após o desastre, com valores de 4,2 e 0,42 mg/L, respectivamente. Em relação ao alumínio, mais especificamente no mês de maio de 2016, observou-se um pico em sua concentração na ordem de 4,0 mg/L, valor este justificado possivelmente por uma alta dosagem de sulfato de alumínio, produto este utilizado como auxiliar de coagulação na etapa de floculação da ETA.

Figura 123 – Avaliação da mediana e do 5° e 95° percentis das análises de turbidez da água tratada para o distrito de Pedra Corrida.

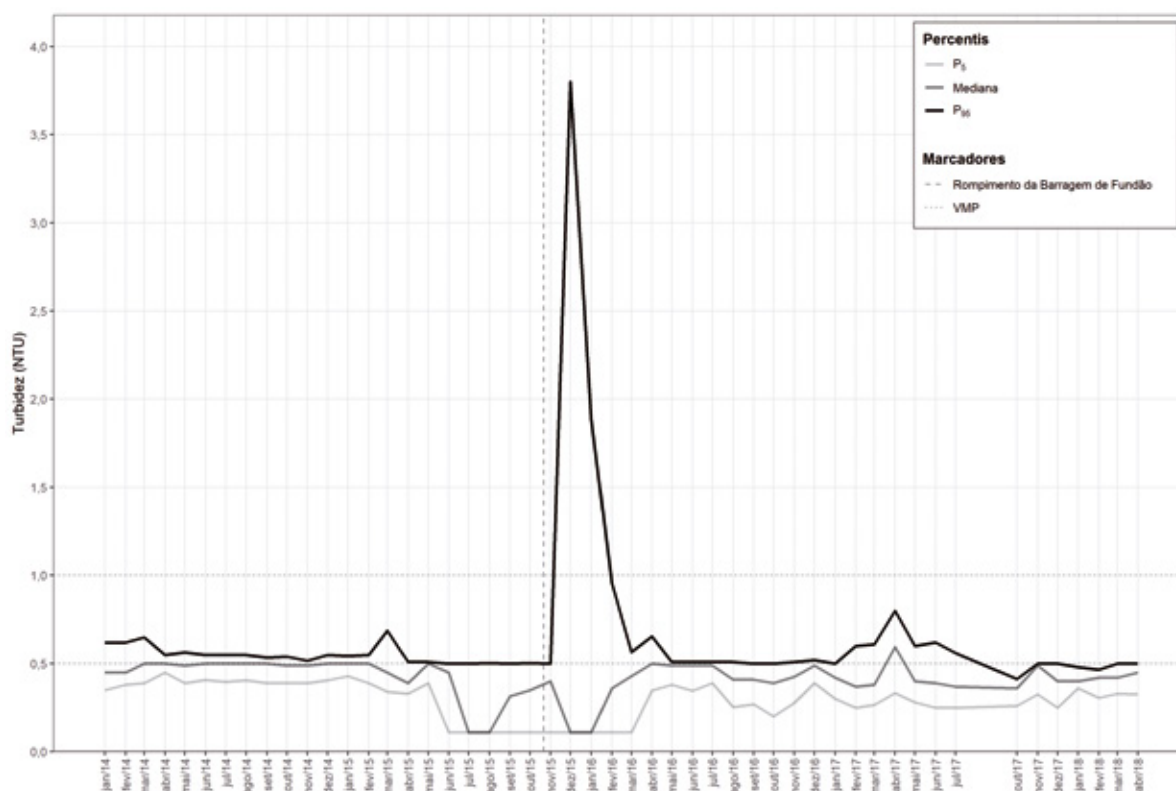


Figura 124 - Porcentagem de inconformidades para a turbidez da água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para o distrito de Pedra Corrida.

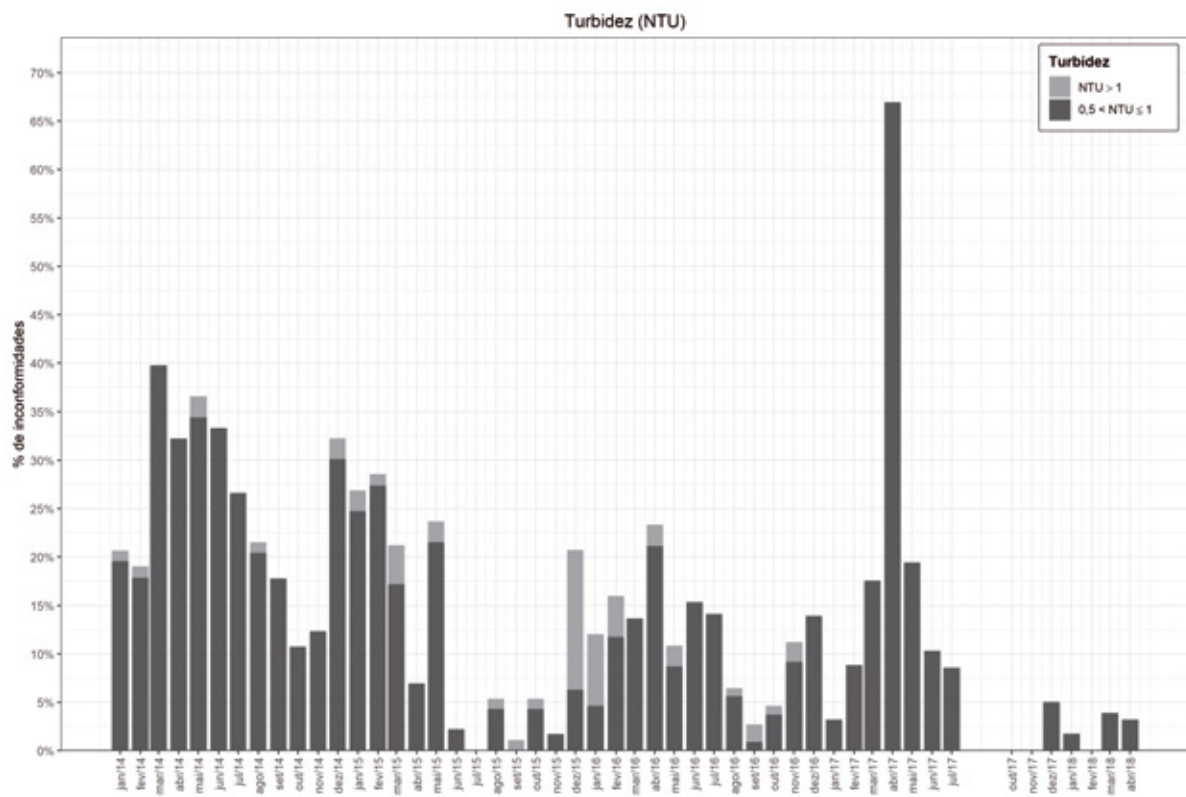
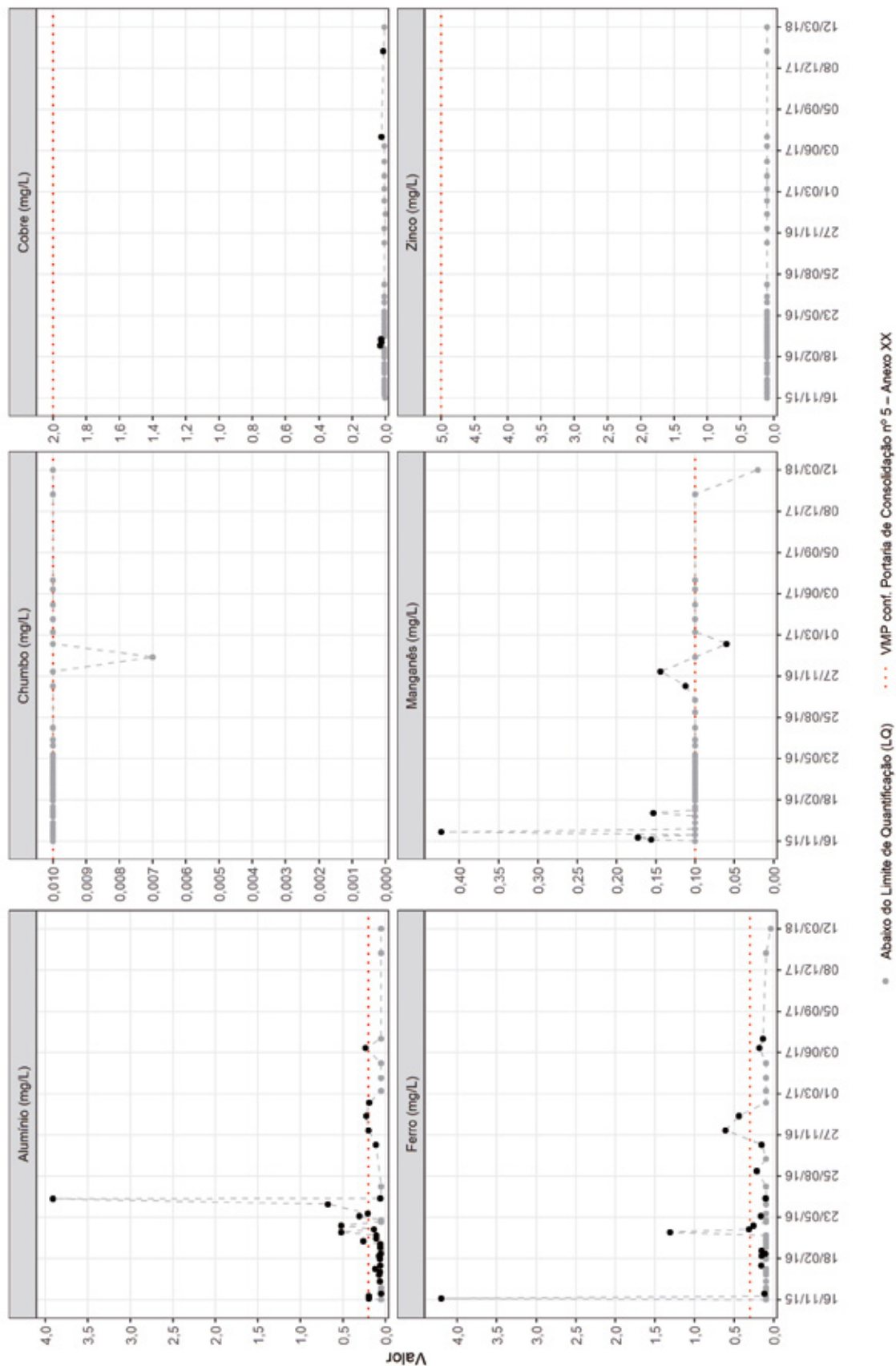


Figura 125 – Resultados dos EPT avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para o distrito de Pedra Corrida



2.2.3 ALPERCATA – SEDE MUNICIPAL

No município de Alpercata, a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) gerencia o sistema de abastecimento de água (COPASA, 2017). Dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento apresentaram que a população total atendida com abastecimento de água corresponde a 4.648 habitantes (SNIS, 2016). Segundo informações obtidas na entrevista com o responsável técnico da ETA de Alpercata, para este município, o abastecimento atende em torno de 10.000 pessoas, considerando a sede municipal e o distrito de Pedra Nova. A distância entre o ponto de captação e a ETA pode ser visualizado na Figura 126 enquanto que a localização da ETA na sede municipal de Alpercata está disponível na Figura 127.

Figura 126 - Localização dos itens do SAA para o município de Alpercata.

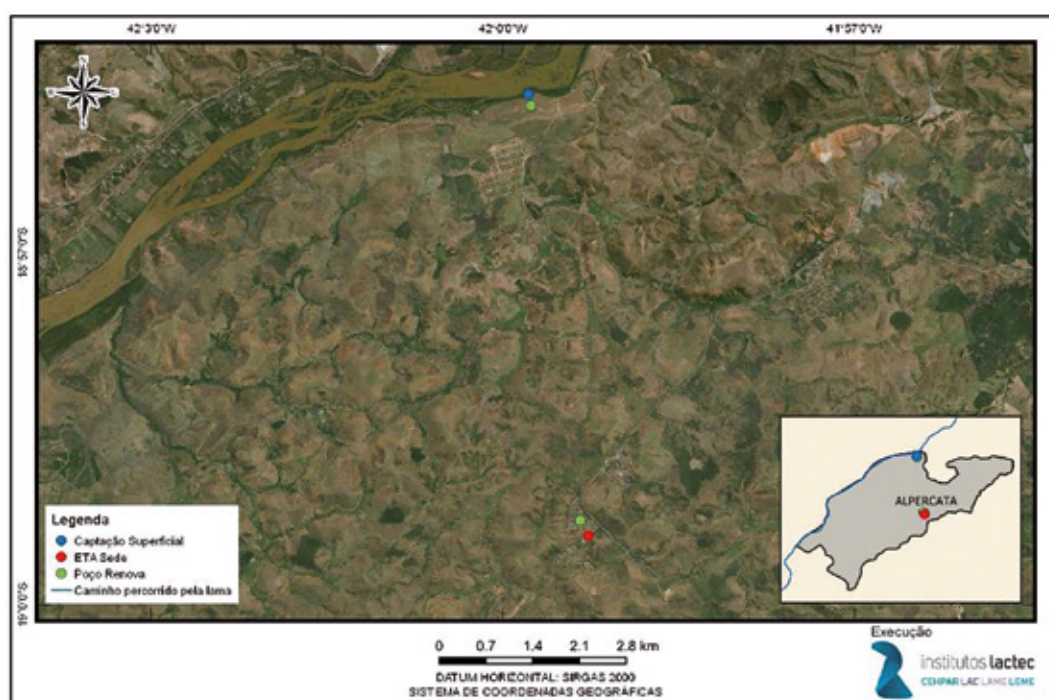
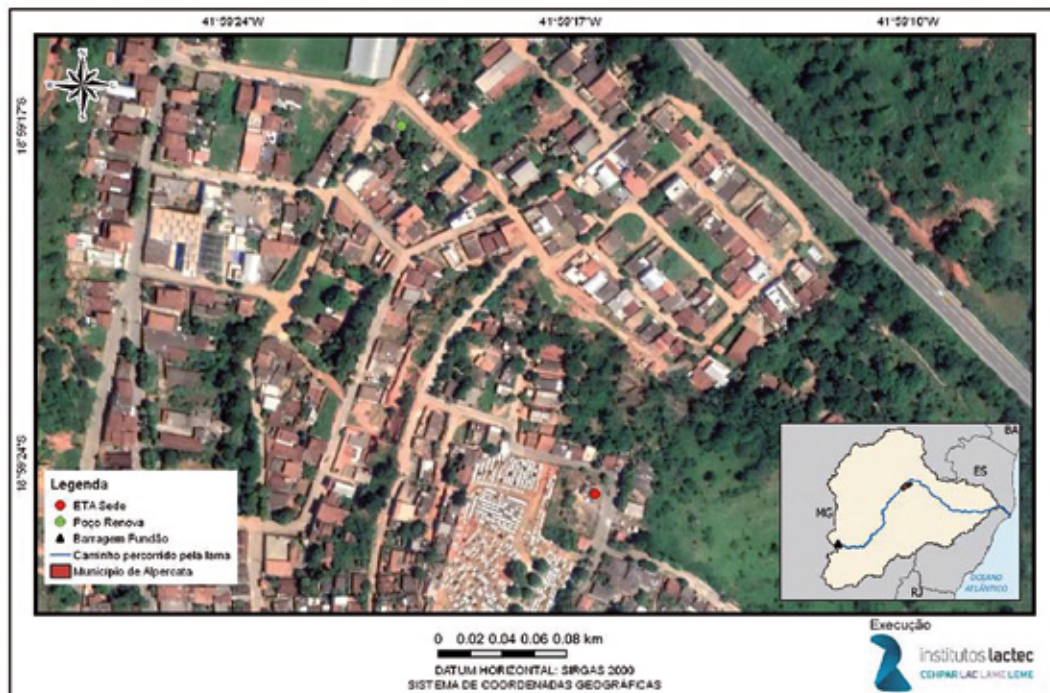


Figura 127 – ETA e Poço da sede municipal de Alpercata.



O sistema de abastecimento local é do tipo convencional e composto por captação, adução, recalque, tratamento, reservação e distribuição. A captação superficial de água é realizada do rio Doce no ponto de coordenadas 18°55'38,60" S e 41°59'46,89" O, o qual pode ser observado na Figura 128. A captação é realizada por uma bomba do tipo submersa com vazão média de 17 L/s.

Atualmente, o sistema de adução opera durante 21 h por dia e conta com três estações de recalque, ocorrendo a adução por duto fechado MPVC até a primeira estação de recalque e em seguida percorre em torno de 7 km até à Estação de Tratamento da Sede através de tubos de ferro fundido.

A estação de tratamento de água de Alpercata se localiza nas coordenadas 18°59'24,64" S e 41°59'16,27" O. O sistema da ETA é do tipo convencional e conta com as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. A infraestrutura de algumas destas etapas é apresentada na Figura 129. O resumo das operações da ETA e suas respectivas características encontram na Tabela 125.

Na etapa de coagulação é usado o produto sulfato de alumínio dosado nas calhas Parshall e a correção de pH para o coagulante é feita com hidróxido de sódio. São utilizados quatro flocladores de fluxo ascendente e um decantador laminar convencional. A filtração é realizada por quatro filtros de fluxo descendente com multicamadas de cascalho, areia e antracito. Por fim, a desinfecção ocorre com hipoclorito de cálcio em solução 10% e a fluoretação por ácido fluorossilícico.

Figura 128 – Ponto de captação de água bruta no Rio Doce da ETA de Alpercata.



Figura 129 – Instalações da Estação de Tratamento de Água de Alpercata: (A) Visão externa da ETA; (B) Floculadores; (C) Decantador; e (D) Filtro.



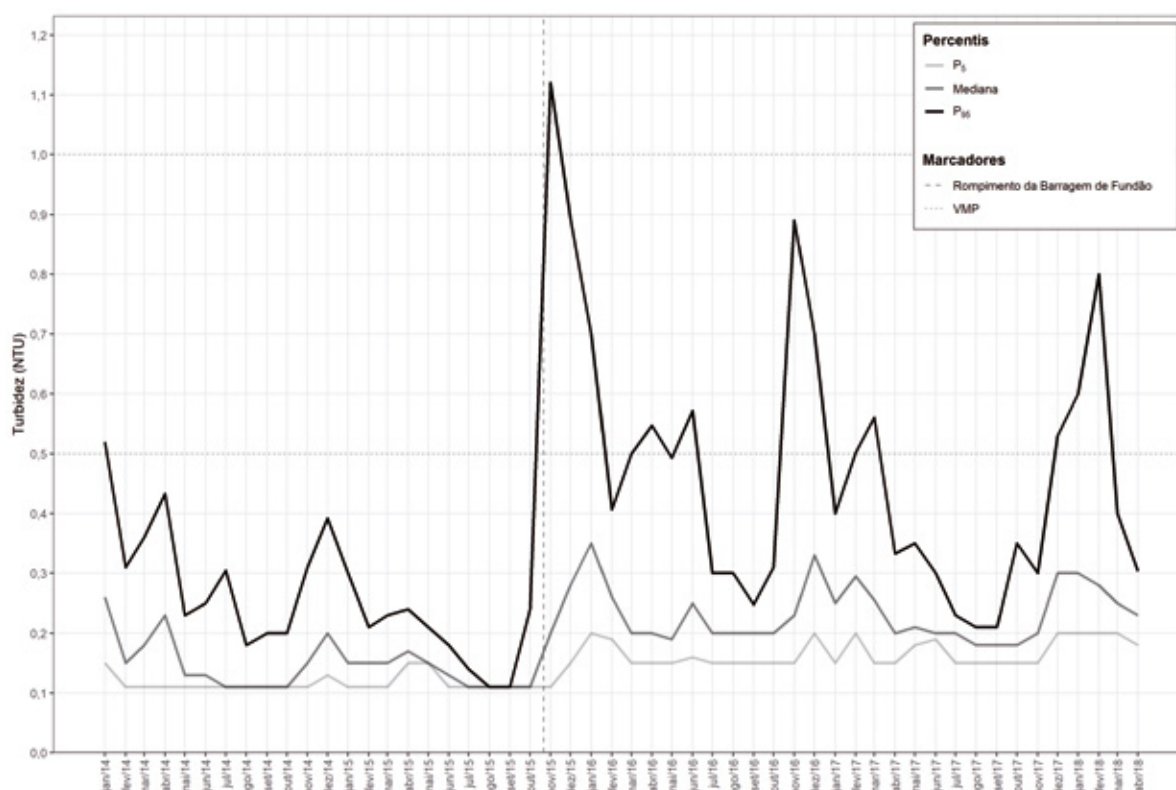
Tabela 125 – Resumo das etapas de tratamento para a ETA do município de Alpercata.

	Município	Alpercata
	Tipo da ETA	Convencional
Etapas do tratamento	Coagulante	Sulfato de alumínio
	Floculador	4 floculadores de fluxo
	Decantador	1 decantadores convencional laminar
	Filtro	4 filtros multicamadas
	Desinfecção	Solução de hipoclorito de cálcio
	Fluoretação	Ácido fluorossilícico

Após o rompimento da barragem de Fundão, a ETA ficou aproximadamente dez dias sem operar, devido ao assoreamento do canal que alimentava a bomba de captação de água do rio Doce e como uma forma de precaução da companhia de saneamento para proteção ao sistema de tratamento em virtude das elevadas concentrações de sólidos presentes no rio Doce. Após o desastre, foram fornecidos à ETA bombas dosadoras de coagulante e hidróxido de sódio pela Fundação Renova, as quais não existiam anteriormente. Essa foi uma das ações da Fundação em busca de melhorar as condições estruturais da ETA após o desastre. Em conjunto, para cumprimento do TTAC, houve a perfuração de dois poços pela Renova para redução da dependência de captação de água do Rio Doce, porém ambos apresentaram valores de vazão muito abaixo do necessário e não serão integrados no sistema de abastecimento de água do município.

Os parâmetros de qualidade da água tratada listados na Portaria do Ministério da Saúde são avaliados a cada duas horas na ETA Sede de Alpercata, e os demais parâmetros, mencionados na mesma Portaria, são medidos semestralmente, conforme recomendação da mesma Portaria (BRASIL, 2011). Na Figura 130, está apresentada a análise das separatrizes para a turbidez da água tratada para os anos de 2014 a 2018. Na comparação dos períodos pré e pós-desastre, é possível verificar claramente que houve uma redução na eficiência de remoção da turbidez da ETA em virtude das mudanças de características da turbidez da água do rio Doce após o desastre. Para esta ETA, além das dificuldades de remoção de turbidez se intensificarem nos períodos chuvosos, também foram encontradas variações na turbidez para os meses comumente secos, em destaque para abril, maio e junho de 2016, se for avaliada a amplitude entre a média e o 95° percentil.

Figura 130 - Avaliação da mediana e do 5° e 95° percentis das análises de turbidez da água tratada para o município de Alpercata.



Em consonância com os resultados da Figura 130, na Figura 131 estão mostrados os aumentos de turbidez para a água tratada nos períodos chuvosos, com destaque para a presença superior de 5% das amostragens acima de 1,0 UNT para os meses de novembro e dezembro de 2015. Em relação aos EPTs, conforme mostrado na Figura 132, houve um aumento incomum em seguida ao desastre, justificado pelos testes de operação de floculação da ETA, pois era necessário alcançar um novo *setpoint* operacional devido as novas características do rio Doce. Para o ferro e o manganês, houve alguns valores acima do VMP para os períodos chuvosos, porém, a Portaria do MS estabelece que estes parâmetros podem extrapolar o VMP se ocorrer o atendimento de certos critérios citados no Artigo 39.

Figura 131 - Porcentagem de inconformidades para a turbidez da água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para o município de Alpercata

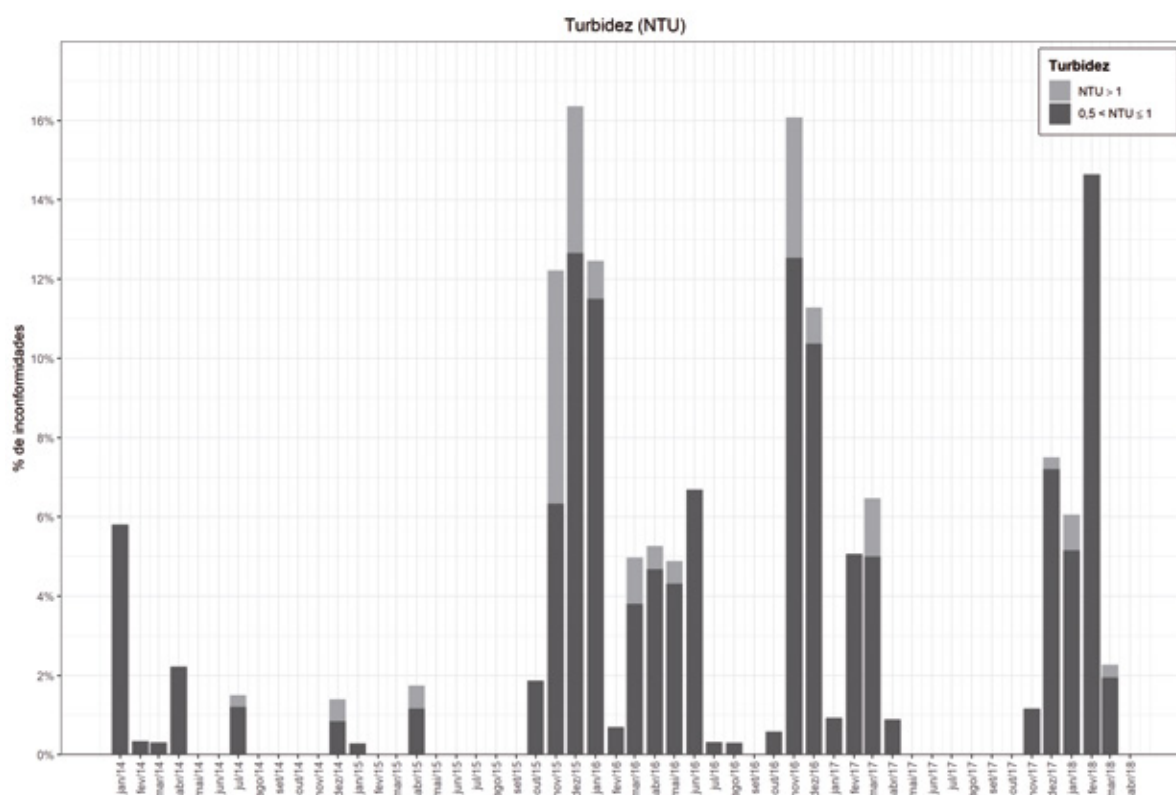
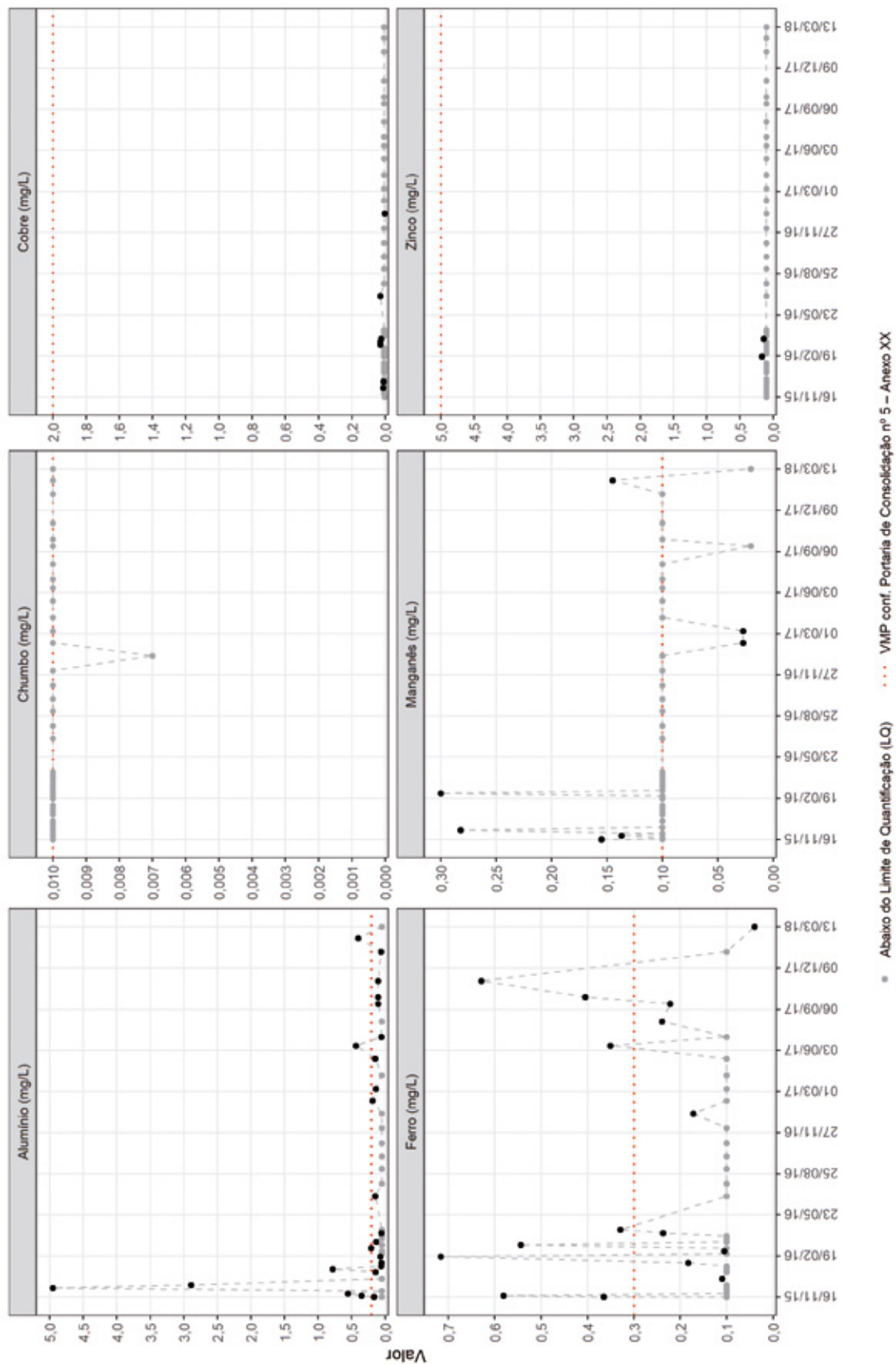


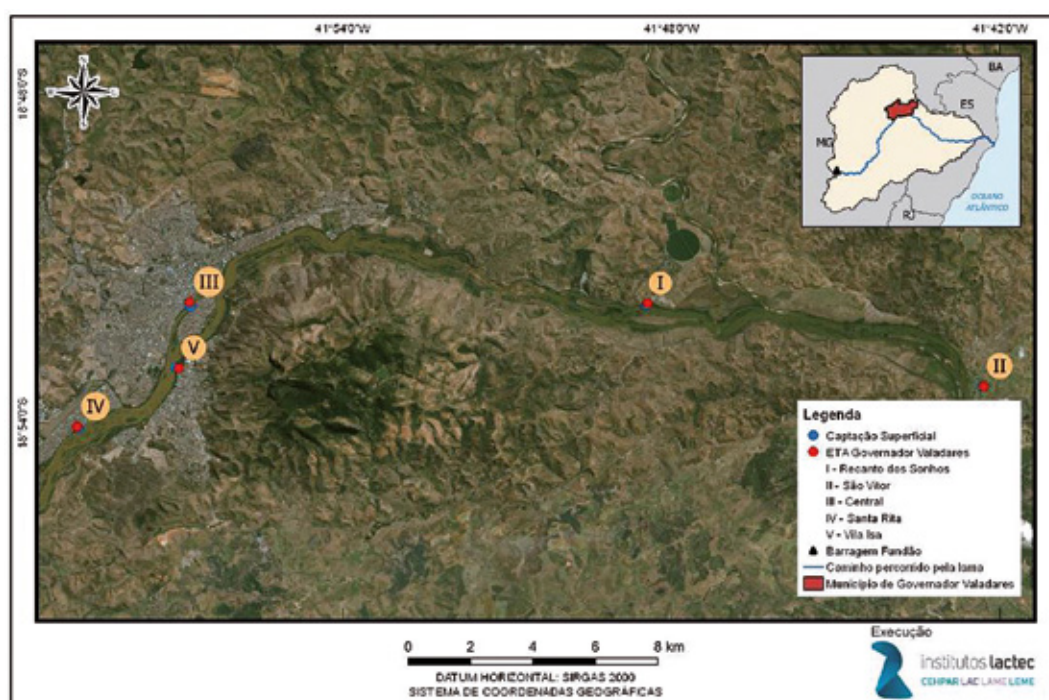
Figura 132 - Resultados dos EPT avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para o município de Alpercata



2.2.4 GOVERNADOR VALADARES - SEDE MUNICIPAL

O município de Governador Valadares é o maior, em termos populacionais, da bacia do rio Doce com 263.689 habitantes conforme censo demográfico de 2010 do IBGE. A sede municipal de Governador Valadares conta com quatro ETAs para atendimento da sede: Central, Santa Rita, Vila Isa e Recanto dos Sonhos. O Sistema de Tratamento de Água é operado pela SAAE do município e atende 100% da população. Na Figura 133 está apresentada a localização dos componentes do SAA do município.

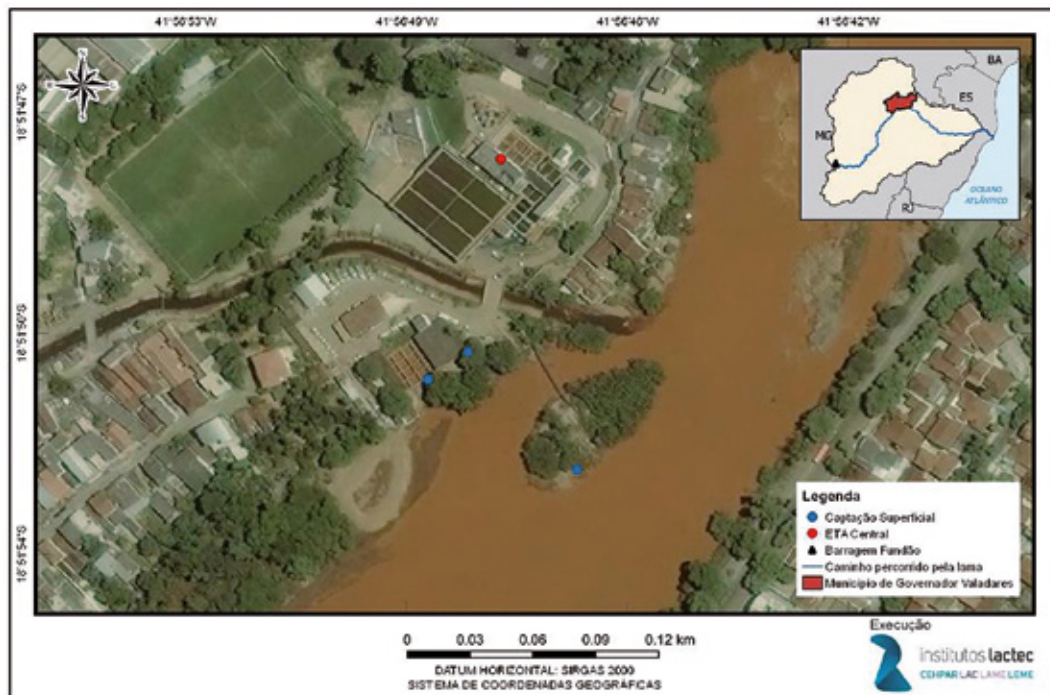
Figura 133 - Caracterização do Sistema de Abastecimento do Município de Governador Valadares.



a) ETA Central

A ETA Central da SAAE de Governador Valadares é a maior do município e distribui uma vazão média de água tratada de 800 L/s. A localização da estação de tratamento e seus respectivos pontos de captação superficial podem ser visualizados na Figura 134.

Figura 134 - Localização dos componentes do SAA da ETA Central.



A captação de água bruta é realizada a partir de três pontos distintos dispostos no rio Doce (Figura 135). Ambos os pontos estão centralizados em uma mesma estação elevatória e encaminhados para o ramal de entrada onde encontra-se o medidor de vazão tipo Calha Parshall e as linhas de dosagem de produtos químicos para correção do pH e promotores de coagulação.

Figura 135 - Pontos de Captação da ETA Central: (A) Captação por gravidade em canal de derivação e (B) captação superficial a partir de balsas flutuantes.



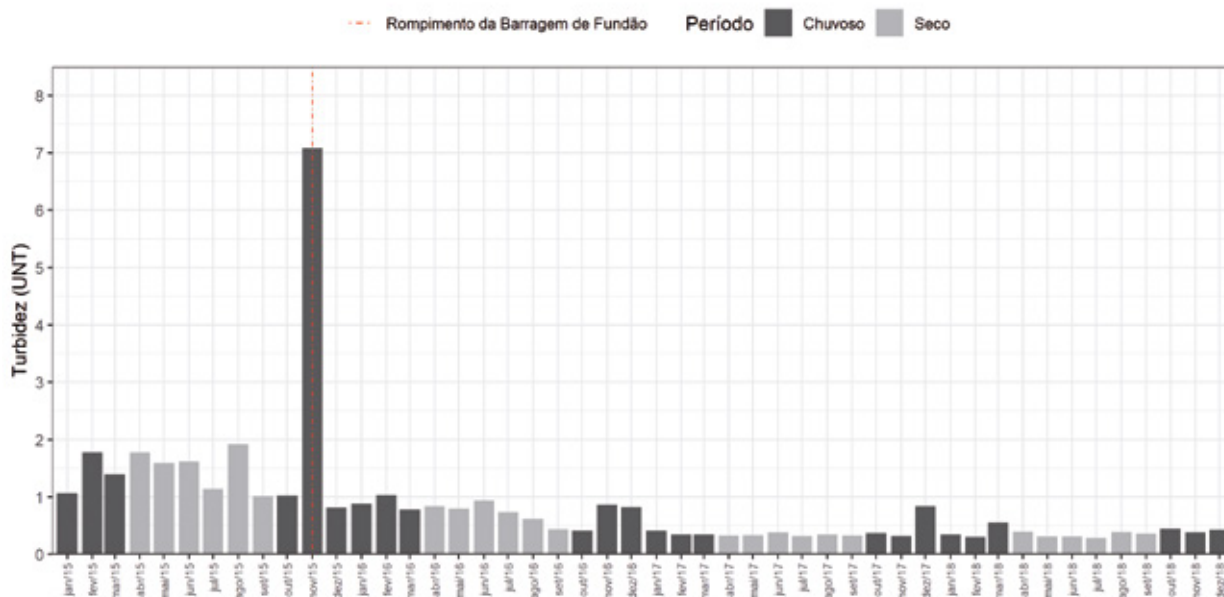
Após a medição de vazão, a água bruta é enviada para uma série de oito flocluladores com agitação, na qual os sólidos dissolvidos são coagulados com sulfato de alumínio e Tanfloc (utilizado apenas em casos de alta turbidez da água bruta). Em seguida, os sólidos ainda presentes na água são decantados em três decantadores laminares em paralelo, e o clarificado destes decantadores passa por um sistema de filtração com 10 filtros descentes com camada mista de material filtrante (areia e antracito). Por fim, a água filtrada é clorada com hipoclorito de sódio líquido nos tanques de contato e fluoretada com ácido fluossilícico. As imagens com os principais itens da ETA Central estão disponíveis na Figura 136.

Figura 136 - ETA Central de Governador Valadares: (A) Tubulações de alimentação de água bruta; (B) Flocluladores; (C) Tanques de sedimentação e (D) Filtros.



Durante a passagem da pluma de rejeitos pelas captações do rio Doce da ETA Central, a mesma ficou inoperante por 8 dias em virtude da incapacidade de remoção da turbidez encontrada neste período. Neste interim, a Samarco forneceu Tanfloc para a SAAE, um coagulante extraído da casca da árvore Acácia-negra que tem eficiência de remoção de turbidez (principalmente para soluções com alta turbidez) superior aos coagulantes comumente utilizados para tratamento de água (e.g.: sulfato de alumínio, hidróxicloreto de alumínio e cloreto férrico) e não deixa residual de metais na água tratada. Assim sendo, com o emprego do Tanfloc, a ETA conseguiu retornar as operações após estes 8 dias paralisados. A turbidez para a água tratada da ETA para os períodos de pré e pós desastre encontram-se na Figura 137.

Figura 137 – Valores de média mensal da turbidez da água tratada da ETA Central.



Foi observado um pico no valor de turbidez média para a água tratada durante o mês de novembro, devido a elevada turbidez do rio Doce e que não se repete ao longo dos meses seguintes, inclusive nos períodos chuvosos dos próximos anos. Em relação aos metais, a ETA realizou ensaios semanais no ano de 2018 para alumínio, ferro e manganês e os ensaios semestrais (conforme determina a norma do Ministério da Saúde) para os demais metais. Os resultados dos ensaios para estes compostos estão disponíveis nas Figura 138 e Figura 139. Para ambos os ensaios laboratoriais analisados, não houve nenhuma violação dos limites para água tratada para os meses em questão.

Figura 138 - Resultados dos ensaios para alumínio, ferro e manganês na água tratada realizados semanalmente em 2018.

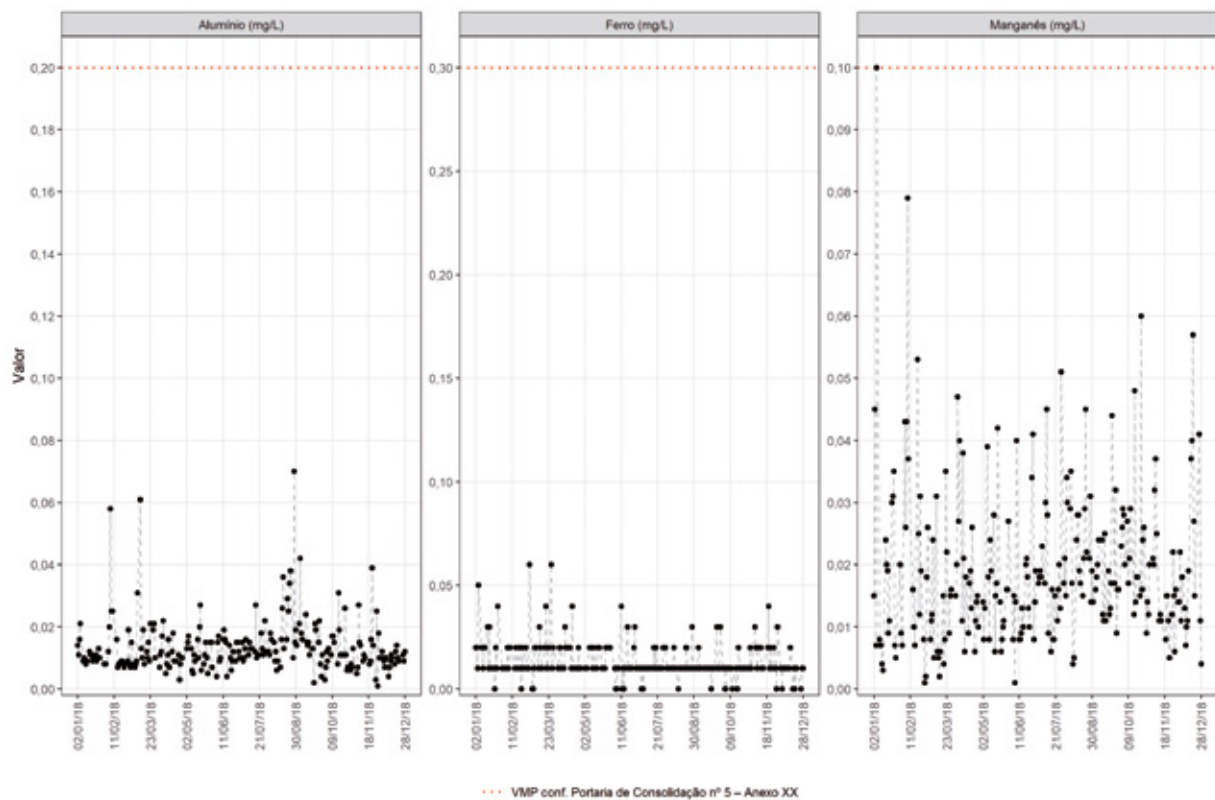
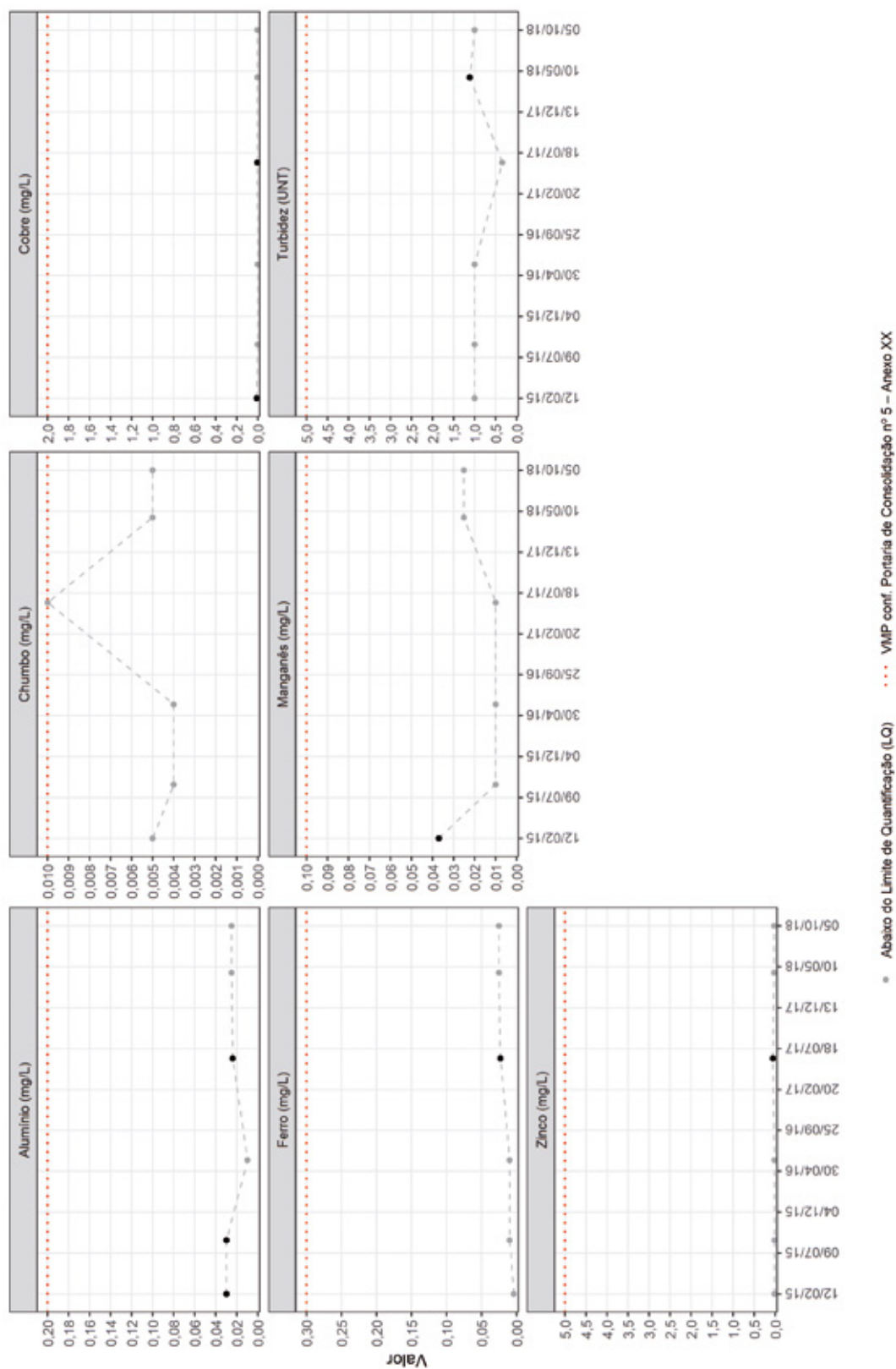


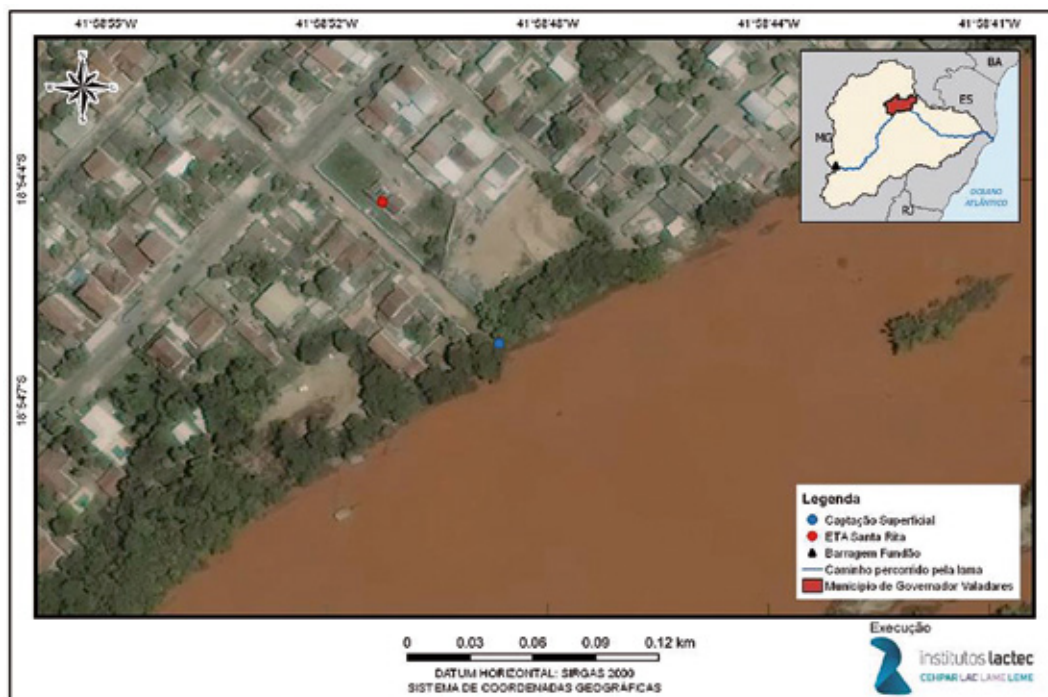
Figura 139 - Resultados dos EPT avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para a ETA Central de Governador Valadares.



b) ETA Santa Rita

A ETA Santa Rita é administrada pela SAAE do município e atende os bairros de Santa Rita, Penha e Distrito industrial. Sua vazão de água tratada é de, aproximadamente, 36 L/s. O SAA consta com apenas uma ETA e uma captação superficial no rio Doce, conforme mostrado na Figura 140.

Figura 140 – Localização dos componentes do SAA da ETA Santa Rita.



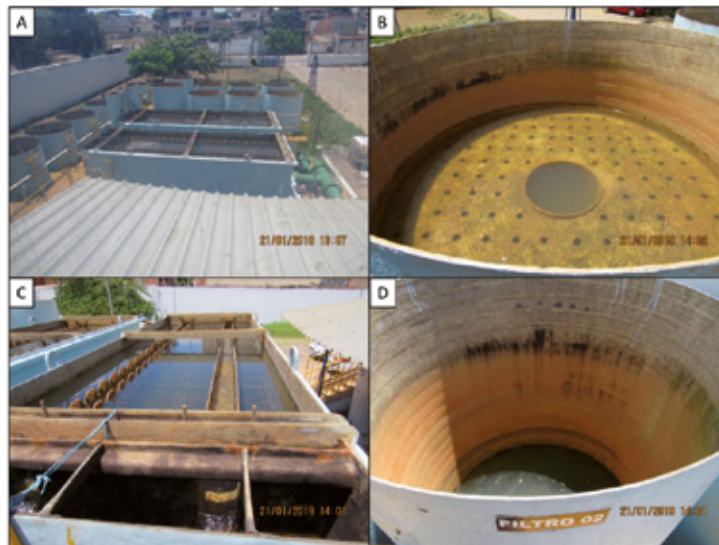
A captação no rio Doce é realizada a partir de dois módulos flutuantes com operação intermitente por um período de 21 h (Figura 141). A água bruta é bombeada deste ponto diretamente para a ETA que se encontra a uma distância aproximada de 200 m deste local.

Figura 141 - Balsa de captação de água bruta da ETA Santa Rita.



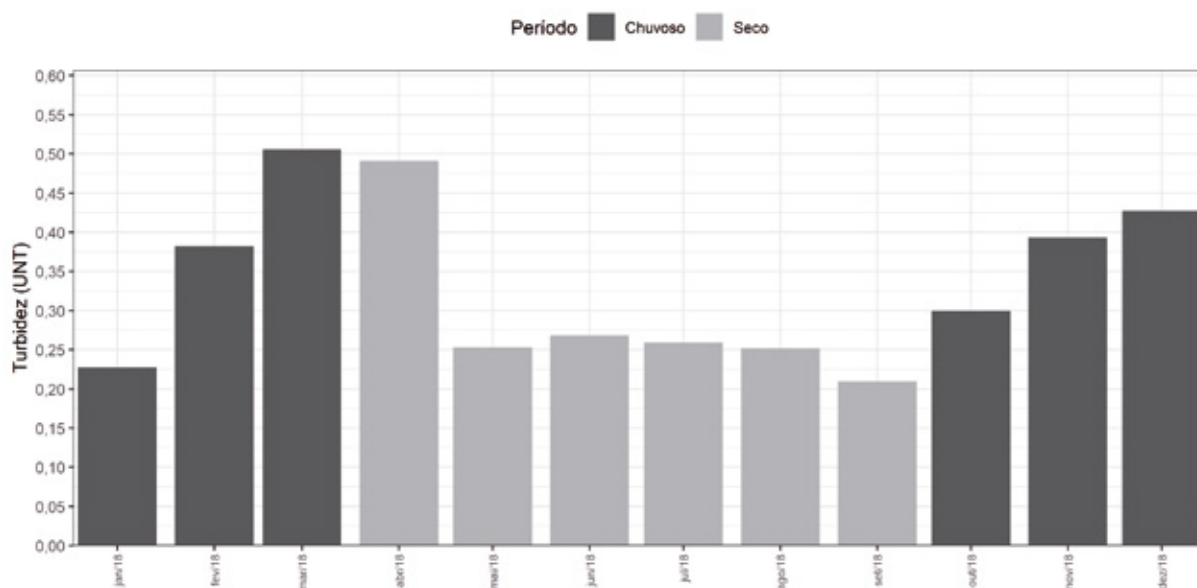
A ETA Santa Rita é do tipo convencional e o tratamento da água bruta é realizado por intermédio de oito floculadores de fluxo, dois decantadores em paralelo e oito filtros descendentes com camada filtrante composta de areia e antracito (Figura 142). A cloração é realizada com hipoclorito de sódio e a fluoretação com ácido fluorossilícico.

Figura 142 - ETA de Santa Rita: (A) Visão geral da ETA; (B) Floculador; (C) Decantadores e (D) Filtro.



Devido à proximidade da captação da ETA Central e ETA Santa Rita, a última teve os mesmos problemas com a elevada turbidez do rio Doce e sua captação ficou paralisada por 11 dias. Para este SAA, houve apenas os dados da média mensal de turbidez para 2018 (Figura 143), resultados laboratoriais para alumínio, ferro e manganês para o ano de 2018 (Figura 144) e demais EPTs conforme resolução para controle de água tratada do Ministério da Saúde (Figura 145).

Para os valores de turbidez, as médias mensais encontraram-se dentro do limite estabelecido para a legislação de água tratada, com pequenas diferenças entre os períodos secos e chuvosos. Em relação aos metais, medidos em 2018, destacaram-se os valores acima do VMP para o alumínio (dois resultados) e o manganês (um resultado). Em relação ao alumínio, devido ao valor estar um pouco acima do VMP, provavelmente foi resultante do excesso de floculante adicionado na floculação. Sobre o manganês, conforme a Portaria determina, seu valor por ser superior ao VMP em alguns casos que, pela ausência de dados, não foram discutidos no âmbito deste trabalho e ser comprovados pela operação do sistema ao órgão de fiscalização competente.

Figura 143 - Valores de média mensal da turbidez da água tratada da ETA Santa Rita.

Em relação aos ensaios semestrais de turbidez disponíveis na Figura 145, destacaram-se a turbidez acima de 1,0 UNT para o ensaio realizado no mês de fevereiro de 2015 (pré-desastre) e próximo de 1,0 UNT para o primeiro mês avaliado após o desastre. Esses valores não confirmam, mas evidenciam as dificuldades da ETA em tratar a água do rio Doce principalmente nos períodos chuvosos, ou seja, quando a turbidez é elevada e oscila constantemente com o regime de chuvas destes meses.

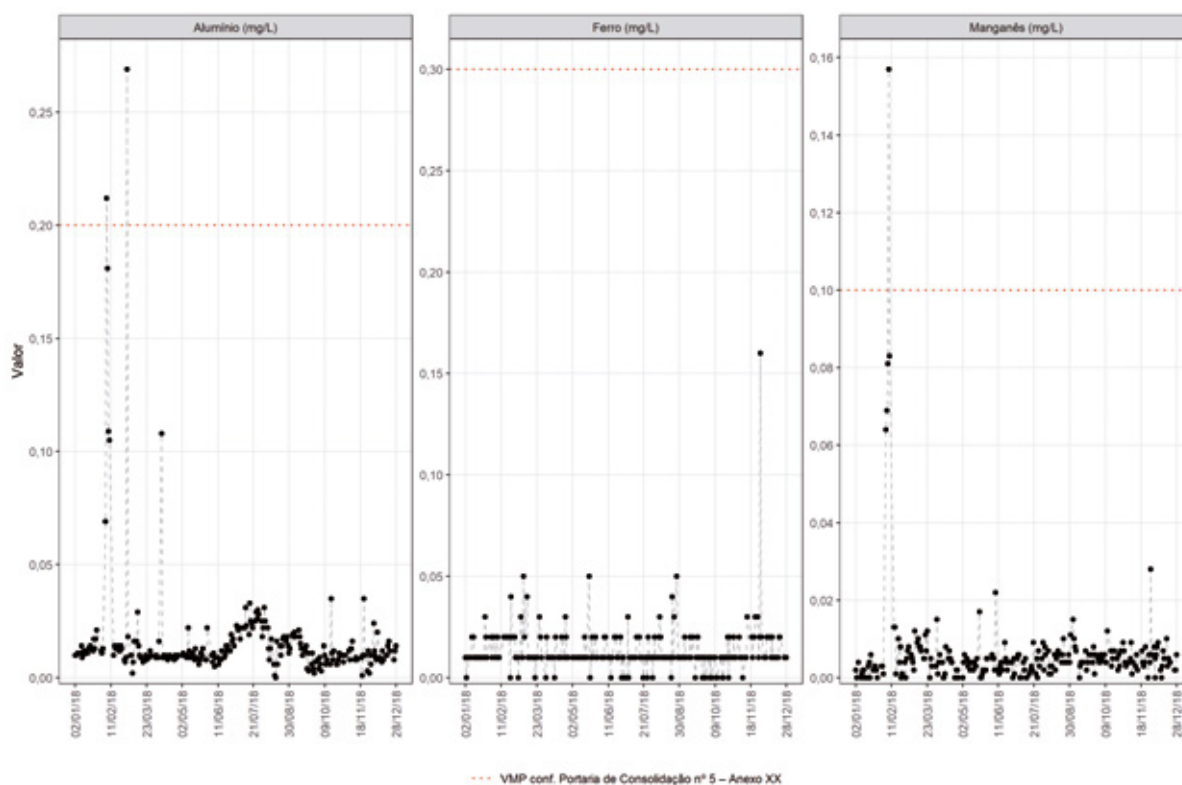
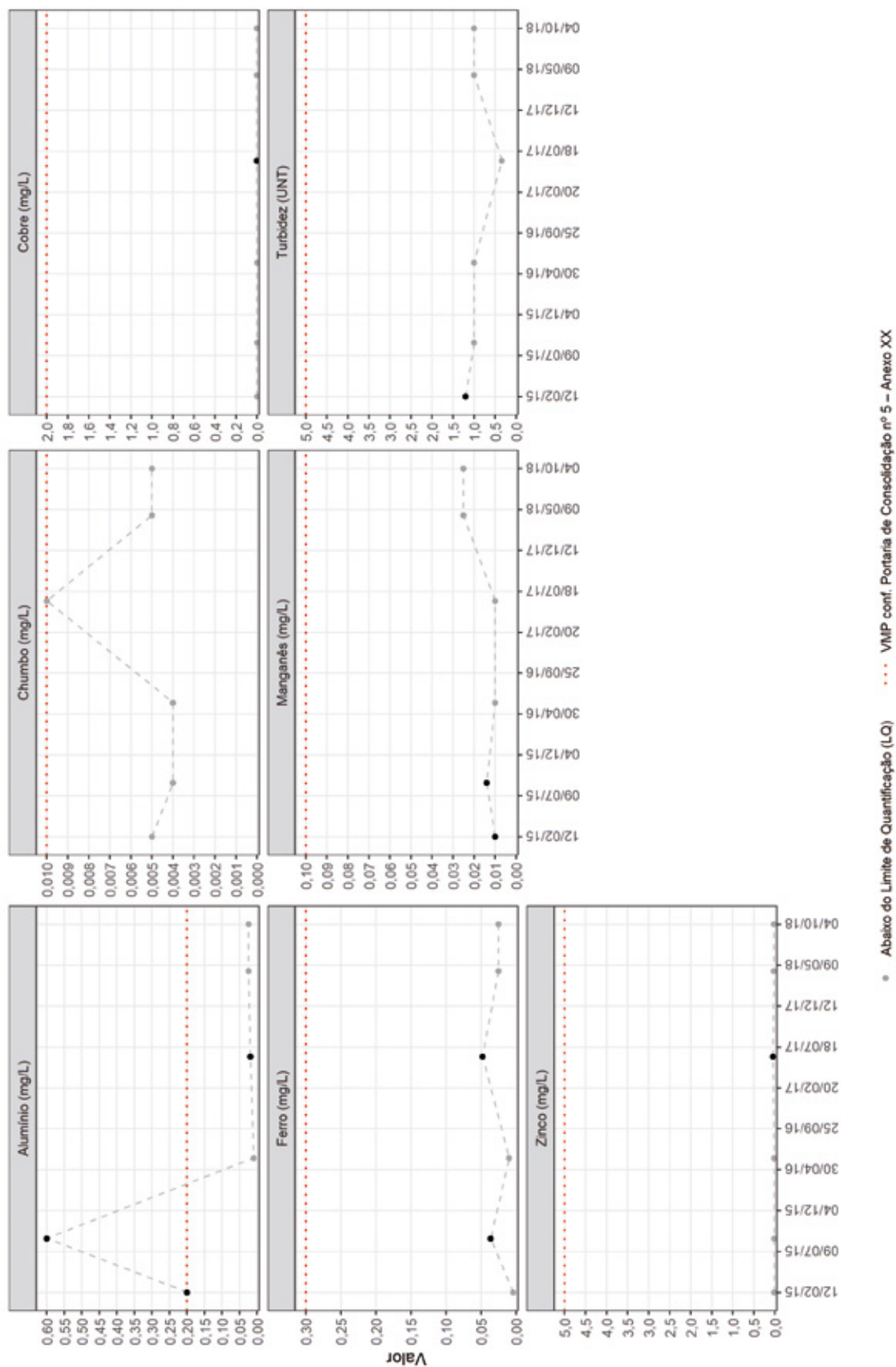
Figura 144 - Resultados dos ensaios para alumínio, ferro e manganês na água tratada realizados semanalmente em 2018.

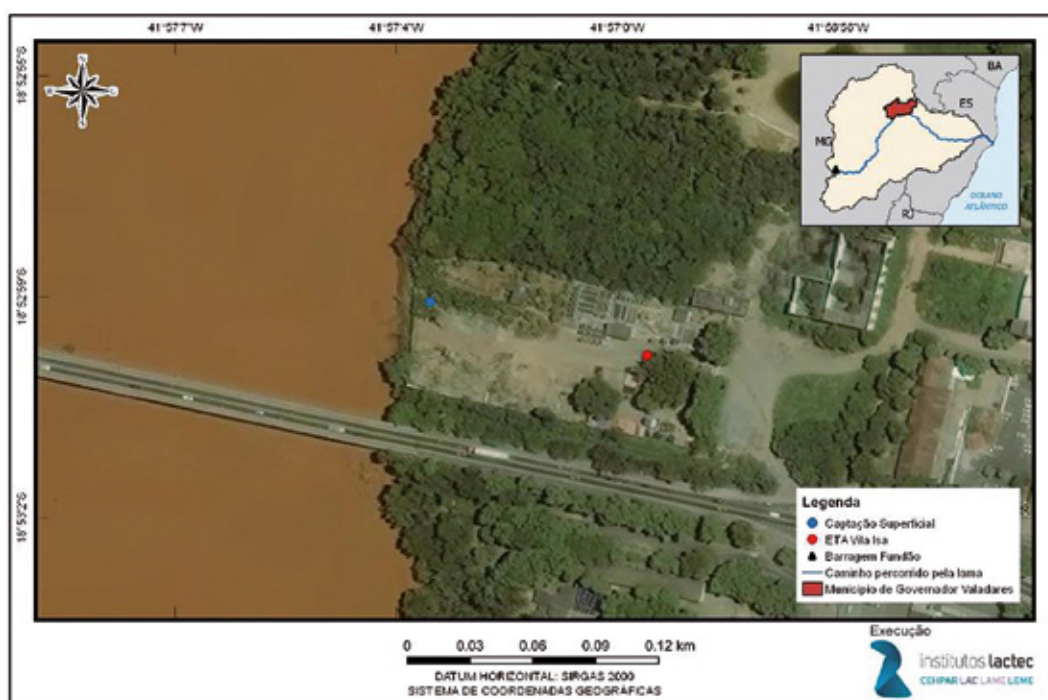
Figura 145 - Resultados dos EPTs e Turbidez avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para a ETA Santa Rita de Governador Valadares.



c) ETA Vila Isa

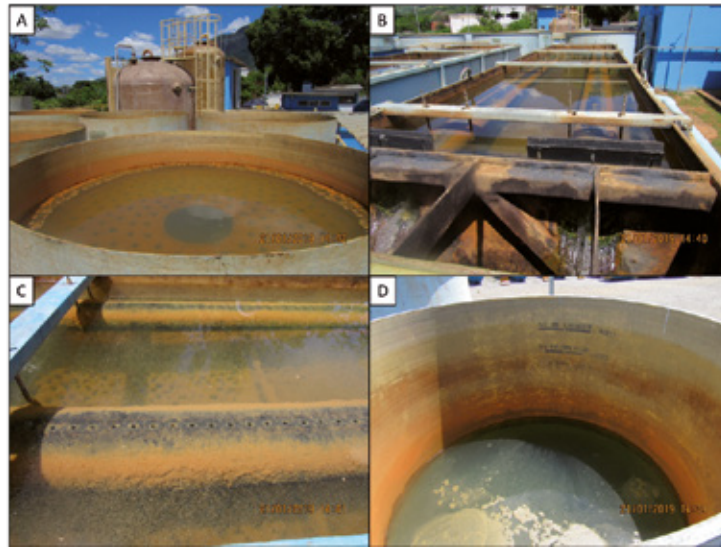
A ETA Vila Isa é a segunda maior de Governador Valadares em termos de vazão de água tratada. Possui uma vazão média de distribuição de água de 256 L/s e atende os bairros da cidade que estão localizados na margem direita do rio Doce. O SAA é composto por um ponto de captação superficial no rio Doce e uma ETA, conforme visualizado na Figura 146.

Figura 146 - Caracterização dos componentes da ETA Vila Isa.



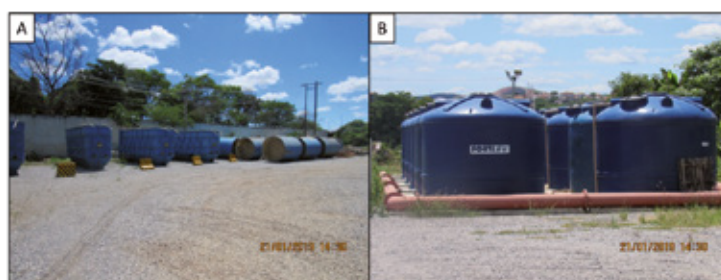
A Estação de Tratamento é composta por um conjunto de 4 ETAs, similares à encontrada na ETA Santa Rita, que foram sendo integradas de forma modular devido à necessidade de aumentar a oferta de água tratada para a localidade. Desta forma, conforme exemplificado na Figura 147 a ETA possui um conjunto de 20 floculadores, 8 ramais de decantação e 16 filtros rápidos descendentes. Como floculante é utilizado o sulfato de alumínio, para cloração o hipoclorito de sódio e a fluoretação é feita com ácido fluorossilícico.

Figura 147 - ETA de Vila Isa: (A) Tanque de floculação; (B) Saída do decantador; (C) detalhe do acúmulo de sólidos no decantador e (D) tanque de filtração.

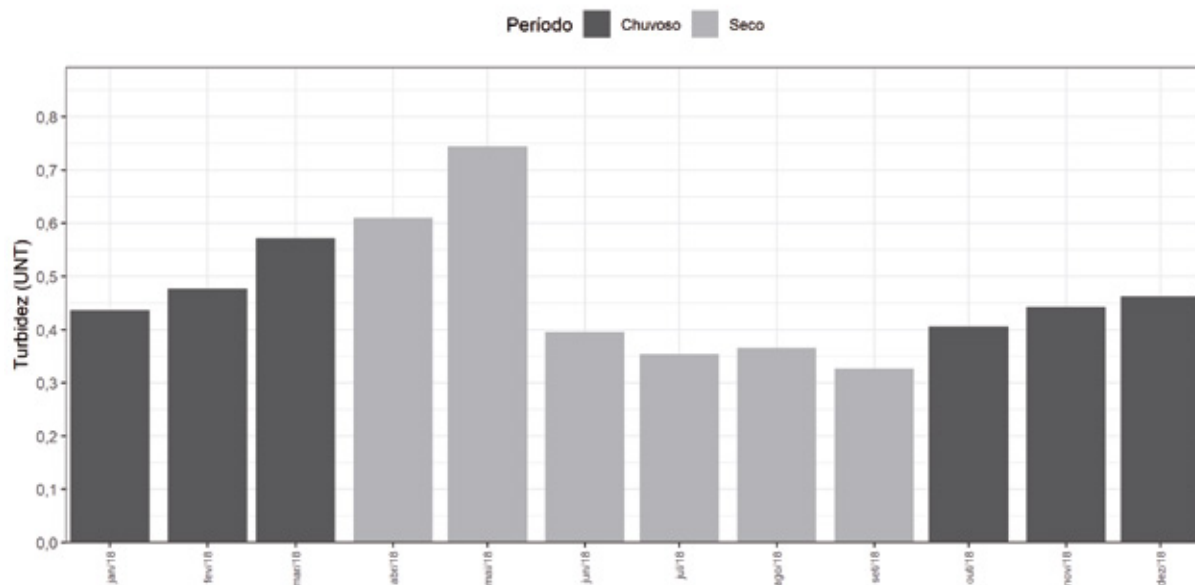


Assim, como os demais SAA que atendem a área urbana próxima ao rio Doce de Governador Valadares, esta ETA interrompeu sua operação por 10 dias por ser inviável realizar o tratamento da água bruta devido aos elevados teores de turbidez e de metais. Como ação emergencial, a Samarco forneceu Tanfloc para auxiliar o tratamento da água, o que foi fundamental para o retorno do sistema de tratamento após o desastre. Além disso, conforme disponível na Figura 148, foi disponibilizado uma nova ETA modular para o município, a qual não foi utilizada no período emergencial e será instalada na ETA Santa Rita, e montado um plano de contingência composto por 10 reservatórios de 20 m³ cada para suprir a localidade com água tratada caso a ETA fique paralisada novamente.

Figura 148 – Ações emergenciais: (A) ETA modular para expansão da ETA Santa Rita e (B) Reservatório do plano de contingência.



Na Figura 149 e na Figura 150, estão apresentados os resultados para as análises de turbidez e alguns metais para o ano de 2018. Em relação à turbidez, destacaram-se os valores mais elevados para os meses de abril e maio de 2018, comumente menos chuvosos e que não foram identificadas similaridades nas mesmas ETAs de Governador Valadares que captam no rio Doce, excluindo assim um possível aumento anormal de turbidez no rio Doce. Sobre os metais avaliados em 2018, não houve nenhum resultado que ultrapassasse o VMP.

Figura 149 - Valores de média mensal da turbidez da água tratada da ETA Vila Isa.

Para os ensaios semestrais conforme Portaria do Ministério da Saúde (Figura 151), exceto um ensaio de alumínio, não houve violações em relação aos demais metais analisados, entretanto, é importante destacar o valor de turbidez de aproximadamente 3,5 UNT para a análise feita em 12/02/2015, período anterior ao desastre.

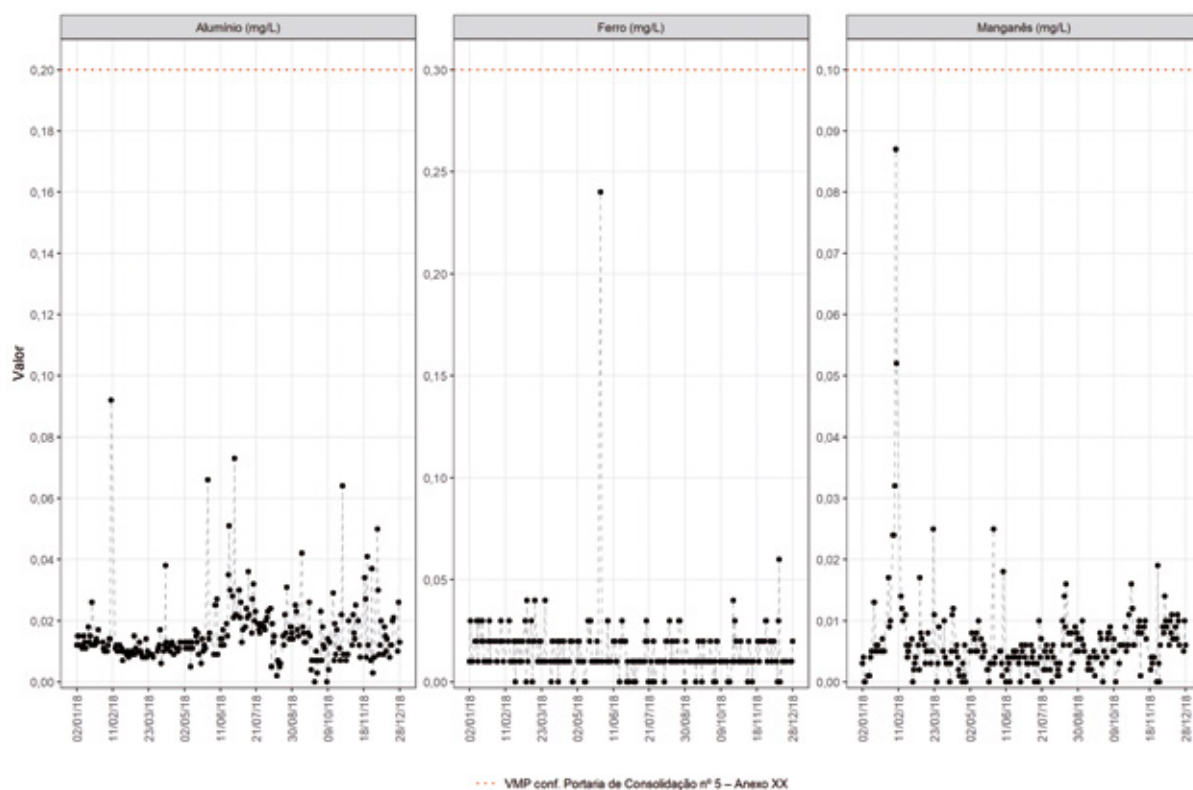
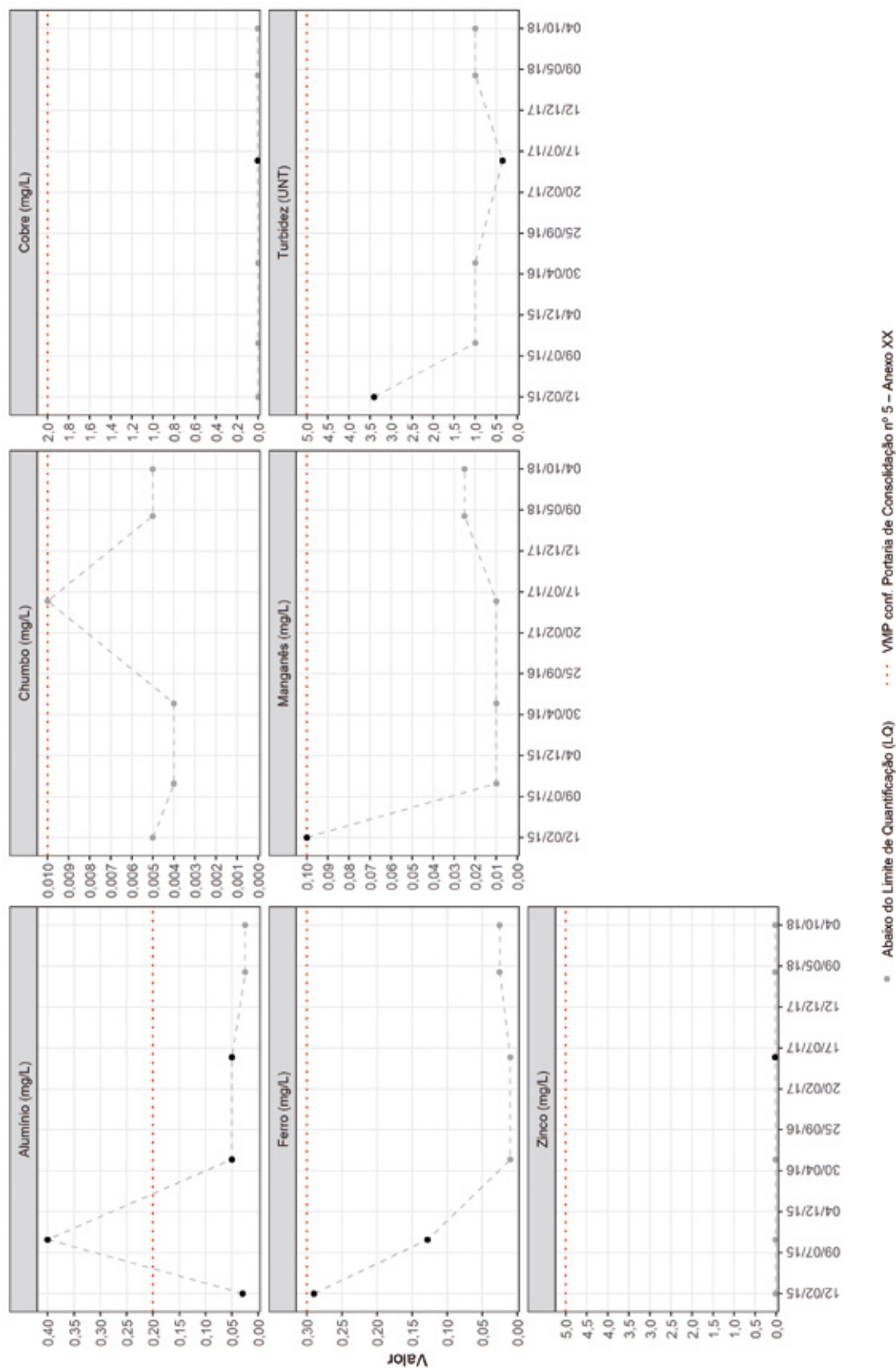
Figura 150 - Resultados dos ensaios para alumínio, ferro e manganês na água tratada realizados semanalmente em 2018.

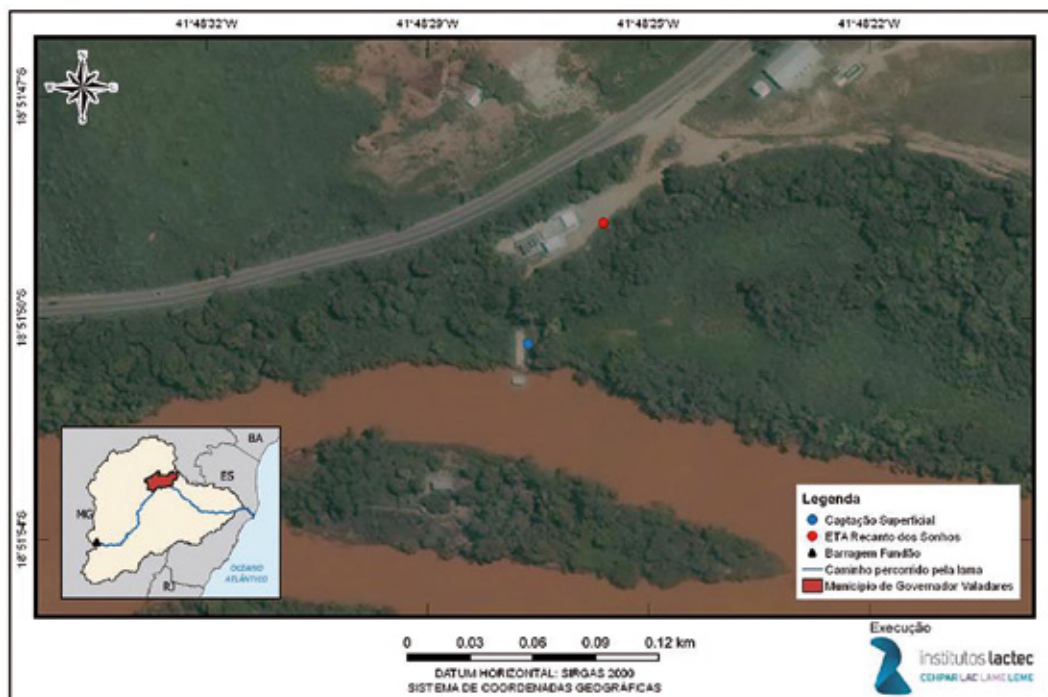
Figura 151 - Resultados dos EPTs e Turbidez avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para a ETA Vila Isa de Governador Valadares.



d) ETA Recanto dos Sonhos

Recanto dos Sonhos é um bairro localizado na região leste do que compreende a sede municipal de Governador Valadares. O Sistema de Abastecimento (Figura 152) é composto por uma captação superficial no rio Doce e uma ETA com vazão de água tratada de 5 L/s.

Figura 152 – Caracterização dos componentes da ETA de Recanto dos Sonhos.



A captação superficial ocorre por meio de duas bombas centrífugas dispostas em uma estação flutuante nas margens do rio Doce, conforme Figura 153. A água bruta é enviada para a ETA que se encontra a 50 m de distância através de uma tubulação de ferro fundido. O regime de bombeamento é intermitente e ocorre, em média, durante 12 h por dia. A ETA é do tipo convencional e é composta por oito floculadores, dois ramais de decantação e sete filtros rápidos de elemento filtrante multicamada (Figura 154). Como floculante é utilizado o sulfato de alumínio, para a cloração o hipoclorito de sódio e para a fluoretação o ácido fluorossilícico.

Figura 153 - Captação Superficial do SAA de Recanto dos Sonhos: (A) Estação flutuante e (B) Tubulação de adução de água bruta.



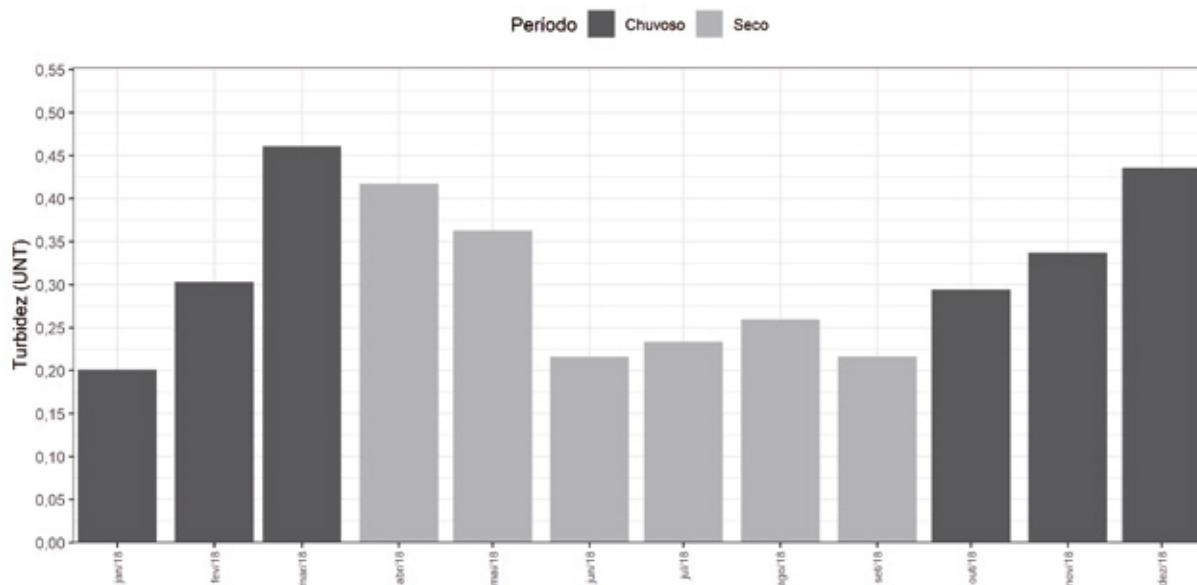
Figura 154 – ETA de Recanto dos Sonhos: (A) Visão geral da ETA; (B) Tanques de decantação; (C) Tanque de floculação e (D) Armazenamento de produtos químicos para tratamento da água.



A ETA de Recanto dos Sonhos ficou paralisada durante 10 dias após o desastre e como medida emergencial para fornecimento de água, a Samarco construiu uma adutora de PEAD para adução de água bruta do rio Suaçuí Grande para a ETA. Após a melhoria da qualidade da água do rio Doce, esta adutora foi desativada e a ETA retornou à captação ao rio Doce. Além disso, em virtude do desastre a ETA, que entregava água potável para a indústria de laticínios próxima da região, atualmente entrega água apenas à população urbana, reduzindo a sua vazão de água tratada de 30 L/s para 5L/s.

Em relação aos dados de qualidade da água tratada no SAA de Recanto dos Sonhos, houve apenas os dados da média mensal de turbidez para 2018 (Figura 155), resultados laboratoriais semanais para alumínio, ferro, manganês e turbidez para o ano de 2018 (Figura 156) e demais EPTs conforme resolução para controle de água tratada do Ministério da Saúde (Figura 157). Para a turbidez média mensal no ano de 2018, todos os resultados estiveram abaixo do 0,5 UNT na saída do sistema de tratamento. Já para os metais, no ano de 2018, destacaram-se alguns valores para ferro e manganês que extrapolaram o mínimo requerido pela normativa do Ministério da Saúde.

Figura 155 - Valores de média mensal da turbidez da água tratada da ETA Recanto dos Sonhos.



Em relação aos resultados dos ensaios dos EPTs analisados semestralmente, conforme disponível na Figura 157, exceto para a concentração de manganês medida em 03/10/2018, não houve outras extrapolações nos metais e na turbidez avaliados nos laudos entre os períodos de 2015 e 2018.

Figura 156 - Resultados dos ensaios para alumínio, ferro e manganês na água tratada realizados semanalmente em 2018.

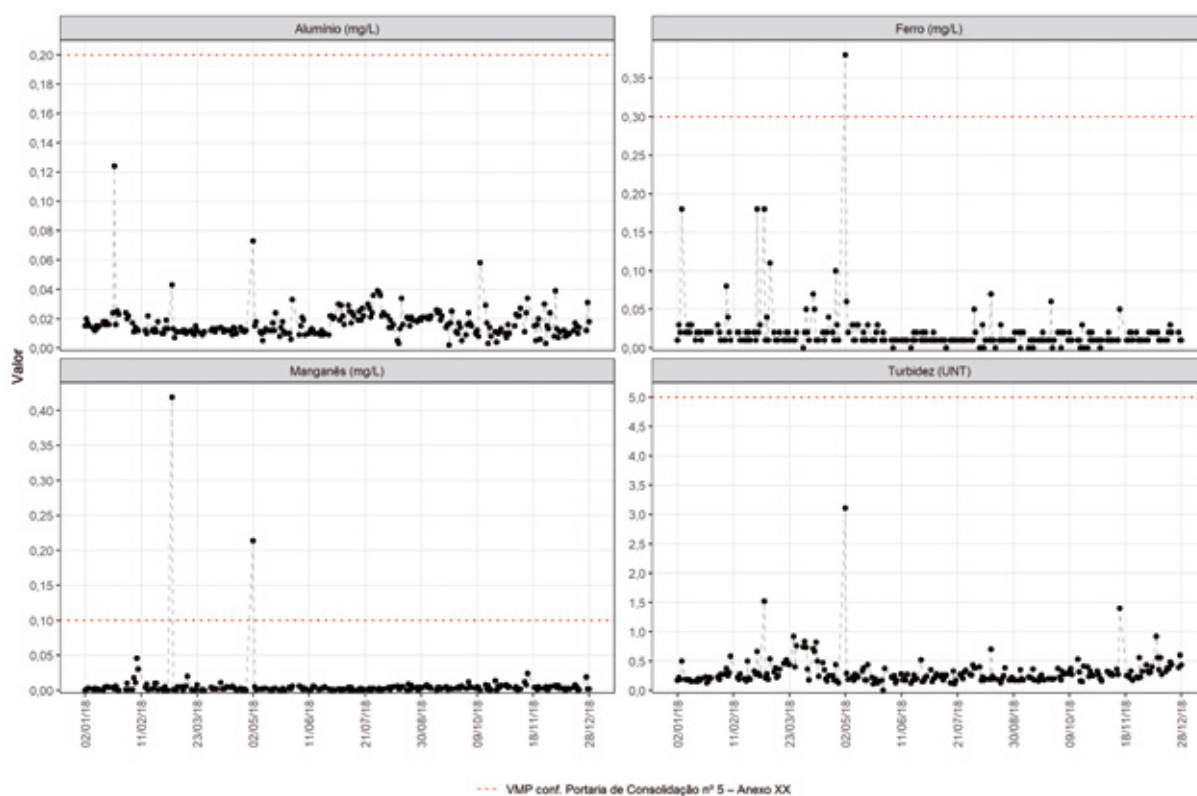
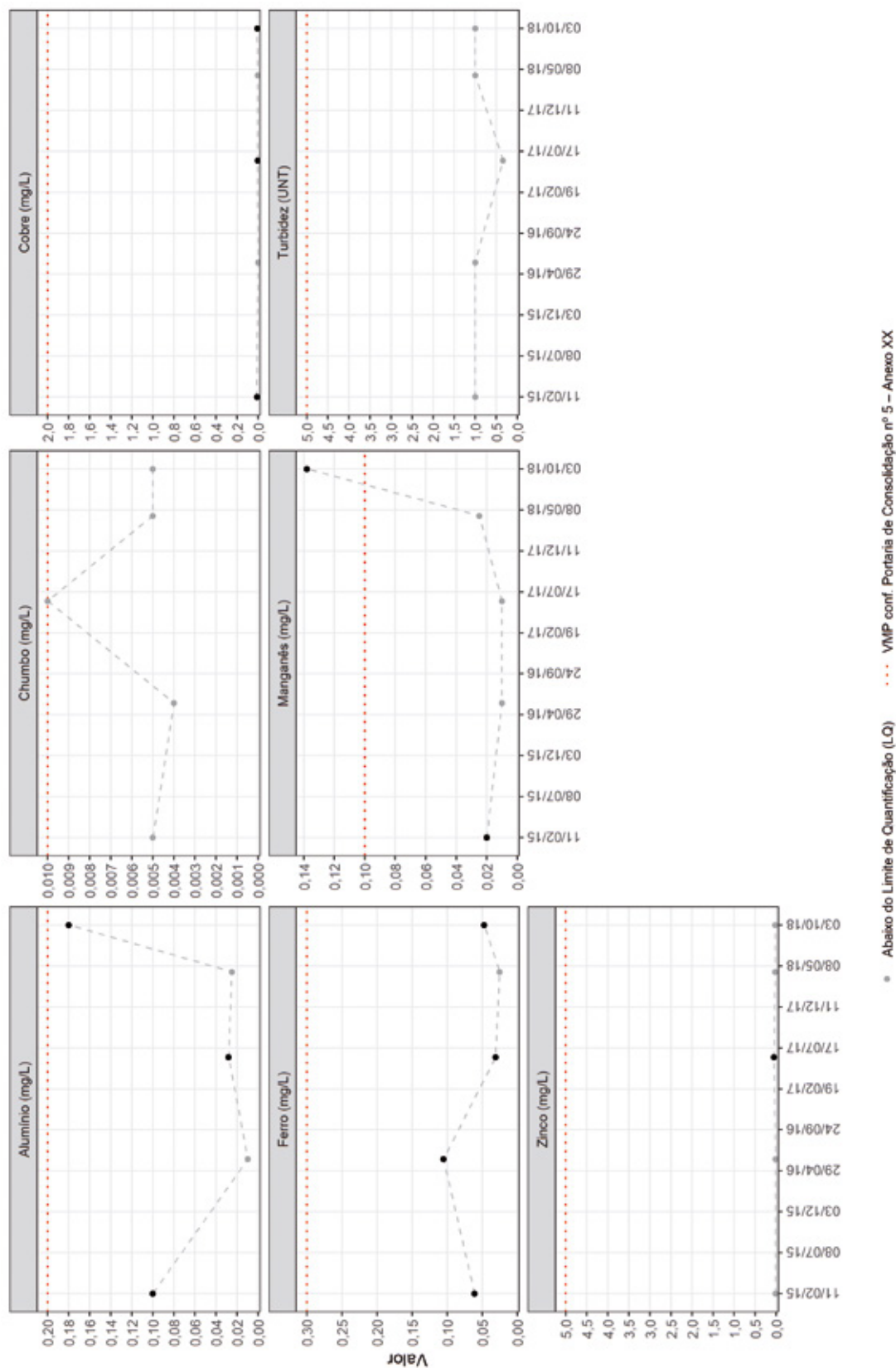


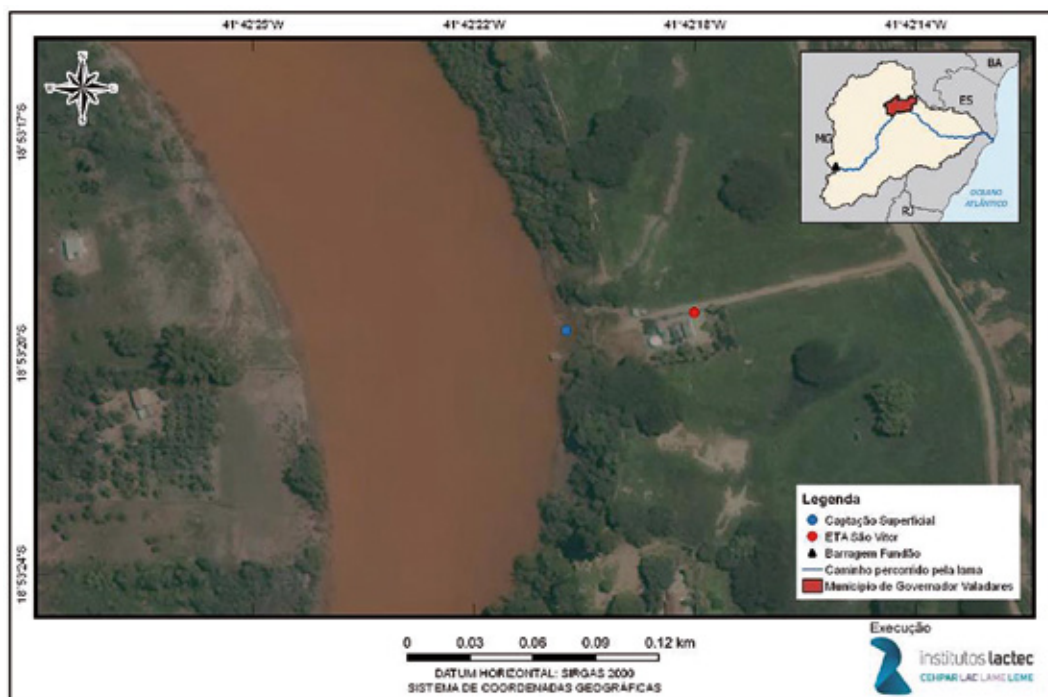
Figura 157 - Resultados dos EPTs e Turbidez avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para a ETA Recanto dos Sonhos de Governador Valadares



2.2.5 GOVERNADOR VALADARES – DISTRITO DE SÃO VÍTOR

O SAA de São Vitor atende ao distrito homônimo composto por cerca de 655 habitantes, localizados entre porções urbanas e rurais presentes no entroncamento entre as rodovias federais BR-381 e BR-259. O Sistema de Abastecimento de Água (Figura 158) é composto por uma ETA convencional e um ponto de captação superficial no rio Doce e sua capacidade de produção de água tratada é de 6 L/s.

Figura 158 – Caracterização do SAA do Distrito de São Vitor.



A captação superficial ocorre a partir de uma estação flutuante com adução intermitente durante 12 h diárias. No plano de contingência da Samarco para esta ETA, foi perfurado um poço nas proximidades da captação, conforme mostrado na Figura 159. O poço possui uma vazão compatível com a distribuição de água pela ETA, porém necessita de um sistema de tratamento específico, pois apresenta elevadas concentrações de manganês, ferro e dureza (Anexo C).

A ETA do distrito (Figura 160) apresenta tratamento convencional composta por três tanques de decantação, dois tanques de decantação e quatro tanques de filtração rápida. O floculante utilizado é o sulfato de alumínio, a cloração é com hipoclorito de sódio e a fluoretação é feita com ácido fluorossilícico.

Figura 159 – (A) Estação flutuante de captação da ETA São Vitor e (B) Poço profundo perfurado para captação alternativa.



Figura 160 – ETA do distrito de São Vitor: (A) Decantador circular; (B) Tanque de floculação; (C) Tanque de contato e (D) Armazenamento dos produtos químicos para tratamento de água.



Na Figura 161 e na Figura 162 estão apresentados os resultados para as análises de turbidez e alguns metais para o ano de 2018. Em relação à turbidez, destaca-se o valor médio de 1,4 UNT para o mês de abril de 2018. Sobre os metais avaliados neste mesmo período, houve apenas uma análise de ferro que excedeu o VMP.

Para os ensaios semestrais conforme Portaria do Ministério da Saúde (Figura 163), exceto um resultado do ferro no período pré-desastre, não houve violações em relação aos demais metais analisados. Todavia, é importante destacar o valor de turbidez de, aproximadamente, 2,0 UNT para a análise feita no período anterior ao desastre.

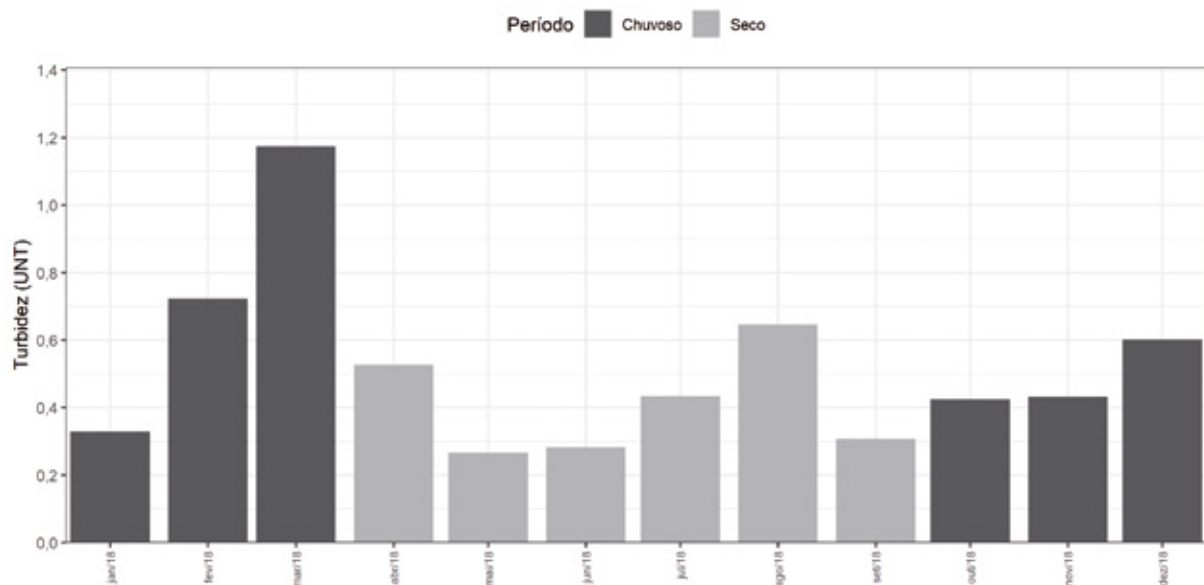
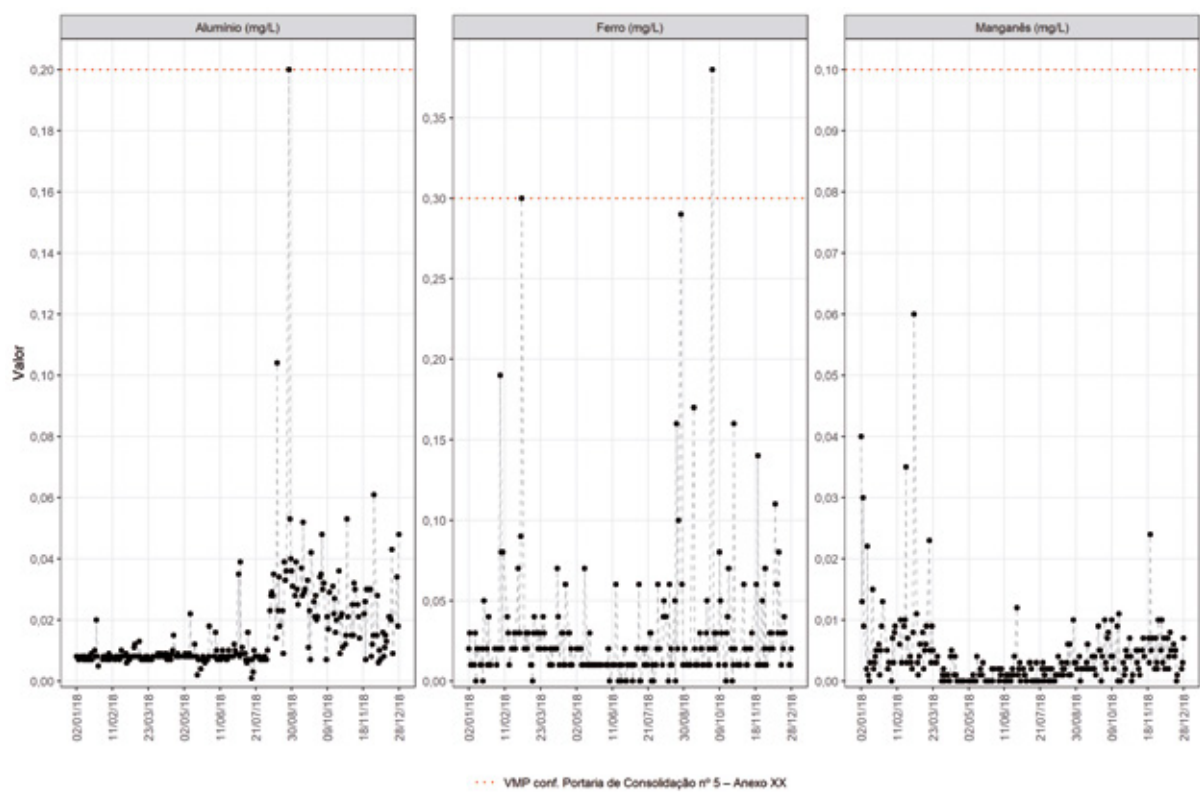
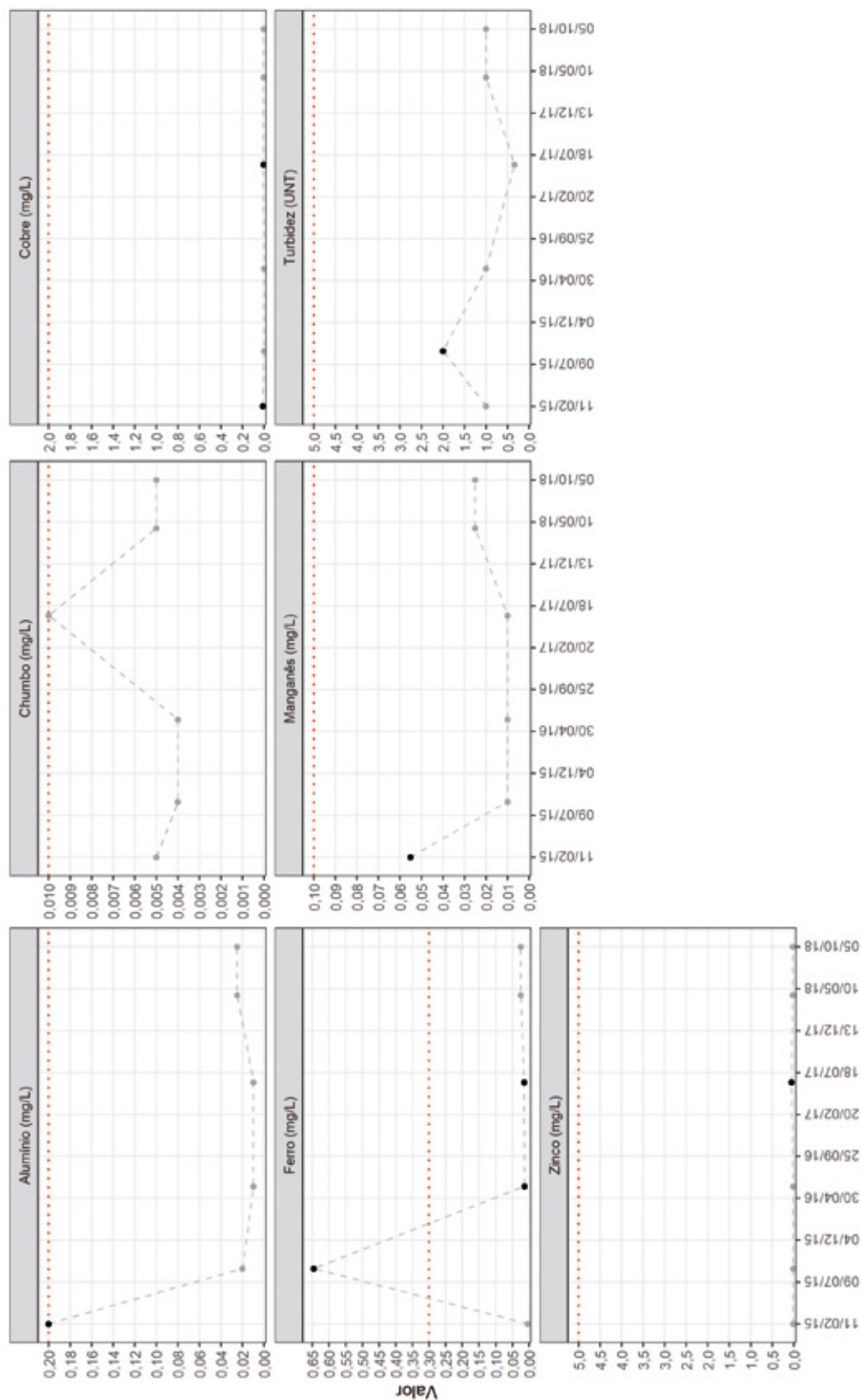
Figura 161 - Valores de média mensal da turbidez da água tratada da ETA São Vitor.**Figura 162** - Resultados dos ensaios para alumínio, ferro e manganês na água tratada realizados semanalmente em 2018.

Figura 163 - Resultados dos EPTs e Turbidez avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para a ETA São Vitor de Governador Valadares



• Abaixo do Limite de Quantificação (LQ) VMP conf. Portaria de Consolidação nº 5 – Anexo XX

2.2.6 GALILEIA - SEDE MUNICIPAL

No município de Galileia, o SAA atende 100% da população, igual a 6.844 habitantes (IBGE, 2017). A captação de água bruta, mostrada na Figura 164, ocorre no rio Doce, por uma bomba centrífuga em uma balsa flutuante, funcionando 21 h/dia e percorrendo 50 m até a ETA. A água é tratada em uma ETA do tipo convencional com vazão de tratamento de 19 L/s e com características de tratamento iguais às apresentadas na Tabela 126. Quando necessário, os flocluladores são mecanizados com agitação acionada e o pH na etapa de coagulação é corrigido com carbonato de sódio. As instalações da ETA estão apresentadas na Figura 165.

Figura 164 – Local de captação de água bruta no rio Doce para tratamento na ETA de Galileia.



Tabela 126 – Características estruturais da antiga ETA do município de Galileia – MG.

	Município	Galileia
	Tipo da ETA	Convencional
Etapas do tratamento	Coagulante	Sulfato de alumínio granulado em solução 10%
	Floculador	2 mecanizados
	Decantador	2 convencionais
	Filtração	2 filtros ascendentes com camadas de areia, cascalho e antracito.
	Desinfecção	Hipoclorito de cálcio em solução de 10%
	Fluoretação	Não realizada

Figura 165 – Instalações da ETA antiga de Galileia – MG. A- Balsa com bombas para captação de água bruta no rio Doce. B- Decantadores e filtros. C – Floculadores. D – Vista da obra da nova ETA.



Com a presença da lama no rio, a captação e a ETA ficaram paralisadas por 6 dias e o município foi abastecido por caminhões-pipa por dois meses, trazendo água tratada da ETA do município de Conselheiro Pena. Após esse período, o tratamento da água do rio Doce foi retomado com uso do coagulante Tanfloc e implantação de um filtro zeólita na ETA para remoção de ferro e manganês, cedidos pela Fundação Renova.

Além disso, o Ministério Público de Minas Gerais estabeleceu um Termo de Ajustamento e Conduta (TAC) com a Samarco para a remediação e compensação parcial dos danos a Galileia, com otimização e melhorias ao abastecimento de água. Assim, foram feitas melhorias na ETA antiga, o projeto e construção de uma nova ETA, novo reservatório e perfuração de poços como fontes alternativas de captação de água. Foram perfurados quatro poços no município, porém estes não foram utilizados devido a elevados teores de ferro e manganês (valores não informados pela SAAE). As localizações das ETAs, captação de água bruta e poços podem ser observadas na Figura 166. Os poços e seus locais estão mostrados na Figura 167.

Figura 166 - Localização do ponto de captação superficial de água bruta no rio Doce e da ETA de Galileia.

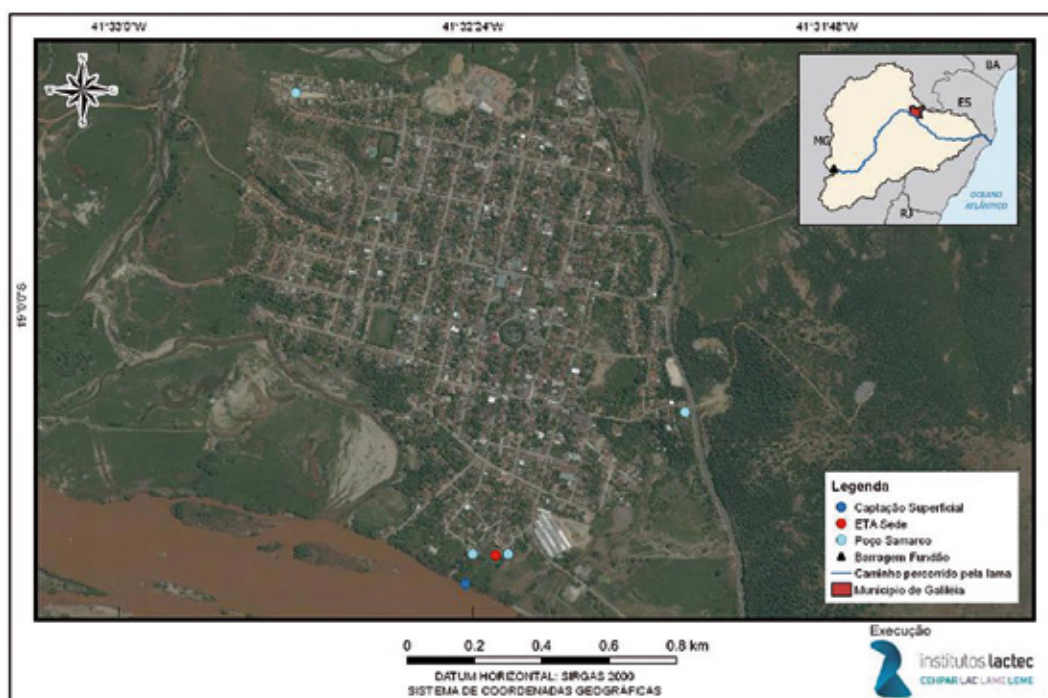
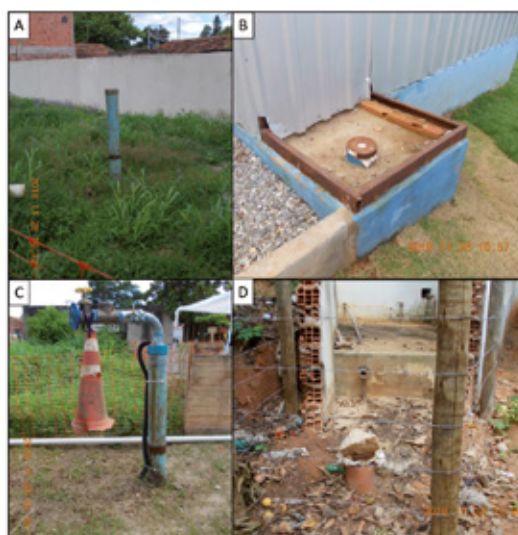


Figura 167 – Estrutura dos poços perfurados sem uso em Galileia. A e C – Poços dentro da ETA Sede. B – Poço ao lado do reservatório reformado. D – Poço em reservatório elevado mais distante da ETA.



A nova ETA já está em construção no mesmo terreno da antiga, pela Fundação Renova, e será do tipo modular, com as etapas convencionais de tratamento e vazão de 25 L/s. Além disso, contará com a coleta de lodo gerado e espaço para secagem. As instalações da obra da nova ETA e o novo reservatório, já construído, podem ser vistos na Figura 168.

Figura 168 – Instalações da construção da nova ETA em Galileia – MG. A – Espaço da nova ETA para disposição de lixo gerado. B – Componentes da ETA modular. C – Canteiro de obra da nova ETA. D – Novo reservatório construído.

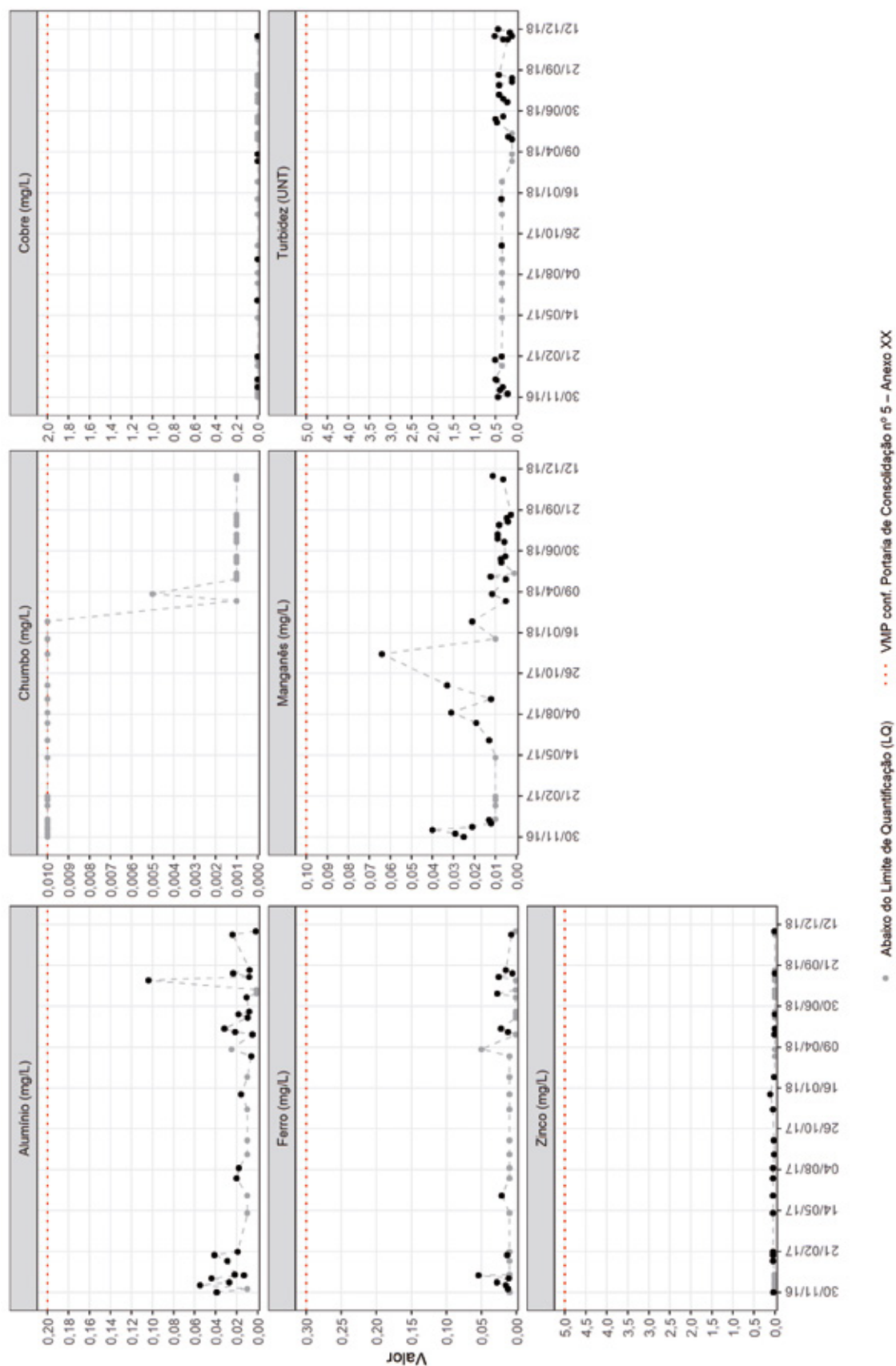


A ETA antiga continua em funcionamento, abastecendo a população e captando água do rio Doce. Foram analisados os laudos da qualidade de água tratada, disponibilizados no site da SAAE – Galileia, no período de 2016 a 2018. Pelos resultados observou-se que nenhum dos parâmetros selecionados para análise ultrapassou os limites estabelecidos pela legislação de potabilidade de água, como podem ser observados na Figura 169.

Valores de chumbo, por exemplo, se mantiveram em 100% das amostras abaixo do limite de quantificação do aparelho de medição. A partir de fevereiro de 2018 as análises para este parâmetro foram realizadas por dois laboratórios com limites de quantificação diferentes, por isso os resultados apresentaram uma queda brusca de 0,01 mg/L (limite legislação) para 0,001 mg/L e, posteriormente, para 0,005 mg/L e então para 0,001 mg/L novamente. Assim, o tratamento na ETA antiga resultou no atendimento à legislação com relação aos teores de ferro e manganês. Na Figura 169 também estão apresentados os resultados mensais de turbidez medida com valores inferiores ao estabelecido pela legislação, igual a 5 UNT.

Percebeu-se que as ações de reparação e compensação ao dano ao abastecimento de água de Galileia estão sendo executadas. Haja vista as condições da qualidade da água dos poços perfurados, ainda há a necessidade de solução para a captação alternativa de água para este município, como estabelecido no TTAC.

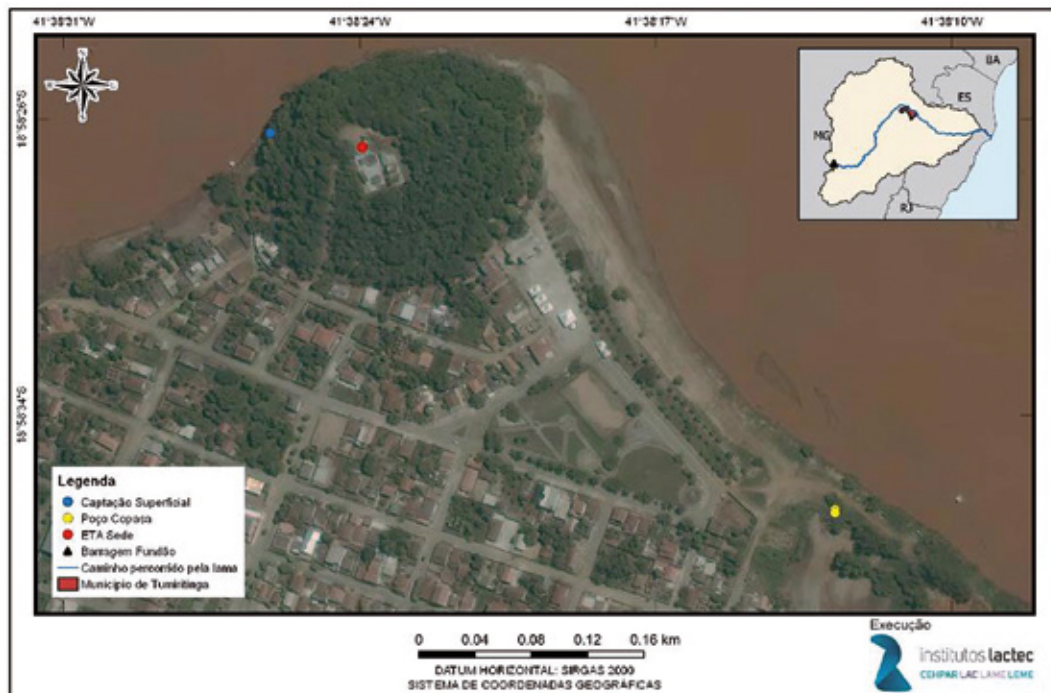
Figura 169 – Resultados dos valores medidos dos parâmetros de potabilidade de água, exigidos pela Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, para o município de Galileia – MG, no período de 2016 a 2018.



2.2.7 TUMIRITINGA - SEDE MUNICIPAL

Tumiritinga é um município do interior do estado de Minas Gerais que em 2010, conforme IBGE, possuía 6.293 habitantes (IBGE, 2017), dentre os quais, 84% foram atendidos na sede municipal pelo sistema coletivo de abastecimento de água operacionalizado pela COPASA desde 1975 (FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CARATINGA, 2016b). O SAA de Tumiritinga consiste de 01 captação no rio Doce, 01 ETA e dois poços tubulares profundos (identificados pelo prestador de serviços como C-03 e C-04) como possibilidade de manancial secundário. A geolocalização das unidades do SAA está disponível na Figura 170.

Figura 170 - Localização das estruturas do SAA da sede do município de Tumiritinga



A captação é realizada no rio Doce através de duas bombas centrífugas dispostas em uma plataforma flutuante presente no rio (Figura 171). A água bruta é enviada até o barrilete de distribuição por meio de uma mangueira rígida e em seguida é encaminhada até a ETA por uma tubulação rígida de aço por cerca de 120 m. A captação superficial é intermitente durante cerca de 14 h diárias e pode ser alterada para a captação subterrânea (Poço C- 03) presente nas proximidades como forma de manancial alternativo.

Figura 171 – Captação de água no rio Doce: (A) Balsa de captação e (B) Linha de distribuição para a ETA.



A Estação de Tratamento (Figura 172) é do modelo convencional e consiste, basicamente, de 04 floculadores de fluxo, 01 decantador lamelar e 04 filtros descendente de multicamadas mistas (areia, cascalho e antracito). A dosagem de floculante é realizada na Calha Parshall e consiste de uma solução de cloreto férrico com correção do pH para correta coagulação pela adição de NaOH. A desinfecção é realizada pela dosagem de hipoclorito de cálcio através de uma bomba peristáltica e a fluoretação é realizada pela adição de ácido hexafluorossilícico ($\text{H}_2\text{F}_6\text{Si}$). A vazão de água tratada da ETA é em média de 14 L/s e, após o sistema de tratamento, é armazenada em dois tanques de reservação RAP-01 e RAP-02 com volumes de 160 m³ e 80 m³, respectivamente.

Figura 172 – Estação de tratamento de água de Tumiritinga: (A) Visão geral; (B) Filtros; (C) Decantadores e (D) Tanque de armazenamento de Tanfloc.



Além da captação superficial no rio Doce utilizada como fonte primária de água bruta para a ETA, a Prestadora de Serviços possui dois poços (Figura 173) disponíveis como possível captação alternativa. A geolocalização destes poços no município de Tumiritinga pode ser visualizada na Figura 170. O poço C-03, em virtude da sua proximidade com a captação superficial, já está ligado na rede de adução principal até a ETA e pode ser utilizado como fonte alternativa de água. Além disso, este mesmo poço foi utilizado como fonte de água bruta da ETA durante os dias que o SAA ficou paralisado devido ao rompimento da barragem de Fundão e consequente impossibilidade de captação de água bruta diretamente do rio Doce. O poço C-04, instalado nas proximidades da Praia do Jaó, às margens do rio Doce, não tem rede de adução para ligação à ETA e nem sistema de tratamento próprio para a distribuição direta de sua água aos habitantes do município.

Figura 173 – Captação subterrânea: (A) Poço C-03 e (B) Poço C-04.



Em relação à turbidez da água tratada, nos períodos pré e pós desastre, conforme Figura 174, para esta ETA, manteve-se o mesmo padrão de turbidez para os dois períodos entre 2014 e final de 2017, com a mediana da maioria das análises abaixo de 0,5 UNT. A partir do início de 2017, houve uma melhoria na qualidade da água, em termos de turbidez, com valores da mediana muito próximos do 5º percentil para o período seco de 2017. Em relação aos EPTs avaliados (Figura 175) destacaram-se os valores encontrados acima do VMP para o ferro e o alumínio em 2016.

Figura 174 - Avaliação da mediana e do 5º e 95º percentis das análises de turbidez da água tratada para o município de Tumiritinga.

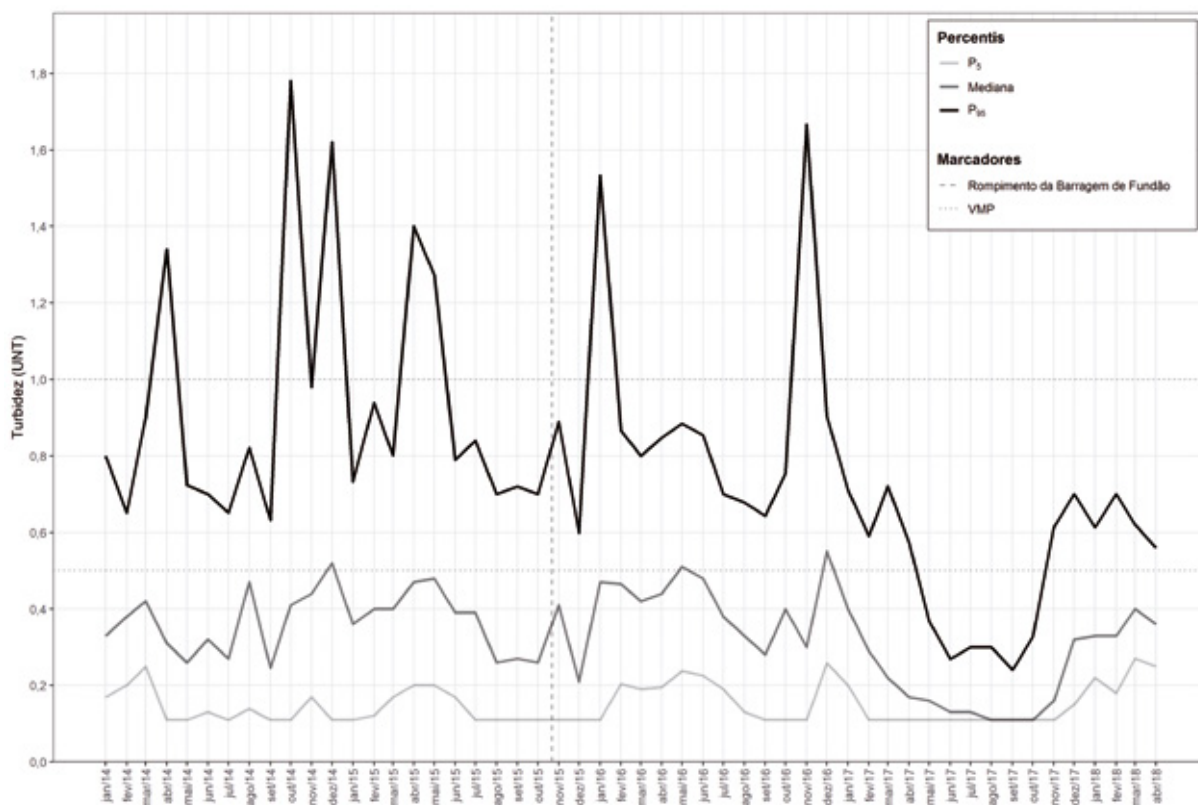
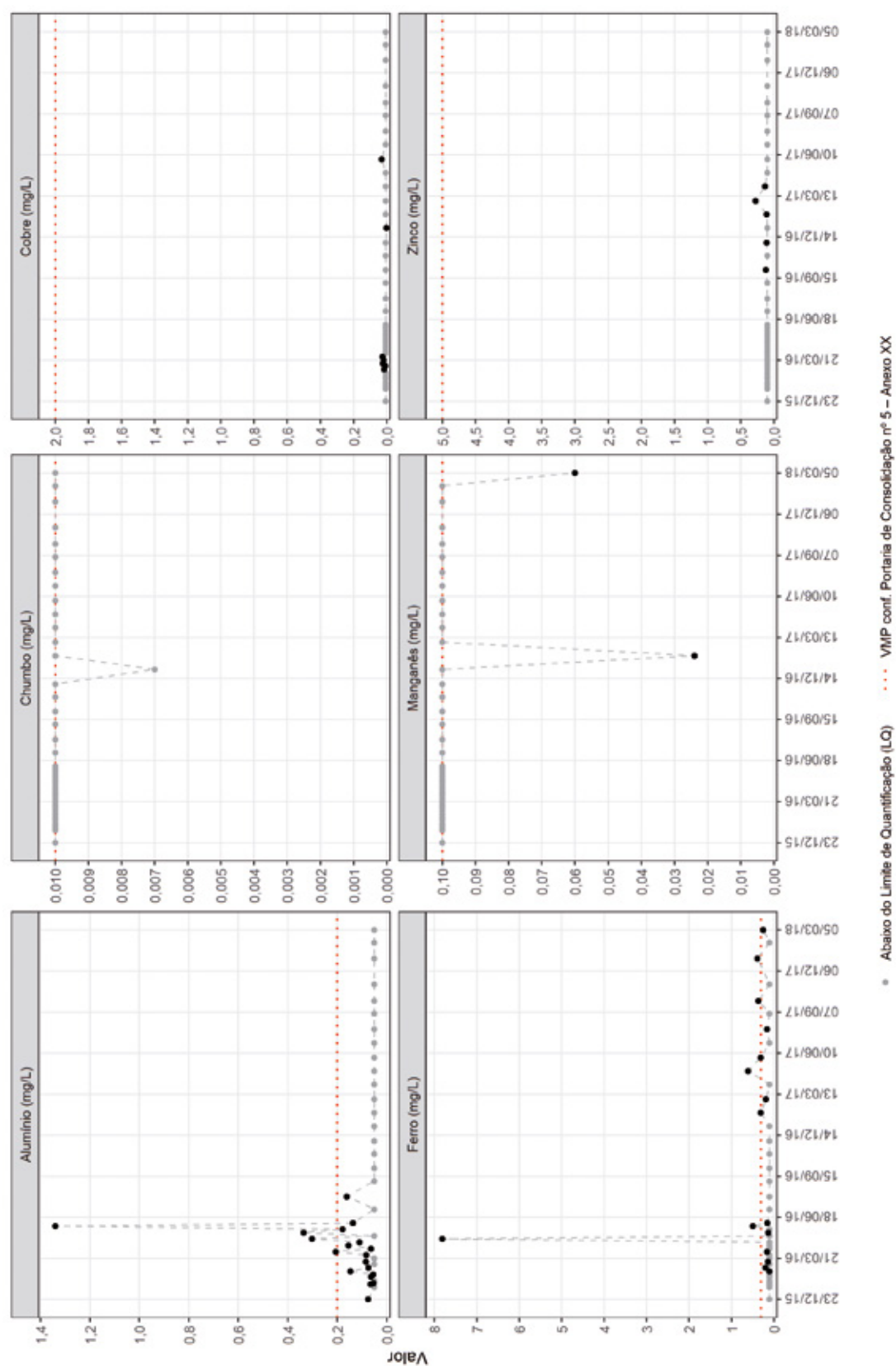


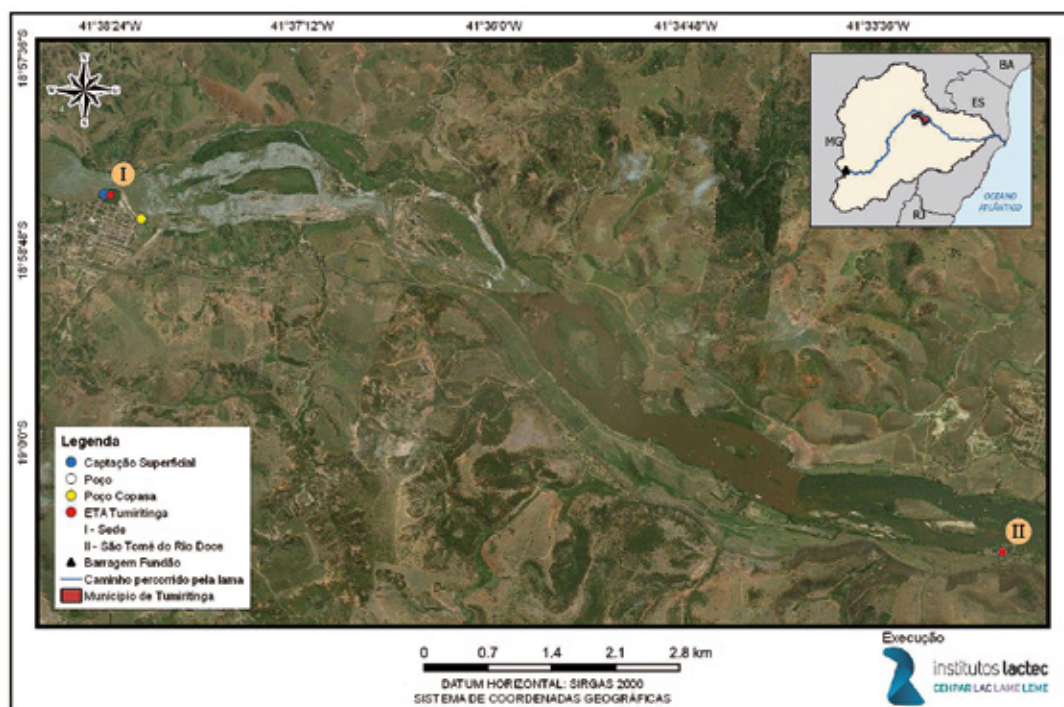
Figura 175 - Resultados dos EPT avaliados na água tratada conforme VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde para o município de Tumiritinga



2.2.8 TUMIRITINGA – DISTRITO DE SÃO TOMÉ DO RIO DOCE

O distrito de São Tomé do Rio Doce, administrado pelo município de Tumiritinga, está localizado na margem direita do rio Doce, a jusante da sede municipal (Figura 176). Conforme a prefeitura, nesta localidade moram cerca de 120 pessoas e, período do desastre, captavam água bruta do rio Doce e realizavam um tratamento simplificado em caixas de água.

Figura 176 – Localização do distrito de São Tomé do Rio Doce em relação à sede municipal e seus respectivos SAA.



Após o desastre, o distrito abandonou esta forma de captação e passou a receber de forma emergencial água tratada por carros-pipa e galões de água mineral. Além disso, conforme relato de moradores, alguns habitantes, na falta da entrega de água, buscaram água em uma nascente localizada em uma propriedade privada próxima da região.

No final do ano de 2016, foi construído na localidade um poço profundo como captação alternativa para o distrito (Figura 177). O poço possui vazão suficiente para atender os moradores, porém há alta concentração de ferro e dureza. Para tal, instalou-se um sistema de tratamento de água consistindo de filtros para remoção de metais e um abrandador para remoção de dureza da água do poço. Este poço integra a rede de pontos de água subterrânea monitorados pelo Lactec.

Figura 177 - SAA de São Tomé do Rio Doce: (A) Poço profundo; (B) Visão Geral da ETA; (C) Sistema de Abrandamento e (D) Ponto de alimentação emergencial de água tratada para o reservatório.



2.2.9 RESPLENDOR - SEDE MUNICIPAL

O município de Resplendor, no estado de Minas Gerais, tem seu sistema de abastecimento operado pela COPASA e, conforme dados do SNIS (2016), atende 100% de uma população urbana de 13.302 habitantes. O SAA da Sede municipal consiste em uma ETA e uma captação superficial no rio Doce. Em virtude do desastre ocorrido com a barragem e Fundão em 2015, o município de Aimorés não retornou à captação principal no rio Doce e, até a data de publicação deste documento, tem como fonte de água bruta para a ETA uma captação emergencial instalada no rio Manhuaçu, na qual o transporte da água ocorre por meio de carros-pipa. A geolocalização dos pontos do SAA podem ser visualizadas na Figura 178 e a relação entre a captação do rio Manhuaçu e a ETA de Resplendor está disponível na Figura 179.

Figura 178 – Caracterização do SAA de Resplendor

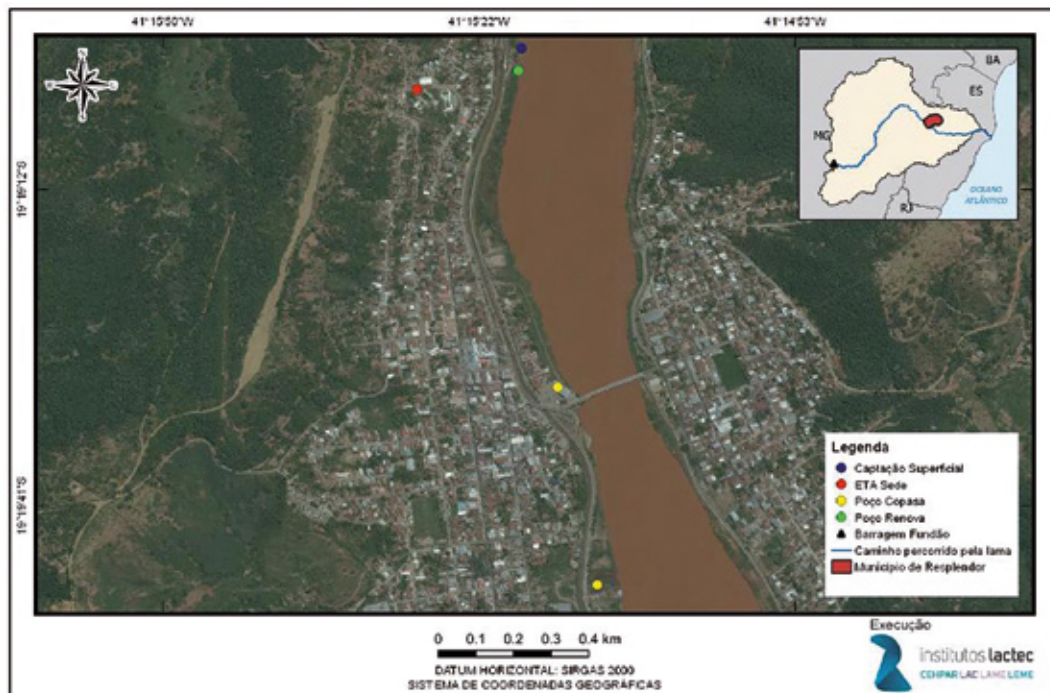
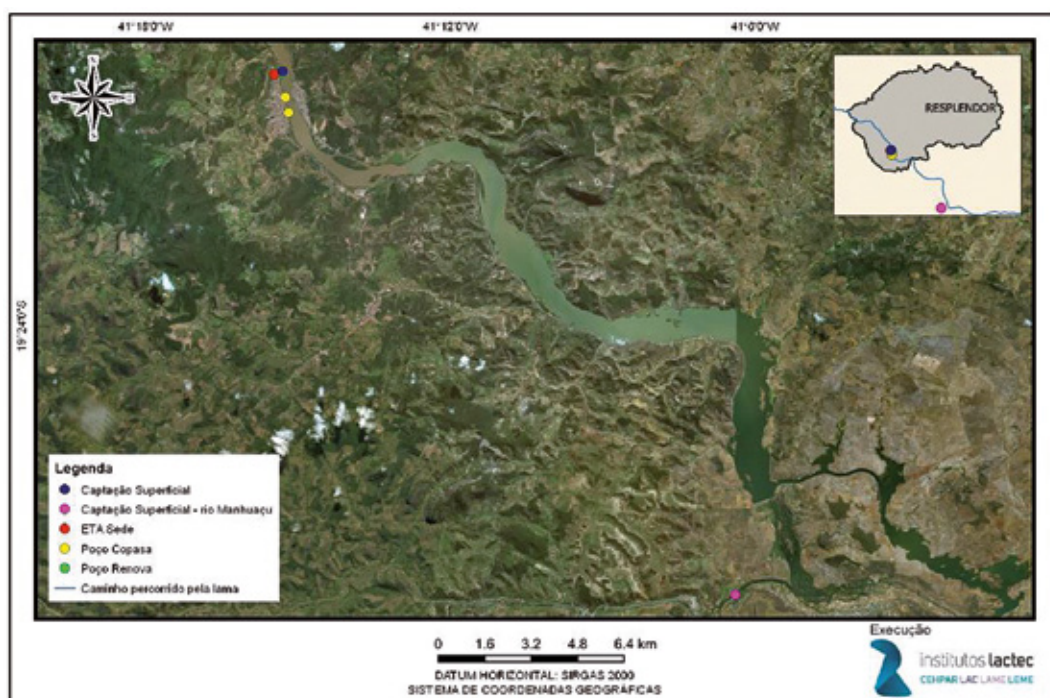


Figura 179 – Localização do SAA de Resplendor e Captação Alternativa no rio Manhuaçu



A ETA da sede de Resplendor é do tipo convencional e possui vazão média de água tratada de 60 L/s. A água bruta da ETA é proveniente da estação de reservação e bombeamento instalada as margens do rio Doce que, diariamente, recebe os carros-pipa provenientes da captação emergencial instalada no rio Manhuaçu. Esta instalação consiste de uma série de caixas de água poliméricas que armazenam a água bruta que é bombeada até a ETA através dos condutos de ferro fundido utilizados anteriormente para adução da captação superficial do rio Doce. Este sistema foi instalado para permitir que haja

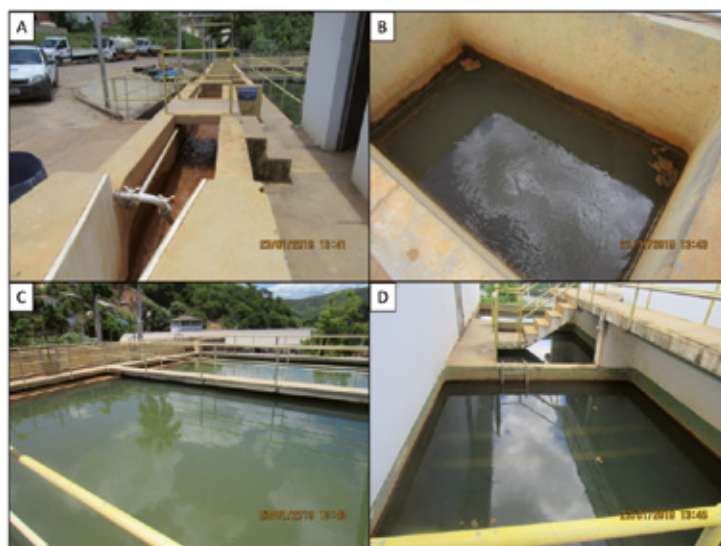
uma regularidade de vazão de água para ETA, pois esta forma de operação contínua é fundamental para que seja possível realizar o tratamento da água de forma eficiente. As imagens das instalações emergenciais de reservação e bombeamento estão disponíveis na Figura 180.

Figura 180 – Instalações Emergenciais: (A) Caminhão-pipa com água bruta; (B) Desabastecimento de água bruta; (C) Sistema provisório de reservação e (D) Bomba elevatória do sistema de reservação à ETA.



A água bruta, proveniente da estação de reservação e bombeamento, é aduzida por cerca de 300 m até a calha de alimentação à jusante da calha Parshall. O processo de tratamento (Figura 181) consiste em 4 séries contendo 4 floculadores, nos quais os sólidos sedimentáveis são separados pela adição de uma solução de sulfato de alumínio dosada em forma líquida. Em seguida a água é distribuída em dois decantadores verticais com “cortina” de distribuição e três filtros descendentes, com camadas filtrantes do tipo mista (cascalho, areia e antracito). Finalmente, após estes processos de separação físicos, a água é clorada com hipoclorito de cálcio, fluoretada com ácido fluorossilícico e encaminhada para o sistema de distribuição da ETA.

Figura 181 – ETA de Resplendor: (A) Medidor de vazão tipo Calha Parshall; (B) Tanque de Floculação; (C) Decantadores e (D) Filtro



Como captação alternativa do município, a Copasa possuía três poços de água subterrânea nas proximidades da calha do rio Doce (Figura 182). Entretanto, devido à fatores econômicos e de qualidade da água, estes poços não eram (no momento do desastre) interligados na rede de adução de água para a ETA. Desta forma, como cumprimento da Cláusula 171 do TTAC, a Fundação Renova realizou testes de vazão e qualidade da água destes poços e promoverá a interligação dos mesmos para que sua água seja enviada e tratada na ETA. Além disso, para que a água proveniente dos poços esteja dentro dos padrões de potabilidade do Ministério da Saúde, será instalado em paralelo na ETA um sistema de filtros para a remoção de dureza, ferro e manganês da água subterrânea (Figura 183). Um destes poços faz parte dos pontos de amostragem de água subterrânea monitorados pelo Lactec no âmbito deste Diagnóstico.

Figura 182 – Poços do município de Resplendor: (A) Poço aguardando rede de distribuição – C01 e (B) Poço em processo de recuperação – C02.



Em virtude da não aceitação da população do município da água tratada oriunda do rio Doce, foi instalado em caráter emergencial às margens do rio Manhuaçu uma estação de bombeamento e carregamento de caminhões-pipa (Figura 183). Estes caminhões são carregados diariamente com água bruta do rio Manhuaçu e percorrem aproximadamente 32 km até o local de reservação e adução de água para a ETA, conforme visualizado na Figura 183.

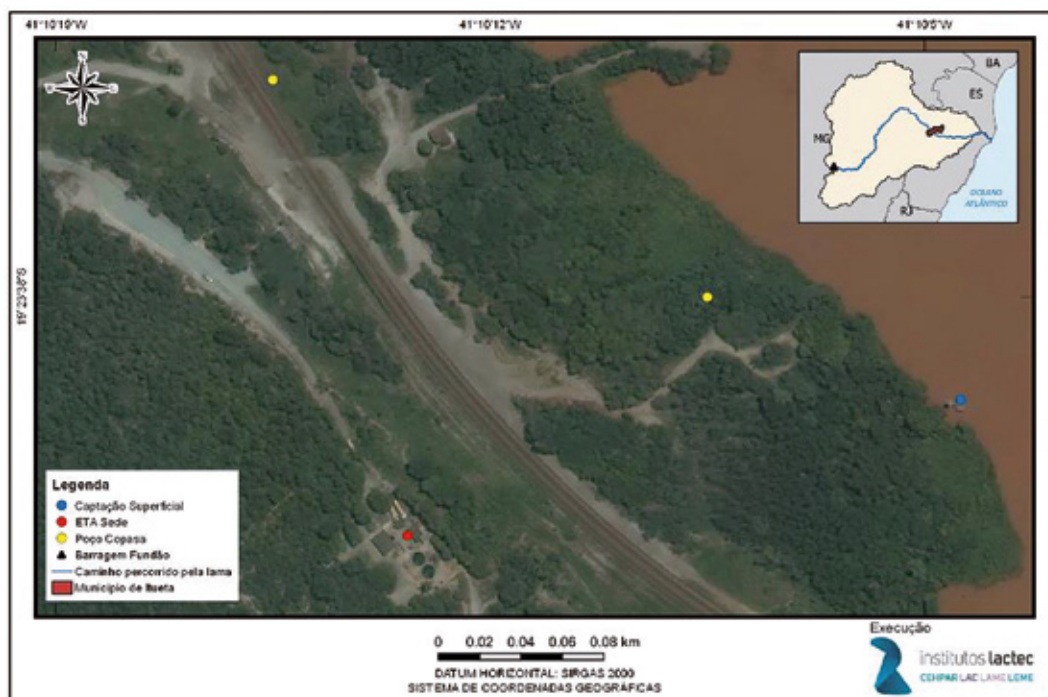
Figura 183 – Instalação emergencial de captação no rio Manhuaçu: (A) Flutuante de bombeamento e (B) Carregamento dos caminhões-pipa.



2.2.10 ITUETA - SEDE MUNICIPAL

O Sistema de Abastecimento de Água de Itueta é operacionalizado pela Copasa e possui, conforme (SNIS, 2016), índice de atendimento urbano de água 94,22%. O SAA da sede municipal de Itueta possui 01 ETA, 01 ponto de captação superficial (Principal) e dois pontos de captação subterrânea (Auxiliares). A localização desses pontos no município de Itueta podem ser visualizados na Figura 184.

Figura 184 – Localização do SAA de Itueta.



Assim como no município de Resplendor, a captação principal no rio Doce não foi reativada após o desastre e o município conta como fonte de água bruta e o fornecimento com caminhões-pipa. Entretanto, diferentemente de Resplendor, a água bruta é entregue diretamente no pátio da ETA e, através de bombeamento, enviada para dois reservatórios plásticos de 15 m³ cada e para a calha de entrada de água bruta da ETA (Figura 185).

Figura 185 – Abastecimento emergencial de água bruta: (A) Caminhões-pipa no pátio da ETA; (B) Sistema provisório de reservação.



A vazão de água tratada da ETA é de 15 L/s e a mesma não conta com uma calha Parshall para controle de volume de entrada, apenas com a instalação de um sensor de nível ultrassônico para estimativa a partir do nível de líquido bombeado pelo canal. Após a adução dos caminhões-pipa, a água atravessa o sistema de tratamento (Figura 186) composto por cinco flocladores, dois decantadores circulares e um filtro descendente com elemento filtrante misto (cascalho, areia e antracito). No tanque de contato, a água é clorada com hipoclorito de cálcio e fluoretada com ácido fluorossilícico.

Figura 186 – ETA de Itueta: (A) Decantador circular; (B) Tanques de floclação; (C) Filtro e (D) Tanque de contato.



Como um manancial alternativo à captação principal do rio Doce, o prestador de serviços possuía próximo a ETA dois poços subterrâneos já interligados no sistema de tratamento da ETA (a geolocalização dos poços poder ser vista na Figura 184, enquanto que suas imagens estão presentes na Figura 187). Estes poços, um dos quais foi ponto de coleta de água subterrânea pelo Lactec dentro deste Projeto, foram revitalizados pela Fundação Renova e estão disponíveis para o operador do sistema em caso de escassez hídrica da fonte principal.

Figura 187 – Captações subterrâneas: (A) Poço C-01 e (B) Poço C-02



2.2.11 AIMORÉS – DISTRITO DE SANTO ANTÔNIO DO RIO DOCE

Anteriormente ao desastre, a captação de água bruta para o abastecimento de Santo Antônio Rio Doce era realizada no rio Doce, provendo água para, em torno de, 1.600 pessoas.

O sistema de captação era composto por uma bomba presente no interior de uma balsa flutuante nas margens do rio, com adução da água bruta 22 h/dia que percorria, em torno de, 400 m de distância até a ETA. A balsa e o tubo de adução podem ser vistos na Figura 188, entretanto, em janeiro de 2019, quando foi realizado o registro fotográfico, a bomba não estava instalada no local.

O sistema de tratamento de água possui uma ETA do tipo convencional de alvenaria, com as etapas do tratamento apresentadas na Tabela 127, funcionamento por 10 h/dia, capacidade de tratamento de 5,8 L/s e atendendo a 550 ligações. As localizações da ETA e do ponto de captação são apresentadas na Figura 189.

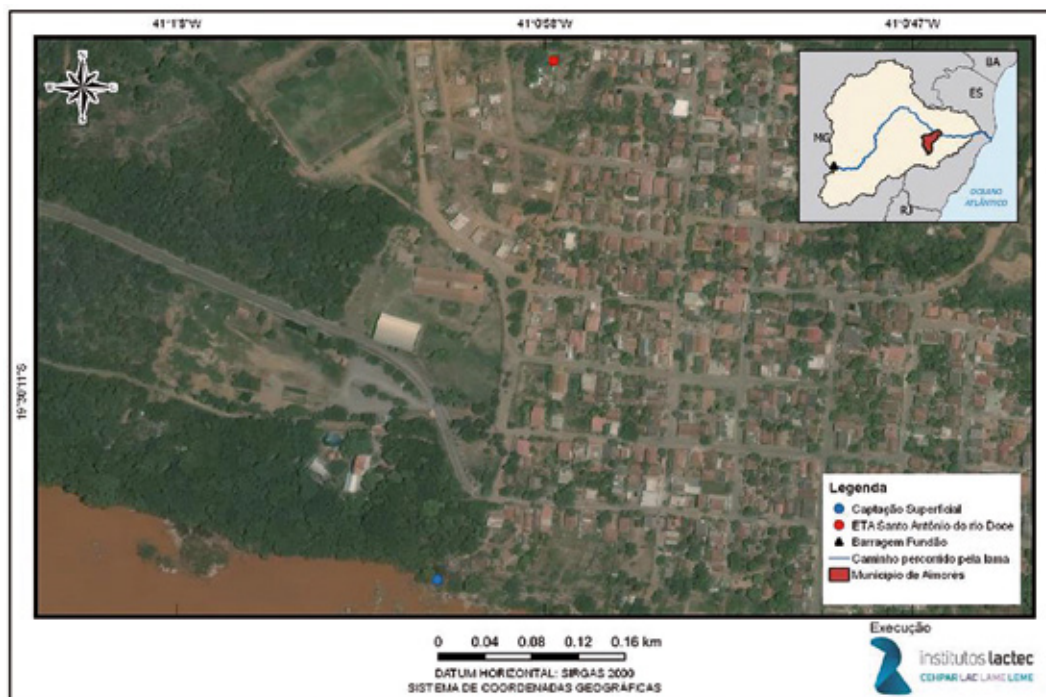
Figura 188 – Local de captação de água bruta no rio Doce para tratamento na ETA de Santo Antônio do Rio Doce.



Tabela 127 – Características estruturais da ETA de Santo Antônio do Rio Doce.

	Município	Aimorés – distrito de Santo Antônio do Rio Doce
	Tipo da ETA	Convencional
Etapas do tratamento	Coagulante	Sulfato de alumínio líquido
	Floculador	6 floculadores de fluxo hidráulico
	Decantador	2 convencionais
	Filtração	2 filtros descendentes com camadas de areia. Seixo e carvão ativado
	Desinfecção	Hipoclorito de cálcio granulado

Figura 189 - Localização do ponto de captação superficial de água bruta no rio Doce e da ETA do distrito de Santo Antônio do Rio Doce.



Após o rompimento da barragem de Fundão, a ETA de Santo do Antônio do Rio Doce foi paralisada por 30 dias devido à grande quantidade de lama no rio Doce e com o objetivo de testar a eficiência do tratamento da água com a aplicação do coagulante Tanfloc, cedido pela Samarco na época.

De forma emergencial, o abastecimento de água ocorria por caminhões-pipa contendo água captada do rio Manhuaçu e tratada na ETA Sede de Aimorés. Entretanto, a ETA do distrito não voltou a operar até dezembro de 2018, haja vista a não aceitação da água do rio Doce pela população local. Dessa forma, hoje, o distrito continua sendo abastecido por caminhões-pipa com volume de, aproximadamente, 350.000 L de água por dia, segundo responsável da SAAE – Aimorés. O decantador da ETA foi adaptado com uma cobertura de alumínio, implantada pela Fundação Renova, para se tornar um reservatório da água (Figura 190), onde é dosado cloro granulado, por uma bomba dosadora, cedida pela Fundação.

Percebe-se que com o desastre a população do distrito de Santo Antônio do Rio Doce sofre até hoje com danos ao abastecimento, considerando que o SAA está paralisado por 3 anos e 1 mês¹ e a população ainda é abastecida por meios emergenciais. Observa-se também que, a resolução do conflito sobre a questão da água com a população é fundamental para reverter o dano ao abastecimento público. Uma vez que a população volte a confiar na qualidade do tratamento da água do rio Doce, o dano ao abastecimento poderá ser reversível. Entretanto, no cenário da captação de água bruta voltar ao rio Doce e a ETA retomar o funcionamento, entende-se que a infraestrutura da ETA, provavelmente, estará danificada assim como sua capacidade de tratamento, haja vista o tempo de paralisação.

1 Considerando o fechamento deste relatório em Dezembro de 2018.

Além disso, considera-se que o SAA da Sede também teve consequências com o desastre, pois, segundo o gestor da SAAE – Aimorés, a demanda de água no tratamento se elevou bastante para abastecer Santo Antônio do Rio Doce, sendo retirados da ETA Sede o volume de 10.500 m³/mês de água.

Figura 190 – Decantador da ETA de Santo Antônio do Rio Doce adaptado com cobertura de alumínio para reservar a água proveniente da ETA Sede de Aimorés trazida por caminhões-pipa.



Os resultados do dano à qualidade da água bruta do rio Doce com relação à turbidez e a alguns metais para 2015 e 2016 apresentaram alterações significativas em comparação com os valores das séries históricas (Apêndice D). Assim, o possível dano à potabilidade da água distribuída em Santo Antônio do Rio Doce foi avaliado por meio dos laudos de qualidade da água tratada recebidos pelo SAAE – Aimorés. Visto que desde 2015 a ETA deste distrito está parada, os resultados após 2016 se referem à água proveniente do rio Manhuaçu, tratada na ETA Sede em Aimorés.

Na Tabela 128 é possível perceber que todos os parâmetros analisados atendem aos limites estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde. Entretanto, deve-se considerar que a amostra de dados foi pequena, com, em torno de, uma ou duas análises por ano. Além disso, não foram realizadas análises regulares para todos os parâmetros. Deve-se destacar que a partir de 11/01/2016 as análises foram realizadas na água tratada de Aimorés – Sede, porém os parâmetros foram reanalisados na saída da ETA de Santo Antônio do Rio Doce após reservação e adição de cloro.

Para os metais chumbo e cobre foram realizadas análises apenas na época do desastre, ou seja, em 2015. Na Tabela 128, também estão mostradas apenas duas análises para o chumbo em dezembro de 2015, cujos resultados foram iguais a <0,001 e 0,006 mg/L, inferiores a 0,01 mg/L estabelecido pela legislação. Para o cobre houve 3 análises em dezembro de 2015 e os resultados foram inferiores ao limite de quantificação de 0,001 mg/L do equipamento de medição.

É possível observar também que em dezembro de 2015 ocorreu o valor mais alto para turbidez após a filtração, com resultado igual a 2,9 UNT. Este valor atendeu à legislação que define o limite de 5 UNT para análises semestrais de turbidez, porém representa o efeito e dificuldade do tratamento com a passagem da lama pelo rio Doce.

Tabela 128 – Resultados das análises de qualidade de água tratada de Santo Antônio do Rio Doce, no período de 2014 a 2018.

<i>ETA – Santo Antônio do Rio Doce</i>							
DATA	CHUMBO (mg/L)	ZINCO (mg/L)	ALUMÍNIO (mg/L)	FERRO (mg/L)	MANGANÊS (mg/L)	COBRE (mg/L)	TURBIDEZ (UNT)*
nov/2014	-	0,01	0,04	ND	0,05	-	0,5
1º semestre/2015	-	0,001	0,01	0,005	0,05	-	0,5
jun/2015	-	0,02	0,02	0,01	0,04		0,5
11/dez/2015	<0,001	<0,003	0,06	0,07	<0,001	<0,001	-
15/dez/2015	0,006	<0,05	0,08	0,06	<0,05	<0,001	2,9
28/12/2015 -11/01/2016	-	0,02	0,04	0,06	0,03	ND	0,5
nov/2016	-	0	0	0,02	0	-	0,5
nov/2017	-	0,01	0,01	0	0	-	0,5
jun/2018	-	0	0,01	0	0	-	0,5
1º semestre/2018	-	0,01	0,01	0	0	-	0,5

ND: Não detectado.

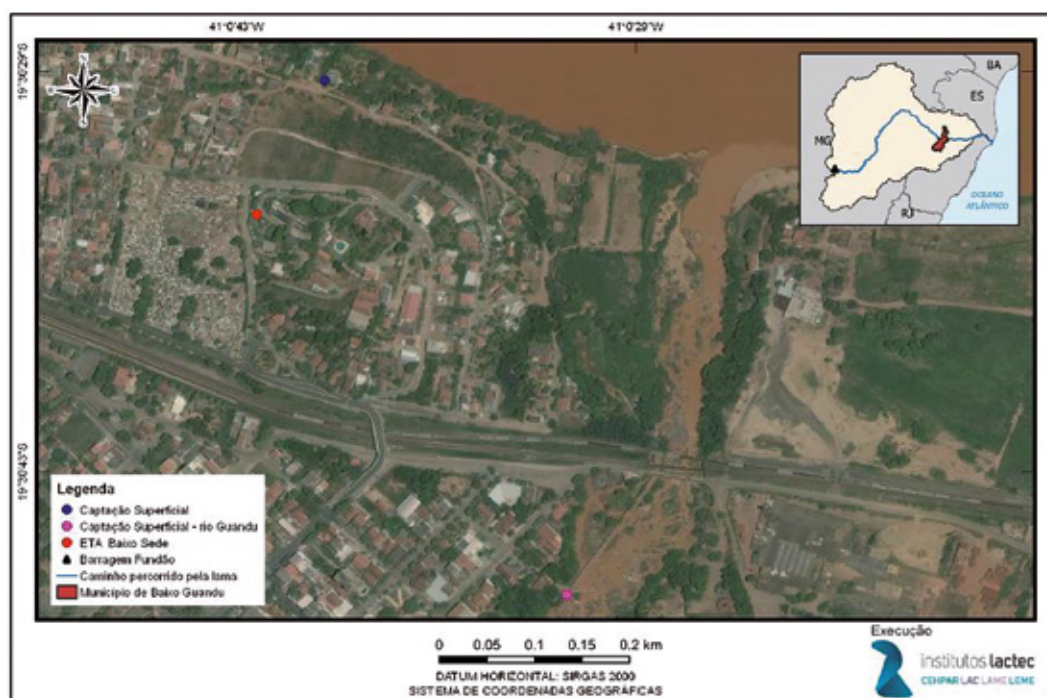
*Unidade de Turbidez.

2.2.12 BAIXO GUANDÚ - SEDE MUNICIPAL

O SAA da Sede de Baixo Guandu, gerenciado pela SAAE, atende em torno de 8.500 pessoas com captação, tratamento, reservação e distribuição de água potável. O sistema contém dois locais de captação de água bruta, um no rio Doce e outro no rio Guandú, e uma ETA, como pode ser observado na Figura 191.

O sistema de captação no rio Doce é composto por um poço de tomada nas margens do rio, com adução da água bruta 20 h/dia que percorre, em torno de, 300 m de distância por um conduto fechado até a ETA.

Figura 191 - Localização do ponto de captação de água bruta no rio Doce e da ETA, na Sede do município de Baixo Guandú – ES.



A ETA possui uma vazão de 120 L/s com sistema de tratamento convencional e vazão de operação de 80,3 L/s, como está apresentado na Tabela 129. As instalações da ETA estão apresentadas na Figura 192.

Tabela 129 – Características estruturais da ETA Sede de Baixo Guandú - ES.

Etapas do tratamento	Município	Baixo Guandú - Sede
	Tipo da ETA	Convencional
	Coagulante	Sulfato de alumínio
	Floculador	1 de fluxo e 1 mecanizado
	Decantador	Decantador laminar de alta taxa com 2 ramais
	Filtro	6 filtros de fluxo descendente e camadas de cascalho, areia e antracito, e posterior filtração
	Desinfecção	Cloro gasoso
	Fluoretação	o-fluorossilicato de sódio

Figura 192 - Instalações da ETA Sede em Baixo Guandú – ES. A – Visão externa da ETA. B – Visão distante do local de captação no rio Doce. C – Decantadores. D – Bombona de coagulante.



Uma semana após o rompimento da barragem de Fundão, foi construído pelo SAAE um sistema emergencial de adução de água do rio Guandú até a ETA, que foi utilizado até o fim de 2017. Assim, a captação de água e a ETA não paralisaram seu funcionamento e o município não ficou desabastecido. Entretanto, as rotinas operacionais da ETA foram adaptadas para a qualidade da água bruta de entrada, de modo que foram necessárias lavagens diárias dos decantadores e dos filtros. Como ações emergenciais, a Fundação Renova, cedeu o coagulante à base de tanino (Tanfloc) à SAAE e instalou agitadores mecânicos no floculador. Posteriormente, fez algumas reformas na captação no rio Guandú, como a instalação de corrimões.

Foram recebidas duas amostras de dados medidos para metais na água tratada da ETA Sede de Baixo Guandú, como apresentado na Tabela 130. O resultado para o ano de 2015 se refere à captação no rio Doce e para 2018 à captação no rio Guandú. Todos os resultados foram inferiores aos limites estabelecidos pela legislação de potabilidade de água. Entretanto, com amostras de duas análises não se pode avaliar a eficiência do tratamento desta ETA para metais e turbidez.

Tabela 130 – Resultados de duas análises de qualidade de água tratada da Sede de Baixo Guandú, para 2015 e 2018.

ETA – Baixo Guandú Sede							
DATA	CHUMBO (mg/L)	ZINCO (mg/L)	ALUMÍNIO (mg/L)	FERRO (mg/L)	MANGANÊS (mg/L)	COBRE (mg/L)	TURBIDEZ (UNT)*
28/01/2015	< 0,01	<0,01	0,034	<0,01	-	<0,001	2,32
15/10/2018	-	<5,00	<0,200	<0,30	<0,10	<2,000	0,25

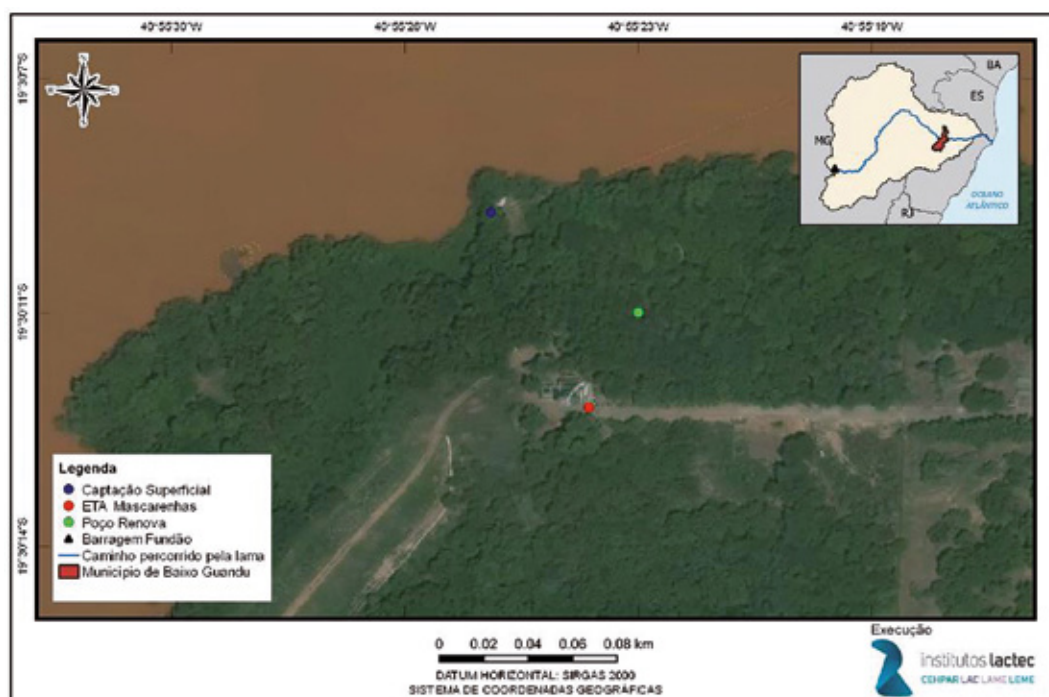
*Unidade de Turbidez

Além disso, haja visto a captação alternativa para este município é o rio Guandú, é de grande importância que este seja preservado do lançamento de efluentes.

2.2.13 BAIXO GUANDU – DISTRITO DE MASCARENHAS

O SAA do distrito de Mascarenhas, localizado no município de Baixo Guandú, atende em torno de 200 ligações domiciliares. Este local captava água diretamente do rio Doce e também teve danos com a contaminação deste rio pela lama. Assim, desde novembro de 2015, a ETA Mascarenhas está paralisada. O ponto onde era realizada a captação de água bruta se localiza no reservatório criado pela barragem da UHE Mascarenhas no rio Doce, como mostrado na Figura 193. A captação outorgada era de 156 L/s, realizada por uma balsa e uma adutora por 150 m até a ETA (JUNIOR et al., 2017).

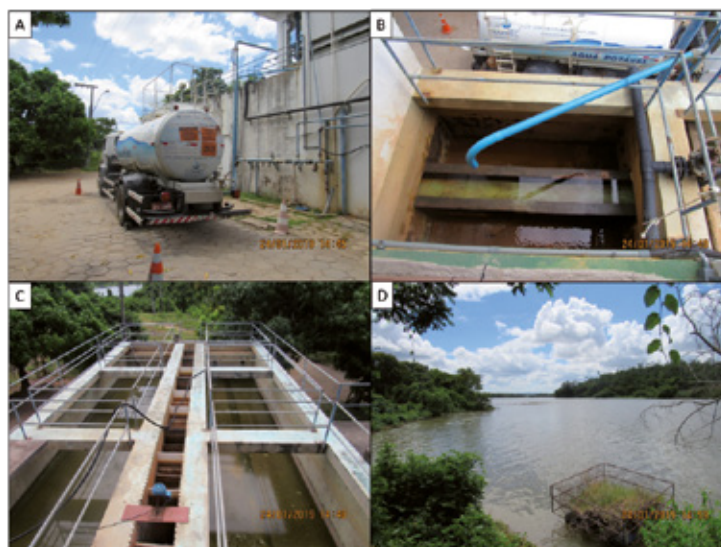
Figura 193 - Localização do ponto de captação de água bruta no rio Doce e da ETA, no distrito de Mascarenhas, no município de Baixo Guandú – ES.



Como tentativa de captação alternativa, foi perfurado um poço pela Fundação Renova (Figura 193), mas este não foi utilizado devido altos teores de flúor, ferro e manganês.

Dessa forma, hoje caminhões-pipa distribuem água proveniente da captação do rio Guandú e do tratamento na ETA Sede de Baixo Guandú até o reservatório do distrito de Mascarenhas. No total são 12 km percorridos do rio Guandú até à ETA e são distribuídos em torno de 250.000 L/dia de água para o abastecimento do distrito. As instalações na situação atual da ETA estão apresentadas na Figura 194.

Figura 194 - Instalações da ETA do distrito de Mascarenhas, no município de Baixo Guandú – ES. A – Visão do caminhão-pipa entregando água. B – Ponto de descarga de água tratada dos caminhões. C – Floculadores e decantadores. D – Balsa de captação no rio Doce, sem uso.



Os resultados da água tratada para metais e turbidez recebidos pela SAAE se referem ao mês de janeiro de 2015. Nessa época, a captação era realizada no rio Doce. Após o desastre, a ETA não estava em funcionamento, então não há análise da qualidade tratada nesta ETA.

Na Tabela 131 pode ser observado que antes do desastre a qualidade da água tratada em Mascarenhas atendia os limites estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde. Observa-se que, neste caso, a turbidez deve ser comparada com o limite de 5 UNT, haja vista a análise ser semestral.

Tabela 131 – Resultados das análises de qualidade de água tratada na ETA Mascarenhas em 2015.

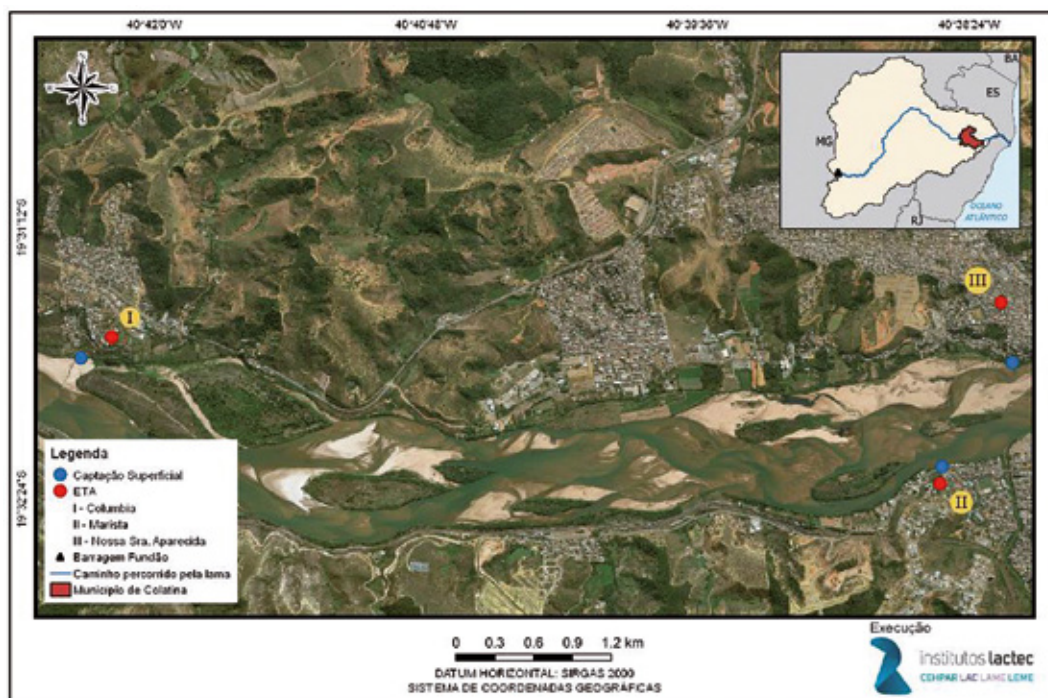
DATA	ETA – Mascarenhas						
	CHUMBO (mg/L)	ZINCO (mg/L)	ALUMÍNIO (mg/L)	FERRO (mg/L)	MANGANÊS (mg/L)	COBRE (mg/L)	TURBIDEZ (UNT)
27/01/2015	<0,01	0,01	0,144	0,079	-	<0,001	2,53

2.2.14 COLATINA – SEDE MUNICIPAL

O SAA do município de Colatina é gerido pela empresa SANEAR, com captação de água outorgada em 211,87 L/s no rio Doce para abastecimento urbano de 106.219 habitantes (PMSB COLATINA, 2015). A Sede do município possui três ETAs que se localizam nos bairros Columbia (ETA IV), Marista (ETA I) e Nossa Senhora Aparecida (ETA II), como estão mostradas na Figura 195, e realizam a captação de água no rio Doce. A captação no rio Doce é necessária para estes SAA porque os mananciais que eram utilizados anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão podem ter estiagens, como ocorreu em 2015. A ETA II utilizava o rio Pancas como alternativa, com capacidade de 160 L/s, e a ETA I captava água do rio Santa Maria com vazão possível de 75 L/s.

Com o desastre, o SAA de cada bairro foi afetado de forma diferente, assim, a seguir, serão apresentados os danos separados por bairros.

Figura 195 – Localização das 3 ETAs e seus respectivos pontos de captação de água bruta, no rio Doce, existentes na Sede do município de Colatina – ES. No mapa as numerações I, II e III são apenas identificações dos locais e não se referem à nomenclatura das ETAs.



a) Colatina – bairro Columbia

O SAA do bairro Columbia atende em torno de 10.000 habitantes. A captação de água bruta no rio Doce é realizada por bombas em uma balsa flutuante conectadas à uma casa de bomba. A adução da água é realizada 16 h/dia e a tubulação percorre 270 m até à ETA. Na Figura 196 pode ser visualizada a localização do ponto de captação de água no rio Doce e da ETA IV. O local de captação de água e a estrutura externa da casa de bombas podem ser observadas na Figura 197.

Figura 196 – Localização do ponto de captação de água bruta no rio Doce e da ETA IV, no bairro Columbia, em Colatina – ES.

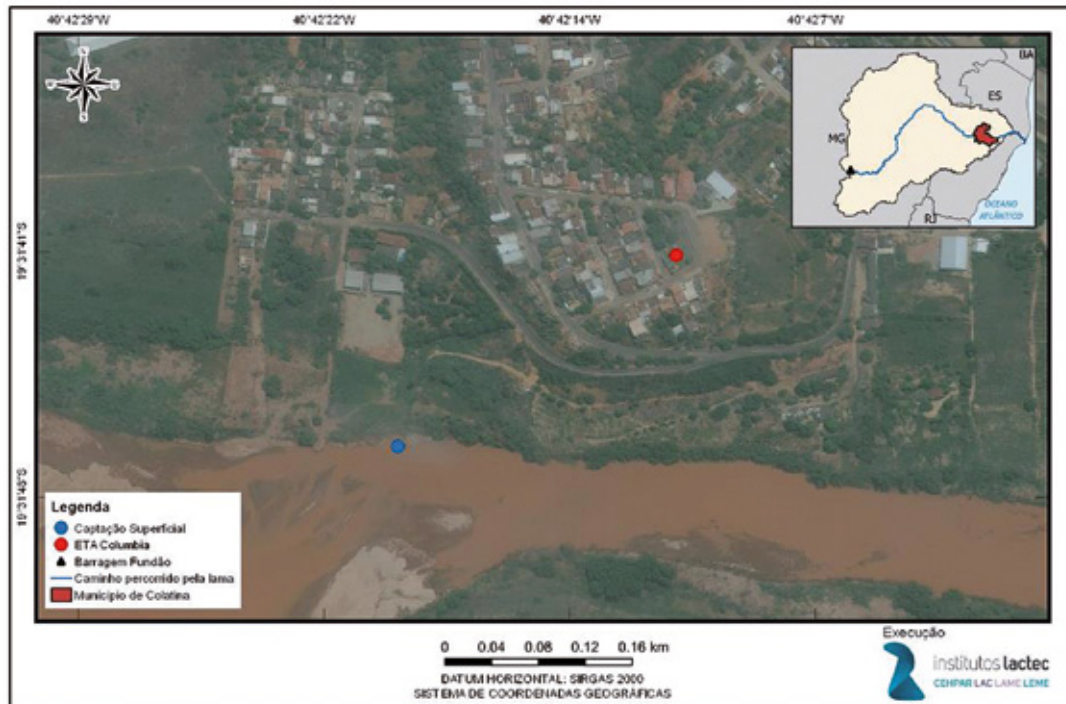


Figura 197 – Região de captação de água bruta no rio Doce para o abastecimento do bairro Columbia, no município de Colatina – ES. A- Ponto de captação de água sinalizado com a flecha cinza. B- Casa de bombas.



A água é tratada na ETA IV do tipo convencional, com as características do tratamento apresentadas na Tabela 132. Este sistema possui uma vazão de tratamento de 19 L/s e atende a 3.000 ligações neste bairro, segundo informações do responsável pelo sistema. Um exemplo das instalações da ETA IV está apresentado na Figura 198.

Tabela 132 – Características estruturais da ETA IV do bairro Columbia, no município de Colatina – ES.

Etapas do tratamento	Município	Colatina – bairro Columbia
	Tipo da ETA	Convencional
	Coagulante	Sulfato de alumínio líquido
	Floculador	Fluxo hidráulico
	Decantador	2 convencionais com colmeias
	Filtro	6 filtros descendentes com camadas de areia
	Desinfecção	Cloro gasoso
	Fluoretação	o-fluorossilicato de sódio em pó

Figura 198 – Instalações da ETA Columbia em Colatina – ES. A – Visão externa da ETA. B – Calhas Parshall onde é adicionado o coagulante sulfato de alumínio. C – Filtros. D – Reservatórios para a distribuição da água tratada.



Em 2015, antes da lama percorrer o rio Doce próximo à Colatina, o SANEAR utilizou a estratégia de captar água do rio 24h por dia, aumentando a vazão do tratamento, para reservar água e abastecer o município. Com a chegada da lama, a ETA Columbia ficou paralisada por 5 dias, enquanto a região era abastecida por caminhões-pipa que entregavam água (tratada na ETA Marista) para o reservatório local e esta era distribuída para estabelecimentos de emergência, como hospitais. Além disso, a água dos caminhões também era entregue em caixas d'água do bairro, que era coletada com galões pela população. Segundo o responsável do SANEAR, com o aumento da turbidez da água bruta, foi necessário aplicar o coagulante tanino (TANFLOC) por dois anos após o desastre, entregue pela Fundação Renova, para auxiliar no tratamento da água na ETA IV. Após o período de paralisação desta ETA, as operações foram retomadas, porém com as alterações da qualidade da água do rio Doce. Por exemplo, a lavagem dos decantadores que, anteriormente eram realizadas mensalmente, passaram a ocorrer semanalmente.

A Fundação Renova realizou algumas ações de melhoria na ETA IV, como substituição dos meios filtrantes de todas as unidades de filtração, reparo de válvulas das unidades de tratamento, pintura das instalações, implantação de tanque de polímero, instalação de um agitador na entrada da água bruta, painel eletrônico na captação, cobertura para os cilindros de cloro gás, bomba de recalque de água bruta, elevação das calhas Parshall e da queda hidráulica.

Em busca de alternativas ao abastecimento, foram perfurados sete poços na região, porém devido os altos teores de ferro e manganês em alguns e a baixa vazão de água em outros (valores não informados), nenhum poço foi utilizado até hoje.

Com relação à qualidade da água tratada na ETA IV em Colatina, tem-se que os resultados de medições horárias de turbidez após a filtração devem atender o limite de 0,5 UNT, em 95% das amostras, e 1,0 UNT em 5% das amostras medidas, de acordo com a Portaria de Consolidação nº 5 de 2017, do Ministério da Saúde. Os resultados das médias mensais de turbidez pós filtração por filtros descendentes na ETA IV, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018, estão mostrados na Figura 200. Foram obtidos valores das médias mensais das medições horárias da turbidez na ETA IV e então, não se pode comparar os valores da Figura 200 diretamente com o estabelecido na legislação, haja vista a média pode ser alterada com valores extremos. Entretanto, se 95% dos valores medidos deve ser inferior a 0,5 UNT, com apenas 5% podendo ser superior a 1,0 UNT, pode-se inferir que os valores médios também devem atender a estes limites.

Pela Figura 200 percebe-se que antes do desastre houve quatro meses com valores médios de turbidez superiores a 0,5 UNT, sendo eles em dezembro de 2014 (0,64 UNT), janeiro (0,61 UNT), julho (0,55 UNT) e outubro (0,58 UNT) de 2015. Em novembro e dezembro de 2015 os valores foram iguais a 0,51 e 0,70 UNT, respectivamente, porém foi a partir de novembro de 2016 que os valores de turbidez aumentaram consideravelmente em comparação aos anos anteriores.

A série histórica apresentou a influência da sazonalidade, por meio dos períodos chuvoso e seco, nos valores de turbidez. De forma geral, nos meses chuvosos a turbidez média foi mais elevada com valores entre 0,5 e 1 UNT, principalmente em novembro e dezembro, e nos meses secos a turbidez média teve valores inferiores a 0,5 UNT. Foi evidente constatar que nos anos de 2017 e 2018, os valores da turbidez média foram elevados para o período seco, em comparação à mesma época no passado.

Na Figura 199 estão apresentados os resultados dos metais chumbo, cobre e zinco, os quais possuíam uma maior frequência de medições de 2014 até 2018. Para os metais alumínio, ferro e manganês foram recebidos laudos com duas medições em 2017, como mostrado na Tabela 133.

Tabela 133 – Resultados de duas análises de qualidade de água tratada da ETA Columbia, em Colatina, em 2017.

DATA	ALUMÍNIO (mg/L)	FERRO (mg/L)	MANGANÊS (mg/L)
19/06/2017	0,026	<0,01	<0,01
01/12/2017	0,053	<0,01	<0,01

Os limites de potabilidade estabelecidos para alumínio, ferro e manganês são 0,20 mg/L, 0,30 mg/L e 0,10 mg/L, respectivamente. Assim, percebe-se que as amostras desses metais, nas medições da Figura 199, respeitaram os limites da legislação. Observou-se também que os resultados de ferro e manganês foram inferiores aos limites de quantificação dos equipamentos de medição.

Os resultados para o chumbo, cobre e zinco também se mostraram em conformidade com a legislação de potabilidade. Os limites de quantificação dos procedimentos metodológicos utilizados para medição de chumbo coincidiram com os da Portaria de potabilidade em 0,010 mg/L e os valores medidos foram inferiores a este limite. Para o cobre os resultados foram inferiores ao LQ de 0,001mg/L e os valores de zinco variaram entre 0,045 e 0,01 mg/L. Dessa forma, os três parâmetros atendem o estabelecido na legislação desde 2014.

Figura 199 – Valores para metais medidos anualmente na ETA Columbia (IV), em Colatina – ES.

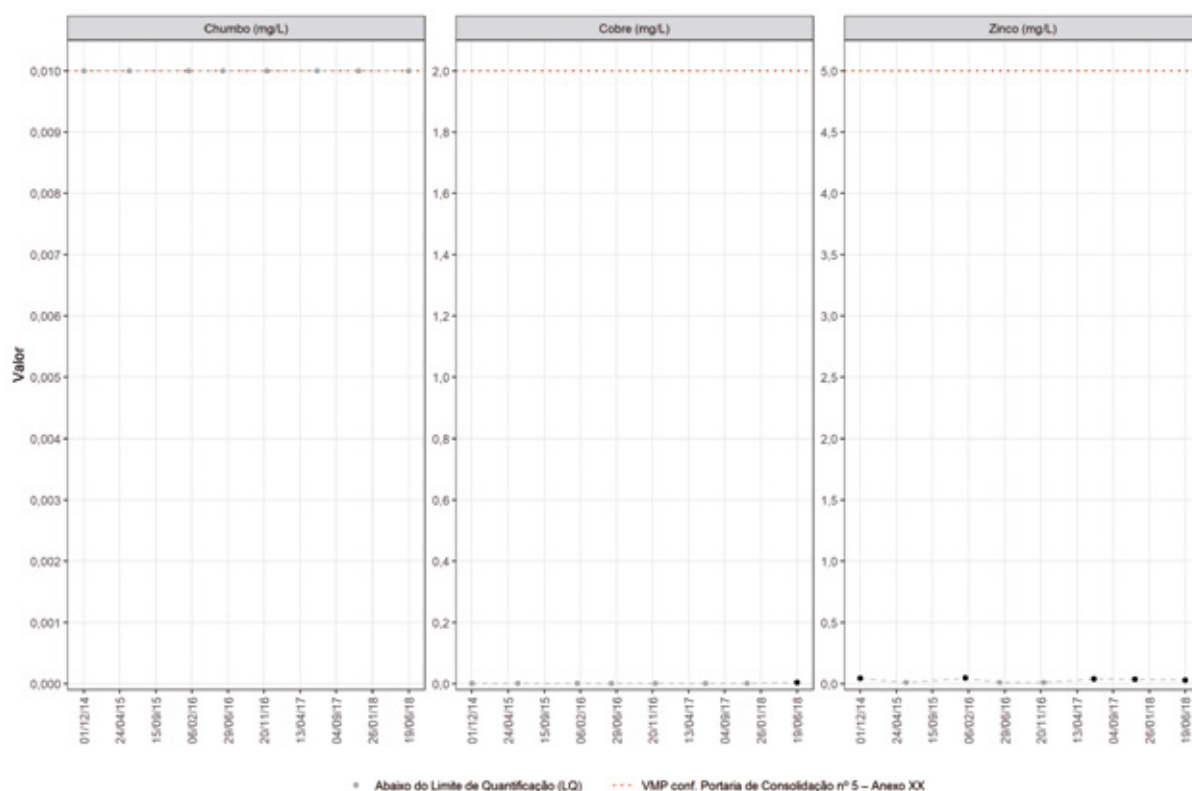
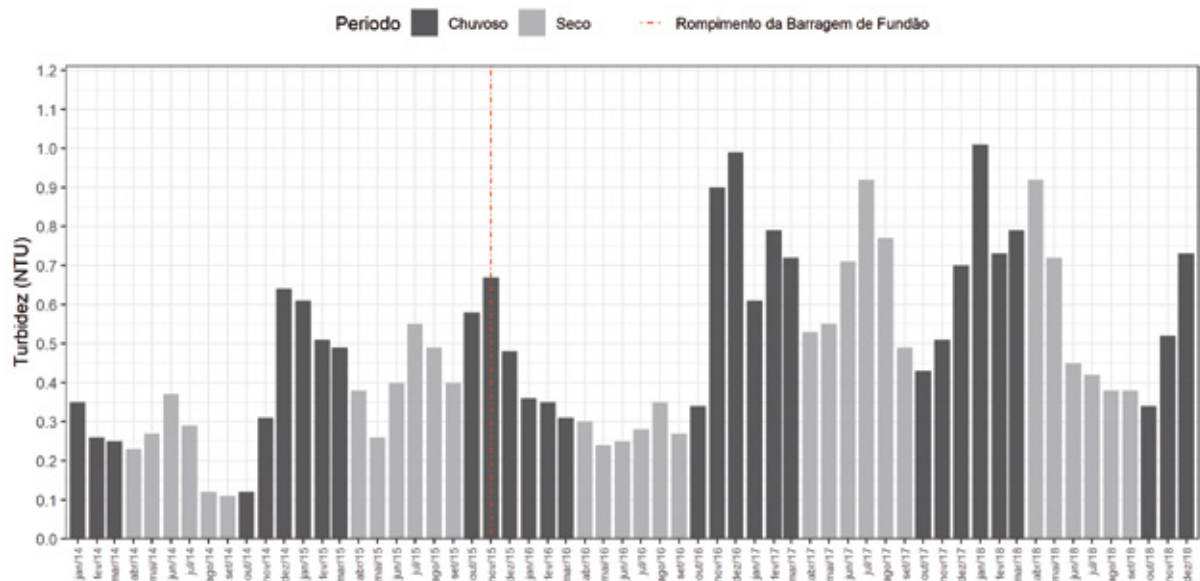


Figura 200 – Médias mensais de valores horários medidos da turbidez na ETA Columbia (IV), em Colatina – ES.



b) Colatina – bairro Marista

O SAA que abastece o bairro Marista é composto pela captação no rio Doce, a ETA I, a reservação e distribuição. Este abastece em torno de 35% da população, segundo responsável do SANEAR. O ponto de captação, a qual ocorre em uma balsa flutuante com adução 24h por dia e percorre, em torno de, 1 km até à ETA, conforme imagem apresenta na Figura 201.

Figura 201 - Localização do ponto de captação de água bruta no rio Doce e da ETA I, no bairro Marista, em Colatina – ES.

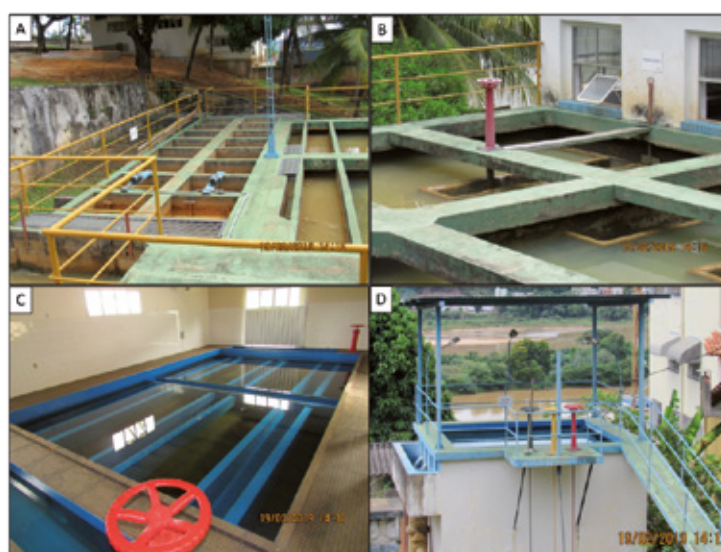


A ETA I é do tipo convencional com uma vazão de tratamento igual 160 L/s e características do tratamento apresentadas na Tabela 134. Este sistema é composto por duas plantas separadas que se unem nos decantadores. A estrutura das instalações da ETA I é apresentada na Figura 202.

Tabela 134 – Características estruturais da ETA I do bairro Marista, no município de Colatina – ES.

Etapas do tratamento	Município	Colatina – bairro Marista
	Tipo da ETA	Convencional
	Coagulante	Sulfato de alumínio líquido
	Floculador	Mecanizado
	Decantador	1 convencional laminar e 1 com colmeias
	Filtro	5 filtros Russo (fluxo ascendente) com camadas de areia e seixo e 2 filtros de fluxo descendente com camadas de antracito.
	Desinfecção	Cloro gasoso
	Fluoretação	o -fluorossilicato de sódio em pó

Figura 202 - Instalações da ETA Marista em Colatina – ES. A – Floculadores. B – Decantadores. C – Filtros ascendentes. D – Filtro Russo.



Após o rompimento da barragem de Fundão, a ETA Marista foi paralisada em 19/12/2015 e permaneceu sem funcionar, ou seja, com a captação de água interrompida, por 5 dias. Este local não foi abastecido com caminhão-pipa e, apesar da perfuração de dois poços como possíveis fontes de água, estes não foram utilizados devido suas baixas vazões. Após a retomada do tratamento da água do rio Doce, foi utilizado o tanino (TANFLOC), fornecido pela Fundação Renova, para auxiliar no processo de coagulação. De forma semelhante à ETA Columbia, na ETA I também foi necessário aumentar a frequência de lavagem dos decantadores de mensal para semanal visto a quantidade de sólidos acumulados.

De acordo com a visita em campo, foi obtida a informação que a Fundação Renova realizou algumas ações de melhoria na ETA I como o revestimento do tanque de floculação, a instalação de bombas para aplicação de polímero, novas portas para o ambiente dos filtros, troca dos meios filtrantes de todas as unidades de filtração, coberturas dos cinco filtros russo e pintura dos corrimões. No relatório de Junior et al. (2017) também foram apresentadas para esta ETA como intervenções emergenciais da Fundação Renova a instalação de 2 comportas e grades na calha Parshall, a instalação de 2 agitadores, perfis plásticos (lamelas) em um dos decantadores, reparo nas válvulas de todas as unidades de tratamento, revisão dos agitadores e sistemas elétricos e a aquisição de kit laboratorial padrão para controle de qualidade da água produzida.

Os resultados das médias mensais de turbidez após a filtração na ETA I, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018, estão mostrados na Figura 204. Para esta ETA também foram recebidos valores das médias mensais das medições horárias da turbidez e então, não se pode comparar os valores diretamente com o estabelecido na legislação, haja vista a média pode ser alterada com valores extremos. Entretanto, como explicado anteriormente, no caso de 95% dos valores medidos serem inferiores a 0,5 UNT, com apenas 5% podendo ser superior a este limite, pode-se inferir que os valores médios também devem atender a estes limites.

A série histórica apresentou a influência da sazonalidade, por meio dos períodos chuvoso e seco, nos valores de turbidez após o tratamento. Percebeu-se que antes do desastre, no período seco, os resultados de turbidez foram bastantes inferiores a 0,5 UNT, com média mínima dos valores horários de 0,18 UNT em 2014 e igual a 0,14 UNT em 2015. Após o desastre, os períodos secos em 2016 e 2017 tiveram resultados mais elevados que os anos anteriores, com valores médios em abril de 2017 igual a 0,91 UNT e em 2018 igual a 0,78 UNT. Entretanto, pode ser observada uma redução da turbidez média de 0,42 a 0,18 UNT a partir de abril em 2018. No período chuvoso, os valores variaram entre 0,5 e 1,0 UNT, porém as médias não superaram o limite máximo. Por exemplo, uma das médias mais elevadas antes do desastre foi de 0,91 UNT em fevereiro de 2015. Em novembro de 2015 e janeiro de 2016 foram registrados os maiores valores das médias de turbidez da água tratada com 1,51 e 1,54 UNT, respectivamente. Posteriormente, os valores diminuíram para um cenário similar a antes do desastre.

De forma geral, os resultados dos valores médios mensais da turbidez após as filtrações mostraram que após o desastre, a ETA I em Colatina pode ter tido mais dificuldade para operação adequada no período seco, já no período chuvoso o padrão foi bastante similar ao cenário anterior ao desastre.

Com relação às amostras semestrais de metais, na Figura 203 estão apresentados os resultados para chumbo, zinco e cobre, os quais tiveram mais medições no período em análise. Foi possível perceber que para todos os anos, os valores de chumbo ficaram abaixo do limite de quantificação, o qual coincidiu com o limite da legislação de potabilidade. Valores medidos de cobre também foram inferiores ao LQ que é igual a 0,001 mg/L, com resultado igual a 0,017 mg/L em 2018, mas ainda bastante abaixo da legislação (2,0 mg/L). As análises de zinco tiveram resultados inferiores ao limite da legislação (5,0 mg/L) e variaram entre mínimo inferior ao LQ (0,01 mg/L) no mês de junho para 2015 e 2016 e máximos de 0,047 mg/L em dezembro de 2014 e 0,042 mg/L em janeiro de 2016.

Assim como na ETA IV, para os metais alumínio, ferro e manganês foram recebidos laudos com duas medições em 2017, como mostrado na Tabela 135. Observa-se que os resultados dos três metais atenderam o limite exigido pela legislação de potabilidade da água.

Tabela 135 – Resultados de duas análises de qualidade de água tratada da ETA Marista, em Colatina, em 2017.

DATA	ALUMÍNIO (mg/L)	FERRO (mg/L)	MANGANÊS (mg/L)
19/06/2017	0,043	0,021	<0,01
01/12/2017	0,015	<0,01	<0,01

Figura 203 - Valores para metais medidos anualmente na ETA Marista (I), em Colatina – ES.

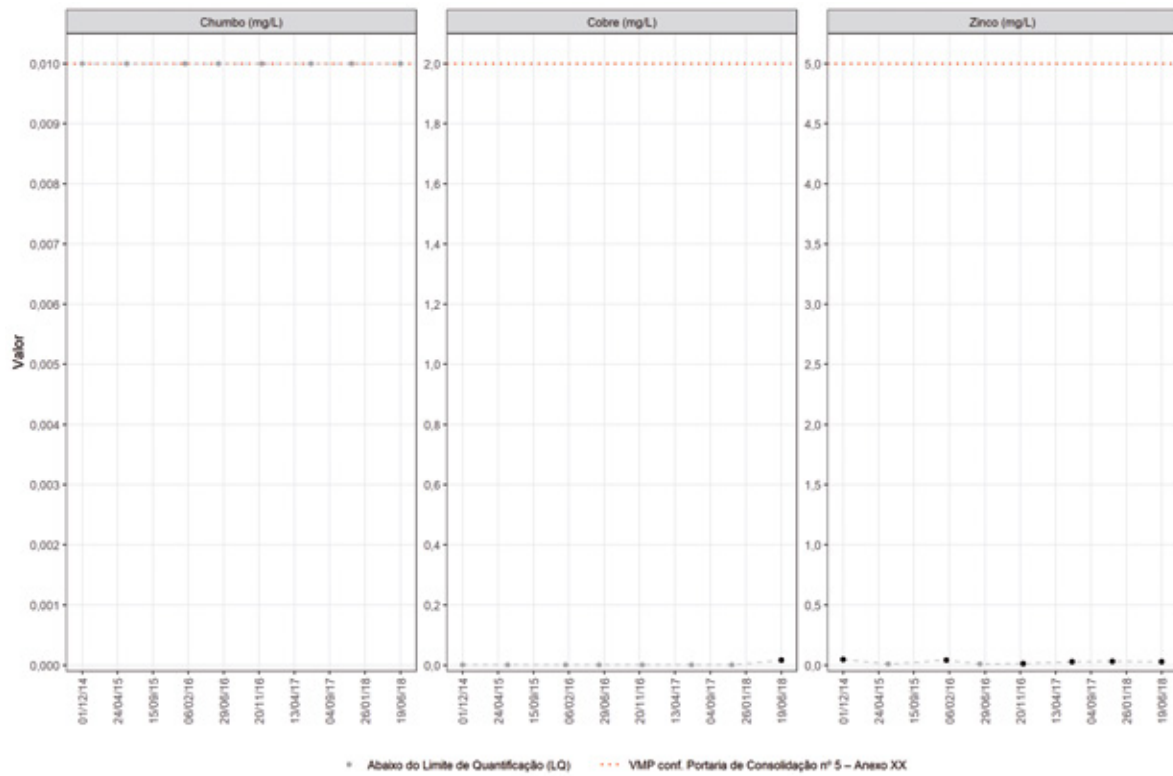
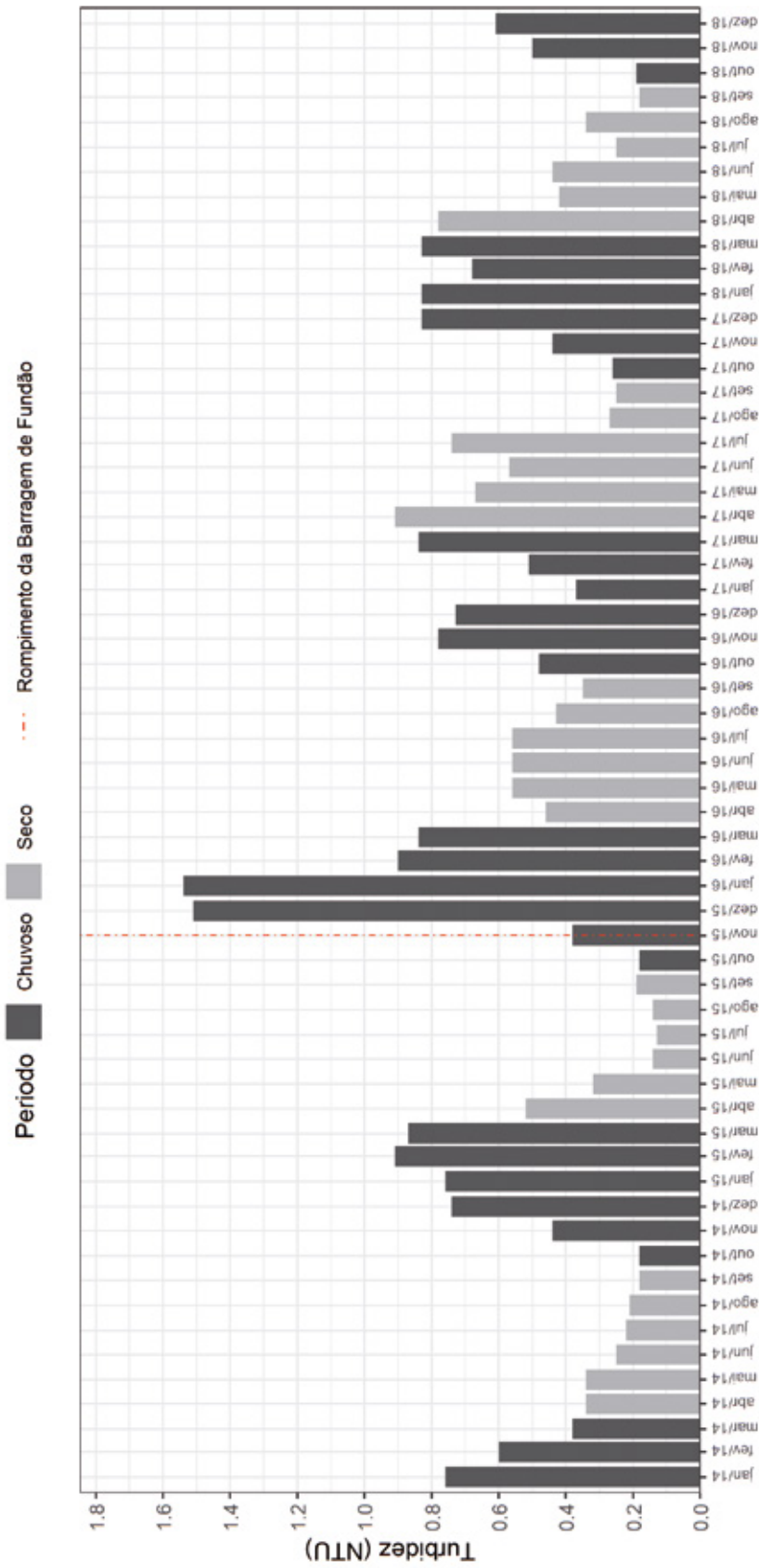


Figura 204 - Médias mensais de valores horários medidos da turbidez na ETA Marista (I), em Colatina – ES.



c) Colatina – bairro Nossa Senhora Aparecida

A ETA Nossa Senhora Aparecida, também chamada de ETA II, se localiza em 1,5 km do ponto de captação no rio Doce, os quais podem ser vistos na Figura 205. Este bairro possui duas fontes de captação de água para o abastecimento, o rio Pancas e o rio Doce. Antes de 2015, o rio Pancas era utilizado para abastecimento em sua época de cheia, porém neste ano houve uma estiagem, quando foi necessário iniciar a captação no rio Doce.

Atualmente, a captação no rio Doce ocorre por uma bomba submersa flutuante com adução contínua por 24h/dia até à ETA. Esta possui uma vazão de tratamento de 200 L/s que atende a 60% da população deste bairro. A ETA II é do tipo convencional e as características do tratamento estão apresentadas na Tabela 136.

Figura 205 - Localização do ponto de captação de água bruta no rio Doce e da ETA II, no bairro Nossa Senhora Aparecida, em Colatina – ES.

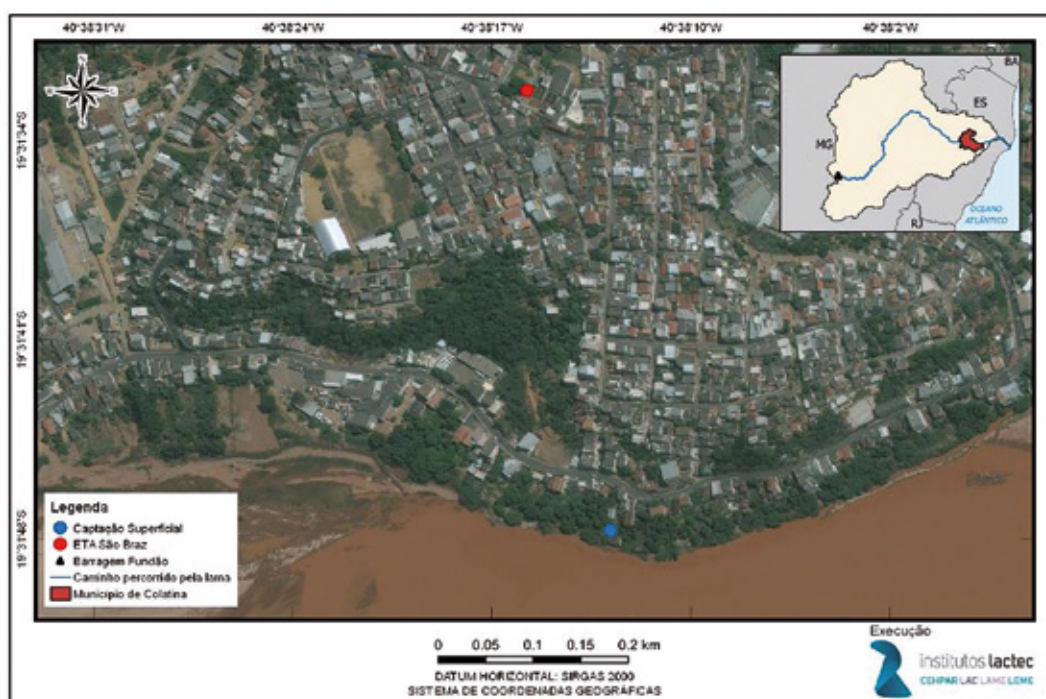


Tabela 136 – Características estruturais da ETA II do bairro Nossa Senhora Aparecida, no município de Colatina – ES.

Etapas do tratamento	Município	Colatina – bairro Nossa Sra. Aparecida
	Tipo da ETA	Convencional
	Coagulante	Sulfato de alumínio líquido
	Floculador	Duas séries de 8 floculadores de fluxo
	Decantador	Convencionais seguidos de alta taxa (laminar)
	Filtro	2 filtros descendentes com camada de areia e aeração após filtração e 8 filtros Russo (fluxo ascendente).
	Desinfecção	Cloro gasoso por difusão e auxílio de hipoclorito de sódio.
	Fluoretação	Fluoreto de sódio em pó

No processo final do tratamento na ETA, também é adicionada cal hidratada para correção do pH da água tratada. As instalações da ETA II são apresentadas na Figura 206.

Após a chegada da lama ao rio Doce, próximo à captação do bairro Nossa Senhora Aparecida, a ETA II ficou paralisada por 5 dias e, nesse período, alguns locais foram abastecidos por caminhões-pipa, como hospitais e colégios. A população foi abastecida emergencialmente com galões de água cedidos pela Fundação Renova. Neste local, não foram perfurados poços como alternativas ao abastecimento.

Após os 5 dias, foram retomadas as operações da ETA II, onde foram realizadas algumas reformas estruturais emergenciais. Segundo relatório de Junior et al. (2017) foram instaladas grades na calha Parshall, substituição de válvulas pelo tipo gaveta, instalação de um agitador, substituição de meios filtrantes, substituição de bombas de distribuição de água, reparos nas válvulas de todas as unidades de tratamento, revisão dos agitadores e sistemas elétricos. Além disso, foi feito um revestimento nos tanques de mistura dos produtos químicos. Assim como nos outros casos, a ETA II também utilizou o coagulante Tanfloc para auxiliar no processo de coagulação do tratamento, fornecido pela Fundação Renova.

Figura 206 - Instalações da ETA Nossa Senhora Aparecida em Colatina – ES. A – Decantadores. B – Calhas Parshall e medidores de vazão. C – Filtros Russos. D – Tanque de sulfato de alumínio.



Os resultados das médias mensais de turbidez após a filtração na ETA I, no período de janeiro de 2014 a dezembro de 2018, estão mostrados na Figura 207. A série histórica apresentou a variação da turbidez média mensal com a sazonalidade dos períodos chuvoso e seco. Antes do desastre, os valores médios de turbidez pós filtração eram baixos, inferiores a 0,5 UNT tanto no período seco quanto no chuvoso. Apenas a média de dezembro de 2014 registrou 0,66 UNT, porém este valor ainda foi inferior ao estabelecido pela legislação como máximo (1,0 UNT). Em dezembro de 2015 e janeiro de 2016 os valores médios atingiram 0,80 e 0,94 UNT, respectivamente, sendo bastante superiores aos registros dos anos anteriores. Na Figura 208 se destacaram os máximos valores médios registrados para turbidez em novembro (1,61 UNT) e dezembro (1,26 UNT) de 2016 e fevereiro de 2017 (1,08 UNT), que compreenderam parte do período chuvoso. Em abril (1,01 UNT) e maio de 2017 (0,87 UNT) também foram registradas as maiores médias mensais para o período seco. Assim, observou-se que provavelmente houve maior dificuldade de tratamento da turbidez na ETA II nos períodos chuvosos de 2015 e 2016 e, a partir de julho de 2017, a turbidez média retornou para um cenário similar a antes do desastre.

Os resultados das amostras semestrais de chumbo, cobre e zinco estão apresentados na Figura 207. Para todos os anos os valores de chumbo ficaram abaixo do limite de quantificação, o qual coincidiu com o limite da legislação de potabilidade. Valores medidos de cobre também foram inferiores ao LQ que é igual a 0,001 mg/L, com resultado igual a 0,0077 mg/L em 2018, mas ainda abaixo da legislação (2,0 mg/L). As análises de zinco tiveram resultados inferiores ao limite da legislação (5,0 mg/L) e variaram entre mínimo inferior ao LQ (0,01 mg/L) no mês de junho para 2015 e 2016 e máximos de 0,054 mg/L em junho de 2017.

Assim como nas ETAs I e IV, para os metais alumínio, ferro e manganês foram recebidos laudos com duas medições em 2017, como mostrado na Tabela 137. Observa-se que os resultados dos três metais atenderam o limite exigido pela legislação de potabilidade da água. O valor de ferro em dezembro de 2017 se mostrou acima do registrado nas outras ETAs, mas ainda inferior ao limite de 0,3 mg/L.

Tabela 137 – Resultados de duas análises de qualidade de água tratada da ETA Nossa Senhora Aparecida, em Colatina, em 2017.

DATA	ALUMÍNIO (mg/L)	FERRO (mg/L)	MANGANÊS (mg/L)
20/06/2017	<0,01	<0,01	0,04
01/12/2017	<0,01	0,108	<0,01

Figura 207 - Valores para metais medidos anualmente na ETA Nossa Senhora Aparecida (II), em Colatina – ES.

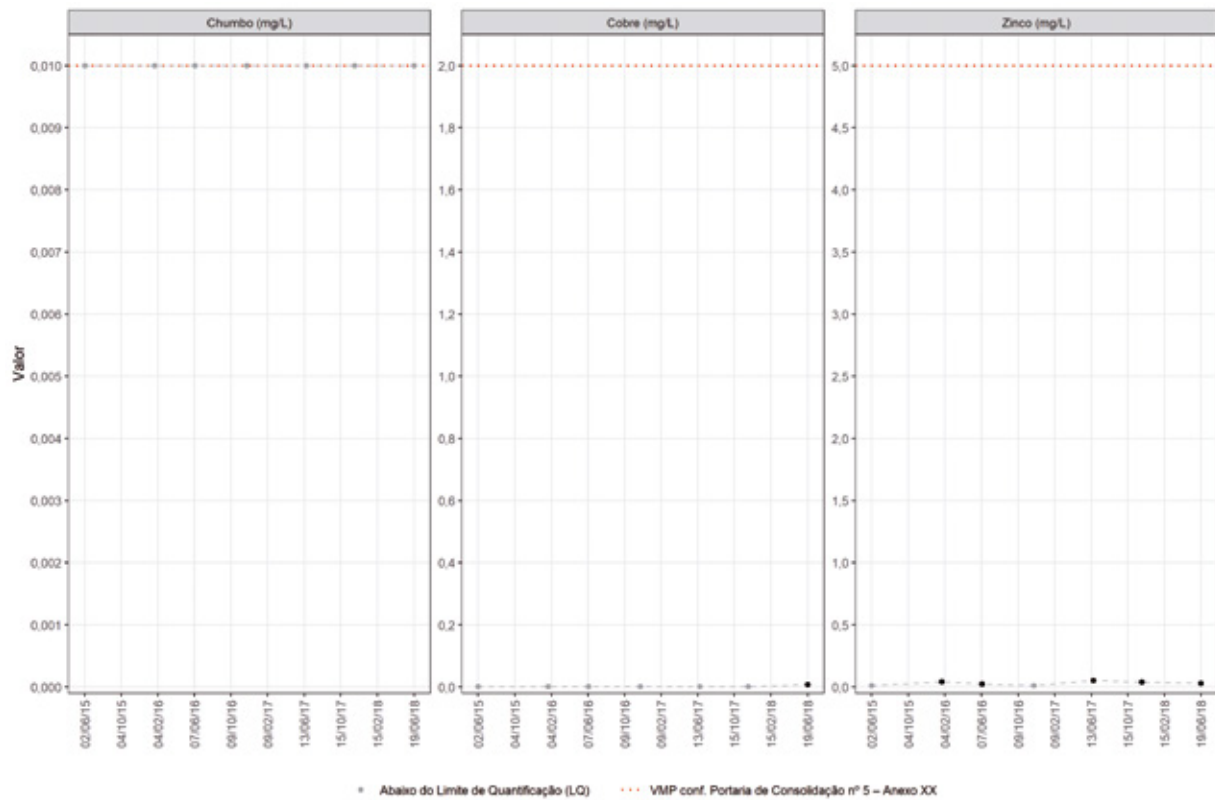
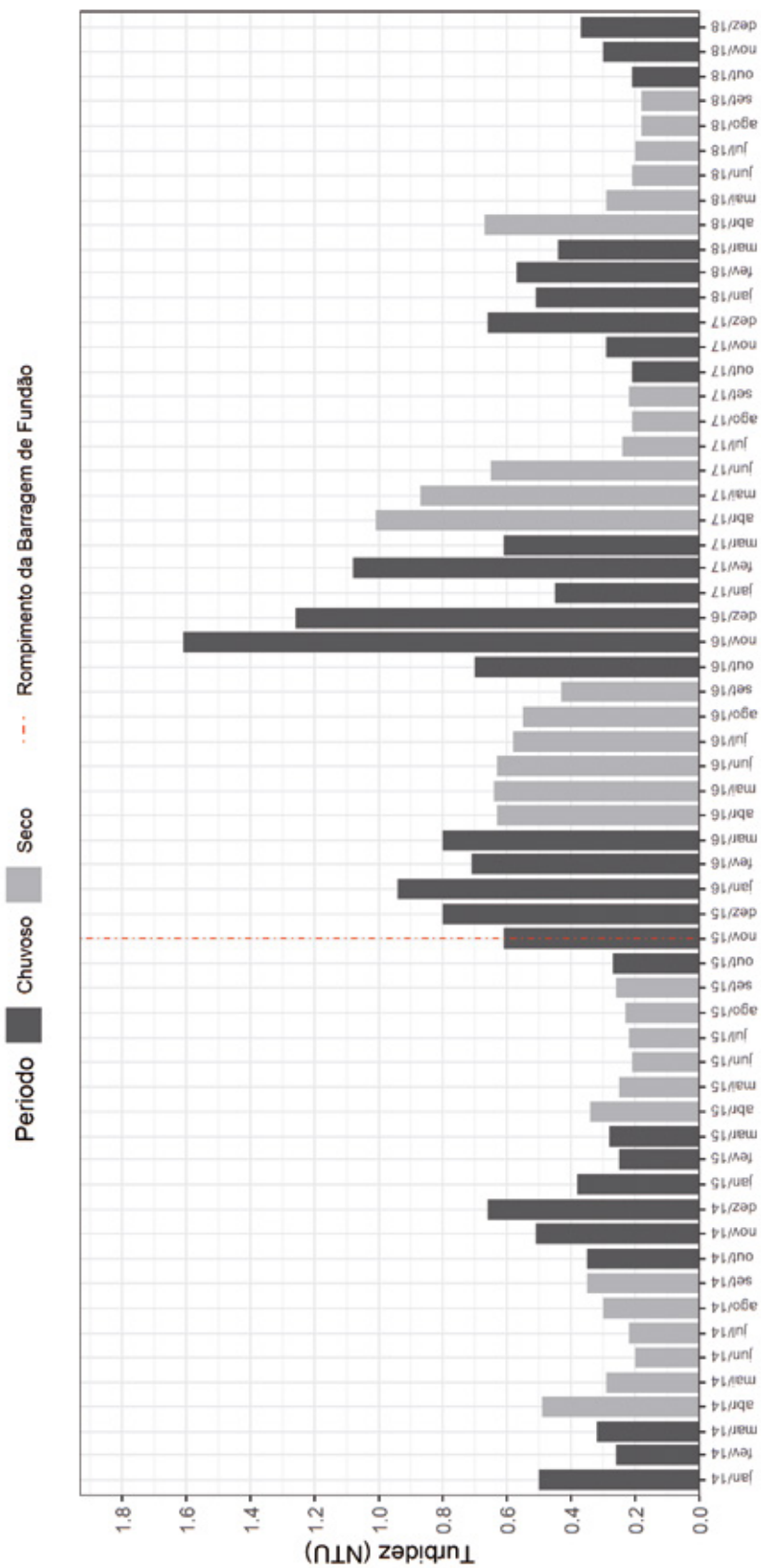


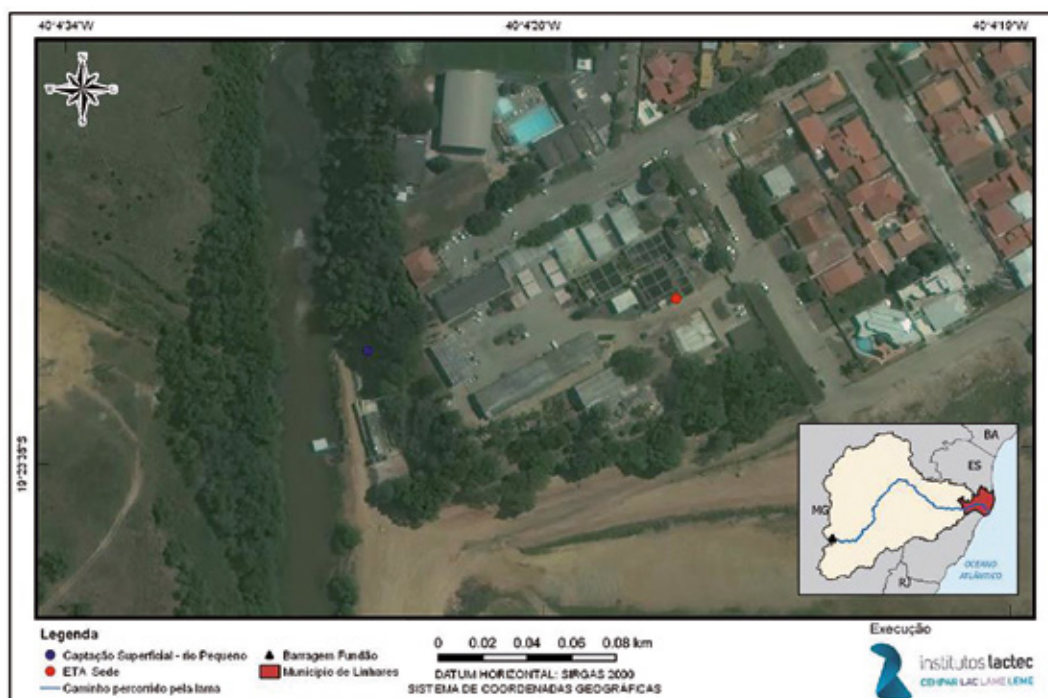
Figura 208 - Médias mensais de valores horários medidos da turbidez na ETA Nossa Senhora Aparecida (II), em Colatina – ES.



2.2.15 LINHARES - SEDE MUNICIPAL

O SAA da Sede de Linhares, operado pelo SAAE, possui o rio Pequeno como principal manancial de captação de água bruta para o abastecimento da sede do município. A captação de água é realizada por uma tubulação em uma balsa flutuante com adução da água 24 h/dia que se estende por 200 m até à ETA. As localizações desta captação e da ETA estão mostradas na Figura 209.

Figura 209 - Localização do ponto de captação de água bruta no rio Pequeno e da ETA no município de Linhares– ES.

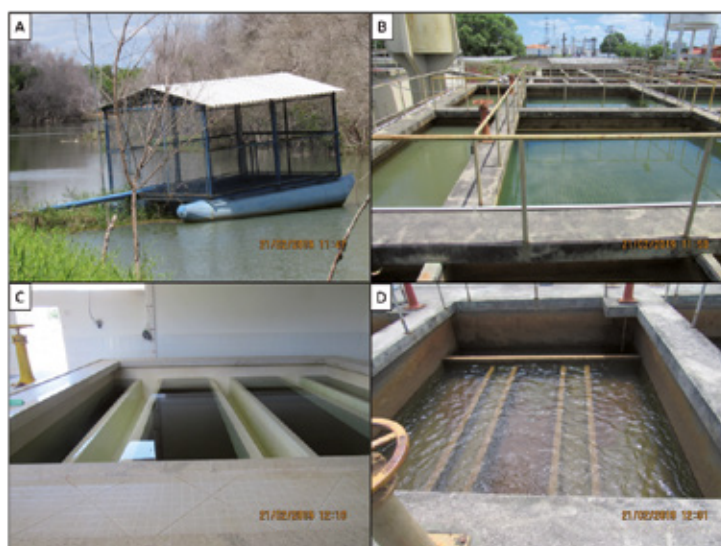


A ETA Sede é convencional e composta por três unidades (ETA I, II e III), sendo duas com capacidade de tratar 160 L/s cada e uma terceira com capacidade de 70 L/s, totalizando 390 L/s (SAAE LINHARES, 2019). Em visita à ETA, foi obtida a informação que hoje são operados 420 L/s. Esta atende a 29.000 domicílios com 23.343 ligações de abastecimento de água (SAAE LINHARES, 2019). As características dos processos de tratamento são apresentadas na Tabela 138. Após as etapas do tratamento, se necessário, é realizada a correção do pH com cal para distribuição da água. A produção da água nas três unidades é destinada para dois tanques de contato enterrados com capacidade para 1.400 m³ (SAAE LINHARES, 2019). Na Figura 210 é possível observar parte das instalações da ETA Sede.

Tabela 138 – Características estruturais da ETA Sede de Linhares- ES.

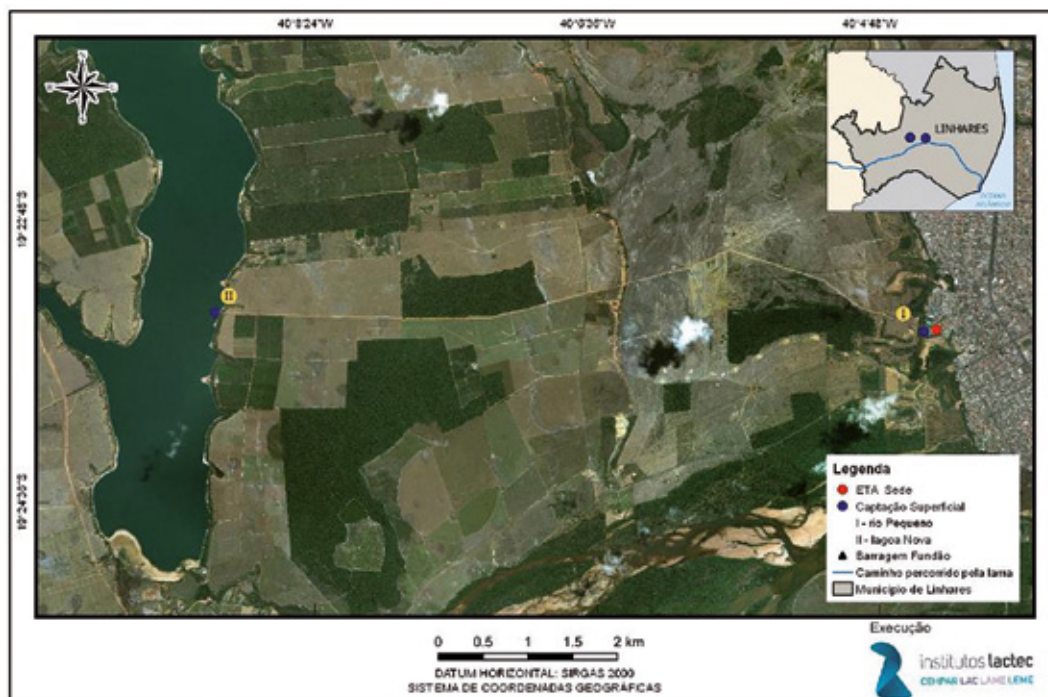
Etapas do tratamento	Município	Linhares - Sede
	Tipo da ETA	Convencional
	Coagulante	Sulfato de alumínio
	Floculador	9 floculadores hidráulico de fluxo
	Decantador	6 decantadores convencionais laminar
	Filtração	6 filtros descendentes rápidos de gravidade e 4 ascendentes (clarificadores de contato) com camadas de areia, antracito e cascalho
	Desinfecção	Cloro gasoso
	Fluoretação	Ácido fluorossilícico

Figura 210 - Instalações da ETA Sede de Linhares – ES. A – Balsa na captação de água bruta no rio Pequeno. B – Visão geral de decantadores e filtros. C – Filtros russo ascendente. D – Filtros descendentes.



Segundo responsável do SAAE Linhares, devido à pouca ocorrência de chuvas em 2015, as vazões do rio Pequeno impossibilitaram a captação de água para o abastecimento público. Assim, a SAAE Linhares fez um pedido de outorga para captação da água do rio Doce. Contudo, na semana do dia 05/11/2015, quando iriam iniciar as captações, ocorreu o rompimento da barragem de Fundão e o uso do rio Doce ficou inviabilizado. Antes da lama chegar próximo à Linhares, a SAAE construiu uma barragem provisória no rio Pequeno, para utilizá-lo como fonte alternativa de captação de água. Visto a construção da barragem no rio Pequeno e, conseqüentemente, a retenção de água, houve um aumento em matéria orgânica na água. Então, o SAAE adicionou carvão ativado nos filtros da ETA para melhorar este processo e aumentou o uso de cloro na desinfecção. Na Figura 211 é possível observar os pontos de captação na lagoa Nova e no rio Pequeno e a ETA Sede.

Figura 211 – Pontos de captação de água bruta na lagoa Nova (local II) e no rio Pequeno (local I) para abastecimento público da sede de Linhares – ES, e localização da ETA Sede.



Para as ações às captações alternativas, a Fundação Renova implantou uma adutora da lagoa Nova até o rio Pequeno em outubro de 2016, com capacidade de transporte de 200 L/s. O sistema é composto por três bombas e o SAAE Linhares solicitou que o sistema fosse operado remotamente com painel de controle no escritório do SAAE. Segundo informações obtidas pelo SAAE em dezembro de 2018, a construção da adutora foi realizada, porém o sistema de ligação da bomba para adução ainda não estava de acordo com o requisitado. Assim, o uso da captação na lagoa ainda não era viável.

Percebe-se que devido à contaminação do rio Doce com a lama e considerando a estiagem no rio Pequeno, a capacidade de abastecimento da Sede de Linhares ficou bastante frágil. O SAA não paralisou seu funcionamento em nenhum período, mas o SAAE teve dificuldades em tratar a água bruta, criar soluções para posteriores problemas, e manter o atendimento de água para a população.

2.2.16 LINHARES – DISTRITO DE REGÊNCIA

Anteriormente ao desastre, o distrito de Regência era abastecido por uma captação às margens do rio Doce, próximo à sua foz. A água captada era tratada em uma ETA convencional com vazão de 20 L/s.

Após a chegada da lama em 21/11/2015, a captação de água do rio foi totalmente paralisada e emergencialmente as caixas d'água do distrito foram abastecidas por caminhões-pipa, com vazão de 25.000 L/dia, de água captada na lagoa Nova e tratada na ETA Sede de Linhares.

Em busca de uma nova fonte para captação de água, a Fundação Renova recuperou um poço profundo, de propriedade do SAAE, localizado próximo à ETA (Figura 212). Foi realizada a limpeza do poço e perfilagem ótica (filmagem interna) para iniciar o uso (Figura 213). Entretanto, a água do poço apresentou altos teores de ferro, manganês, bário e alumínio. Assim, a Fundação Renova instalou uma ETA modular no distrito a fim de tratar a água captada do poço. Esta nova ETA possuía um sistema

de osmose reversa para o tratamento daqueles elementos. As outras etapas do tratamento também eram realizadas por um decantador com colmeias e dois filtros descendentes. A desinfecção era feita por hipoclorito de sódio e não era realizada fluoretação. Além disso, era feita a coleta do lodo gerado e foi construído um espaço para a secagem do lodo. A ETA modular foi utilizada para testes durante 9 meses, mas haja vista a complexidade e os altos custos de manutenção do sistema com osmose reversa, o SAAE Linhares não aprovou o uso contínuo desta ETA.

Com esta situação, os caminhões-pipa continuaram abastecendo caixas d'água de 15.000, 10.000 e 5.000 L instaladas na ETA e o reservatório de 100.000 L do distrito. O abastecimento dessa forma permaneceu até dezembro de 2018, quando a equipe do Lactec visitou a ETA de Regência.

Figura 212 – Localização da ETA de Regência e do poço perfurado pelo SAAE Linhares.



Figura 213 – Vista do poço de propriedade da SAAE Linhares e recuperado pela Fundação Renova para possível abastecimento de água do distrito de Regência.



A ETA modular foi retirada de Regência e então, a Fundação Renova fez obras de melhorias na ETA convencional antiga para o tratamento da água do rio Doce. Foi instalado na ETA um pré-tratamento com sistema de aeração e adição de cal para a retirada de cloreto e bário que foram encontrados no local da captação de água no rio. Além disso, foram reformados alguns pisos, alvenarias, fundações, instalação de novas bombas, montagem de deck e reparo do vertedouro do decantador. As instalações da ETA são mostradas na Figura 214, conforme visita realizada em fevereiro de 2019.

Figura 214 - Instalações da ETA de Regência – ES. A – Visão externa da ETA. B – Sistema de aeração e de adição de cal como pré-tratamento. C – Tanque de decantação. D – Local de secagem do lodo.



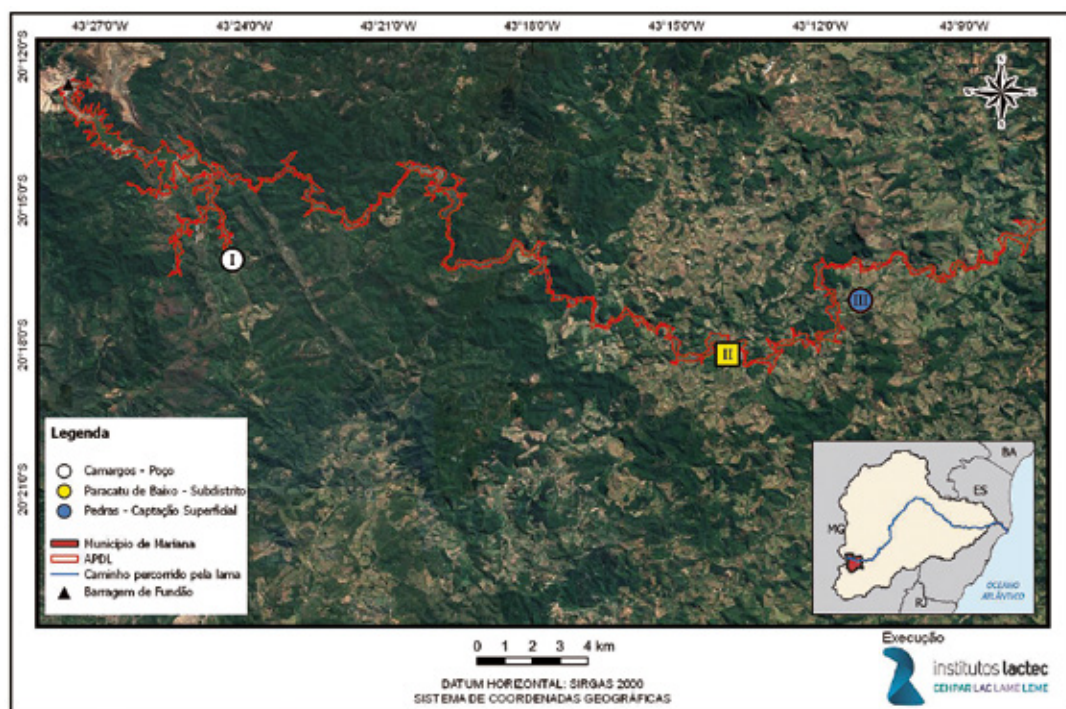
A população de Regência vem recusando a captação de água do rio Doce. Assim, foi perfurado pela Fundação Renova um segundo poço no distrito, mas este não teve vazão suficiente para a captação. Então, estão sendo avaliadas outras possibilidades de manancial para o abastecimento. Dessa forma, o dano à Regência se configura ao fato de a ETA continuar paralisada e o abastecimento do distrito se mantém por caminhões-pipa.

2.3 CARACTERIZAÇÃO DAS SITUAÇÕES PRÉ E PÓS DESASTRE DOS SAA POR CAPTAÇÃO SUBTERRÂNEA

2.3.1 MARIANA

As localidades de Camargos, Pedras e Paracatu de Baixo, pertencentes ao município de Mariana, foram incluídas na Cláusula nº 171 do TTAC, pois as captações de água desses locais ocorriam por poços ou nascentes próximas ao rio do Carmo e podem ter sido contaminados após a passagem da lama, como será apresentado a seguir. Na Figura 215 estão apresentadas as localizações do distrito de Camargos (I) e dos subdistritos de Paracatu de Baixo (II) e Pedras (III), no município de Mariana, que tiveram seus SAA fragilizados, com relação à área de passagem da lama.

Figura 215 – Localização dos distritos de Camargos (I), Paracatu de Baixo (II) e Pedras (III) e seus SAA impactados com o rompimento da barragem de Fundão, no município de Mariana.



a) Mariana – distrito de Camargos

O SAA de Camargos, localizado a 19 km da Sede de Mariana, é operado pelo SASU (Secretaria Adjunta de Serviços Urbanos), órgão pertencente à Prefeitura de Mariana – MG. Anteriormente ao desastre, o distrito possuía dois pontos de captação superficial por nascentes, sendo um localizado na região de Bicas, pertencente a Camargos (IBIO – ABG Doce/CBH-PIRANGA, 2014), com demanda de abastecimento igual a 4,0 L/s para atender em torno de 40 residências. Além disso, havia também captação de um poço profundo para o abastecimento da população (CT-SHQA, 2018), sendo o local do poço mostrado na Figura 216A. A situação do SAA era ruim devido à falta de manutenção e renovação do sistema e a água captada pelos dois mananciais não passava por nenhum tratamento para a distribuição.

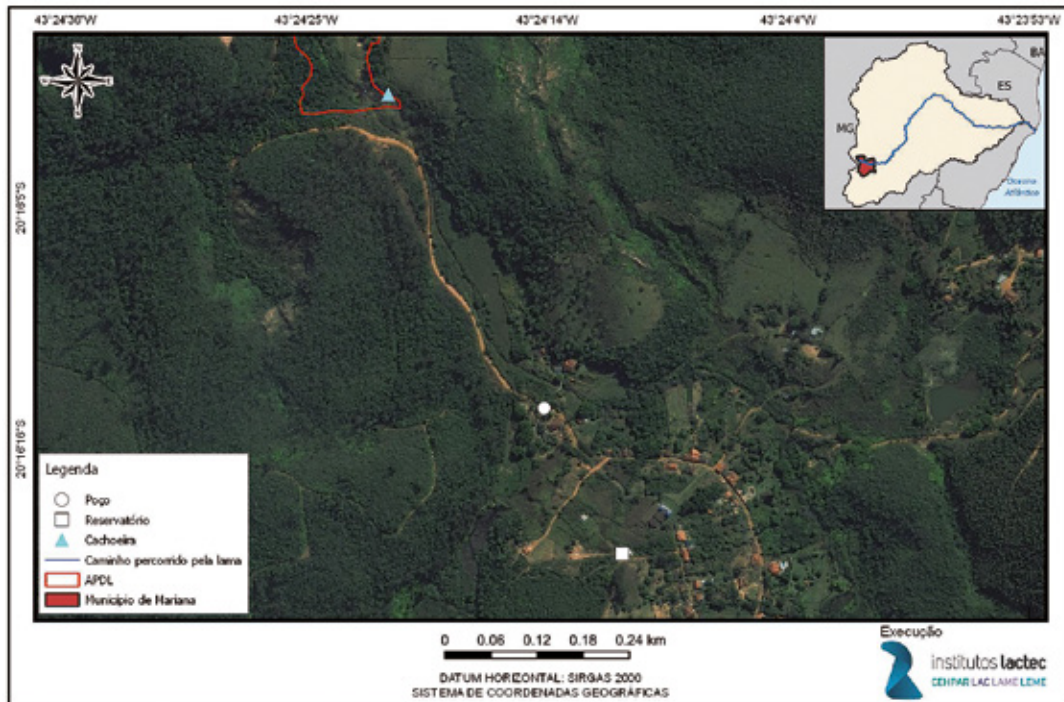
Este distrito está entre os locais que tiveram seu abastecimento de água paralisados com a passagem da lama pelo rio do Carmo, porém, segundo publicações em Junior et al. (2017) e CT-SHQA (2018), o SAA do distrito de Camargos não foi diretamente afetado. Como está mostrado na Figura 217, o poço usado para abastecimento não se localiza dentro da área de passagem da lama, ao contrário da cachoeira Camargos que foi impactada diretamente com a lama. Contudo, a inclusão deste distrito no TTAC deve-se à falta de informação sobre uma possível contaminação da água subterrânea com a passagem da lama, o que poderia ter contaminado o poço de abastecimento. Até o momento não há análises da qualidade da água do poço ou das nascentes.

Após o desastre, a Fundação Renova propôs como fonte alternativa à captação nas nascentes, a perfuração de dois novos poços profundos no distrito, haja vista que um poço antigo existente possuía baixa vazão (1,9 m³/h) e sua infraestrutura estava bastante deteriorada (Figura 216A) (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018). Até dezembro de 2018 ainda não havia sido realizada nenhuma ação para o abastecimento alternativo de Camargos. No momento, o distrito tem captado água de uma nascente local sem pós-tratamento e não utiliza poços para o abastecimento.

Figura 216 – Poço e reservatório de água utilizados no SAA de água de Camargos, no município de Mariana – MG. A- Poço antigo utilizado para o abastecimento da população de Camargos. B – Reservatório de água.



Figura 217 – Localização do ponto de captação subterrânea de água, do reservatório e da cachoeira Camargos no distrito de Camargos, em Mariana- MG.



b) Mariana – subdistrito de Pedras

Pedras é um subdistrito do distrito de Furquim, localizado a 23 km do distrito Sede de Mariana, e possui uma demanda de água de 1,2 L/s, estimada pelo IBIO (JUNIOR et al., 2017). O SAA de Pedras é composto então por captação superficial em nascente e um reservatório de água, apresentados nas Figura 218 e Figura 219.

Segundo relatório da CT-SHQA (2018) os locais de captação de água para o SAA de Pedras também não foram afetados diretamente pela passagem da lama de rejeitos, haja vista a distância de, em torno de, 980 metros em relação ao rio do Carmo, como está mostrado na Figura 218. Entretanto, assim como em Camargos, não houveram análises e informações pela Fundação Renova sobre a qualidade da água captada para o abastecimento, que possam indicar se houve ou não contaminação da nascente por rejeito.

A Fundação Renova, atendendo à demanda da SAAE Mariana para as medidas mitigadoras pós-desastre, pretende construir como sistema alternativo de abastecimento dois poços profundos no subdistrito, com localização a ser definida ainda. Até setembro de 2018 obras não haviam iniciado (CT-SHQA, 2018).

Figura 218 - Localização do ponto de captação superficial de água por nascente e do reservatório de Pedras, em Mariana- MG.

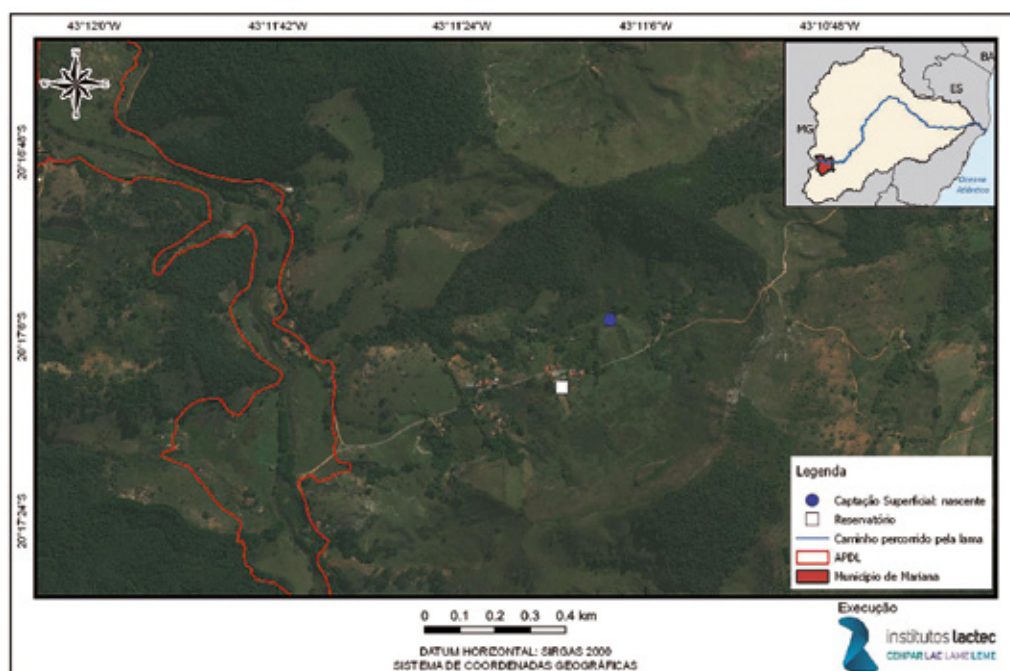
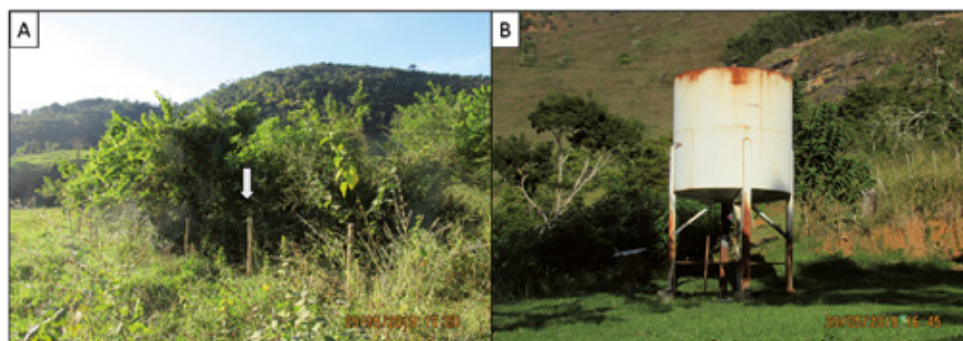


Figura 219 – SAA de água de Pedras, no município de Mariana – MG. A – Nascente onde é realizada a captação de água. B – Novo reservatório de água.



c) Mariana – subdistrito de Paracatu de Baixo

Paracatu de Baixo é um subdistrito do distrito de Monsenhor Horta a 16 km da Sede de Mariana. Com a passagem da lama, ocorreram graves danos ao local como, por exemplo, a destruição de domicílios e das redes públicas de abastecimento de água. A população urbana foi realocada para outra região, chamada de Nova Paracatu de Baixo, onde deve ser construída uma nova infraestrutura de saneamento.

Em torno de 600 pessoas se mudaram para Nova Paracatu de Baixo, as quais demandam um abastecimento com vazão de 1,1 L/s de água (IBIO, 2016 visto em JUNIOR et al., 2017). Para atender às necessidades dessa população, a Fundação Renova propôs como captação alternativa de água, a perfuração de um poço profundo e a construção de infraestrutura para a captação por dois mananciais superficiais, sendo um o Córrego Coelho e o outro o Córrego Castro para o abastecimento. O poço já foi perfurado com 86 m de profundidade e vazão de, aproximadamente, 14,17 L/s. No Plano Municipal de Saneamento Básico de Mariana foi mencionado que antes do desastre os moradores locais já sofriam com a falta de água e insatisfação quanto ao abastecimento (IBIO – ABG Doce/CBH-PIRANGA, 2014).

2.3.2 BARRA LONGA

Em Barra Longa, a sede municipal, apesar de ter sido diretamente atingida pela lama do desastre, não teve seu sistema de abastecimento de água afetado, uma vez que a captação ocorria em outro manancial não afetado da região. Entretanto, conforme exposto na Nota Técnica de IBAMA (2016), considerou-se que houve impacto no SAA de dois distritos de Barra Longa: Barreto e Gesteira.

O distrito de Barreto possui oito residências e encontra-se presente no PMSAA, pois o abastecimento é realizado a partir de duas nascentes na região próxima de onde ocorreu o desastre. O distrito não possui sistema de tratamento da água e estas nascentes não estão no caminho de passagem da lama, porém não há estudos que comprovem que o rejeito de mineração não contaminou o manancial subterrâneo utilizado como fonte de água para a localidade. Como medida emergencial no pós-desastre, Barreto foi abastecida com carros-pipa oriundos da ETA da sede de Barra Longa e, ainda aguarda a definição e instalação de uma captação alternativa e sistema de tratamento de água para o distrito.

O distrito de Gesteira está localizado na margem esquerda do rio Gualaxo do Norte. O SAA era composto, durante o rompimento da barragem de Fundão, por um poço profundo e um reservatório de concreto, do tipo apoiado, na região mais elevada da localidade, conforme visualizado na Figura 220. O poço foi diretamente atingido pelo desastre, ficando embaixo de uma camada de lama e tendo parte da sua estrutura comprometida.

Assim, durante o período emergencial, a localidade foi servida de água tratada via carro-pipa e foi construído um outro poço profundo, fora da área de passagem da lama, conforme disponível na Figura 221. Em conjunto com este novo poço, foi construído, na mesma área do reservatório antigo, mais dois reservatórios poliméricos e um sistema de tratamento de água (Figura 222). Além disso, o poço antigo foi restaurado e está disponível para ser utilizado pela localidade, sendo atualmente utilizado pelo Lactec para avaliação da qualidade da água subterrânea.

Figura 220 - Caracterização do sistema de abastecimento do distrito de Gesteira.

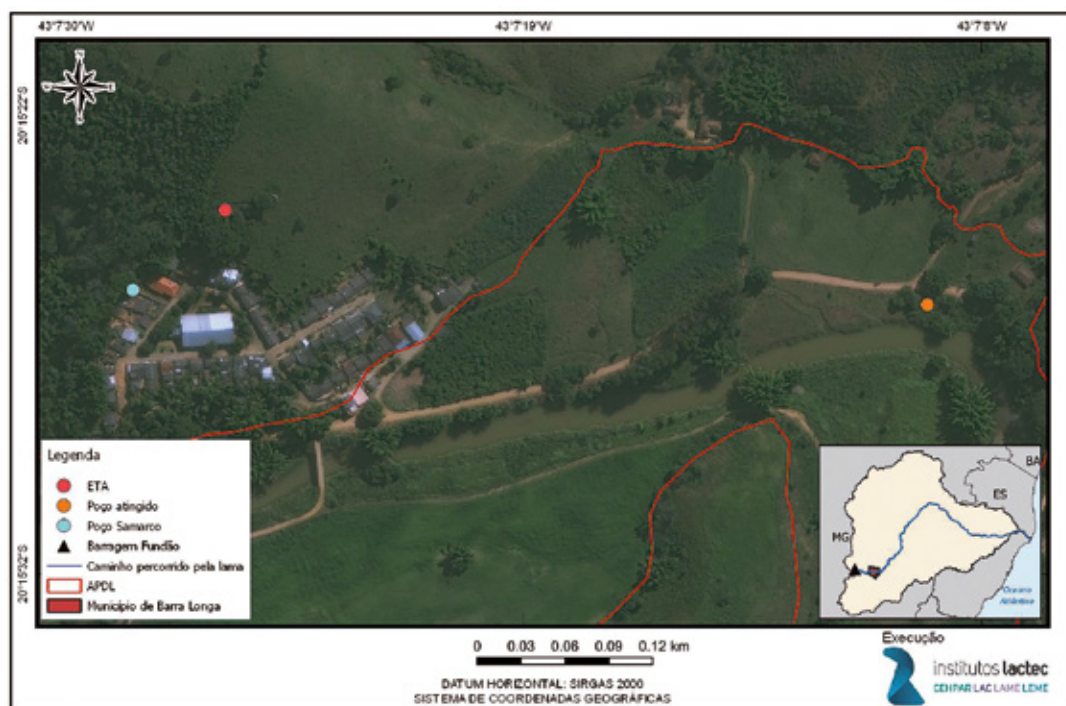
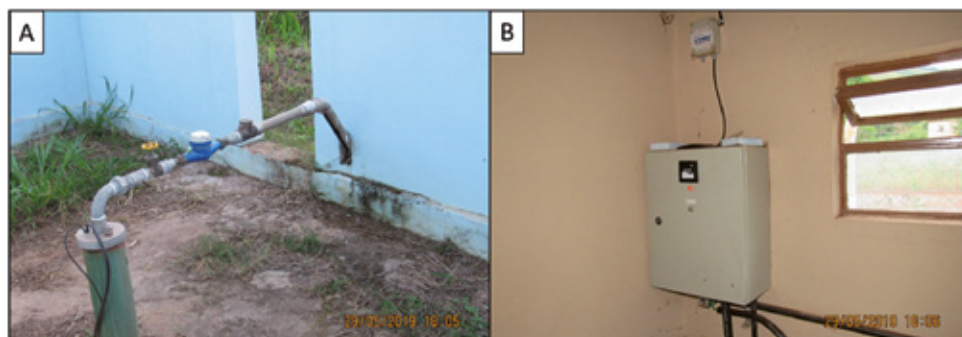


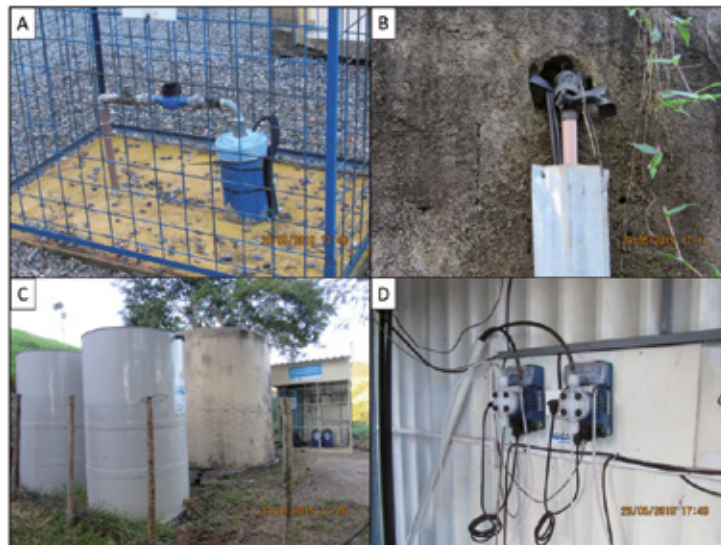
Figura 221 – Poço profundo atingido diretamente pelo desastre: (A) poço revitalizado após o desastre e (B) quadro elétrico de acionamento da bomba submersa.



Apesar de Gesteira possuir uma captação alternativa àquela atingida pelo desastre, a localidade ainda é servida, conforme visita técnica realizada em maio de 2019, pela água sem tratamento proveniente do poço antigo devido aos seguintes motivos:

- ausência de um operador capacitado pela prefeitura do município para operação do sistema de tratamento;
- interligação errada entre o reservatório antigo e os novos, impossibilitando que seja armazenado todo o volume operacional;
- ausência de instrumentação para controle do nível dos reservatórios novos, sendo que, em caso de aumento extraordinário de consumo de água, há a interrupção da distribuição para as residências;
- inexistência de um acesso do sistema de tratamento à via pública do distrito, impossibilitando que o sistema de tratamento e reserva seja acessado para manutenção e troca dos produtos químicos.

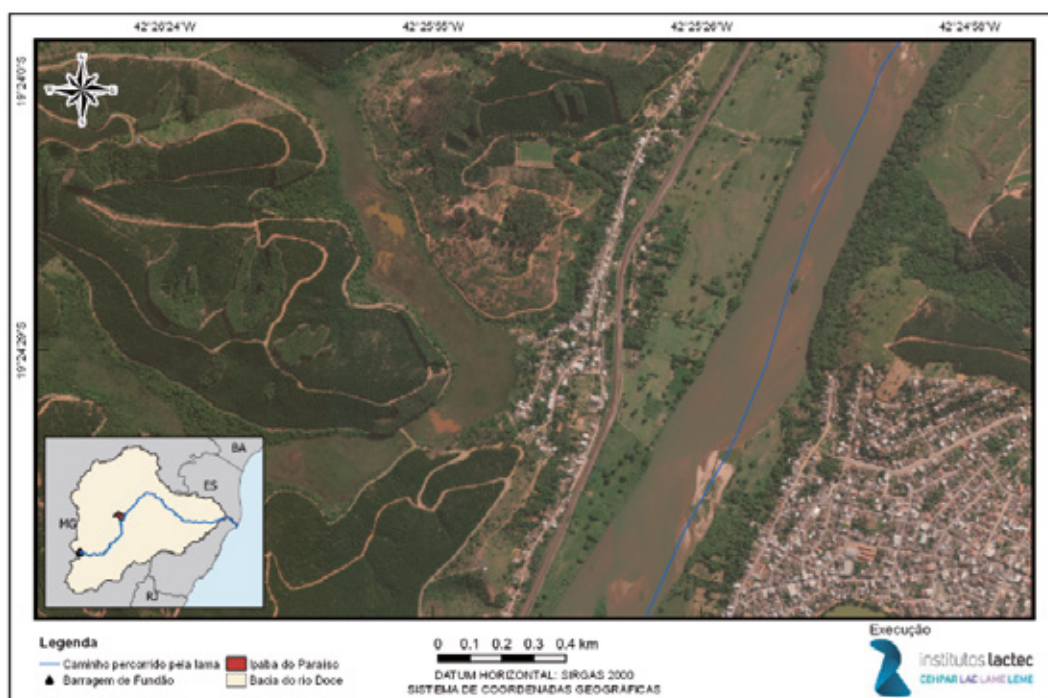
Figura 222 - SAA do distrito de Gesteira: (A) Poço construído após o desastre; (B) Detalhe da tubulação rompida que liga o poço ao reservatório; (D) Reservatórios e Sistema de Tratamento e (D) bomba para dosagem de produtos químicos.



2.3.3 SANTANA DO PARAÍSO – DISTRITO DE IPABA DO PARAÍSO

O distrito de Ipaba do Paraíso, localmente conhecido como “Ipabinha”, é um distrito pertencente ao município de Santana do Paraíso e fica localizado, conforme Figura 223, à margem esquerda do rio Doce e em frente ao município de Ipaba do Paraíso. O distrito pode, de forma simplificada, ser dividido em duas regiões: um centro urbano e uma parte rural. Em relação ao abastecimento público de água, o centro urbano é atendido pela Copasa e o mesmo não foi afetado devido à passagem da pluma de rejeitos pelo rio Doce. A parte rural (cerca de 15 residências) obtinha água a partir de poços rasos e foi contemplada no PMSAA devido à ausência de estudos prévios e pós desastre que excluam uma possível contaminação no lençol freático pela pluma de rejeitos. Assim, a parte rural de Ipaba do Paraíso está sendo abastecida por meio de carros-pipa com água tratada da ETA de Cachoeira Escura. Como esta região rural não possuía sistema de distribuição de água, a água potável fornecida pelos carros-pipa é diretamente distribuída na caixa-de-água de cada residência.

Figura 223 – Localidade rural de Ipaba do Paraíso, com poços utilizados para abastecimento público possivelmente afetados pelo desastre, localizada à margem esquerda do rio Doce.



2.3.4 FERNANDES TOURINHO – DISTRITO DE SENHORA DA PENHA

O distrito de Senhora da Penha, administrado pelo município de Fernandes Tourinho, está situado à margem direita do rio Doce (Figura 224). O distrito possui sistema de distribuição de água, mas não conta com uma estação de tratamento e, no momento da passagem da pluma de rejeitos pelo rio Doce, possuía um poço profundo (desativado e sem informações técnicas) com distância aproximada de 300 m da calha do rio (Figura 225). Além desse poço, conforme a FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DE CARATINGA, (2016a), há outros poços cacimba utilizados para o abastecimento individual ou compartilhado entre algumas residências.

Figura 224 - Localidade do distrito de Senhora da Penha e o poço ativo utilizado para abastecimento durante o desastre.



Figura 225 – Instalações externas de proteção do poço tipo cacimba desativado para uso pelo distrito.

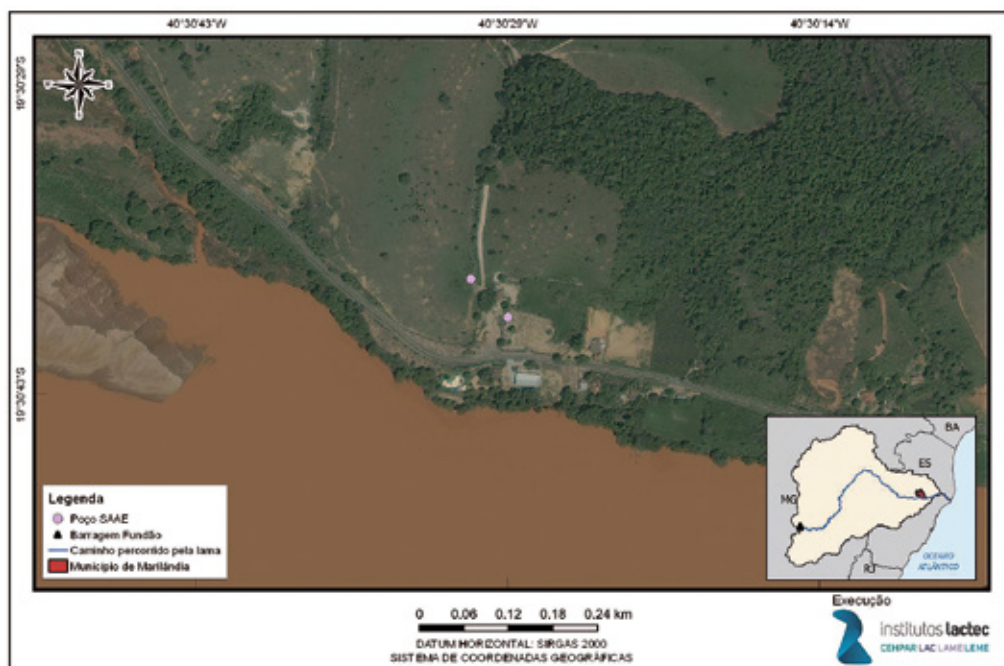


Portanto, assim como as demais localidades abastecidas por mananciais subterrâneos próximos ao rio Doce, devido à ausência de informações que comprovem que não houve a contaminação das águas subterrâneas da região, o distrito foi incluído no PMSAA. Desta forma, como medida emergencial pós-desastre, houve a reforma de um reservatório para o armazenamento de água e a tentativa de restauração dos poços existentes, que não foi concluída, devido à precariedade da construção dos mesmos. Além disso, foi realizada a perfuração de um novo poço profundo, que se mostrou inviável por causa das altas concentrações de sulfato e dureza.

2.3.5 MARILÂNDIA – DISTRITO DE BONINSEGNA

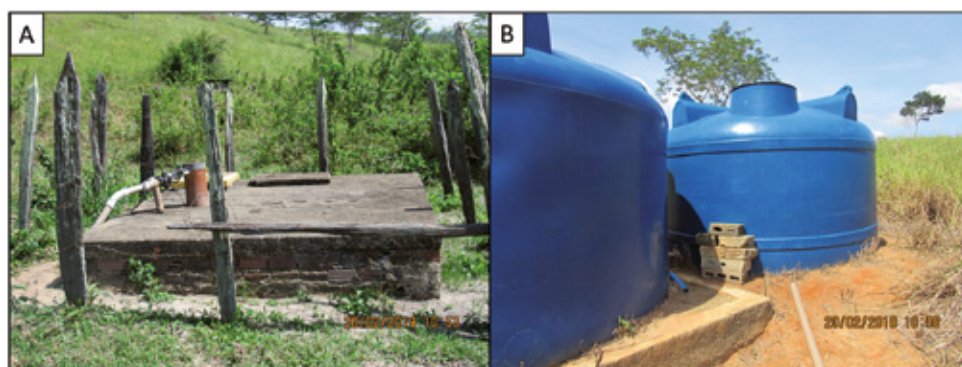
O distrito de Boninsegna, no município de Marilândia, está situado na margem esquerda do rio Doce, cerca de 15 km da sede municipal do município (Figura 226). O SAA era composto, no período do desastre, por um poço tipo cacimba, uma cisterna e rede distribuição de água para as residências da região.

Figura 226 – Localização do distrito de Boninsegna.



Assim como as demais localidades que possuíam poços para abastecimento público próximos da calha do rio Doce, este distrito foi contemplado no PMSAA e como forma emergencial, ainda recebe água tratada por meio de caminhões-pipa (Figura 227). Os caminhões-pipa alimentam o reservatório provisório montado na parte mais alta do distrito e a água flui por gravidade pela rede de distribuição local.

Figura 227 – SAA do distrito de Boninsegna: (A) Poço utilizado para abastecimento e (B) Sistema provisório de reservação de água.



ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM TRIBUTÁRIOS DO RIO DOCE FORA DA ÁREA DE PASSAGEM E DEPOSIÇÃO DA LAMA

3.1 INTRODUÇÃO

O estudo da comunidade zooplancônica em tributários do rio Doce e nas lagoas (Tabela 139), ambos fora da área da APDL, teve por objetivo avaliar a estrutura e dinâmica dessa comunidade e identificar a possível contribuição desses ambientes na recuperação das áreas afetadas, principalmente os tributários que se conectam frequentemente ao rio. As lagoas estão localizadas na área do Baixo rio Doce mas podem significar fonte de propágulos para a comunidade, através da dispersão das espécies.

3.2 METODOLOGIA

A avaliação dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão e o trajeto percorrido pela lama de rejeitos às comunidades zooplancônicas em ambientes fluviais, foi realizada com a base na coleta de dados secundários em período anterior e posterior ao desastre, e coleta de dados primários em campo a partir de duas campanhas realizadas entre 2018 (inverno) e 2019 (verão).

3.2.1 COLETA DE DADOS SECUNDÁRIOS

Os dados secundários foram obtidos em um levantamento bibliográfico de estudos disponibilidades na *Web of Science* até maio de 2019, utilizando como palavras chaves “zooplankton”, “lakes”, “lagoons” e “Doce river”. Foram consultados, ainda, relatórios técnico-científicos. O material bibliográfico foi consultado dando ênfase a estrutura e dinâmica da comunidade zooplancônica (Rotifera, Cladocera e Copepoda) em diferentes tributários e lagoas associados a bacia do rio Doce, na área do desastre.

3.2.2 COLETA DE DADOS PRIMÁRIOS

Os dados primários foram obtidos através de amostragens do zooplâncton realizadas em duas campanhas, sendo a primeira em junho de 2018 (inverno) e a segunda em janeiro de 2019 (verão). Nas duas campanhas foram coletadas amostras em nove tributários, e quatro lagoas (Tabela 139).

Tabela 139 – Estações de amostragem nos tributários e das lagoas, localizadas fora da APDL.

Estação	Ambiente
Tributários	
T2	Rio Gualaxo do Norte – Camargo/MG
T5	Rio Piranga
T6	Ribeirão do Sacramento
T7	Rio Piracicaba
T8	Rio Santo Antônio
T9	Rio Corrente Grande
T10	Rio Suaçu Grande

Estação	Ambiente
T11	Rio Caratinga
T12	Rio Manhaçu
Lagoas	
L1	Lagoa do Limão
L2	Lagoa Nova
L3	Lagoa Juparanã
L4	Lagoa Areão
L5	Lagoa Areal

3.2.2.1 Coleta de amostras em campo

A coleta das amostras do zooplâncton foi realizada através de arrasto ou com auxílio de uma bomba, utilizando redes de plâncton de 64µm. Para cada amostra, foram filtrados 400 L de água, ou no caso do arrasto, o volume foi medido com um fluxometro acoplado à boca da rede. Os volumes foram utilizados para estimar a densidade de organismos por unidade de volume. Em cada estação amostral foram coletadas duas réplicas. Após a filtração, todo o material filtrado foi transferido para um frasco previamente identificado, e imediatamente fixado com etanol 95°GL para envio ao laboratório (CETESB, 2011).

3.2.2.2 Análise das amostras em laboratório

As espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda foram identificadas, no laboratório, com auxílio de lâminas e lamínulas comuns, sob microscópio ótico, de acordo com a bibliografia especializada (KOSTE, 1978; REID, 1985; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000), até a estabilização da curva de espécies.

A abundância de indivíduos, de cada espécie, foi determinada a partir da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter modificada, de no mínimo 50 indivíduos de cada grupo, em sub amostragens, subtraídas da amostra na sequência e obtidas com pipeta do tipo Stempel (2,5 mL) (BOTTRELL et al., 1976). Amostras com reduzido número de indivíduos foram quantificadas na íntegra. Os resultados de abundância das espécies (Aesp) e da comunidade (Az) estão expressos em indivíduos por metro cúbico (ind m⁻³), estimados de acordo com as seguintes equações:

$$A_{esp} = (N \text{ ind} \times V \text{ am conc} / V \text{ subam}) \times 1000$$

Onde:

A_{esp} = densidade de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem (ind m⁻³)

N ind = número de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem

V am conc = volume da amostra concentrada em laboratório

V subam = volume total das subamostras

V am = volume da amostra obtida em campo

X 1000 = porque 1000 L = 1m³, e não foram amostrados 1000 L em campo

$$Az = \sum \text{Desp}$$

Onde:

Az = abundância da comunidade (ind m⁻³)

Aesp = abundância de cada espécie ou Bdelloidea ou da forma jovem

3.2.3 VARIÁVEIS AVALIADAS

3.2.3.1 Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies em cada um dos tipos de ambientes (tributários e rio Doce) foi calculada a partir da seguinte equação:

$$Fo = Ta \times 100 / TA$$

Onde:

Fo = Frequência de ocorrência (%);

Ta = Número de amostras de cada tipo de ambiente contendo a espécie;

TA = Número total de amostras de cada tipo de ambiente.

A ocorrência das espécies em cada estação de amostragem foi descrita considerando juntamente as réplicas de cada estação, ou seja, as ocorrências não foram somadas. Nesse caso, as réplicas tiveram como objetivo aumentar o esforço de amostragem e a possibilidade da espécie ocorrer em cada ponto. Indivíduos da ordem Bdelloidea (rotífero) não foram identificados a nível específico, e foram considerados todos como uma única espécie.

Os resultados permitiram a classificação das espécies, em termos de frequência de ocorrência, segundo DAJOZ (1983). As espécies que ocorreram em mais de 70% das amostras foram classificadas como muito frequente, aquelas que ocorreram entre 40% e 70% das amostras como frequente, entre 20% e 40%, como pouco frequente; e em menos de 20% das amostras, esporádica.

3.2.3.2 Abundância de indivíduos

A abundância da comunidade foi muito escassa na estação de amostragem quando atingiu valores < 1.000 ind/m³; escassa, quando a abundância variar entre 1.001 e 5.000 ind/m³; moderada, entre 5.001 e 50.000 ind/m³; abundante, entre 50.001 e 100.000 ind/m³; muito abundante, valores > 100.000 ind/m³ (adaptada de CETESB, 2012). Indivíduos da ordem Bdelloidea (rotífero) foram quantificados como uma única espécie, devido a problemas de identificação das espécies com amostras fixadas.

A abundância relativa de cada espécie também foi calculada nessa mesma escala, e de acordo com a seguinte equação:

$$Ar = N \times 100 / Na$$

Onde:

Ar = abundância relativa (%);

N = número total de indivíduos de cada espécie na amostra de cada usina hidrelétrica;

Na = número total de indivíduos em cada usina hidrelétrica

Os resultados permitiram classificar as espécies (adaptado de CETESB, 2012), como dominante aquelas que representaram mais de 70% da abundância; abundante, entre 70 e 40% da abundância; pouco abundante, entre 40% e 10% da abundância; e rara, com representatividade relativa menor que 10%. Indivíduos da ordem Bdelloidea (rotífero) foram considerados todos como uma única espécie.

3.2.3.3 Índice de Diversidade

A diversidade específica da comunidade foi estimada a partir do índice de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), que expressa a informação de conteúdo por indivíduo na amostra. Este índice é afetado pelo número de espécies e a proporção em que elas se encontram na amostra, e expresso pela seguinte equação:

$$H' = - \sum (P_i \times \ln P_i)$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Wiener (bits/ind);

$P_i = n/N$; sendo:

n = número de indivíduos de cada espécie.

N = número total de indivíduos.

O Índice de Shannon-Wiener indica baixa diversidade quando seu valor é próximo a um (1) e alta diversidade quando se aproximar a cinco (5), podendo ser classificada, ainda, resultado for > 4 ; alta entre 3 e 4; média entre 2 e 3; baixa entre 1 e 2 e muito baixa < 1 . A base do logaritmo utilizado foi base 2, e os resultados expressos em Bits/ind (SHANNON; WEAVER, 1949).

3.2.3.4 Índice de Equitabilidade

A equitabilidade da comunidade foi estimada pelo índice de Pielou (J'), é derivado do índice de Shannon-Wiener, e representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies (PIELOU, 1966). O resultado varia entre 0 (uniformidade mínima) e 1 (uniformidade máxima), e é estimado pela seguinte equação:

$$J' = H'/H'_{\max}$$

Onde:

J' = equitabilidade

H' = índice de Shannon-Wiener.

$H'_{\max} = \ln(S)$,

sendo: S = número total de espécies na amostra

3.2.3.5 Análises estatísticas

Análises de variância uni-variável (ANOVA one-way) (SOKAL; RHOLF, 1991) foram realizadas para investigar se os atributos da comunidade (riqueza de espécies, abundância, diversidade de espécies e equitabilidade) apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) no tempo (inverno e verão). Os pressupostos de normalidade e a homocedasticidade foram testados através do teste de Levene. As análises foram realizadas com o pacote STATISTICA, versão 7.1 (STATSOFT INC., 2005).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NOS TRIBUTÁRIOS DO RIO DOCE

3.3.1.1 Inverno (junho de 2018)

A comunidade zooplancônica nos tributários, no inverno, foi representada por 28 espécies, sendo 21 espécies de rotíferos, 6 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Lecanidade, Brachionidae (rotíferos), Chydoridae e Bosminidae (cladóceros), além de Diaptomidae (copépode) (Tabela 140).

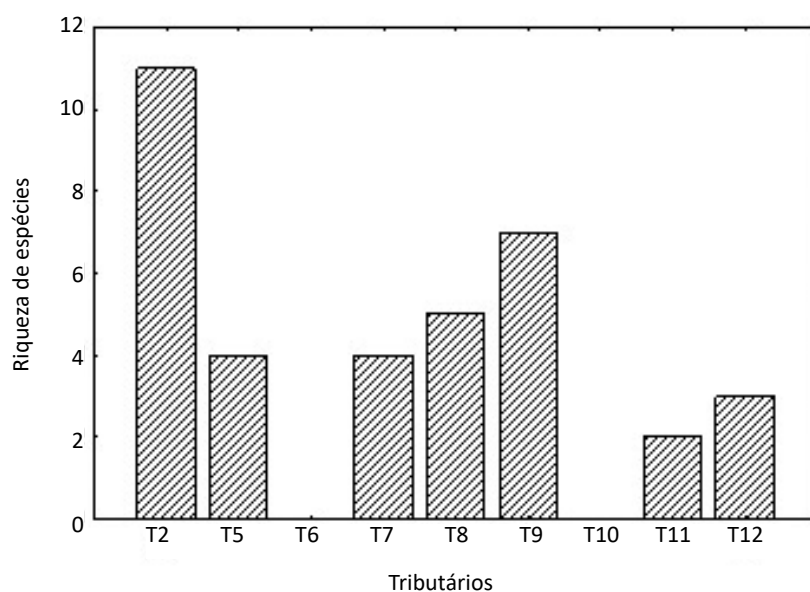
Tabela 140 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplancônicas, nos tributários no inverno (os nomes dos tributários estão descritos na Tabela 139).

Tributários	T2	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12
ROTIFERA									
Brachionidae									
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894.	0	0	0	0	0	0	0	6	0
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	63	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	13	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	100	0	0	0	51	37	0	0	0
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	38	0	0	0	0	85	0	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Conochilidae									
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	213	0	0	109	0	0	0	0	0
Collothecidae									
<i>Collotheca</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Filiniidae									
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	0	13	0	0	0	0	0	0	0
Lecanidae									
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	13	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	0	37	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	25	0	0	0	0	0	0	6	0
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	13	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane amazonica</i> (Murray 1913)	0	0	0	0	0	49	0	0	0

Tributários	T2	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12
<i>Lecane brachydactyla</i> (Stenroos, 1898)	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommatidae									
<i>Cephalodella</i> sp.	0	0	0	12	0	0	0	0	0
Synchaetidae									
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	38	13	0	12	0	1768	0	0	0
Bdelloidea	25	50	0	383	59	183	0	0	17
CLADOCERA									
Bosminidae									
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 1904	0	0	0	0	249	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	0	0	0	0	331	0	0	0	0
Chydoridae									
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Moinidae									
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	0	0	0	0	26	37	0	0	0

A riqueza de espécies nesses ambientes foi reduzida, com a ocorrência máxima de 11 espécies no rio Gualaxo do Norte (T2), e duas espécies no rio Caratinga (T11). Não foram registradas espécies no ribeirão do Sacramento (T6) e no rio Suaçui Grande (T10) (Figura 228). Estudos realizados nos rios Gualaxo do Norte (T2), Piranga (T5), Piracicaba (T7) e Santo Antônio (T12), após o desastre, registraram apenas a ocorrência de rotíferos, e muito reduzida também (1 à 10 espécies por ambiente) (GIAIA, 2016). Ainda no rio Piracicaba (T7), outros estudos antes do desastre mostraram a ocorrência de 34 (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002) e 56 espécies (BRASIL (MFP)/LACTEC, 2017).

Figura 228 - Riqueza de espécies registrada nos tributários fora da APDL, no inverno (nome dos tributários estão descritos na Tabela 139).



Os rotíferos ocorreram em todos tributários e os cladóceros em três deles (T8, T9 e T12). Lecanidae e Brachionidae (rotífero) foram as famílias com uma maior representatividade, em termos riqueza, além de Bosminidae (cladóceros). Copépodes adultos não ocorreram nos tributários (Tabela 140).

A frequência de ocorrência das espécies zooplanctônicas na maioria dos tributários foi esporádica (Tabela 140), sugerindo condições ambientais não favoráveis para as espécies. Apenas algumas espécies de rotíferos apresentaram outro padrão de ocorrência na área de estudo, como *Conochilus unicornis* e *Lecane bulla* que foram pouco frequentes, e *Synchaeta stylata* e *Bdelloidea*, frequente (Tabela 141). *Lecane bulla* e *Bdelloidea* também apresentaram elevada frequência de ocorrência em sete rios da bacia do rio Doce, incluindo o rio Piracicaba, antes do desastre (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002). A maior representatividade e frequência de ocorrência dos rotíferos estão relacionadas com as características oportunistas dos indivíduos, como o ciclo de vida curta e alta taxa de crescimento (ALLAN, 1976).

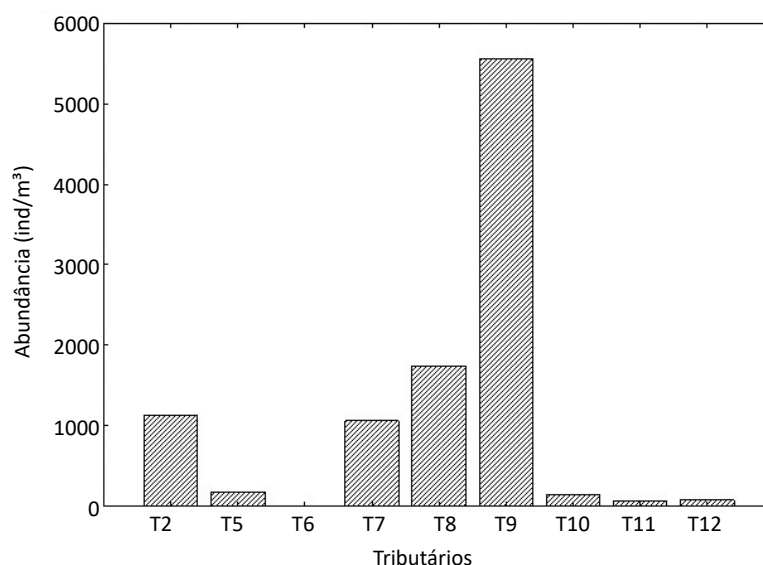
Tabela 141 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplanctônicas nos tributários, no inverno (classificação das espécies ver material e métodos).

	Fo (%)	Classificação
ROTIFERA		
Brachionidae		
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894.	8.33	Esporádica
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	16.67	Esporádica
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	8.33	Esporádica
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	33.33	Esporádica
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	16.67	Esporádica
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	16.67	Esporádica
Conochilidae		
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	25.00	Pouco frequente
Collothecidae		
<i>Collotheca</i> sp.	8.33	Esporádica
Filiniidae		
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	8.33	Esporádica
Lecanidae		
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	16.67	Esporádica
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	8.33	Esporádica
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	25.00	Pouco frequente
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	16.67	Esporádica
<i>Lecane amazonica</i> (Murray 1913)	8.33	Esporádica
<i>Lecane brachydactyla</i> (Stenroos, 1898)	8.33	Esporádica
Notommatidae		
<i>Cephalodella</i> sp.	8.33	Esporádica
Synchaetidae		
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	41.67	Frequente
Bdelloidea		
	58.33	Frequente
CLADOCERA		

	Fo (%)	Classificação
Bosminidae		
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	8.33	Esporádica
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	8.33	Esporádica
Chydoridae		
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	16.67	Esporádica
Moinidae		
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	16.67	Esporádica

Os resultados da abundância numérica média dos tributários mostraram maiores valores no rio Corrente Grande (T9), e menores nos rios Caratinga (T11), Manguaçu (T12) e Suaçu Grande (T10) (Figura 229). Os rotíferos, mais uma vez, foram os principais representantes da comunidade, seguidos das formas jovens de copépodes de Cyclopoida e Calanoida (náuplios e copepoditos). Esses estágios de desenvolvimento foram os únicos organismos zooplanctônicos que ocorreram no rio Suaçu Grande (T10). Os rotíferos e as formas jovens de ciclopóides também foram os organismos mais abundantes nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e rio Doce (a montante da UHE Risoloeta Neves), após o desastre (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Figura 229 - Abundância das espécies (ind/m³) registrada nos tributários fora da APDL, no inverno (nome dos tributários estão descritos na Tabela 139).



Os rotíferos podem consumir uma grande variedade de recursos, principalmente partículas orgânicas pequenas muitas vezes aderidas a partículas inorgânicas em suspensão, como as bactérias (ALLAN, 1976). Estudos realizados em sete tributários na bacia do Médio rio Doce associaram a dominância de rotíferos na comunidade à elevada turbidez da água (MAIA-BARBOSA; MENEDEZ, 2004), e, após o desastre, outros estudos apontaram elevada concentração de areia fina em suspensão, proveniente do rejeito em alguns desses tributários (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). Em geral, o predomínio de rotíferos é uma característica comum da comunidade zooplanctônica de ambientes aquáticos tropicais. Como microfiltradores, esses organismos são capazes de aproveitar de forma mais efetiva os recursos alimentares de natureza não algal como detrito e bactérias associadas (MAIA-BARBOSA et al., 2005).

O predomínio de estágios jovens de copépodes parece ser uma situação comum para vários ambientes aquáticos (TUNDISI; SAIJO, 1987), e pode ser uma estratégia reprodutiva do grupo, uma vez que os adultos constituem um recurso importante na dieta de várias espécies de peixes (CABIANCA; SENDACZ, 1985).

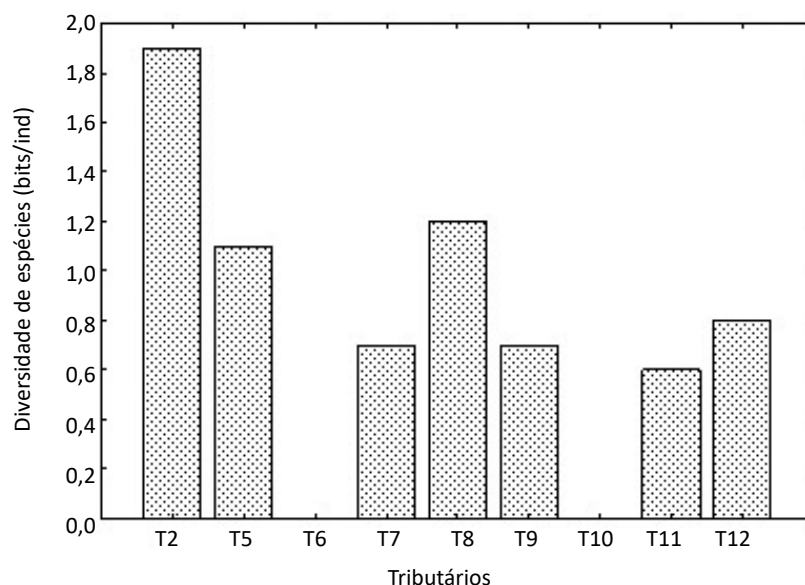
Ao longo de todos os tributários, as espécies que apresentaram expressiva abundância numérica foram *Synchaeta stylata* e *Bdelloidea* (rotífero), *Bosmina hagmanni* e *Bosminopsis deitersi* (cladóceros) (Tabela 141), mas a grande maioria das espécies foram consideradas raras (<10% da abundância).

A diversidade de espécies nos tributários foi muito baixa na maioria dos tributários (< 1 bits/ind) e baixa nos rios Gualaxo do Norte (T2), Piranga (T5) e Santo Antônio (T8) (entre 1 e 2 bits/ind) (Tabela 142 e Figura 230). Valores baixos de diversidade (< 2,5 bits/ind) também foram registrados nos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, após o desastre (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Tabela 142 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) nos tributários, no inverno (nomes dos tributários estão descritos na Tabela 1).

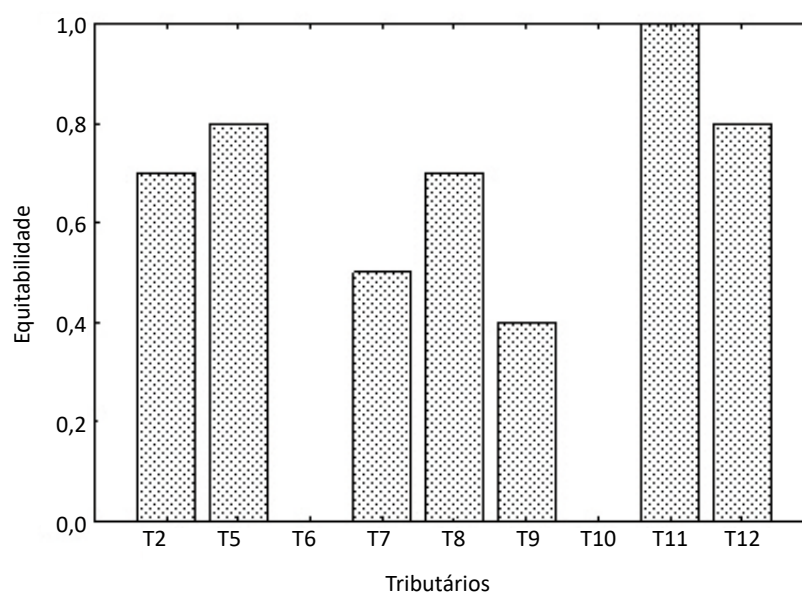
Tributários	H'	Diversidade de espécies	J'	Dominância de espécies
T2	1.916	Baixa	0.799	Baixa
T5	1.154	Baixa	0.832	Baixa
T6				
T7	0.724	Muito baixa	0.522	Média
T8	1.283	Baixa	0.716	Baixa
T9	0.797	Muito baixa	0.410	Média
T10				
T11	0.693	Muito baixa	1.000	Muito baixa
T12	0.885	Muito baixa	0.806	Baixa

Figura 230 - Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nos tributários fora da APDL, no inverno (nome dos tributários estão descritos na Tabela 139).



Em relação a equitabilidade da comunidade, foi registrado o valor máximo (1,0) no rio Caratinga (T11) (Tabela 142 e Figura 231) devido a ocorrência de apenas duas espécies (*Brachionus caudatus* e *Lecane luna*) com a mesma abundância, indicando uma elevada dominância de espécies. Nos tributários Gualaxo do Norte (T2), Piranga (T5) e Manhaçu (T12), os resultados da equitabilidade também foram mais altos (Tabela 142), sugerindo, por outro lado, uma menor dominância de espécies. Estudos realizados nos rios do Gualaxo do Norte e do Carmo também registraram elevados valores de equitabilidade (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Figura 231 - Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários fora da APDL, no inverno (nome dos tributários estão descritos na Tabela 1).



3.3.1.2 Verão (janeiro de 2019)

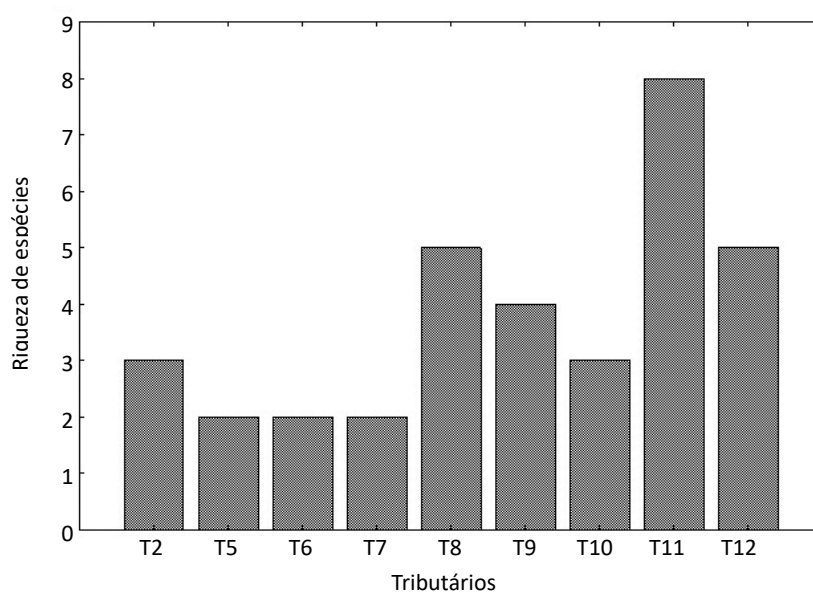
A comunidade zooplancônica nos tributários, no verão, foi representada por 17 espécies, sendo 8 espécies de rotíferos, 8 cladóceros e uma de copépode (Tabela 143), sendo a maior riqueza de espécies registrada no rio Santo Antônio (T8), e a menor nos rios Piranga (T5) e Piracicaba (T7) e ribeirão do Sacramento (T6) (Figura 5). Os rotíferos não ocorreram na maioria dos tributários (com exceção do rio Corrente Grande - T9), os cladóceros, em seis tributários e os copépodes, em dois tributários (Tabela 143). Ao contrário do inverno, foi registrada uma espécie de copépode calanóide (Tabela 140 e Tabela 143).

Tabela 143 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplancônicas, nos tributários no verão (nome dos tributários estão descritos na Tabela 1).

Tributários	T2	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12
ROTIFERA									
Lecanidae									
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	138	125
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	17	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	88	863
Brachionidae									
<i>Platyonus patulus</i> (O. F. Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	13	0
<i>Platyonus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	13	13	0	0	0	1	0	0
Notommatidae									
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	1	0	0	0	0	75	0
<i>Cephalodella</i> sp	0	0	0	0	0	0	1	13	125
Conochiliidae									
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	17	200	0	75	688	0	13	25	113
CLADÓCEROS									
Moinidae									
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	0	0	0	0	25	263	13	0	13
Bosminidae									
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	0	0	0	0	13	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	0	0	0	0	0	463	0	0	0
Daphnidae									
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	0	0	0	0	25	288	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	0	0	0	0	0	300	0	0	0
Chydoridae									
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilyocryptidae									
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Macrothricidae									
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	0	0	0	0	0	0	0	13	0
COPEPODO									
Diaptomidae									
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	0	0	0	25	1	0	0	0	0

Espacialmente, também, foi possível observar diferenças na sazonalidade da riqueza de espécies, no presente estudo. No inverno, foi constatada a redução do número de espécies em direção aos últimos tributários e no verão nos primeiros tributários (Figura 228 e Figura 232). Estudos realizados em sete tributários da bacia do Médio rio Doce, antes do desastre, também apontaram um menor número de espécies no verão (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002), bem como nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce (a montante da UHE Risoleta Neves), após o desastre (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). A redução da riqueza de espécies no início do trecho de estudo está relacionada ao efeito de diluição do plâncton no período de maior vazão, e consequente maior carreamento das espécies em direção a foz. Assim, rios de maior ordem hierárquica na bacia recebem a fauna de rios de menor ordem, o que explica a maior riqueza de espécies nos últimos tributários.

Figura 232 - Riqueza de espécies registrada nos tributários fora da APDL, no verão (nome dos tributários estão descritos na Tabela 1).



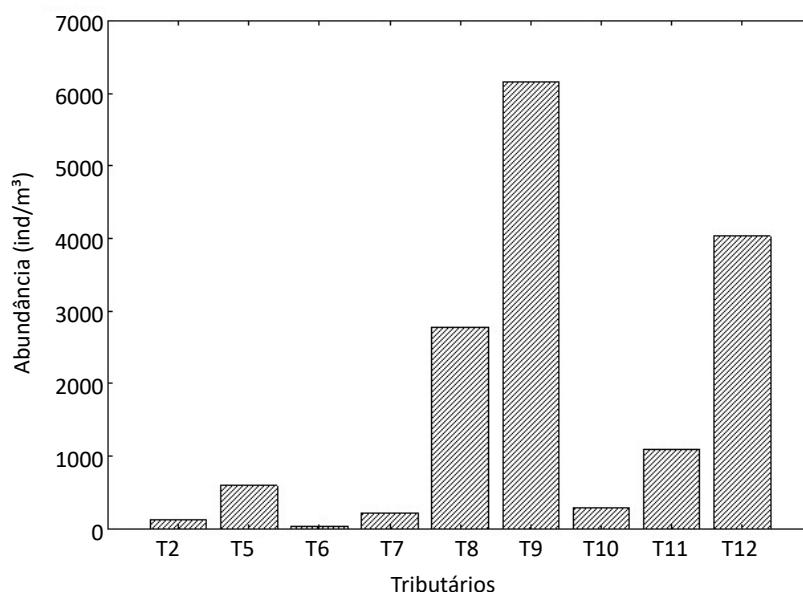
A frequência de ocorrência das espécies foi esporádica na maioria dos tributários. *Platyias quadricornis*, *Cephalodella* sp (rotífero) e *Moina minuta* (cladóceros) foram pouco frequentes (Tabela 144).

Tabela 144 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplancônicas nos tributários, no verão (classificação das espécies ver material e métodos).

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Lecanidae				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	16,67	Esporádica	6,32	Rara
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	8,33	Esporádica	0,40	Rara
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	16,67	Esporádica	22,82	Pouco abundante
Brachionidae				
<i>Plationus patulus</i> (O, F, Müller, 1786)	8,33	Esporádica	0,30	Rara
<i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	33,33	Pouco frequente	0,91	Rara
Notommatidae				
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	16,67	Esporádica	1,81	Rara
<i>Cephalodella</i> sp	25,00	Pouco frequente	3,31	Rara
Conochilidae				
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	16,67	Esporádica	16,51	Pouco abundante
CLADOCERA				
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	33,33	Pouco frequente	7,51	Rara
Bosminidae				
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	8,33	Esporádica	0,31	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	8,33	Esporádica	11,11	Pouco abundante
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	16,67	Esporádica	7,51	Rara
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	8,33	Esporádica	7,21	Rara
Chydoridae				
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	16,67	Esporádica	0,32	Rara
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	8,33	Esporádica	0,01	Rara
Macrothricidae				
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	8,33	Esporádica	0,30	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	16,67	Esporádica	0,32	Rara

Abundância dos organismos foi maior no rio Corrente Grande (T9), assim como no inverno (Figura 229). Por outro lado, menores abundâncias ocorreram no ribeirão do Sacramento (T6) e no rio Gualaxo do Norte (Figura 233). Outro estudo também apontou baixos valores de abundância zooplancônica no rio Gualaxo do Norte após o desastre (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019).

Figura 233 - Abundância numérica das espécies (ind/m³) registrada nos tributários fora da APDL, no verão (nome dos tributários estão descritos na Tabela 139).



Em geral, assim como a riqueza de espécies, no verão foi encontrado um menor número de organismos nos primeiros tributários estudados (Figura 229 e Figura 233). Menores abundâncias zooplancônicas também foram registrados em alguns desses tributários, após o desastre, devido ao aumento de pluviosidade no verão (FUNDAÇÃO RENOVA, 2019). Em tributários da bacia do Médio rio Doce, incluindo o rio Piracicaba, também ocorreram um menor número de organismos no período de chuva, antes do desastre (MAIA-BARBOSA; MENENDEZ, 2004).

As espécies mais abundantes foram *Conochilus unicornis*, *Lecane papuana* (rotífero), *Bosminopsis deitersi* (cladóceros) (Tabela 143), embora todas foram classificadas como pouco abundantes, além de *Bdelloidea* (rotífero). Este último rotífero também foi numericamente importante em sete tributários da bacia do Médio rio Doce, antes do desastre, e, por outro lado, *B. deitersi* não ocorreu na comunidade (MENENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002).

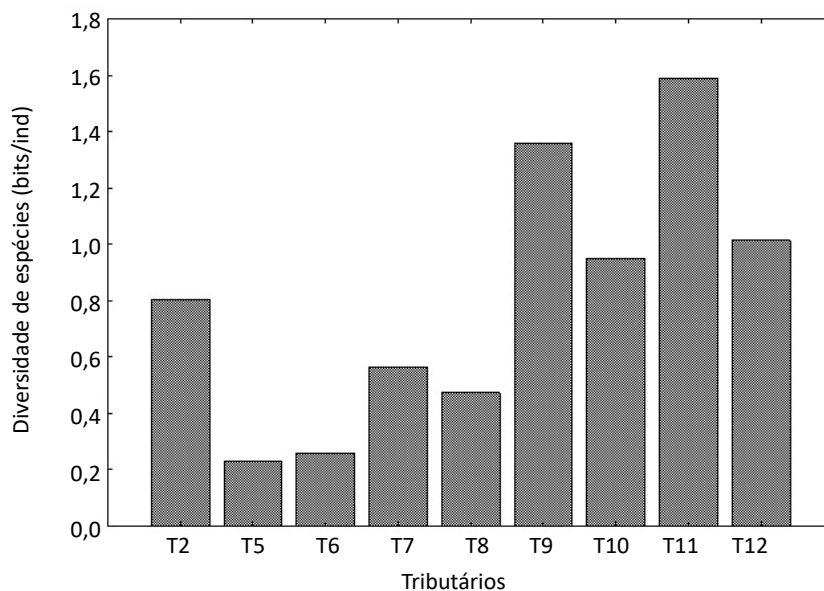
A diversidade de espécies foi muito baixa nos tributários (Tabela 145 e Figura 234), assim como verificado em no inverno (Tabela 4 e Figura 3). No entanto, no verão, em geral, os maiores valores foram registrados rios Caratinga (T11) e Corrente Grande (T9), e no inverno, no rio Gualaxo do Norte (T2) (Tabela 142 e Tabela 145).

Assim como a riqueza de espécies (Figura 232) e abundância dos organismos (Figura 233), maiores valores de diversidade de espécies foram observados, em geral, nos últimos tributários do trecho estudado (Tabela 145 e Figura 234).

Tabela 145 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) e estimados para os tributários (nomes dos tributários estão descritos na Tabela 139).

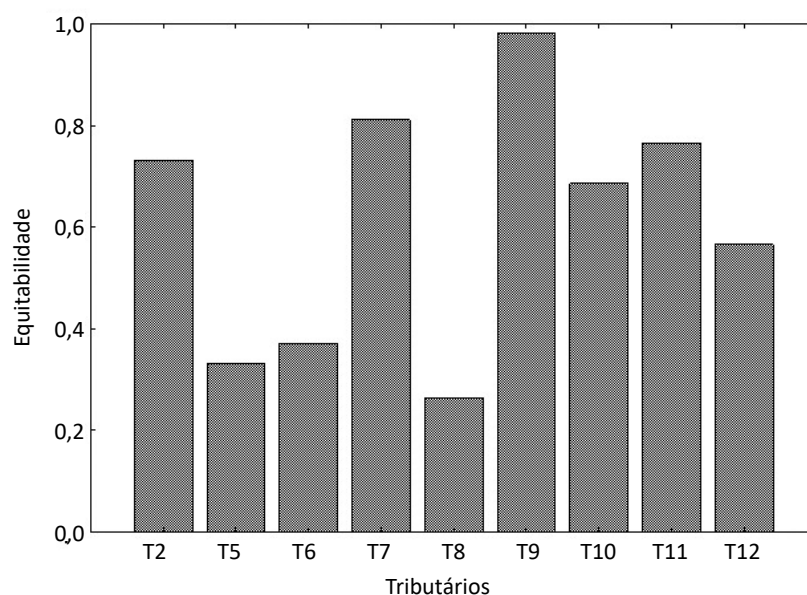
Tributários	H'	Diversidade de espécies	J'	Dominância de espécies
T2	0,803	Muito baixa	0,731	Média
T5	0,230	Muito baixa	0,331	Alta
T6	0,257	Muito baixa	0,371	Alta
T7	0,562	Muito baixa	0,811	Baixa
T8	0,472	Muito baixa	0,264	Muito alta
T9	1,360	Baixa	0,981	Baixa
T10	0,950	Muito baixa	0,686	Média
T11	1,5904	Baixa	0,765	Média
T12	1,013	Baixa	0,566	Média

Figura 234 - Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nos tributários fora da APDL, no verão (nome dos tributários estão descritos na Tabela 139).



A maior equitabilidade da comunidade foi registrada no rio Corrente Grande (T9), e por conseguinte uma menor dominância de espécies, e, por outro lado, uma menor equitabilidade e maior dominância de espécies, no rio Santo Antônio (T8) (Tabela 145 e Figura 235). Assim como no inverno, não foi possível identificar uma variação espacial clara da equitabilidade nos tributários (Figura 231 e Figura 235).

Figura 235 - Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários fora da APDL, no verão (nome dos tributários estão descritos na Tabela 139).



3.3.2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NAS LAGOAS

3.3.2.1 Inverno (junho de 2018)

A comunidade zooplancônica nas lagoas, no inverno, foi representada por 27 espécies, sendo 16 espécies de rotíferos, 10 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Lecanidae, Brachionidae (rotíferos), Daphniidae (cladóceros) e Diaptomidae (copépode) (Tabela 146). *Ceriodaphnia richardi* (cladóceros) ocorreu apenas na lagoa do Limão, em altas abundâncias (14.545 ind/m³), porém não foi registrada em estudos anteriores realizados na mesma lagoa (FEST, 2019). O total de espécies registrada nesse estudo é superior ao verificado na lagoa Marola (20 espécies), em Belo Oriente (Médio rio Doce) (BONECKER et al., 1997), porém inferior ao constatado nas mesmas lagoas (48 espécies) (FEST, 2019), e em outros lagos do Médio rio Doce (46 espécies, MAIA-BARBOSA et al., 2002a; 51 espécies, MAIA-BARBOSA et al., 2002b; 149 espécies, MAIA-BARBOSA et al., 2005). Ambos os estudos contemplaram uma maior escala temporal. Os rotíferos também foram os principais representantes da comunidade, bem como em outros estudos (BONECKER et al., 1997; MAIA-BARBOSA et al., 2005; 2014; FEST, 2019), e os copépodes, o de menor contribuição (MAIA-BARBOSA et al., 2005).

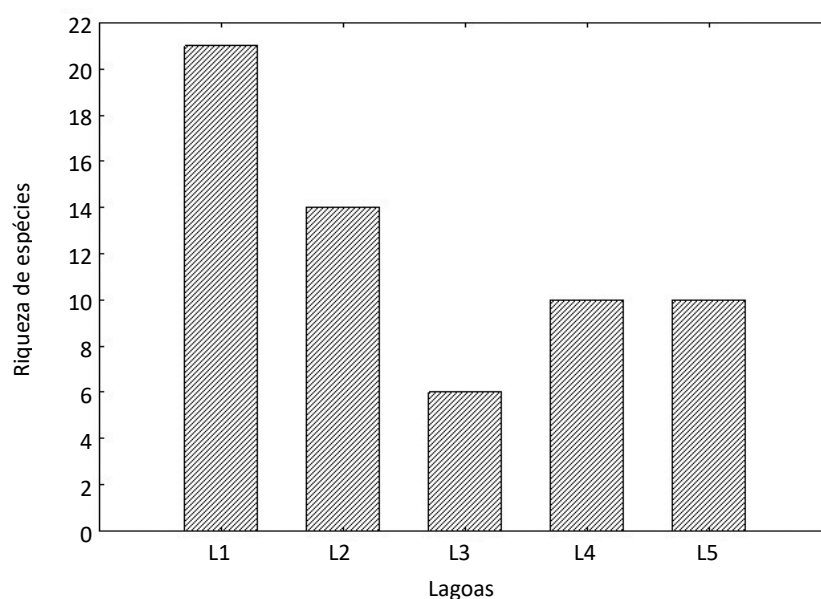
Tabela 146 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplancônicas, nas lagoas, no inverno (nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).

Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
ROTIFERA					
Brachionidae					
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	27	0	0	0	0
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	274	0	0	29	26667
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	82	52	3372	14	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1262	303	7488	79	303
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	887	97	0	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	37	6	0	0	0
Conochilidae					
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	1345	0	0	586	0
Collothecidae					
<i>Collotheca</i> sp.	1335	0	0	0	0
Filiniidae					
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	0	13	0	0	303
Lecanidae					
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	9	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	27	45	0	0	0
<i>Lecane thienemmani</i> (Hauer, 1938)	0	13	0	0	0
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	91	0	0	0	0
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	9	0	0	0	0
Trichocercidae					
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	91	0	0	0	303
Synchaetidae					
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	0	1230	0	50	0
Bdelloidea					
	101	258	0	14	0
CLADOCERA					
Bosminidae					
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 1904	1143	32	777	729	19697
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	9960	90	0	36	0
Chydoridae					
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	0	6	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	46	0	0	0	303
Daphniidae					
<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars, 1901	0	0	248	1729	14545
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	348	0	0	0	0
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	0	0	0	0	16061
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0	0	50	0	0
Ilyocryptidae					
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	9	6	0	0	0
Moinidae					
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	82	155	1107	1421	11212

Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
COPEPODA					
Diaptomidae					
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	293	0	0	0	14545

A maior riqueza de espécies foi registrada na lagoa do Limão (L1) (21 espécies) e a menor na lagoa Juparanã (L3) (6 espécies) (Figura 236). Os rotíferos se destacaram mais uma vez, ocorrendo em todas as lagoas, bem como os cladóceros; os copépodes ocorreram apenas em duas lagoas (lagoas do Limão e Areal). Daphniidae, Bosminidae e Moinidae (cladóceros) ocorreram em todas as lagoas, Bdelloidea (rotífero), em três lagoas e Diaptomidae (copépode), somente em duas lagoas (Tabela 146). A expressiva ocorrência desses cladóceros verdadeiramente planctônicos nas lagoas está relacionada com o aumento da profundidade e a redução da velocidade de corrente, quando comparado aos ambientes fluviais.

Figura 236 - Riqueza de espécies registradas nas lagoas, no inverno (nome das lagoas estão descritas na Tabela 139).



Ao contrário do constatado para os tributários, a maioria das espécies foi classificada como pouco frequente. Quatro espécies foram frequentes nas lagoas (*Brachionus falcatus*, *Keratella americana* - rotífero, *Bosminopsis deitersi* e *Ceriodaphnia cornuta* - cladóceros), além de Bdelloidea (rotífero), e três espécies, muito frequentes (*Keratella cochlearis*, *Bosmina hagmanni* – rotífero e *Moina minuta* – cladóceros) (Tabela 147). Todas essas espécies são consideradas verdadeiramente planctônicas, o que corrobora os resultados distintos registrados nesses ambientes. *M. minuta* também foi muito frequente na lagoa Marola (bacia do Médio rio Doce) (BONECKER et al., 1997). Estudos consideram, ainda, que *Bosmina* e *Bosminopsis* são gêneros considerados *r* estrategistas e *Moina*, como mais resistente a alterações ambientais (BOZELLI, 1998; MAIA-BARBOSA, 2000).

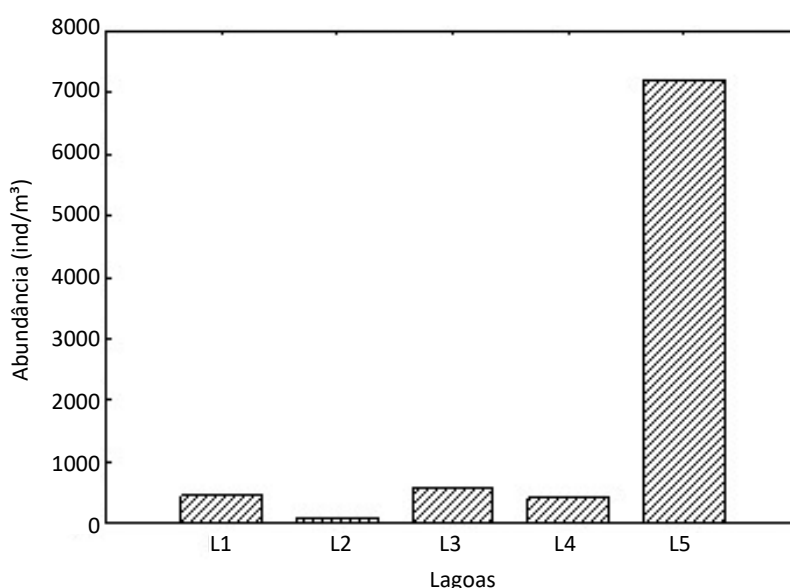
Tabela 147 – Frequência de ocorrência (Fo) das espécies zooplancônicas nas lagoas, no inverno (classificação ver material e métodos).

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Brachionidae				
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	20	Pouco frequente	0.02	Rara
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	60	Frequente	19.07	Pouco abundante
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	80	Frequente	2.49	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	100	Muito frequente	6.67	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	40	Pouco frequente	0.70	Rara
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 197)	40	Pouco frequente	0.03	Rara
Conochilidae				
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	40	Pouco frequente	1.36	Rara
Collothecidae				
<i>Collotheca</i> sp.	20	Pouco frequente	0.94	Rara
Filiniidae				
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	40	Pouco frequente	0.22	Rara
Lecanidae				
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	20	Pouco frequente	0.01	Rara
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	40	Pouco frequente	0.05	Rara
<i>Lecane thienemmani</i> (Hauer, 1938)	20	Pouco frequente	0.01	Rara
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	20	Pouco frequente	0.06	Rara
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	20	Pouco frequente	0.01	Rara
Trichocercidae				
<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	40	Pouco frequente	0.28	Rara
Synchaetidae				
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	40	Pouco frequente	0.90	Rara
Bdelloidea	60	Frequente	0.26	Rara
CLADOCERA			0.00	
Bosminidae				
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 194	100	Muito frequente	15.82	Pouco abundante
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	60	Frequente	7.13	Rara
Chydoridae				
<i>Alona rustica</i> Scott, 1895	20	Pouco frequente	0.00	Rara
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	40	Pouco frequente	0.25	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	60	Frequente	11.68	Pouco abundante
<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars, 191	20	Pouco frequente	0.25	Rara
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	20	Pouco frequente	11.36	Pouco abundante
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	20	Pouco frequente	0.04	Rara
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	40	Pouco frequente	0.01	Rara
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	100	Muito frequente	9.88	Rara

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
COPEPODA			0.00	
Diaptomidae			0.00	
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	40	Pouco frequente	10.49	Pouco abundante

Em relação a abundância numérica foi registrado um único padrão para todas as lagoas, sendo os maiores valores médios de todos os grupos, incluindo as formas jovens e os adultos de Cyclopoida e Calanoida, registrados na lagoa do Areal (L5), e menores, na lagoa Nova (L2) (Figura 237). Por outro lado, estudos realizados nessas mesmas lagoas encontraram maiores abundâncias na lagoa Aerão, e menores, na lagoa Areal (FEST, 2019). Estudos em 12 lagos do Médio rio Doce também destacaram a expressiva participação dos rotíferos e copépodes na estruturação da comunidade (TUNDISI; SAIJO, 1997).

Figura 237 - Abundância numérica dos organismos ($\times 10^2$ ind/ m^3) registrada nas lagoas, no inverno (nome das lagoas estão descritas na Tabela 1).



As espécies que apresentaram expressiva abundância nas lagoas foram *Brachionus falcatus*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Conochilus unicornis* (rotífero), *Bosmina hagmanni*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Moina minuta* (cladóceros) e *Notodiaptomus henseni* (copépode) (Tabela 147). *B. falcatus*, *B. hagmanni*, *C. cornuta*, *D. gessneri*, *M. minuta* e *N. henseni* foram classificadas como espécies pouco abundantes, embora tenham sido as espécies que mais contribuíram para a abundância da comunidade nas lagoas (entre 10% e 40% da abundância total). As demais espécies foram classificadas como raras (< 10%) (Tabela 147). Mais uma vez, a hidrodinâmica e a maior profundidade desses ambientes parecem favorecer o estabelecimento das populações zooplânctônicas (BOMFIM et al., 2017).

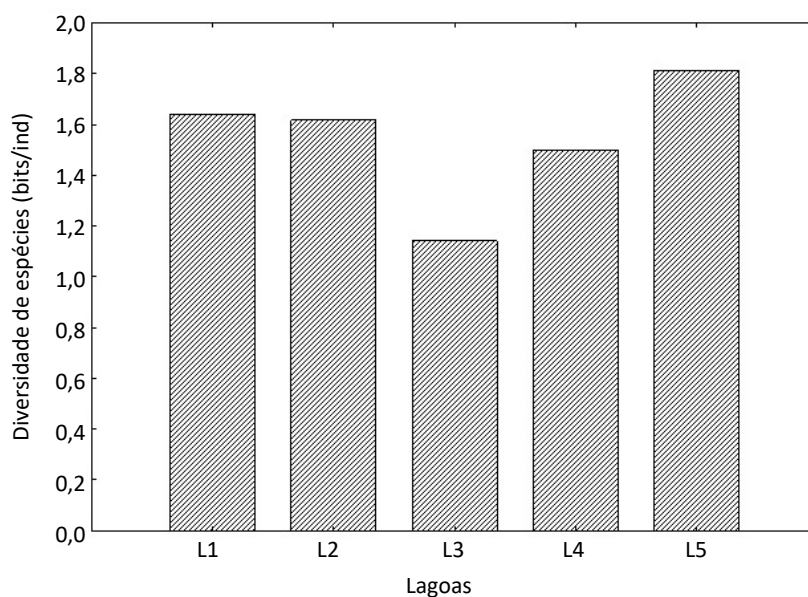
Estudos realizados na lagoa Areal apontaram que *D. gessneri* foi muito abundante nesse ambiente (FEST, 2019), como também observado no presente estudo (Tabela 146). *B. deitersi* também predominou numericamente nessa lagoa, no outro estudo (FEST, 2019), e na lagoa do Limão, no presente estudo. A abundância numérica dessas espécies em ambientes lênticos estão relacionados a diferentes graus de trofia.

Os resultados da diversidade de espécies mostraram maiores valores na lagoa Areal (L5), e menores na lagoa Areão (L4). No entanto, ao contrário dos tributários, a diversidade de espécies foi baixa em todas as lagoas (entre 1 e 2 bits/ind) (Tabela 148 e Figura 238). Estudos realizados nessas mesmas lagoas também descreveram uma maior diversidade de espécies para lagoa Areal (FEST, 2019).

Tabela 148 – Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) estimados nas lagoas, no inverno.

Lagoas	H'	Diversidade de espécies	J'	Dominância de espécies
L1	1,642	Baixa	0,539	Alta
L2	1,617	Baixa	0,613	Média
L3	1,142	Baixa	0,638	Média
L4	1,500	Baixa	0,651	Média
L5	1,811	Baixa	0,787	Baixa

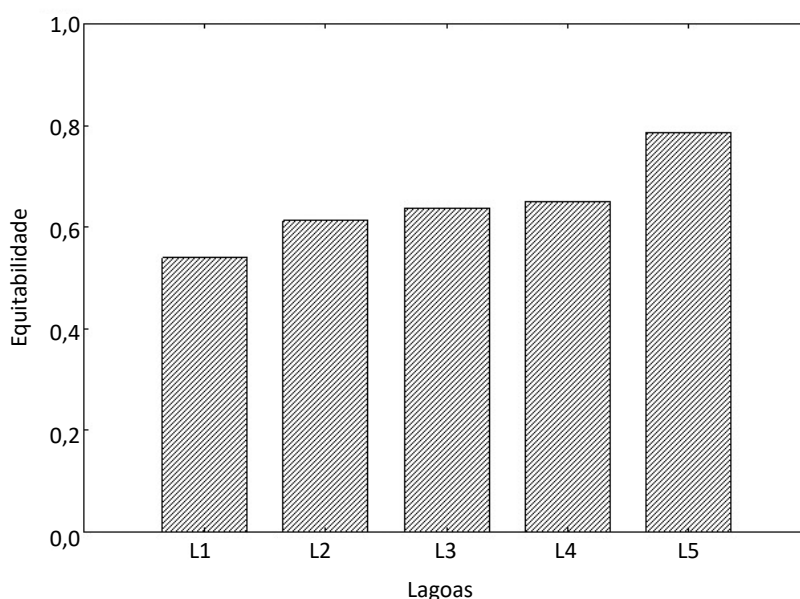
Figura 238 - Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas lagoas, no inverno (nome das lagoas estão descritas na Tabela 1).



A equitabilidade da comunidade não diferiu expressivamente entre as lagoas. O maior valor foi verificado na lagoa Areal (L5), assim como a maior diversidade de espécies (Tabela 148 e Figura 238), e o menor valor, na lagoa do Limão (L1) (Tabela 148 e Figura 239), onde foi constatada a maior abundância dos organismos.

Na lagoa Areal, a menor dominância de espécies foi devido a expressiva abundância de seis espécies (*Brachionus falcatus* – rotífero, *Moina minuta*, *Bosmina hagmanni*, *Daphnia gessneri*, *Ceriodaphnia richardii* – cladóceros e *Notodiaptomus henseni* – copépode) (Tabela 146). Por outro lado, a alta dominância de espécies na comunidade foi devido a participação de uma espécie em 22% da abundância total (*Bosminopsis deitersi* – cladóceros) (Tabela 146). *B. deitersi*, em outro estudo, foi muito abundante na lagoa do Areão (FEST, 2019).

Figura 239 - Equitabilidade da comunidade registrada nas lagoas, no inverno (nome das lagoas estão descritas na Tabela 139).



3.3.2.2 Verão (janeiro de 2019)

A comunidade zooplancônica nas lagoas, no verão, foi representada por 20 espécies, sendo 14 espécies de rotíferos, 5 cladóceros e uma de copépode. As famílias mais representativas foram Brachionidae (rotíferos), Daphniidae e Bosminidae (cladóceros) e Diaptomidae (copépode) (Tabela 149). A riqueza de espécies é menor do que a registrada no inverno (Tabela 146), provavelmente devido ao período maior de chuva no verão (efeito de diluição do plâncton), e o constatado em outros estudos (BONECKER et al., 1997; MAIA-BARBOSA et al., 2014; FEST, 2019).

Tabela 149 – Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplancônicas, nas lagoas, no verão (nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).

Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
ROTIFERA					
Lecanidae					
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0	1	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0	0	0	38	0
Brachionidae					
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	0	0	0	2550	25858
<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1914	201	0	45825	1600	28733
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	0	0	150	0	0
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	0	7050	600	125	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	0	0	75	38	0
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	0	0	75	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0	0	900	0	0
Trichocercidae					
<i>Platyas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	76	0	0

Lagoas	L1	L2	L3	L4	L5
Filiniidae					
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	0	0	600	0	0
Synchaetidae					
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	100	0	0	0	0
Lepadellidae					
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	3100	3225	75	0	38
Bdelloidea	0	150	0	0	108
CLADOCERA					
Moinidae					
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	1500	1200	1125	38	2213
Bosminidae					
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 1904	301	825	0	100	167
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	0	75	0	5438	0
Daphnidae					
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	1	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	0	0	75	38	0
COPEPODA					
Diaptomidae					
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	550	150	113	0	227

Uma maior riqueza de espécies foi constatada na lagoa Juparanã (12 espécies), e menor, nas lagoas do Limão (L1) e Aeral (L5) (Tabela 150 e Figura 240). No inverno, por outro lado, o menor número de espécies foi registrado na lagoa Juparanã (Tabela 147 e Figura 236). Esses resultados são inferiores ao registrado nessas mesmas lagoas em outro estudo, realizado durante cinco meses (lagoa Juparanã, 23 espécies; lagoa do Limão, 28 espécies; e lagoa Areal, 20 espécies) (FEST, 2019).

Os rotíferos, mais uma vez, foram os que mais contribuíram para a composição da comunidade, seguido dos cladóceros (Tabela 150), mesmo padrão observado no inverno (Tabela 146 - Composição de espécies, riqueza de espécies e abundância numérica média (ind/m³) das espécies zooplânctônicas, nas lagoas, no inverno (nomes das lagoas estão descritos na Tabela 139).). Assim como constatado para os tributários e o rio Doce, a maioria das espécies foi classificada como esporádica (Tabela 150).

Figura 240 - Riqueza de espécies registradas nas lagoas, no verão (nome das lagoas estão descritas na Tabela 139).

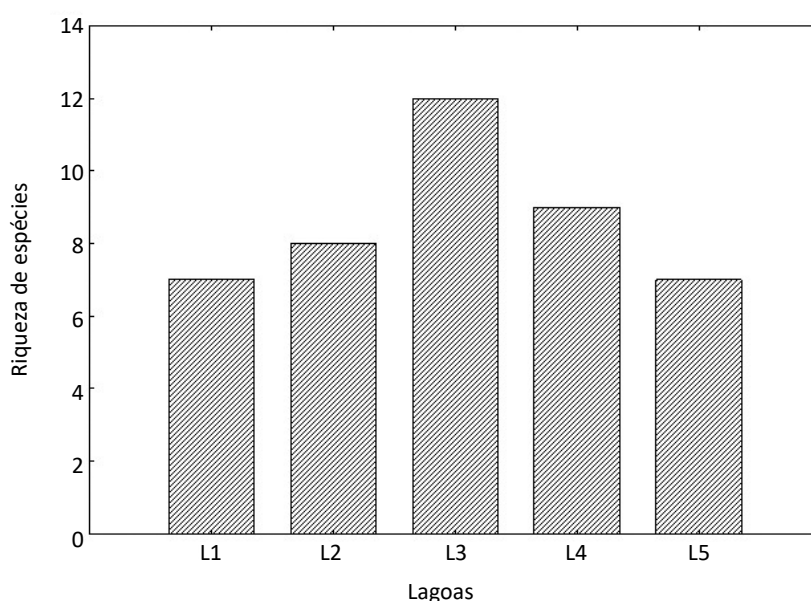


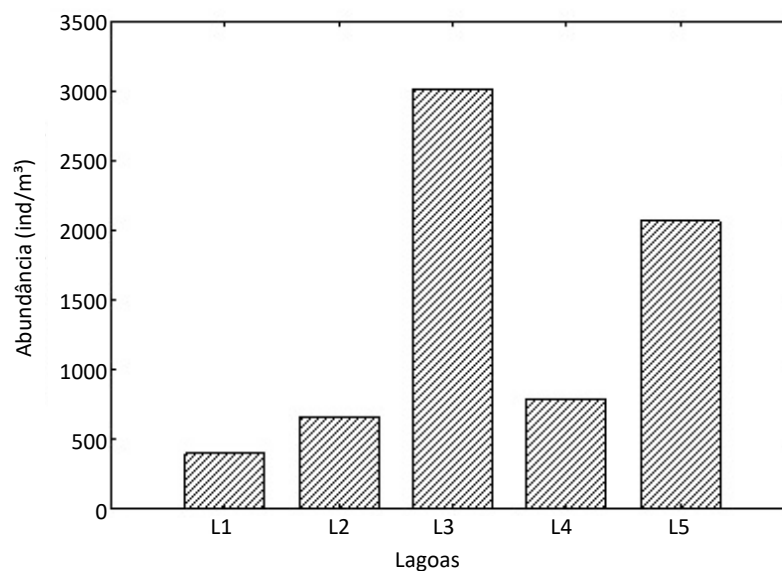
Tabela 150 – Frequência de ocorrência (Fo), Abundância relativa (AbR) das espécies zooplanctônicas nas lagoas, no verão (classificação ver material e métodos).

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
ROTIFERA				
Lecanidae				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	20	Esporádica	0.03	Rara
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	20	Esporádica	0.03	Rara
Brachionidae				
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	40	Pouco frequente	19.59	Pouco abundante
<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1914	80	Frequente	52.65	Abundante
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	20	Esporádica	0.10	Rara
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	60	Frequente	9.34	Rara
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	40	Pouco frequente	0.08	Rara
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	20	Esporádica	0.05	Rara
<i>Keratella tropica tropica</i> (Apstein, 1907)	20	Esporádica	0.62	Rara
Trichocercidae				
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	20	Esporádica	0.00	Rara
Filinidae				
<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias, 1893)	20	Esporádica	0.41	Rara
Synchaetidae				
<i>Polyarthra dolicoptera</i> Idelson, 1925	0	Esporádica	0.07	Rara
Lepadellidae				
<i>Conochilus unicornis</i> , (Edmondson, 1959)	80	Frequente	6.61	Rara
Bdelloidea	40	Pouco frequente	0.44	Rara

	Fo (%)	Classificação	AbR (%)	Classificação
CLADOCERA				
Moinidae				
<i>Moina minuta</i> Hansen (1899)	100	Muito frequente	4.19	Rara
Bosminidae				
<i>Bosmina hagemanni</i> Stingelin, 1904	80	Frequente	0.96	Rara
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	40	Frequente	3.80	Rara
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	20	Esporádica	0.03	Rara
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars 1886	40	Pouco frequente	0.08	Rara
COPEPODA				
Diaptomidae				
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	80	Frequente	0.93	Rara

A comunidade também foi mais abundante na lagoa Juparanã (L3), seguida da lagoa Aereal (L5), e menos abundante na lagoa do Limão (L1) (Figura 241). No inverno, um maior número de indivíduos também foi observado na lagoa Aereal (Figura 236). Em ambos os períodos, esses resultados foram explicados pela maior contribuição dos rotíferos e copépodes, principalmente das formas jovens (náuplios e copepoditos). *Brachionus mirus* (rotífero) foi a única espécie classificada como abundante (53%), *B. falcatus* (rotífero), como pouco abundante (20%), e as demais como raras (<10%) (Tabela 150). *B. falcatus* também foi classificada como pouco abundante no inverno (Tabela 147).

Figura 241 - Abundância dos organismos registrada nas lagoas, no verão (nome das lagoas estão descritas na Tabela 139).



A diversidade de espécies variou entre muito baixa e baixa nas lagoas (Tabela 151 e Figura 242), menor do que o estimado no inverno. Especialmente, o menor valor foi registrado na lagoa Juparanã (L3) (Tabela 151), onde foi verificada uma maior riqueza de espécies (Tabela 149 e Figura 240) e abundância da comunidade (Figura 241).

Figura 242 - Diversidade de espécies (bits/ind) registrada nas lagoas, no verão (nome das lagoas estão descritas na Tabela 139).

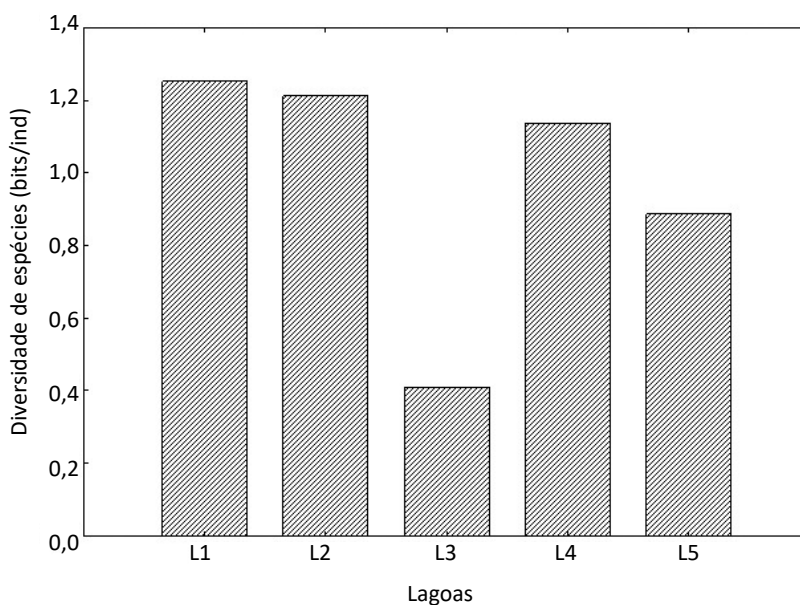
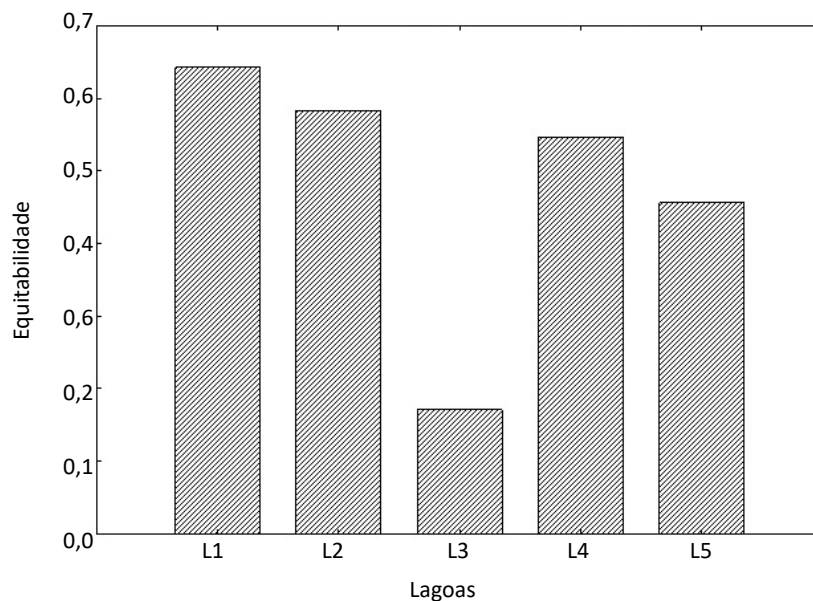


Tabela 151 – Índices de Shannon-Wiener (H') (diversidade de espécies) e Pielou (J') (equitabilidade) estimados nas lagoas, no verão.

Pontos de amostragem	H'	Diversidade de espécies	J'	Dominância de espécies
L1	1,252	Baixa	0,643	Média
L2	1,212	Baixa	0,583	Média
L3	0,410	Muito baixa	0,171	Muito Alta
L4	1,138	Baixa	0,547	Média
L5	0,887	Muito baixa	0,456	Média

A equitabilidade da comunidade foi maior na lagoa do Limão (L1) e menor na lagoa Juaparnã (L3). Por outro lado, nessa última lagoa foi sugerida uma dominância de espécies média, e na primeira lagoa, a menor dominância de espécies (Tabela 151 e Figura 243).

Figura 243 - Equitabilidade da comunidade nas lagoas, no verão (nome das lagoas estão descritas na Tabela 139).



3.4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos apontaram uma diferença sazonal na riqueza e diversidade de espécies, bem como na abundância de organismos, ao longo do espaço. No inverno foram observados maiores valores desses atributos da comunidade no trecho próximo a UHE Risoleta Neves, antes de Ipatinga, e no verão, a jusante da UHE Mascarenhas, o que, neste caso, favorece o estabelecimento da comunidade no baixo rio Doce.

A equitabilidade de espécies não apresentou nenhum padrão no espaço, e maiores valores foram registrados no inverno, assim como a abundância dos organismos. Por outro lado, a riqueza e a diversidade de espécies foram maiores no verão. No entanto, nenhum dos atributos apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) entre os períodos.

A estrutura da comunidade zooplanctônica nas lagoas apresentou uma variação espacial de acordo com a sazonalidade (inverno e verão), com exceção da abundância dos organismos que sempre aumentou na direção da lagoa do Areal até a lagoa do Limão (de L5 para L1). Esse mesmo padrão espacial foi encontrado, ainda, para a diversidade de espécies e equitabilidade da comunidade no inverno.

Por outro lado, a riqueza de espécies, no inverno, aumentou na direção da lagoa do Limão para a lagoa do Areal (de L1 para L5), bem como a diversidade de espécies e equitabilidade da comunidade no verão. Portanto, as comunidades zooplanctônicas nas lagoas podem ter contribuído para estrutura das comunidades no trecho final do rio Doce tanto no verão, como no inverno.

Em geral, maiores valores de abundância foram registrados no verão e de riqueza e diversidade de espécies, além da equitabilidade da comunidade, no inverno.

RESULTADOS DO MONITORAMENTO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Os macroinvertebrados bentônicos são invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos, em pelo menos parte de seu ciclo de vida, e ficam retidos em redes com abertura de malha entre 0,20 e 0,50 mm (ROSENBERG; RESH, 1993). Em ambiente límnico, apresentam grande diversidade de organismos, compreendendo espécies de Insecta, Annelida, Nemertinea, Crustacea, Mollusca, Turbellaria e Bryozoa, com diversas formas e modos de vida, habitando os diferentes substratos e habitats do rio (SILVEIRA, 2004).

No ecossistema aquático, os macroinvertebrados bentônicos são importantes na dinâmica de nutrientes e no fluxo de energia (SILVEIRA, 2004; CALLISTO e ESTEVES apud MARQUES; FERREIRA e BARBOSA et al., 1999), pois reduzem o tamanho da matéria orgânica transformando-a em energia, participam do processo de decomposição. Atuam também na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água e no transporte de matéria orgânica a jusante (DEVÁI, 1990). Ainda, são importantes elos da cadeia alimentar, em posição intermediária da cadeia alimentar, se alimentando de algas e microrganismos e constituindo fonte de alimento para outros macroinvertebrados aquáticos, aves, mamíferos e peixes (SILVEIRA, 2004).

Além disso os macroinvertebrados bentônicos são importantes indicadores biológicos da qualidade ambiental. A comunidade dos macroinvertebrados bentônicos apresenta organismos que utilizam diferentes *habitats*, representando a diversidade ecológica do ambiente. São sensíveis aos impactos antrópicos, mas apresentam espécies resistentes, tornando o grupo excelente indicador de qualidade ambiental (CETESB, 2012). Qualquer alteração nas condições do ambiente aquático se refletirá nas estruturas das comunidades que ali habitam. Aliada a análises físico-químicas, a comunidade de macroinvertebrados é capaz de identificar alterações sutis no ambiente, mesmo longe da fonte de poluição (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003), com a vantagem de permitir a identificação de alterações presentes, assim como as ocorridas no passado. De fato, os macroinvertebrados são o grupo mais utilizado em biomonitoramento de águas continentais em todo o mundo (BONADA et al., 2006; RESH, 2008).

4.1 METODOLOGIA

4.1.1 MONITORAMENTO – LACTEC

A metodologia de amostragem e análise de macroinvertebrados bentônicos encontram-se descrita no item de Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas.

4.1.2 PMQQS - FUNDAÇÃO RENOVA

No Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento (PMQQS) a Fundação Renova executa o monitoramento mensal dos macroinvertebrados bentônicos em 12 estações de amostragens localizadas na APDL (Tabela 152).

As coletas tiveram início em agosto de 2017 e segundo Golder Associates (2017) estão seguindo recomendações de *Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates* (AQEM CONSORTIUM; 2002), seguindo metodologia de coleta multihabitat, com total de 20 réplicas em trecho de até 20 metros em áreas de correnteza. Nas estações de amostragem com características estacionárias ou lênticas é utilizada rede manual (amostrador tipo Surber com malha de 0,3 mm de abertura e área de 0,09 m²) e em áreas profundas draga Petersen, coletando 3 réplicas. Em laboratório as amostras são lavadas com água corrente em redes de abertura de malha de malha 0,25 mm (GOLDER ASSOCIATES, 2017). Para a elaboração do presente relatório foram utilizados os dados disponíveis no banco de dados compartilhado pela Fundação Renova entre agosto de 2017 e março de 2018.

Tabela 152 – Localização dos pontos de coleta localizados na APDL do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento executado pela Fundação Renova

Ponto	Município	Rio	Coordenadas
RDO 03	São Domingos da Prata	Rio Doce	735947,96 7785335,22 UTM 23S
RDO 04	Bom Jesus do Galho	Rio Doce	760057,88 7835967,30 UTM 23S
RDO 05	Belo Oriente	Rio Doce	776918,75 7861579,02 UTM 23S
RDO 06	Periquito	Rio Doce	799361,95 7886166,12 UTM 23S
RDO 07	Gov. Valadares	Rio Doce	806612,20 7899868,14 UTM 23S
RDO 09	Tumiritinga	Rio Doce	221845,75 7900244,83 UTM 24S
RDO 10	Resplendor	Rio Doce	263318,88 7861251,39 UTM 24S
RDO 11	Baixo Guandu	Rio Doce	288650,080 7841937,06 UTM 24S
RDO 12	Colatina	Rio Doce	315429,22 7842979,94 UTM 24S
RDO 13	Colatina	Rio Doce	328395,12 7839121,87 UTM 24S
RDO 14	Colatina	Rio Doce	336836,94 7841931,34 UTM 24S
RDO 15	Linhares	Rio Doce	388224,85 7853704,30 UTM 24S

4.1.3 MONITORAMENTO EMERGENCIAL FUNDAÇÃO RENOVA

Após o desastre, no monitoramento emergencial (de novembro de 2015 a julho de 2017) foram realizadas coletas de macroinvertebrados bentônicos em 13 estações de amostragem na bacia do rio Doce, cada estação contou com um a 10 pontos de realização de coleta (Tabela 153). Entretanto nem todos os dados de todos os pontos foram disponibilizados no banco de dados da Fundação Renova. A periodicidade da coleta também foi variável entre as estações de amostragem e pontos.

As coletas foram realizadas em triplicata com pegador de fundo tipo Petersen ou Van Veen. Em laboratório as amostras foram triadas em peneiras com abertura de malha de 0,25 e 0,50 mm. Foi realizada pré-triagem em bandejas iluminadas, as amostras passaram pelo processo de flutuação em solução supersaturada, posteriormente os organismos foram triados em estereomicroscópio, sendo identificados até o menor nível taxonômico possível (ECONSERVATION, 2016). Também foram realizadas coletas pontuais em alguns outros pontos, especialmente no mês de dezembro de 2015 em Governador Valadares, que apresentou pontos com coletas diárias.

Tabela 153 – Localização das estações de amostragem e pontos de coleta do monitoramento emergencial realizado pela Fundação Renova.

Estação de amostragem	Pontos de coleta	Coordenadas
Barra Longa-MG	Jusante	705477 7755986 UTM-23S
	Montante	701975 7755676 UTM-23S
	Ponte Rio Carmo	703132 7755131 UTM-23S
	Rio Carmo - Margem Direita	Não informada
	Rio Carmo - Margem Esquerda	Não informada
Rio Doce – MG	Jusante	720925 7759673 UTM-23S
	Montante	718093 7758867 UTM-23S
Ipatinga-MG	Jusante	765118 7845528 UTM-23S
Gov.Valadares-MG	Jusante	184855 7905859 UTM-24S
	Montante	802656 7894322 UTM-23S
Aimorés – MG	Jusante	285711 7843590 UTM-24S
	Montante	279618 7850136 UTM-24S
Baixo Guandu-ES	Montante	288403 7841863 UTM-24S
	Ponte	288639 7841912 UTM-24S
Itapina-ES	Ponte	309626 7839453 UTM-24S
Colatina-ES	Montante	320578 7839551 UTM-24S
	Ponte	331786 7841376 UTM-24S
Linhares-ES	Montante	387912 7853840 UTM-24S
	Ponte	388048 7853216 UTM-24S
	Lagoa Areal - ES - A1	Não informada
	Lagoa do Monsarás - ES - M1	Não informada
	Lagoa do Monsarás - ES - M2	Não informada
	Lagoa do Pandolfi 1	Não informada
	Lagoa do Pandolfi 2	Não informada
	Lagoa Nova - ES - N1	Não informada
	Lagoa Nova - ES - N2	Não informada
	Lagoa Nova - ES - N3	Não informada
Regência-ES	Montante	414361 7826485 UTM-24S
	Boca Barra	413660 7827868 UTM-24S
Galiléia	Galiléia	Não informada
Mariana	Dique S3 - Centro	Não informada
	Mariana - MG - Dique S3 - Jusante	Não informada
	Mariana - MG - Dique S3 - Lado Direito	Não informada
	Mariana - MG - Dique S3 - Lado Esquerdo	Não informada
Tumiritinga	Tumiritinga	Não informada

4.2 RESULTADOS

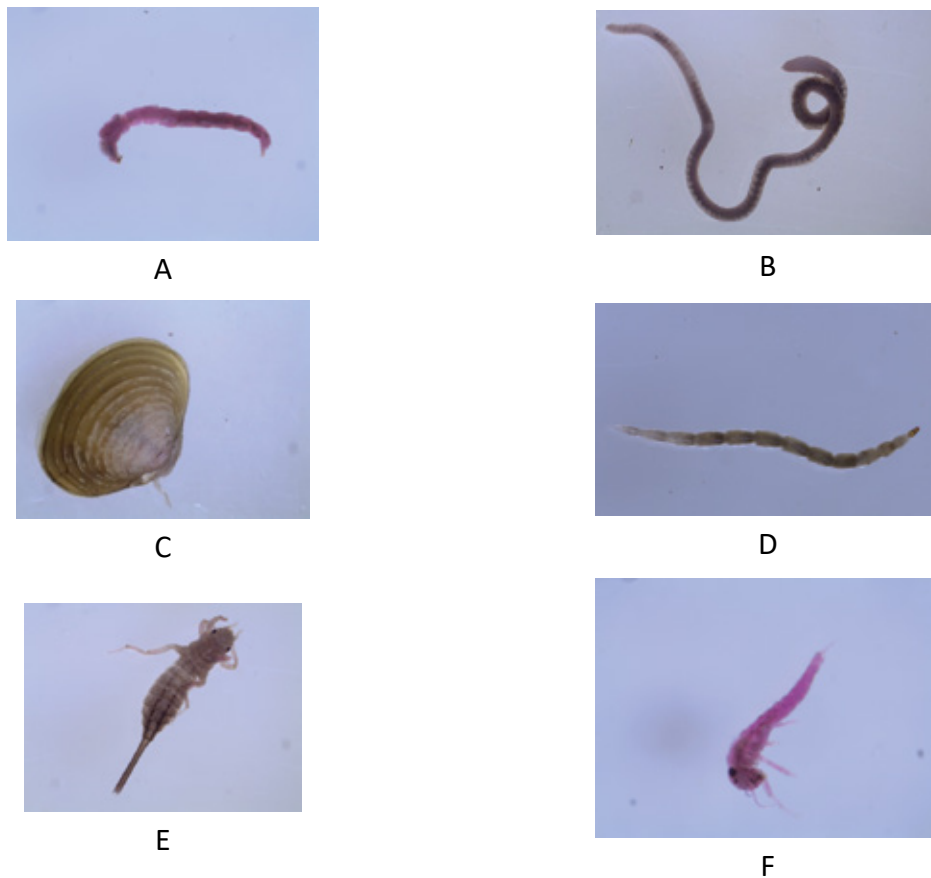
4.2.1 MONITORAMENTO LACTEC

Nas estações de amostragem localizadas na APDL nas duas campanhas de diagnóstico ambiental realizadas pelo Lactec, foram amostrados o total de 37.986 indivíduos pertencentes a 60 táxons diferentes (Tabela 154), sendo 16.532 indivíduos de 58 táxons na campanha realizada em período seco e 21.454 indivíduos pertencentes a 40 táxons distintos na campanha realizada em período chuvoso. Foram registrados os grupos Nematoda, Platyhelminthes (Turbellaria), Annelida (Oligochaeta, Hirudinea), Mollusca (Bivalvia e Gastropoda) e Arthropoda (Araneae, Acari, Palaemonidae, Collembola, Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Megaloptera, Trichoptera, Diptera, Lepidoptera) (Figura 244). A classe Insecta apresentou maior riqueza, 46 táxons e maior abundância, aproximadamente 50% do total de indivíduos amostrados. Maior riqueza e abundância de Insecta é o esperado para o ambiente, em trabalhos realizados antes do desastre na bacia do rio Doce a abundância de Insecta se manteve em torno de 80% (BARBOSA et al., 1997; MAYRINK et al., 2002; CALLISTO et al., 2004 LIGEIRO et al., 2010). Valor mais próximo ao observado na campanha realizada no período seco (abundância de Insecta 71%), na campanha realizada em período chuvoso foi observado aumento na abundância de Oligochaeta (9,1% na campanha seca e 41% na chuvosa) contribuindo para a redução na abundância relativa de Insecta (33% na segunda campanha).

Tabela 154 – Táxons de macroinvertebrados encontrados na APDL nas duas campanhas do diagnóstico realizado pelo Lactec.

Filo Nematoda	Ordem Araneae	Coenagrionidae
Filo Annelida	Ordem Acari	Protoneuridae
Classe Oligochaeta	Hydracarina	Gomphidae
Classe Hirudinea	Subfilo Crustacea	Corduliidae
Filo Mollusca	Classe Malacostraca	Libellulidae
Classe Bivalvia	Ordem Decapoda	Ordem Hemiptera
Corbiculidae	Palaemonidae	Corixidae
Classe Gastropoda	Macrobrachium sp.	Gelastocoridae
Ampullariidae	Classe Inseta	Naucoridae
Ancyliidae	Ordem Collembola	Nepidae
Thiaridae	Ordem Ephemeroptera	Notonectidae
Melanoides sp.	Baetidae	Saldidae
Hydrobiidae	Caenidae	Vellidae
Physidae	Leptohiphidae	Ordem Coleoptera
Lymnaeidae	Leptophlebiidae	Dytiscidae
Planorbidae	Polymitarcyidae	Elmidae
Filo Arthropoda	Ordem Odonata	Hydrophilidae
Classe Chelicerata	Calopterygidae	Noteridae
	Ptilodactylidae	
	Staphilinidae	
	Ordem Megaloptera	
	Corydalidae	
	Ordem Trichoptera	
	Glossosomatidae	
	Helicopsychidae	
	Hydropsychidae	
	Hydroptilidae	
	Leptoceridae	
	Odontoceridae	
	Polycentropodidae	
	Ordem Diptera	
	Ceratopogonidae	
	Chironomidae	
	Culicidae	
	Dolichopodidae	
	Empididae	
	Muscidae	
	Psychodidae	
	Simuliidae	
	Syrphidae	
	Tabanidae	
	Tipulidae	
	Ordem Lepidoptera	
	Pyalidae	

Figura 244 – Fotos de macroinvertebrados encontrados no diagnóstico realizado pelo Lactec. A: Chironomidae, B: Oligochaeta, C: Bivalvia, D: Ceratopogonidae, E: Gomphidae e F: Baetidae.



Dentre os grupos identificados: Saldidae (Hemiptera); Ptilodactylidae e Staphilinidae (Coleoptera); Corydalidae (Megaloptera); Polycentropodidae (Trichoptera); Dolichopodidae e Syrphidae (Diptera) não estavam presentes na área de passagem e deposição da lama nos estudos analisados na linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018), entretanto existe registro anterior ao desastre de todos os grupos na bacia do rio Doce (BARBOSA et al., 1997; CALLISTO; MAYRINK; MORETTI, 2001; BARBOSA; MARTINS, 2002; CALLISTO et al., 2004; MORETTI; CALLISTO, 2005; BARBOSA; MARTINS, 2006; FRANÇA; CALLISTO, 2007; MAGALHÃES; GUARDA; SANTOS, 2016). A ausência dos grupos na área de passagem e deposição da lama antes do desastre está provavelmente relacionada a falta de estudos anteriores ao desastre na região. As metodologias de coleta e análise utilizadas nos diferentes estudos também podem influenciar nos grupos amostrados.

A composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser relacionada com áreas impactadas, apresentando majoritariamente grupos considerados tolerantes a alterações ambientais. Os grupos Chironomidae (aproximadamente 40% do total de indivíduos), Oligochaeta (27% dos indivíduos), Bivalve (15% dos indivíduos) e Gastropoda (6% dos indivíduos) apresentaram maior número de indivíduos, outros táxons apresentaram no máximo 1,7% do total de indivíduos (Figura 245 e Figura 246). Chironomidae (Diptera) esteve presente em todas as estações amostrais nas duas campanhas, Oligochaeta não esteve presente apenas em uma das estações de amostragem em uma das campanhas (AF1 no período chuvoso), esses grupos são considerados tolerantes e generalistas apresentam espécies resistentes a altos níveis de poluição e reduzido oxigênio dissolvido. (JOHNSON;

WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993). Bivalvia, Ceratopogonidae (Diptera), Gomphidae (Odonata) e Baetidae (Ephemeroptera) também estiveram presentes em grande parte das estações de amostragem nas duas campanhas, em 88%, 80%, 78% e 66% respectivamente. Chironomidae (Diptera) apresentou também maior abundância na maior parte das estações de amostragem nas duas coletas (55% do total), seguido de Oligochaeta (Annelida) e Bivalvia (Mollusca) (17% cada um) e de Baetidae (Ephemeroptera) (5%).

Figura 245 – Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados na primeira campanha, realizada no período seco entre junho e julho de 2018.

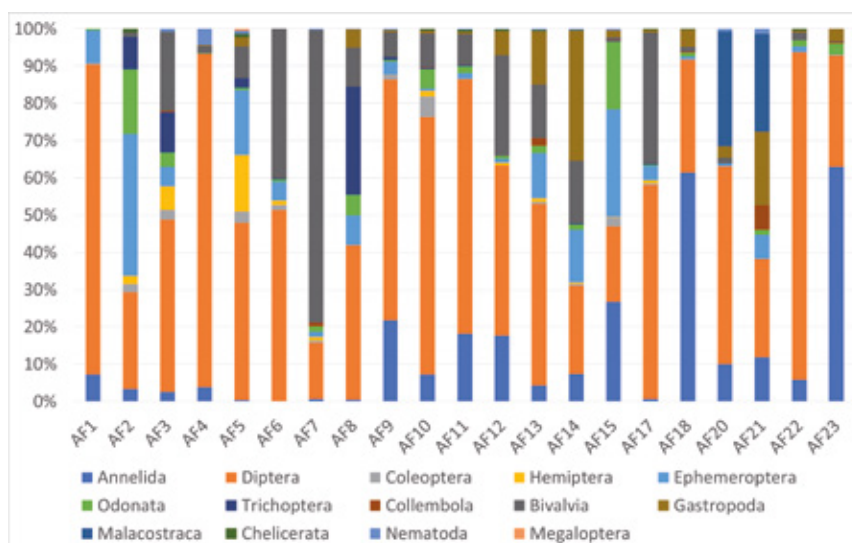
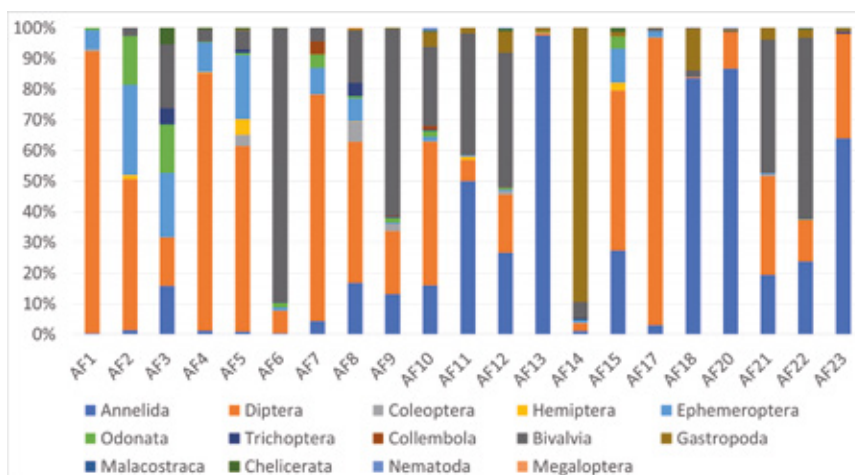


Figura 246 – Abundância relativa dos grupos de macroinvertebrados na segunda campanha, realizada no período chuvoso em janeiro de 2019.



A densidade média de macroinvertebrados variou entre 23.153,24 e 70,35 indivíduos/m² (sendo entre 23.153,24 e 281,44 indivíduos/m² no período seco e entre 18.287,43 e 70,35 indivíduos/m² no período chuvoso) (Figura 247), nas estações com maiores densidades nos dois períodos analisados os Chironomidae foram os organismos mais abundantes nas amostras. O aumento da abundância de grupos tolerantes a alterações ambientais, como Chironomidae, pode ser um indicativo da presença de efluentes orgânicos no corpo de água (JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993). A riqueza

variou entre 29 e 7 táxons, o período seco apresentou maiores riquezas, variando entre 29 e 10 táxons, enquanto no período chuvoso a riqueza variou entre 22 e 7 táxons (Figura 248). A diversidade variou entre 1,77 e 0,190 (variando entre 1,77 e 0,63 no período seco e 1,56 e 0,190 no período chuvoso) (Figura 249).

Os valores dos indicadores analisados no diagnóstico realizado pelo Lactec são relacionados a ambientes antropizados com baixa qualidade ambiental, sugerindo que o rio Doce encontra-se degradado. Entretanto a ausência de estudos anteriores ao desastre ao longo de todo o rio Doce não nos permite evidenciar através desse estudo qual a magnitude do dano aos macroinvertebrados bentônicos causado pelo desastre. Não sendo possível identificar qual a composição da comunidade antes do desastre e o nível de impacto anterior, tendo em vista que a bacia do rio Doce apresenta histórico de alterações anteriores ao desastre que também podem ter contribuído para a alteração da comunidade.

Figura 247 – Média de densidade de macroinvertebrados (indivíduos/m²) por estação de amostragem encontrados na APDL nas duas campanhas do diagnóstico realizado pelo Lactec.

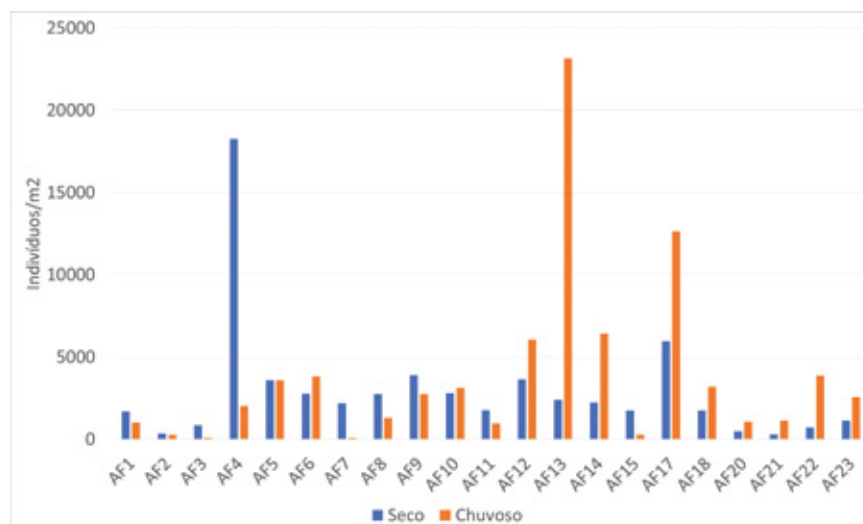


Figura 248 – Riqueza de macroinvertebrados por estação de amostragem encontrados na APDL nas duas campanhas do diagnóstico realizado pelo Lactec.

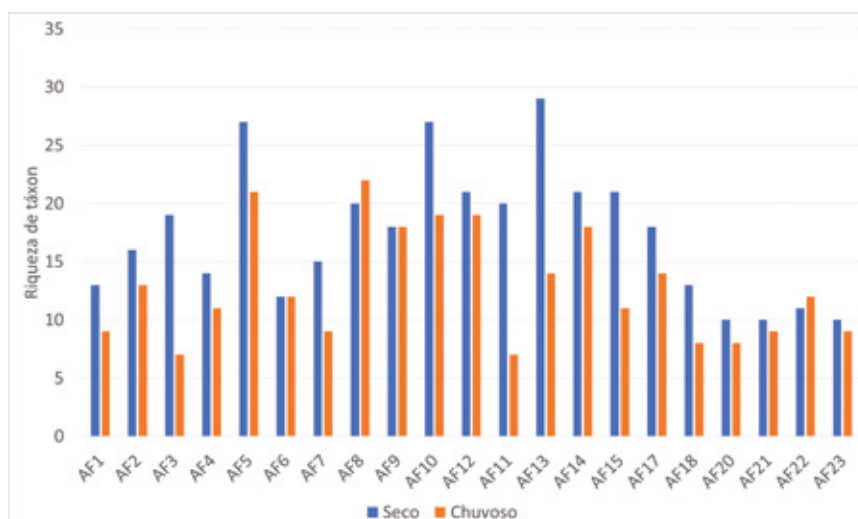
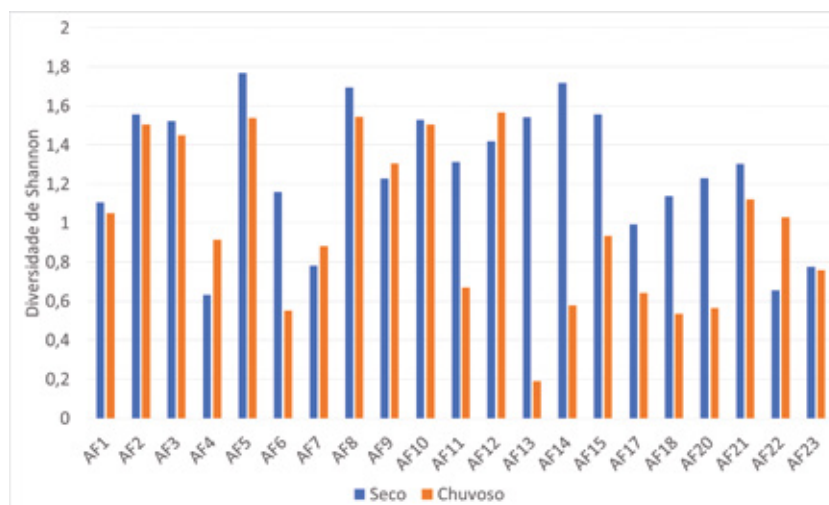
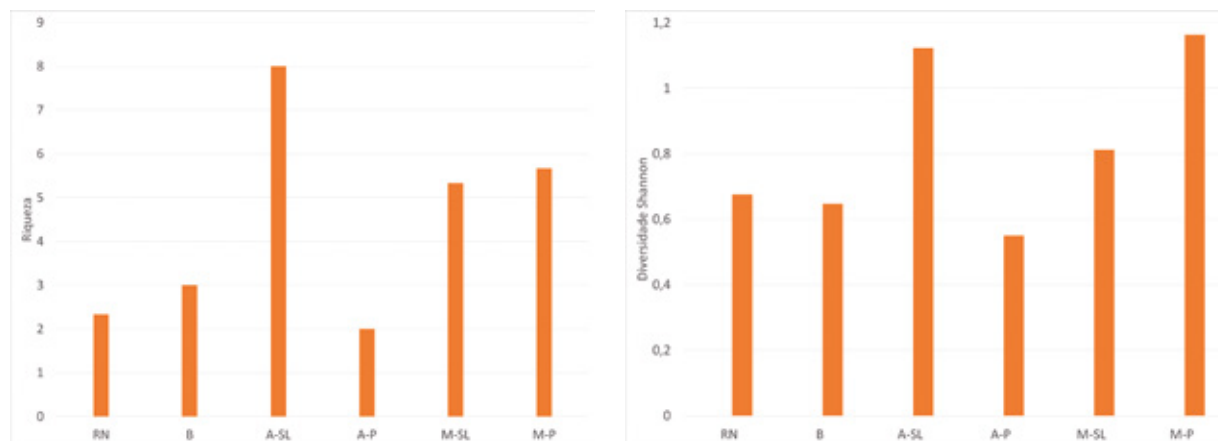


Figura 249 – Diversidade de Shannon de macroinvertebrados por estação de amostragem encontrados na APDL nas duas campanhas do diagnóstico realizado pelo Lactec.



Com relação as estações de amostragem localizadas nas usinas hidrelétricas (embora estejam na APDL, foram coletadas apenas na segunda campanha), foi encontrado um total de 17 táxons, Insecta foi o grupo mais representativo, conforme esperado. A densidade de macroinvertebrados bentônicos variou entre 0,64 e 44,8 indivíduos/m², a riqueza entre 2 e 8 táxons e a diversidade entre 0,54 e 1,16 (Figura 250).

Figura 250 – Riqueza de táxons, Diversidade de Shannon e densidade de macroinvertebrados bentônicos nas usinas hidrelétricas: Risoleta Neves (RN), Baguari (B), Aimorés (A) e Mascarenhas (M). SL – região sublitoral e P – região profunda.



4.2.1.1 PMQQS Fundação Renova

Com relação ao PMQQS foi observado tendência a baixos valores de riqueza de táxons e diversidade. Não foi verificado aumento significativo na riqueza de táxons e nos valores médios de diversidade ao longo do tempo, o que indicaria recuperação da comunidade. A riqueza de táxons de macroinvertebrados bentônicos variou entre zero e 13 nos dois períodos analisados, com o maior valor encontrado em uma das amostras da estação RDO 11 em março de 2018 e na estação RDO 09 em julho de 2018. No primeiro período analisado (entre agosto de 2017 e março de 2018) a riqueza foi igual a zero em

aproximadamente 44% das amostras coletadas, 36% das amostras tiveram riqueza igual a um, 12% igual a dois, 4% igual a três, os demais valores foram encontrados em menos de 1% das amostras. A média da riqueza por estação de amostragem e período de amostragem variou entre zero e 7,85 (Figura 251), na maior parte dos casos (63%) foi menor do que um indicando ambiente fortemente impactado. Para esse período não foi disponibilizada a relação de taxa encontrados em cada amostra impossibilitando o cálculo de riqueza total por estação de amostragem. No segundo período analisado (entre abril de 2018 e julho de 2018) foram disponibilizados os dados de riqueza por estação de amostragem (esses valores não podem ser comparados com os do primeiro período), a riqueza de táxons foi menor ou igual a seis em 89% das estações considerando as quatro campanhas (Figura 252).

Figura 251 – Média da riqueza de táxons de macroinvertebrados por estação de amostragem do PMQQS no primeiro período analisado.

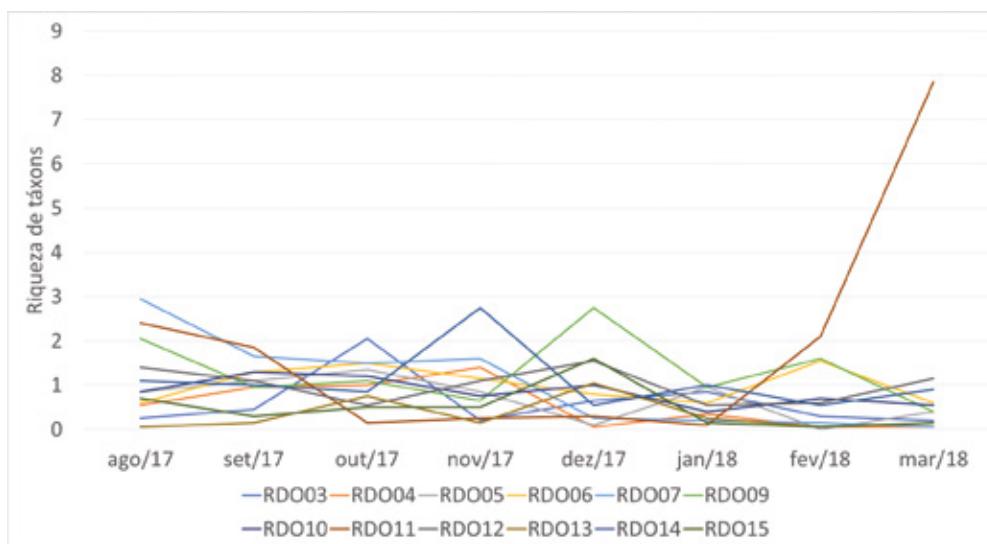
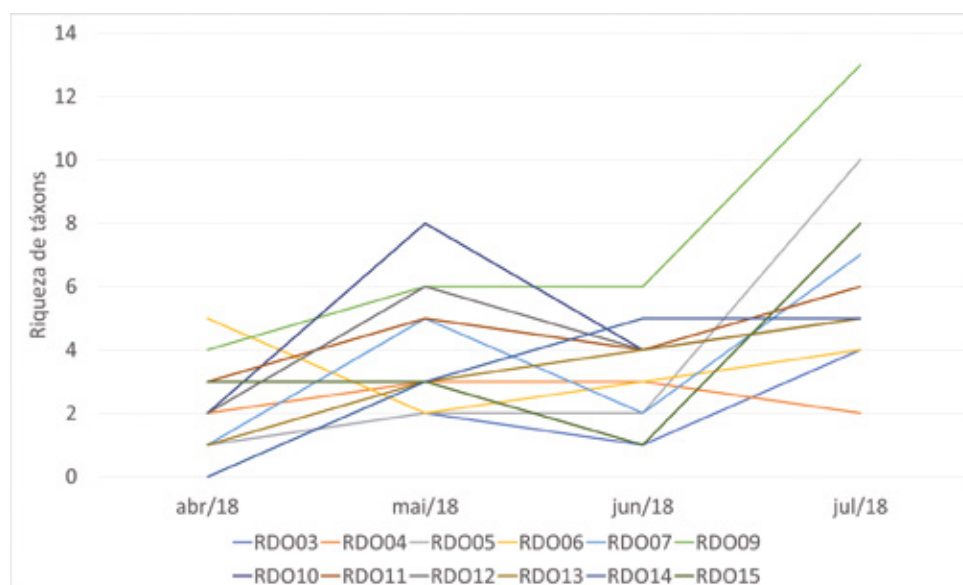


Figura 252 – Média da riqueza de táxons de macroinvertebrados por estação de amostragem do PMQQS no segundo período analisado.



No primeiro período analisado o índice de Diversidade de Shannon variou entre zero e 1,81, apresentando valor igual a zero em 82% das amostras. A média do índice de diversidade das amostras coletadas em uma mesma estação de amostragem em cada período de coleta distinto variou entre zero e 0,78 (Figura 253). No segundo período analisado a diversidade variou entre zero e 1,49 (Figura 254). Mesmo os maiores valores de diversidade encontrados, abaixo de dois, podem ser relacionados a ambientes impactados, os valores, portanto são considerados extremamente baixos corroborando a relação com ambiente fortemente impactado. A Dominância de Simpson e a Equitabilidade refletiram o baixo valor de riqueza de taxa e indivíduos encontrados em grande parte das amostras, corroborando com os dados de riqueza e diversidade, indicando um ambiente impactado.

Figura 253 – Média da diversidade de Shannon por estação de amostragem do PMQQS no primeiro período analisado.

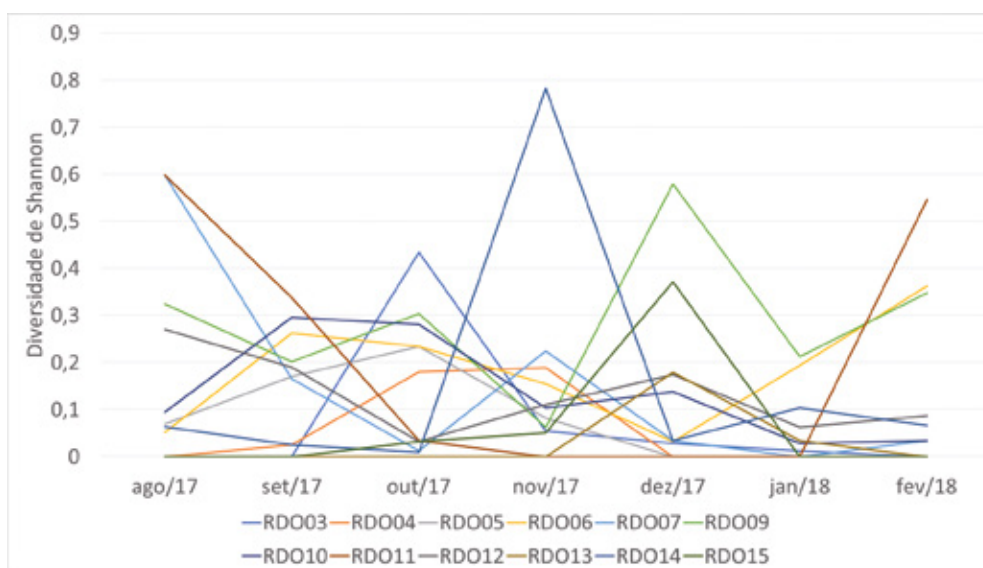
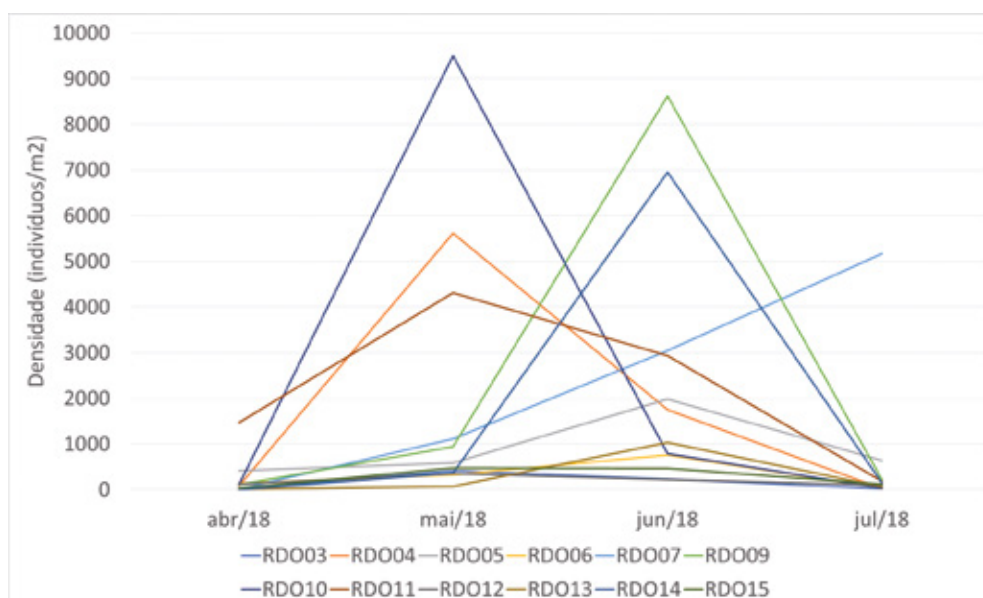


Figura 254 – Média da diversidade de Shannon por estação de amostragem do PMQQS no segundo período analisado.



A densidade total de indivíduos em cada estação de amostragem nas diferentes campanhas variou entre zero e 21.387,77 ind./m² no primeiro período analisado (Figura 255). Aproximadamente 82% das amostras apresentaram densidade até 153,06 indivíduos/m², ressaltando que 44% do total das amostras apresentaram ausência de organismos. No segundo período analisado a densidade variou entre zero e 9.501,47 indivíduos/m² (Figura 256). A densidade de indivíduos pode apresentar valores elevados em ambientes impactados, em ambientes com poluição orgânica observa-se aumento de densidade de táxons tolerantes. Em conjunto com o resultado de riqueza de táxons e diversidade (que apresentou valores baixos) é possível supor que nos casos com maiores densidades, essa estaria relacionada a poucos táxons compostos de organismos considerados tolerantes.

Figura 255 – Densidade total de indivíduos nas estações de amostragem do PMQQS no primeiro período analisado.

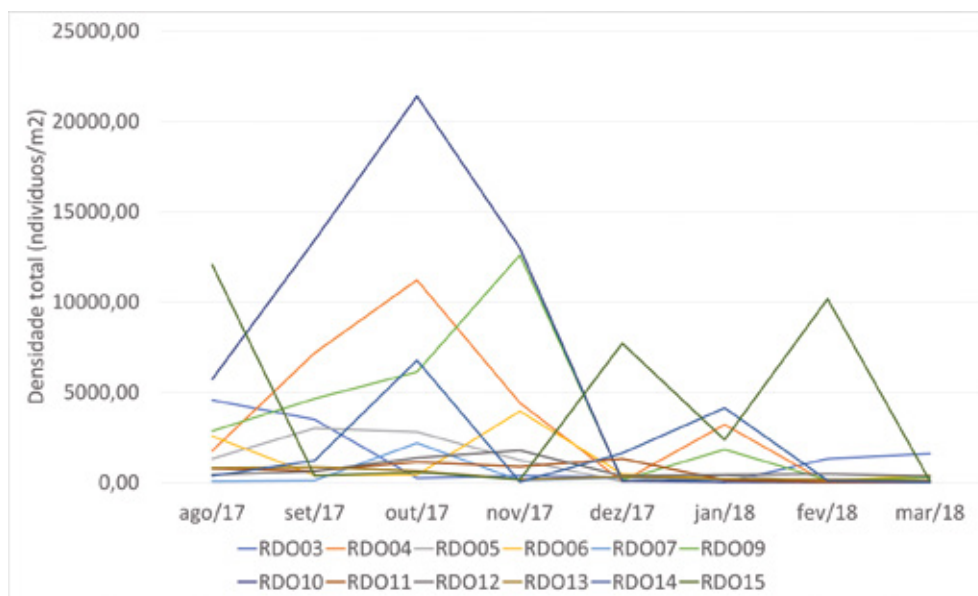
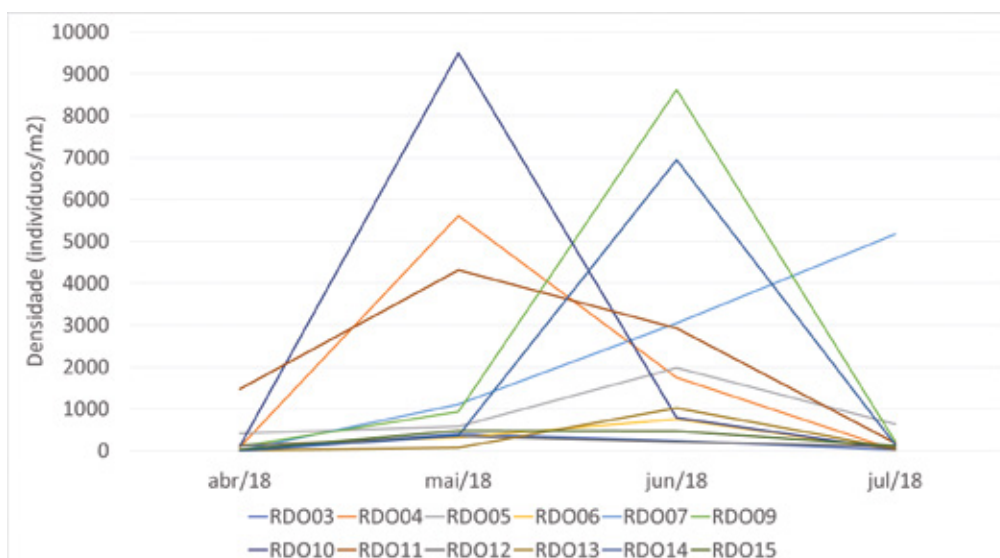


Figura 256 – Densidade de indivíduos nas estações de amostragem do PMQQS no segundo período analisado.



Foi possível analisar o BMWP apenas para o segundo período de dados analisados (o formato que os dados foram disponibilizados no primeiro período não permitiu o cálculo do BMWP por estação de amostragem). Em 90% dos casos a qualidade da água foi considerada péssima de acordo com o BMWP, nos outros 10% foi considerada ruim. Embora a aplicação do BMWP deva ser utilizada com cautela na área de estudo os resultados corroboraram com os demais indicadores analisados (Figura 257).

Figura 257 – Classificação da qualidade de água segundo Junqueira et al. (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al. (2000) nas estações de amostragem do PMQQS no segundo período analisado. Vermelho: Péssimo, Laranja: Ruim.

BMWP											
RDO03	RDO04	RDO05	RDO06	RDO07	RDO09	RDO10	RDO11	RDO12	RDO13	RDO14	RDO15
4/18											
5/18											
6/18											
7/18											

Monitoramento Emergencial Fundação Renova

No monitoramento emergencial e no PMQQS desenvolvido pela Fundação Renova os indicadores analisados apresentam valores correspondentes a ambientes impactados. A ausência de monitoramento de macroinvertebrados bentônicos ao longo de toda a extensão do rio Doce antes do desastre dificulta a mensuração do dano para a comunidade. Entretanto, com base nos resultados observados nos monitoramentos pontuais realizados desde antes do desastre, pode-se estimar que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo do rio Doce sofreu alterações em decorrência do desastre. Embora a bacia do rio Doce apresentasse mesmo antes do desastre diversas alterações antrópicas que impactavam negativamente a comunidade de macroinvertebrados bentônicos estima-se que o desastre tenha causado piora nos indicadores analisados.

No monitoramento emergencial foi observado tendência a baixos valores de riqueza de táxons de macroinvertebrados bentônicos. O número total de táxons nas diferentes amostras variou entre zero e 33, com 52% das amostras apresentando riqueza menor do que cinco e 23% do total das amostras apresentaram riqueza igual a zero. A média da riqueza por estação de amostragem e período de amostragem variou entre zero e 18 (Tabela 155), na maior parte dos casos (64%) foi menor do que cinco.

O índice de Diversidade de Shannon variou entre zero e 2,48, em 35% das amostras a diversidade foi igual a zero. A média das amostras coletadas em uma mesma estação de amostragem em cada período de coleta distinto variou entre zero e 2,49 (Tabela 156).

A maior abundância de organismos variou entre zero e 632 indivíduos. Aproximadamente 47% das amostras apresentaram até cinco indivíduos, sendo que 28% do total das amostras apresentaram ausência de organismos. A abundância média de organismos nas estações de amostragem por campanha variou entre zero e 450,5 indivíduos (Tabela 157).

Na forma como foram disponibilizados os dados aproximadamente 89% das amostras apresentaram score do BMWP segundo Junqueira et al. (2000) menor ou igual a 25 a menor categoria, classificando a qualidade da água como péssima. Aproximadamente 8% das amostras apresentaram o score entre 26 e 40, classificando a qualidade de água como ruim. Por volta de 2% das amostras apresentaram score entre 41 e 60, classificando a qualidade de água como regular.

Tabela 155 – Média de riqueza de taxa de macroinvertebrados bentônicos por data e pontos de coleta encontrados no monitoramento emergencial realizado pela Fundação Renova. Legenda: Jus: Jusante, Mon: Montante, Pon: Ponte, ME: Margem esquerda, MD: Margem Direita, Cen: Centro

Município	Riqueza															
	Barra Longa				Rio doce				Ipatinga				Gov. Valadares			
Ponto	Jus	Mon	Pon	ME	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon
nov/15	0,00	0,08	0,27		0,23	0,20	1,34	1,72	1,40	2,50	2,47	3,72	1,45	2,53	2,58	
dez/15	0,00	0,00	0,00		0,33	0,40	0,44	0,50	1,33	1,52	1,71	2,33	0,24	1,38		3,27
fev/16	0,00	0,00	0,00													
mar/16	0,00	0,00	0,00													
abr/16	0,00	0,00	0,00													
mai/16	4,00	2,00	13,00		0,00	4,00	13,00	13,00	17,50	6,00	4,00	9,00	18,00	6,00	9,00	10,00
jun/16	1,67	0,75	10,00		0,67	2,67	15,00	11,67	13,00	6,33	6,00	11,33	6,00	3,00	3,33	0,00
jul/16	4,00	4,00	13,50		0,50	8,00	10,50	9,00	6,50	9,50	4,50	8,50	11,00	6,50	8,00	7,00
ago/16	4,00	7,00	10,00		0,00	8,00	14,00	9,50	11,00	7,50	2,50	5,50	10,00	5,00	9,00	3,50
set/16	4,00	3,00	10,00	3,00	0,50	8,00	11,50	5,50	8,00	5,00	2,50	6,50	7,00	1,00	5,00	1,50
out/16	3,50	1,50	9,50		0,00	1,50	8,00	6,33	6,00	5,33	2,00	6,00	5,67	3,00	5,67	3,00
nov/16	3,33	1,67	9,00	0,00	0,00	2,67	5,00	6,50	5,00	4,00	3,50	6,50	1,00	5,50	7,00	2,00
dez/16	1,00	0,00			0,00	1,00	4,00	4,00	9,00		4,00	3,50	1,00	4,50	8,00	1,00
jan/17	3,00	3,00			1,00	0,50	8,00		2,00	2,50	2,00	2,00	1,00	3,00	4,00	
fev/17	12,00	2,00		1,00	0,00	3,50	2,50	7,00	4,00	1,50	3,00	2,00	2,50	2,50	5,50	4,00
mar/17	7,00	1,50		1,00	0,00	2,50	3,50		3,50	3,50	3,50	2,50	2,50	3,50	9,00	2,00
abr/17	3,81	4,00		9,00	0,50	3,00	2,50		4,50	2,50	2,00	2,00	4,00	1,00	6,00	3,00
mai/17	6,50	2,00		10,00	1,67	5,00	7,00		4,67	2,00	2,67	1,50	3,67	3,67	6,67	1,00
jun/17	11,00	2,00		10,00	2,00	8,00	6,00		4,00		4,00	7,00	8,00	1,00	4,00	5,50
jul/17	7,00	2,00			0,00	10,00	5,00		2,00		1,00					4,33

[illegible]

Tabela 157 – Média Abundância de indivíduos do monitoramento emergencial realizado pela Fundação Renova. Legenda:
Jus: Jusante, Mon: Montante, Pon: Ponte, ME: Margem esquerda, MD: Margem direita, Cen: Centro

Município	Abundância																								Tumiritinga																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
	Barra Longa				Rio doce				Ipatinga				Gov. Valadares				Aimorés				Baixo Guandu					Colatina				Linhares				Regência				Galiléia				Mariana																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																
Ponto	Jus	Mon	Pon	ME	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon	Jus	Mon

4.3 CONCLUSÃO

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos encontrada ao longo do rio Doce pode ser relacionada a ambientes impactados, sendo caracterizada pela predominância de organismos tolerantes a alteração ambiental. Os índices e métricas aplicados também podem ter seus resultados relacionados a ambientes impactados. A ausência de linha base para as estações de amostragem analisados após o desastre impossibilita a mensuração quantitativa adequada de danos decorrentes do desastre para a comunidade. Entretanto estima-se que a entrada da lama e consequente alterações das qualidades químicas e físicas da água e dos sedimentos cause alterações expressivas na comunidade, corroborando com os resultados observados nos compartimentos que apresentavam linha base.

VULNERABILIDADE DOS AQUÍFEROS E ZONEAMENTO DE RISCOS POTENCIAIS

5.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os efeitos da interação de atividades naturais ou geradas pela ação humana com os corpos de água subterrânea podem ser, de certo modo, quantificados dentro do conceito de vulnerabilidade dos aquíferos. Segundo Foster e Hirata, (1988) a vulnerabilidade de um aquífero pode ser definida como a sensibilidade que este aquífero pode apresentar quando submetido a uma carga contaminante, devido a suas características intrínsecas.

A identificação da vulnerabilidade de um determinado segmento territorial depende do conhecimento existente sobre os fatores que a influenciam. Quanto mais detalhado é o conhecimento da distribuição espacial de tais fatores, tanto mais acurada vai ser a avaliação da vulnerabilidade, sendo a escolha do método mais adequado para análise de vulnerabilidade uma função da disponibilidade de dados e das características da região (LOBO, 1995).

5.2 METODOLOGIA

Dentre os métodos mais empregados para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos, destaca-se o método denominado DRASTIC (ALLER et al., 1985). As iniciais dos parâmetros ou fatores utilizados nesse método, que deram origem à sigla DRASTIC são:

- “D” (depth) profundidade do nível da água subterrânea;
- “R” (recharge) recarga do aquífero;
- “A” (aquifer) litologia do aquífero;
- “S” (solo) tipo de solo;
- “T” (topograph) topografia;
- “I” (impact) impacto da zona vadósa;
- “C” (conductivity) Condutividade hidráulica.

O método DRASTIC consiste em atribuir peso aos fatores de 1 a 5 e notas às unidades de cada fator que variam de 1 a 10. Esses fatores são relacionados entre si, de acordo com a seguinte equação 2.1:

$$\text{ÍNDICE DRASTIC} = DpDc + RPRc + APAc + SPSc + TPTc + IPIc + CPCc$$

Onde: DP, RP, AP, SP, TP, IP, CP são os pesos dos fatores DRASTIC na equação e Dc, Rc, Ac, Sc, Tc, Ic, Cc são as notas atribuídas às unidades de cada fator.

Os métodos de avaliação da vulnerabilidade, comumente são desenvolvidos para aquíferos do domínio poroso, normalmente mais isotrópicos do que no domínio fissural. A adaptação do método para o domínio fissural tem sido um desafio em face de sua anisotropia, todavia tem sido utilizado com relativo sucesso para a avaliação comparativa entre segmentos territoriais auxiliando o planejamento para uso do solo e proteção de mananciais subterrâneos.

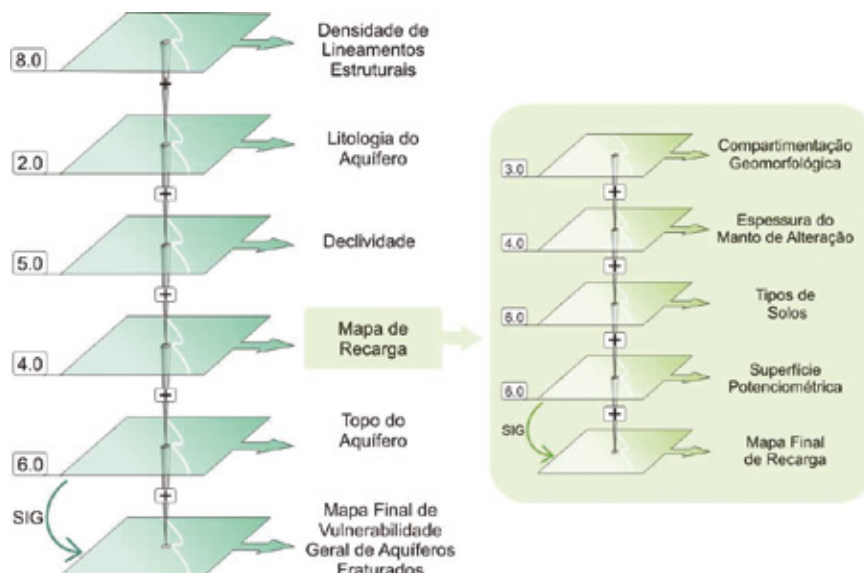
Para emprego na avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos da BHRD, em função dos dados disponíveis o método DRASTIC adaptado por Lima, (2009) foi o selecionado para emprego nesse diagnóstico. Segundo Lima, (2009) “Os resultados indicaram que o método empregado se mostrou efetivo na avaliação da vulnerabilidade para os aquíferos fraturados da BHRSD (Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos), podendo ser aplicado a regiões que apresentem aspectos fisiográficos análogos”. A Bacia do rio São Domingos, está situada na região noroeste do estado de São Paulo sobre uma litologia composta por gnaisses, anfibolitos, migmatitos, em termos gerais, análoga à encontrada em grande parte da BHRD.

A metodologia de vulnerabilidade geral, adaptada do método DRASTIC, empregada pela pesquisadora e utilizada nesse diagnóstico, engloba as seguintes variáveis:

- densidade de lineamentos estruturais;
- litologia do aquífero;
- declividade;
- recarga;
- topo do aquífero.

As variáveis foram ponderadas partindo de uma análise multicritério de acordo com a sua influência na vulnerabilidade, e incorporadas em um banco de dados geográficos o qual foi trabalhado sob ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), como ilustrado na Figura 258, reproduzida de Lima (2009).

Figura 258 – Modelo esquemático da metodologia utilizada para a determinação da Vulnerabilidade Geral dos aquíferos fraturados e adotado neste Diagnóstico para a BHRD. Fonte: Lima, (2009)



Para a avaliação da vulnerabilidade da bacia, foram elaboradas cartas temáticas de cada uma das variáveis mencionadas, culminando com a produção de um mapa final de vulnerabilidade.

As classes de vulnerabilidades consideradas para a BHRD foram: a) muito baixa; b) baixa; c) moderada; e) alta; f) muito alta. As pontuações que levam à esta classificação, bem como a definição prática de cada classe, estão registradas no Quadro 1.

Quadro 1- Classes de vulnerabilidade consideradas para a BHRD. Fonte: adaptado de Lima, (2009)

Classes de vulnerabilidade	Valores	Definição prática
Muito baixa	55 - 75	Camadas confinantes com fluxo vertical descendente, não significativos
Baixa	76 - 88	Somente vulnerável a contaminantes conservativos quando continuamente lançados em longo prazo
Moderada	89 - 104	Vulnerável a alguns poluentes quando continuamente lançados
Alta	105 - 120	Vulnerabilidade a muitos poluentes, exceto aqueles muito pouco móveis e persistentes
Muito alta	120 - 145	Vulnerabilidade a muitos poluentes, com relativo impacto em muitos cenários de contaminação

O estabelecimento das notas para a sensibilidade de cada tema, ou camada, com respeito à vulnerabilidade é subjetivo, sendo adotadas nesta avaliação as notas compatíveis com as especificidades da BHRD.

Tomando como exemplo a densidade de lineamentos, que é de grande relevância para aquíferos do domínio fissural e bem menor para o domínio poroso, foi adotada a nota oito para o domínio fraturado e 5 para o domínio poroso. Seguindo a mesma linha, à declividade foi dada a nota 5 para o domínio fraturado e apenas 2 para o domínio poroso, bastante plano na BHRD.

As notas, ou pesos, dados a cada fator na estimativa da vulnerabilidade geral da BHRD, constam do Quadro 2.

Quadro 2 - Ponderação das notas adotadas para cada tema na composição do mapa de vulnerabilidade geral da BHRD na faixa de 1500 m, onde se insere o curso do rio Doce

Vulnerabilidade geral (domínio fraturado)		Obs
Camada	Nota	
Densidade de lineamentos	8	Peso maior pois a BHRD é constituída praticamente de aquíferos fraturados;
Topo do aquífero	6	São as áreas de recarga, onde há infiltração da água, devem ter peso intermediário a elevado;
Declividade	5	Declividade muito variada, considerado peso intermediário;
Mapa de recarga	4	Informação em escalas muito abrangentes, considerado peso médio a baixo.
Litologia do aquífero	2	Na BHRD há um domínio de rochas com baixa porosidade, considerado portanto peso baixo.

Vulnerabilidade geral (poroso) - aluviões e Grupo Barreiras		
Camada	Nota	
Densidade de lineamentos	5	Neste caso a densidade de lineamentos é bem menor e o peso considerado foi intermediário
Topo do aquífero	6	São as áreas de recarga, onde há infiltração da água, devem ter peso intermediário a elevado;
Declividade	2	Declividade baixa nesta região, considerado portanto peso baixo.
Mapa de recarga	4	Informação em escalas muito abrangentes, considerado peso médio a baixo.
Litologia do aquífero	8	Litologias predominantemente porosas, portanto considerado como o peso mais alto.

Recarga		
Camada	Nota	
Compartimentação geomorfológica	3	Descontinuidades geológicas e a porosidade tem influência preponderante. A compartimentação geomorfológica não é muito significativa e portanto considerado peso baixo.
Espessura do manto de alteração	4	Não tem grande influência sobre os processos de recarga, considerado peso médio a baixo.
Tipos de solos	6	Peso intermediário a elevado, considerando diferentes porosidades dos solos e a consequente infiltração de água
Superfície potenciométrica	6	Nível médio da superfície da água nos aquíferos, tem influência direta nas áreas de recarga ou descarga, considerado peso intermediário a elevado.

As notas adotadas para avaliar o peso de cada tipo de componente dos atributos considerados constam das seguintes tabelas: a) Compartimentação geomorfológica - Quadro 3; b) Espessura do manto de alteração - Quadro 4; c) Tipo de solo - Quadro 5; c) Superfície potenciométrica -Quadro 6.

Quadro 3 - Notas atribuídas a cada componente identificado na BHRD, relativo à Compartimentação geomorfológica, fontes de informações e considerações sumárias sobre os procedimentos

Compartimentação geomorfológica				
Tipo	Nota	Pixel (célula)	Fonte	Descrição
Depressões do vale do Rio Doce	1	210 m	Agência Nacional de águas (2013)	Escala dos mapas de base muito abrangentes e outros fatores como fraturamentos e/ou porosidade são muito mais importantes neste processo, portanto pesos considerados são baixos.
Planaltos e zonas de transição dissecada	3			
Serras e bordas limites da Bacia do Rio Doce	4			
Serras e maciços de transição	3			

Quadro 4 - Notas atribuídas ao componente “Espessura do manto de alteração”, fontes de informações e considerações sumárias sobre os procedimentos

Espessura do manto de alteração				
Tipo	Nota	Pixel (célula)	Fonte	Descrição
14 a 17 m	3	10 m	Baseado nos dados do SIAGAS (CPRM, 2009)	Foi mantida constante pela falta de dados e a um intervalo de espessura comumente encontrado na descrição de poços do SIAGAS

Quadro 5 - Notas atribuídas ao componente “Tipo de solo”, fontes de informações e considerações sumárias sobre os procedimentos adotados

Tipos de solos				
Tipo	Nota	Pixel (célula)	Fonte	Descrição
Argissolo vermelho	3	90 m	UFV - CETEC - UFLA – FEAM (2010).	Até 2010, O Estado de Minas Gerais, não havia sido objeto de um levantamento sistemático de solos em escalas maiores que 1:1000000 que cobrisse todo território. O que impossibilitava, em grande parte, a preposição de políticas públicas e investimentos técnico, científico e financeiro condizentes com a realidade de cada localidade. Os levantamentos de solos do Estado disponíveis, com este grau de detalhamento, até esta data eram oriundos de iniciativas pontuais do Ministério da Agricultura, em regiões de interesse econômico, e pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC) na Região Noroeste, na Bacia do Jequitinhonha e no Alto São Francisco. No ano de 2007, o CETEC elaborou o Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais na escala 1:600000, contudo, observou-se a necessidade da realização de um levantamento com maior detalhamento, especialmente de algumas regiões como as da Bacia do Rio Doce e Rio Grande. Desta forma foram considerados pesos baixos e intermediários.
Argissolo vermelho-amarelo	3			
Luvissolo	3			
Nitossolo vermelho	4			
Cambissolo háplico	4			
Gleissolo háplico	1			
Afloramento de rocha	1	90 m	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - (EMBRAPA,1978)	A principal finalidade do levantamento foi estudar e identificar os diferentes solos do Estado, além de indicar a distribuição geográfica das diversas unidades de mapeamento, sua delimitação cartográfica, e apreciar suas características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas. Definiu-se cada uma das unidades de mapeamento e investigaram-se as suas interrelações com a vegetação, relevo, clima e geologia. O Levantamento procedido foi de reconhecimento, no nível categórico de grandes grupos e de subgrupos, sendo em nível mais elevado em algumas áreas, devido à falta de fotografias ou de vias de acesso ou à intrincada distribuição dos solos, tendo-se em vista a escala do mapa final. Como o levantamento é ao nível de reconhecimento, o grau de detalhe permite proporcionar elementos fundamentais para o estudo da utilização e de futuros levantamentos detalhados. (IBGE, 2017). Desta forma, no geral foram considerados pesos médios.
Areia quartzosa marinha	5			
Latossolo vermelho-amarelo	3			
podzol hidromorfo	4			
podzólico vermelho amarelo	4			
solos aluviais	5			
solos litólicos	5	90 m	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - (EMBRAPA,1978)	A principal finalidade do levantamento foi estudar e identificar os diferentes solos do Estado, além de indicar a distribuição geográfica das diversas unidades de mapeamento, sua delimitação cartográfica, e apreciar suas características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas. Definiu-se cada uma das unidades de mapeamento e investigaram-se as suas interrelações com a vegetação, relevo, clima e geologia. O Levantamento procedido foi de reconhecimento, no nível categórico de grandes grupos e de subgrupos, sendo em nível mais elevado em algumas áreas, devido à falta de fotografias ou de vias de acesso ou à intrincada distribuição dos solos, tendo-se em vista a escala do mapa final. Como o levantamento é ao nível de reconhecimento, o grau de detalhe permite proporcionar elementos fundamentais para o estudo da utilização e de futuros levantamentos detalhados. (IBGE, 2017). Desta forma, no geral foram considerados pesos médios.
terra roxa estruturada	4			

Quadro 6 - Notas atribuídas ao componente “Superfície potenciométrica”, fontes de informações e considerações sumárias sobre os procedimentos adotados

Superfície potenciométrica				
Tipo	Nota	Pixel (célula)	Fonte	Descrição
< 500 m	1	210 m	SIAGAS, Lactec, Fundação Renova.	Baseado na interpolação por IDW de 1062 dados de poços da bacia do Rio Doce, sendo 1040 poços do SIAGAS e 22 do Lactec. A camada de Topo do aquífero foi subtraída do modelo Digital de Elevação (MDE), ALOS 12 m, fornecido pela Fundação Renova, para gerar a superfície potenciométrica.
500 - 600 m	2			
600 - 700 m	3			
700 - 800 m	4			
800 - 900 m	5			
> 900 m	6			

5.3 VULNERABILIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

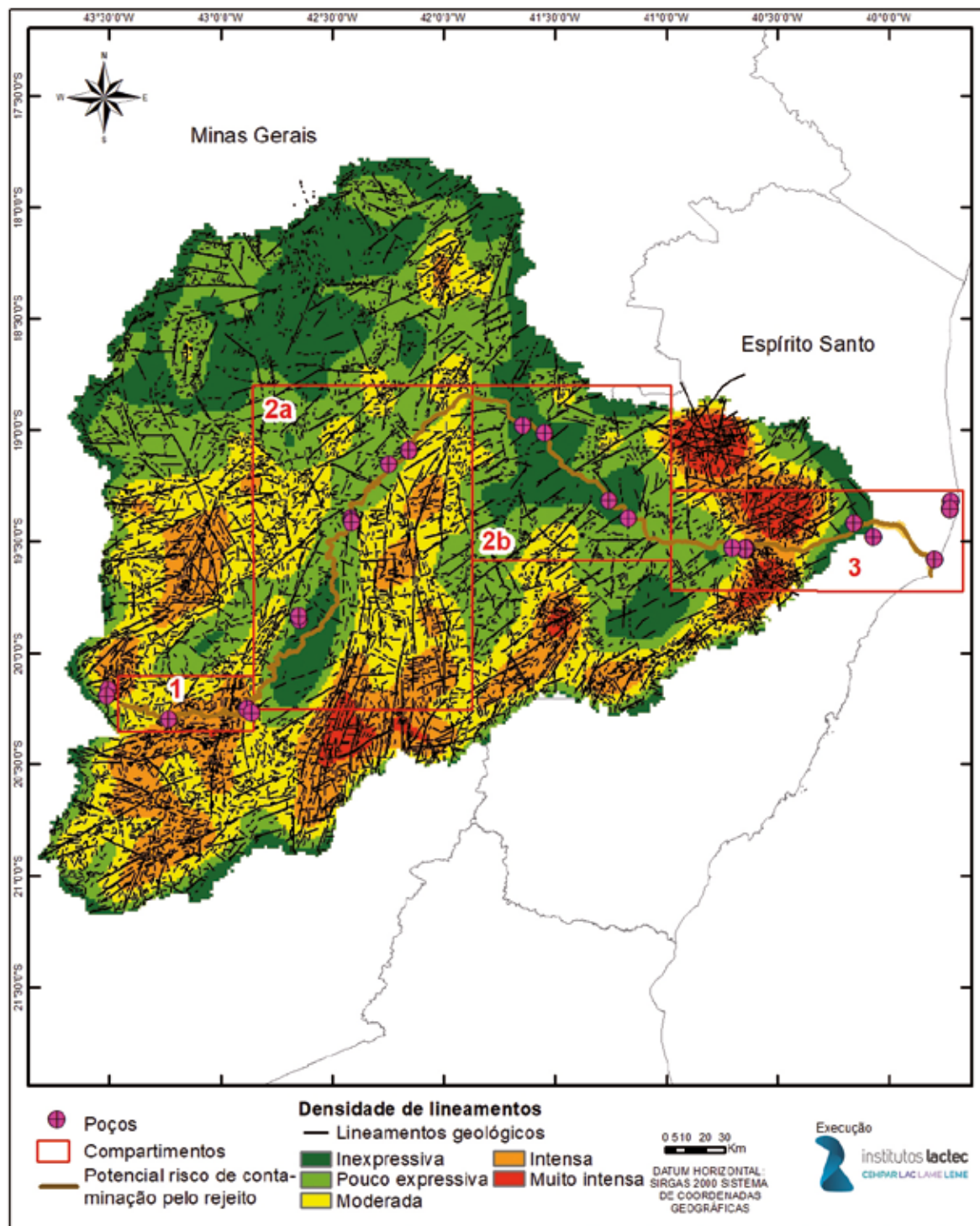
A vulnerabilidade da água subterrânea na BHRD, foi estabelecida por critérios já descritos, de modo a subsidiar a avaliação da interferência real ou potencial do desastre de Fundão neste ambiente. Trata-se de um produto de usos múltiplos com potencial para fornecer elementos para o planejamento de obras de captação de água subterrânea, bem como da ocupação da faixa marginal ao rio Doce.

5.3.1 VULNERABILIDADE DA BHRD PELA DENSIDADE DE LINEAMENTOS

Principalmente pela influência notória de fraturas e fissuras abertas na circulação da água subterrânea em aquíferos dependentes da porosidade secundária, como é o caso da BHRD em sua porção média e superior, a densidade de lineamentos é fator de evidente relevância.

A densidade de lineamentos foi levantada pelo Lactec para toda a área do domínio de aquíferos fraturados da BHRD, como está expresso na Figura 259 e outras subsequentes, apresentam um mapa da distribuição da densidade de drenagem em toda a BHRD, dando uma ideia das regiões da bacia onde há maior incidência de fraturas, portando, em princípio, uma maior facilidade para circulação de água subterrânea.

Figura 259 – Mapa da densidade de lineamentos na área de domínio de aquíferos fraturados na BHRD com destaque para os compartimentos 1, 2a, 2b e 3

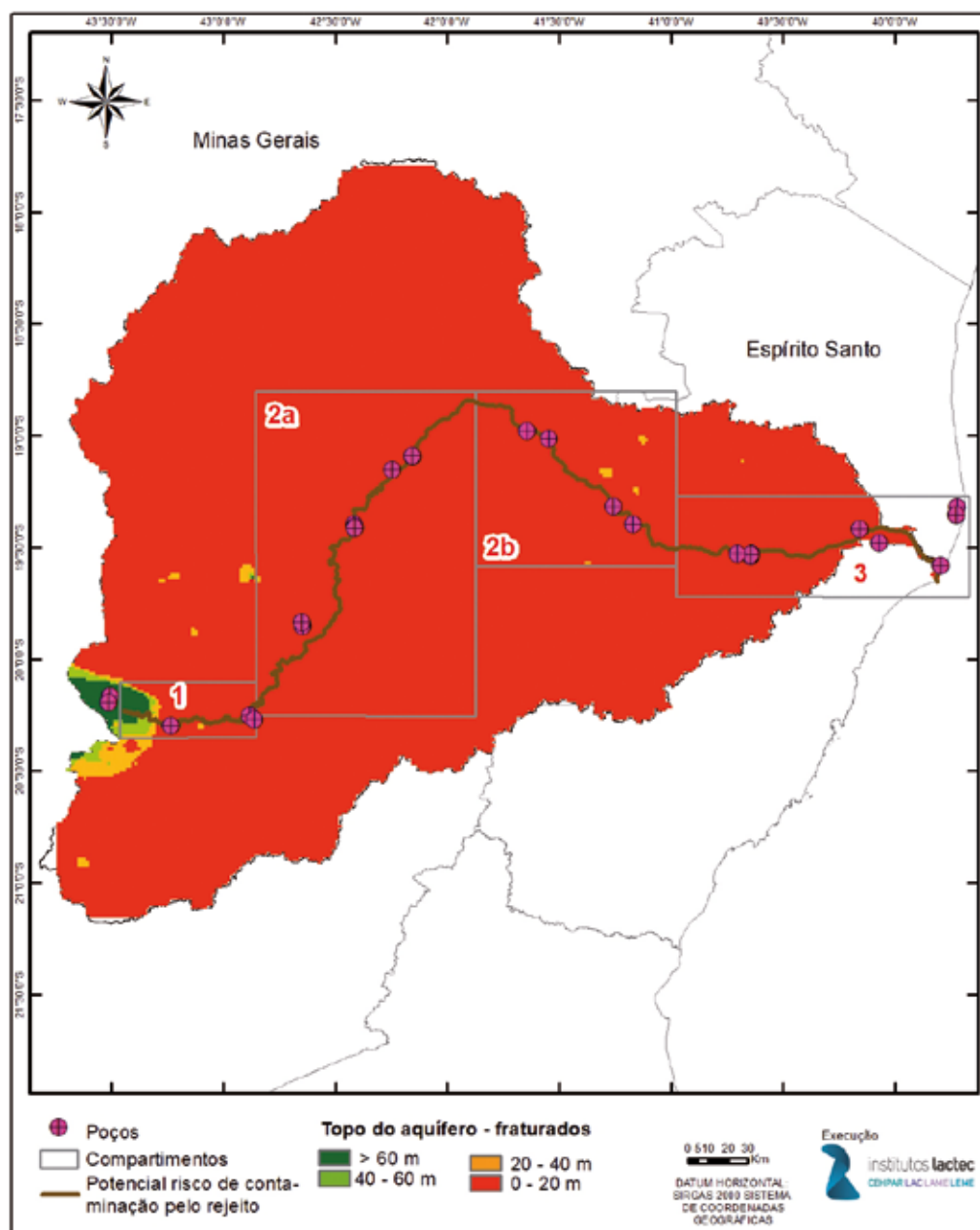


5.3.2 VULNERABILIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE CONFORME A CLASSE DE TOPO DE AQUÍFERO

O topo de aquífero parametriza a distância que um contaminante deve percorrer desde a superfície até o aquífero. Visto que na BHRD os domínios aquíferos que predominam são relativos a aquífero fraturado e aquífero poroso, foi julgado conveniente elaborar um mapa do topo de aquífero para cada um destes tipos de aquífero.

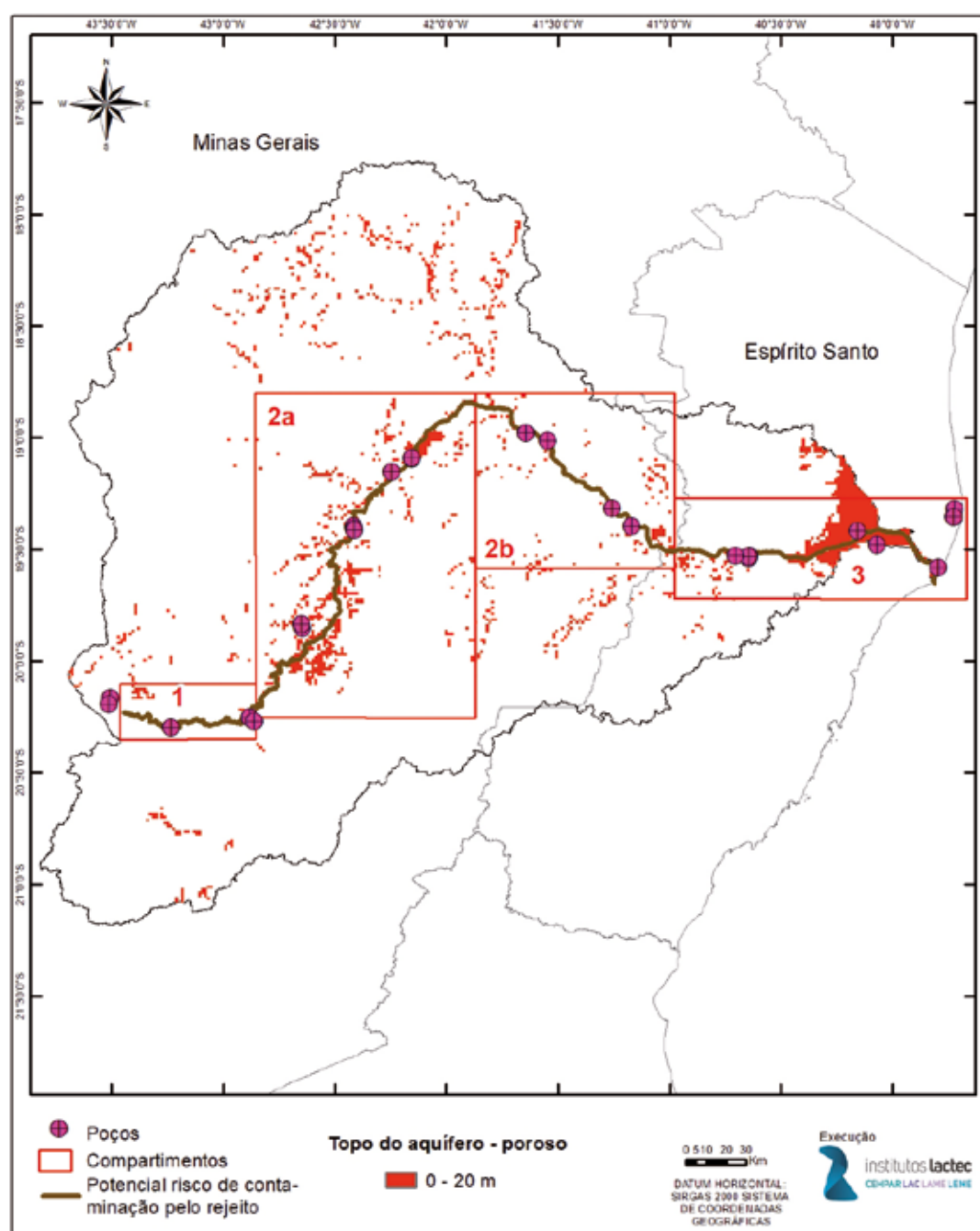
Os aquíferos fraturados possuem meios heterogêneos por onde a água circula, o que dificulta um estabelecimento preciso do topo do aquífero na escala de bacia. Contudo, utilizando-se dados do SIAGAS – CPRM, (2009) foi elaborado um mapa com informações aproximadas das profundidades em que se encontra o nível freático do aquífero, caracterizando seu topo (Figura 260).

Figura 260 – Mapa da BHRD quanto às classes de topo de aquífero fraturado.



Os aquíferos porosos possuem topos mais contínuos em relação aos fraturados. Contudo, as unidades porosas, estabelecidas em Formações Cenozoicas da BHRD não estão conectadas, o que dificulta uma interpolação de dados na escala da bacia. Por outro lado, os topos observados encontram-se na faixa de 0 a 20 metros de profundidade, sendo então adotada apenas uma classe para este parâmetro na composição da vulnerabilidade geral (Figura 261).

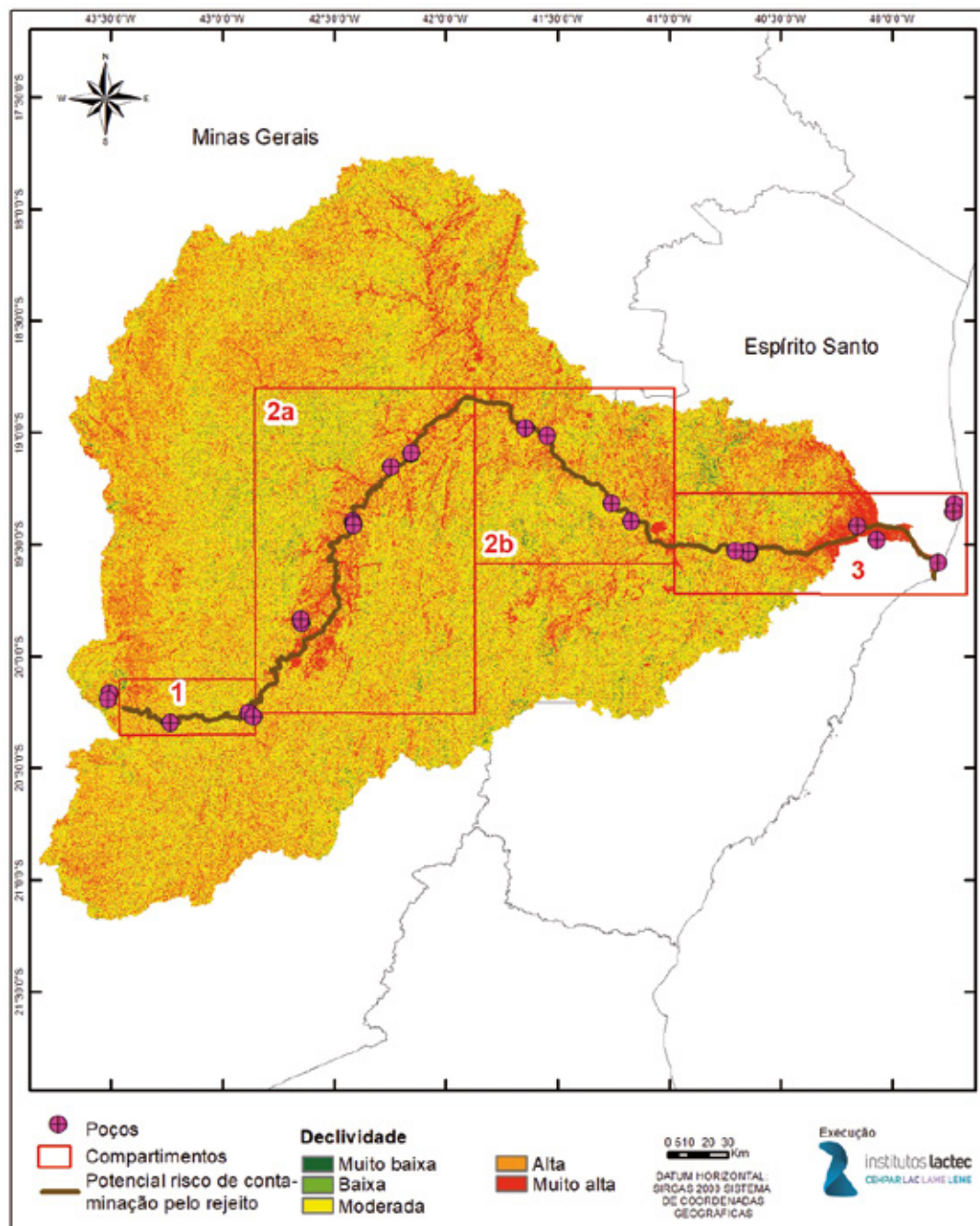
Figura 261 – Mapa da BHRD quanto às classes de topo de aquífero poroso. Fonte: SIAGAS/CPRM.



5.3.3 VULNERABILIDADE DA FAIXA MARGINAL AO RIO DOCE (FMRD) PELA DECLIVIDADE

No que se refere ao parâmetro declividade, as áreas mais críticas ocorrem com maior frequência no Compartimento 3, além de situações dispersas ao longo do compartimento 2A e também no Compartimento 2B. No Compartimento 3 o destaque fica para a região da Formação Barreiras em Linhares, com classes mais elevadas, devido ao caráter sedimentar relativamente recente do substrato e à consequente declividade baixa que favorece a infiltração (Figura 262).

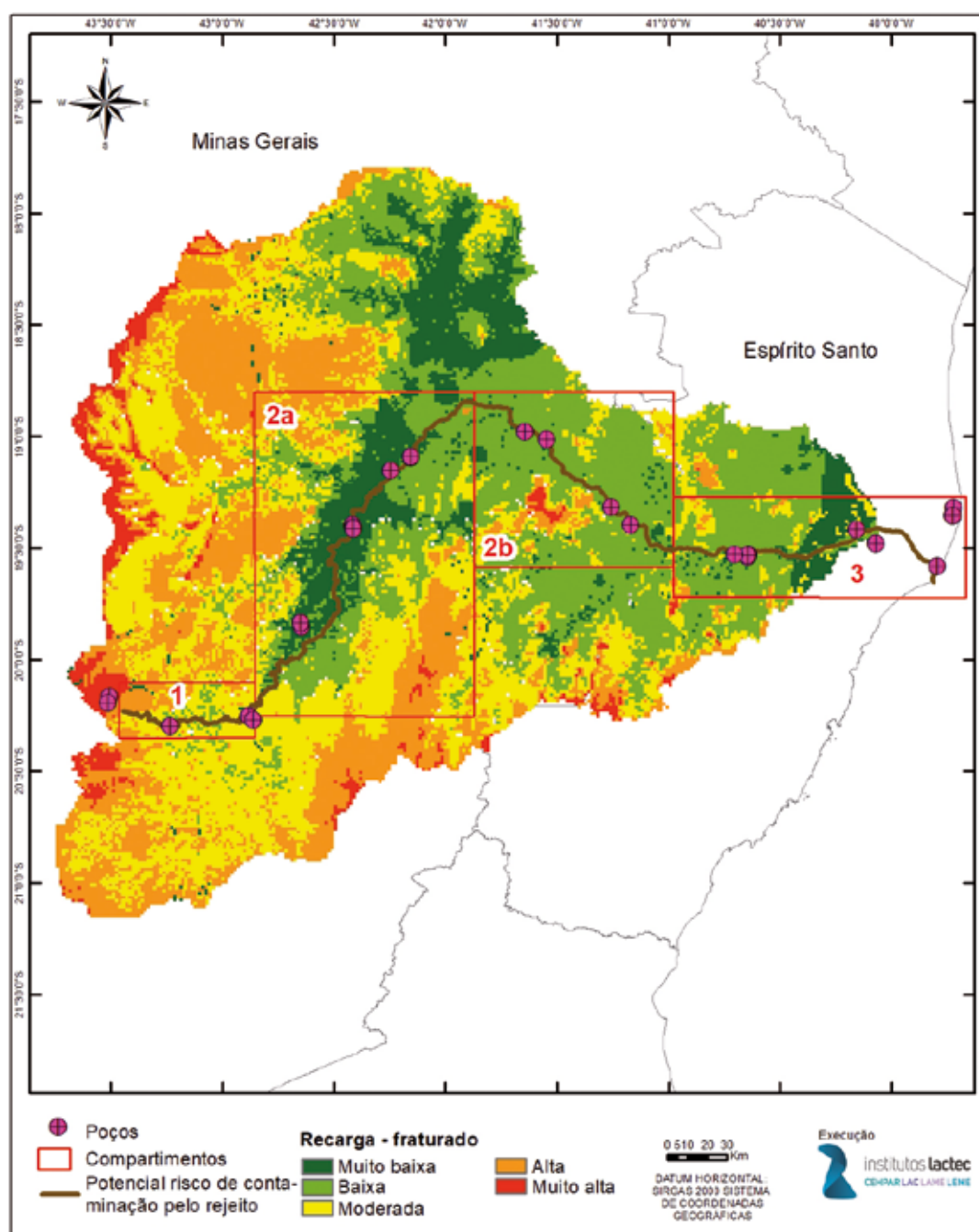
Figura 262 – Mapa de vulnerabilidade da bacia hidrográfica do Rio Doce quanto à declividade. Fonte: IBGE (2005).



5.3.4 VULNERABILIDADE DA BHRD QUANTO À RECARGA DE AQUÍFERO

As classes de recarga dos aquíferos fraturados, incluindo fatores relativos aos solos, geomorfologia, superfície potenciométrica e espessura do manto de alteração, têm destaque no Compartimento 1, na área de Mariana, para os aquíferos fraturados (Figura 263). Nos outros compartimentos as classes de recarga variam de muito baixa a moderada. No Compartimento 2A há uma maior incidência da classe muito baixa.

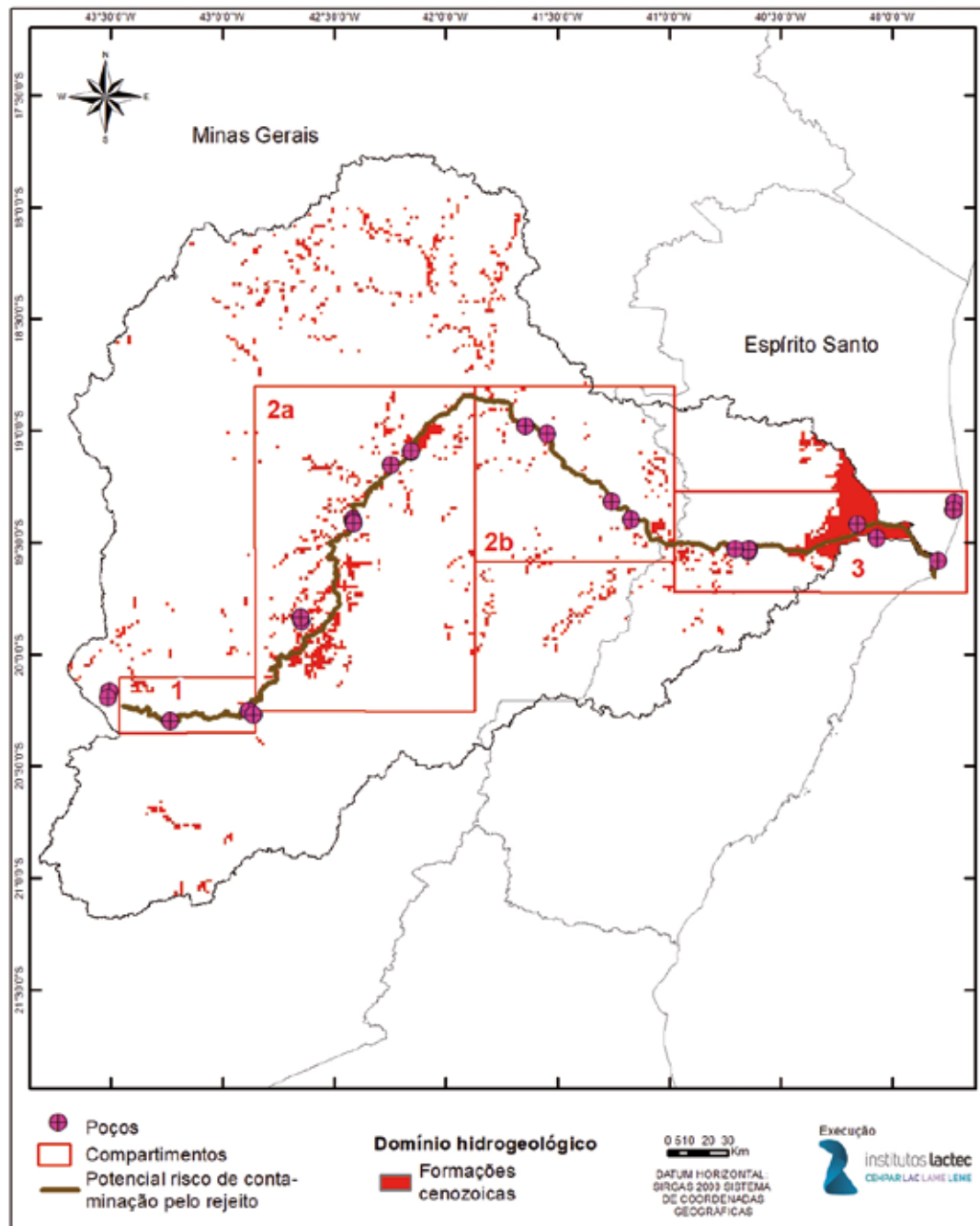
Figura 263 – Mapa da vulnerabilidade bacia do Rio Doce quanto às classes de recarga.
Fontes: ANA (2013), SIAGAS/CPRM, UFV- CETEC- UFLA – FEAM (2017), EMBRAPA (1978).



5.3.5 VULNERABILIDADE DA BHRD QUANTO À LITOLOGIA

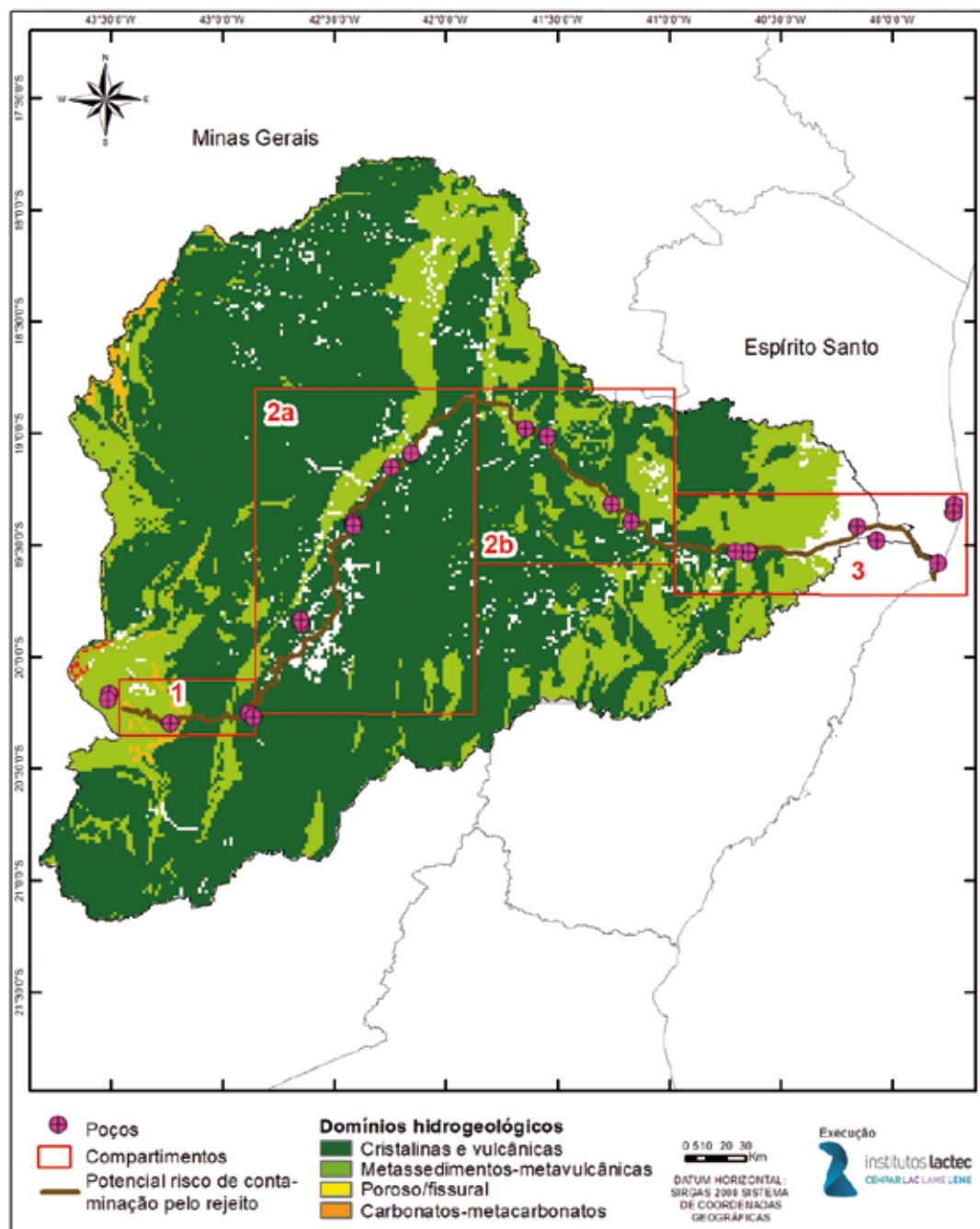
No que se refere à litologia (Figura 264), a maior vulnerabilidade está associada às formações arenosas, que ocorrem em trechos de depósitos marginais do rio Doce e se concentram no Compartimento 3 devido à presença da Formação Barreiras.

Figura 264 – Mapa da vulnerabilidade da bacia hidrográfica do Rio Doce quanto às classes litológicas porosas.



As outras classes de rochas também apresentam vulnerabilidades relativas, de acordo com os domínios hidrogeológicos em que se encontram, como observado na Figura 265.

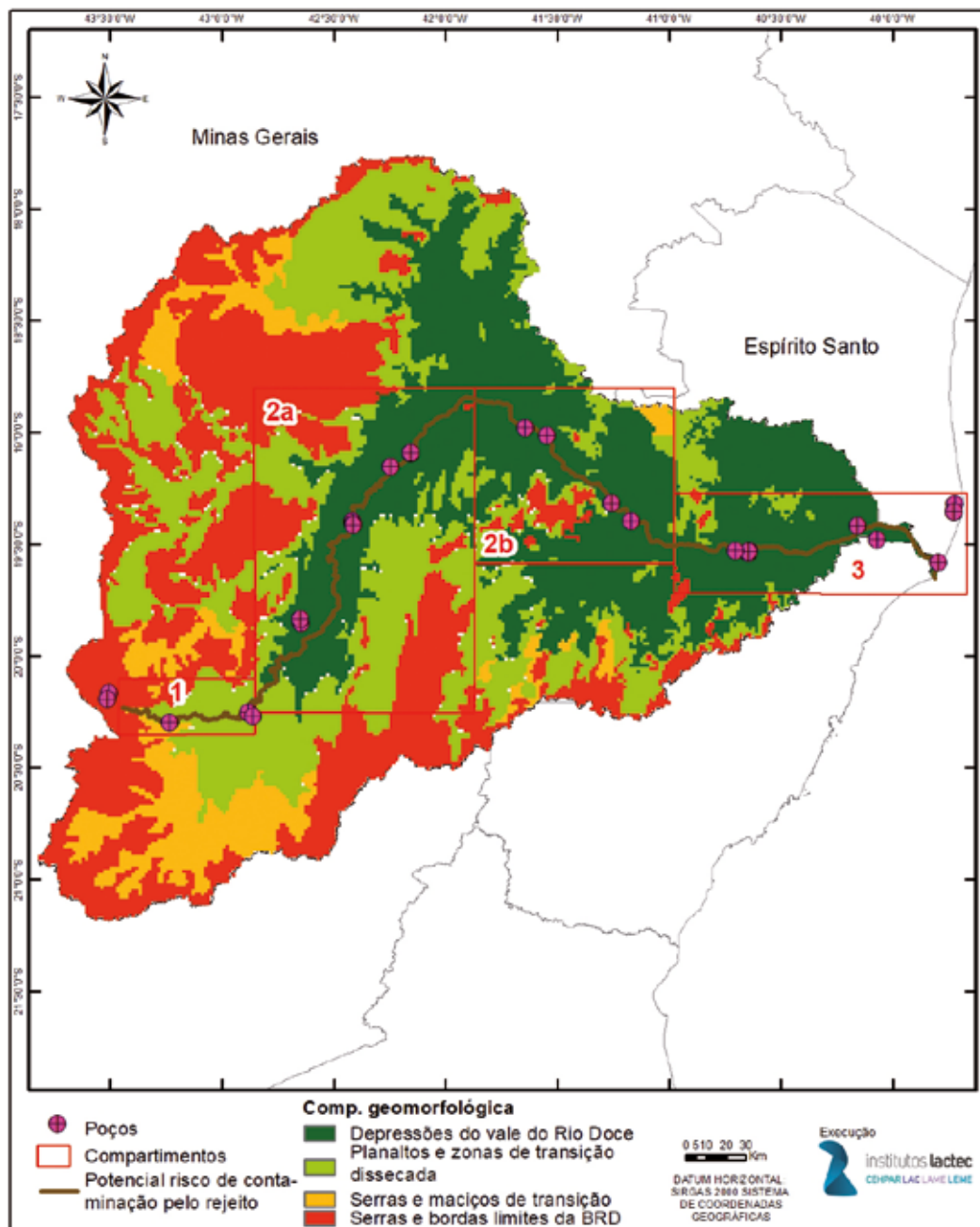
Figura 265 – Mapa da vulnerabilidade dos aquíferos da bacia hidrográfica do Rio Doce quanto às classes litológicas fraturadas.



5.3.6 VULNERABILIDADE DA FAIXA MARGINAL AO RIO DOCE (FMRD) QUANTO À GEOMORFOLOGIA

A geomorfologia geral da BHRD foi classificada de acordo com o método de Lima, (2009) para os aquíferos fraturados, considerando as porções mais declivosas como de maior vulnerabilidade. Desta forma, as classes mais vulneráveis encontram-se nos compartimentos 1 e 2A (Figura 266). Contudo, para a classificação da vulnerabilidade de aquíferos porosos, essa lógica foi invertida. Para os aquíferos porosos, no mapa final de vulnerabilidade, o mapa geomorfológico foi adotado como o peso do parâmetro “recarga”. Isso é devido à falta de solos e, portanto, de manto de alteração, como também da falta representatividade da superfície potenciométrica nessas porções da bacia.

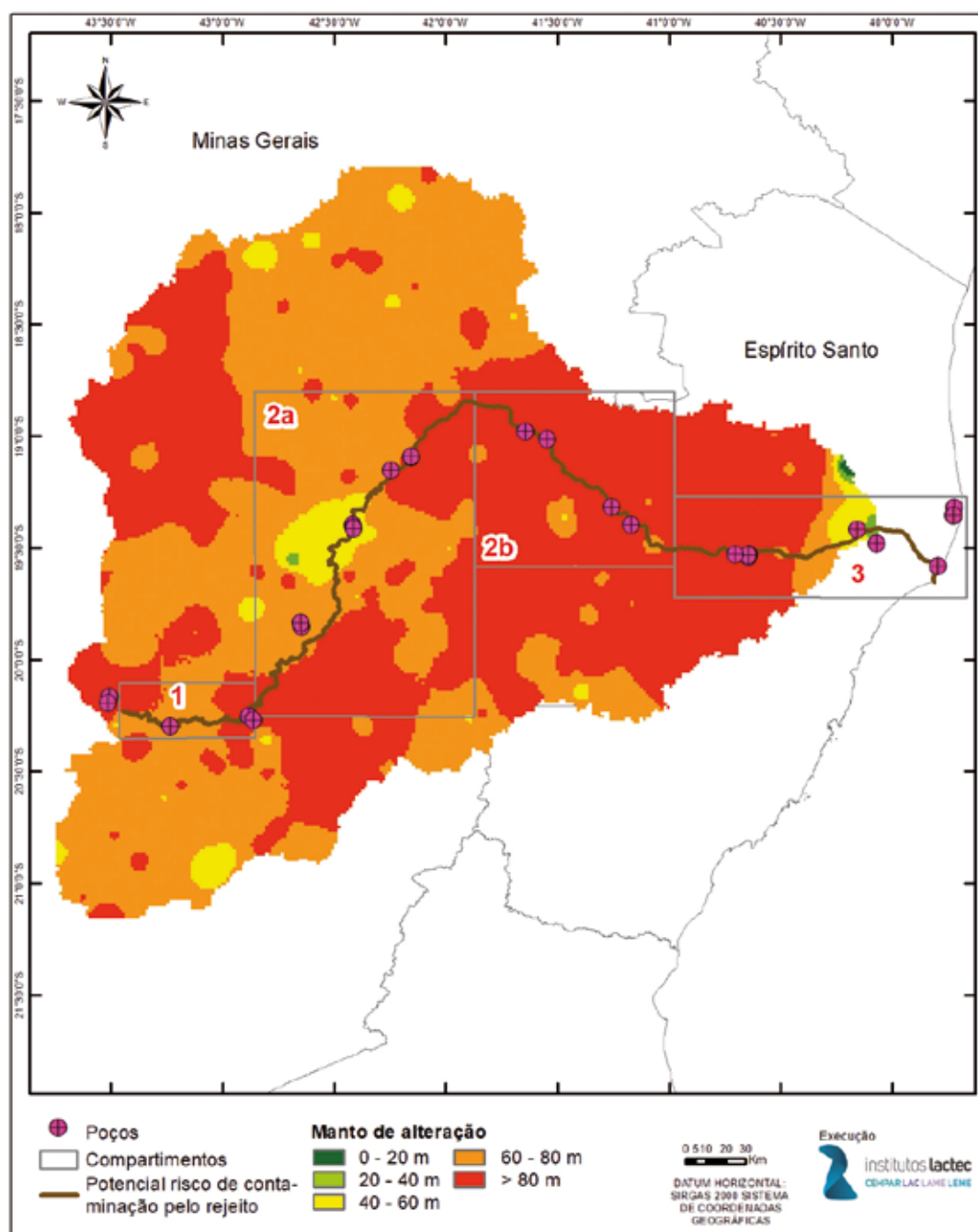
Figura 266 – Mapa da vulnerabilidade dos aquíferos da bacia hidrográfica do Rio Doce devida à geomorfologia.



5.3.7 VULNERABILIDADE DA FAIXA MARGINAL AO RIO DOCE (FMRD) QUANTO AO MANTO DE ALTERAÇÃO

Quanto a este item, não foi considerada a presença do manto de alteração para as regiões com Formações Cenozoicas, devido à sua inexistência ou à sua espessura muito fina. Os dados para as rochas de caráter fraturado foram retirados de perfis de poços do portal SIAGAS – CPRM. A Figura 267 demonstra as classes de vulnerabilidade para as espessuras obtidas neste estudo.

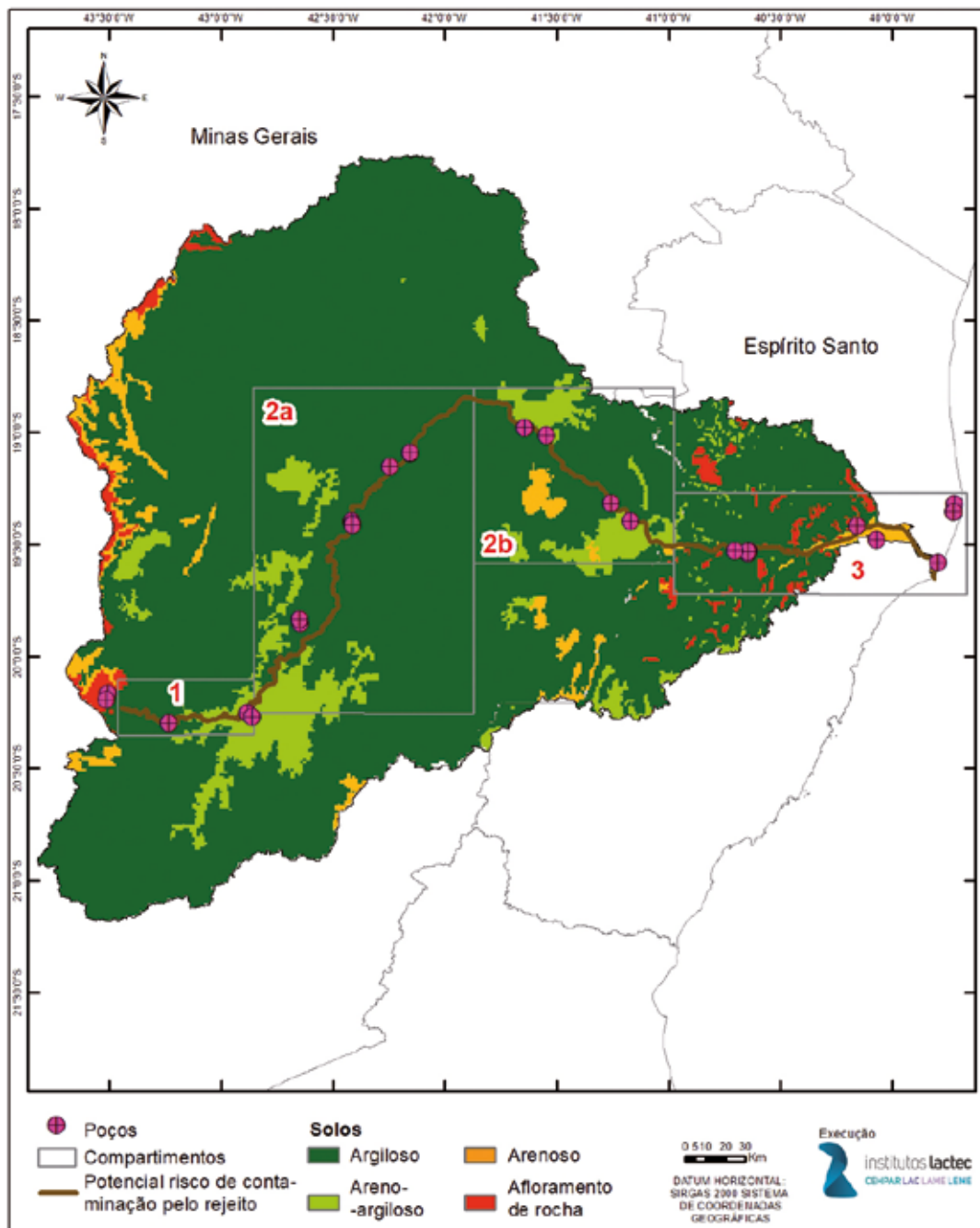
Figura 267 – Mapa da vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Doce quanto às classes de manto de alteração em aquíferos de natureza fraturada.



5.3.8 VULNERABILIDADE DA BHRD QUANTO AOS SOLOS

Assim como no item anterior, os tipos de solos foram considerados para as regiões de ocorrência de aquíferos fraturados. No que se refere às suas classes, as áreas de maior vulnerabilidade ocorrem no Compartimento 3 (Figura 268).

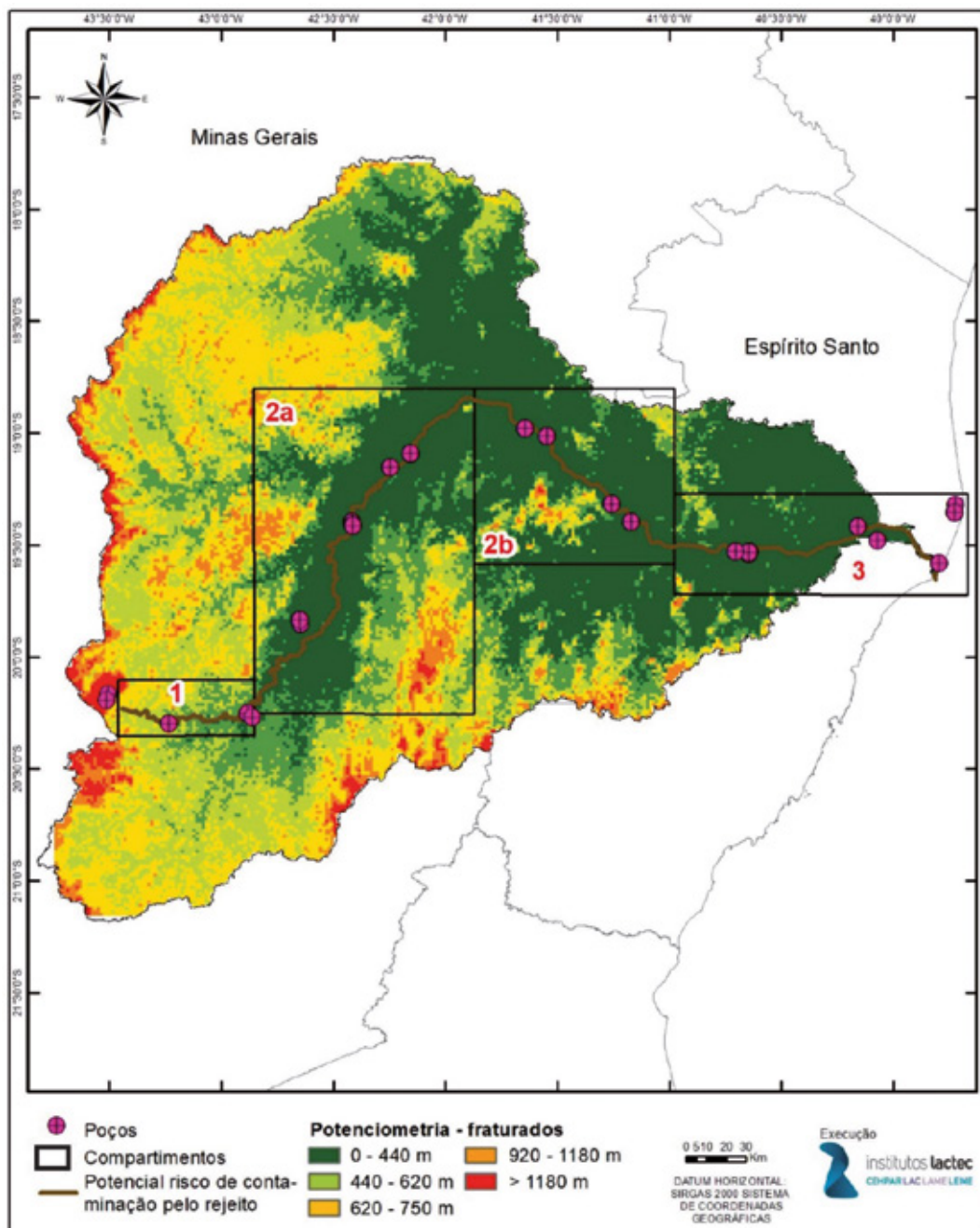
Figura 268 – Mapa de vulnerabilidade da BHRD quanto às classes de solo.



5.3.9 VULNERABILIDADE DA FAIXA MARGINAL AO RIO DOCE (FMRD) QUANTO À POTENCIOMETRIA DO AQUÍFERO LIVRE

Este fator apresenta as classes mais elevadas no Compartimento 1, na região de Mariana, permanecendo praticamente constante nos compartimentos 2A, 2B e 3 (Figura 269).

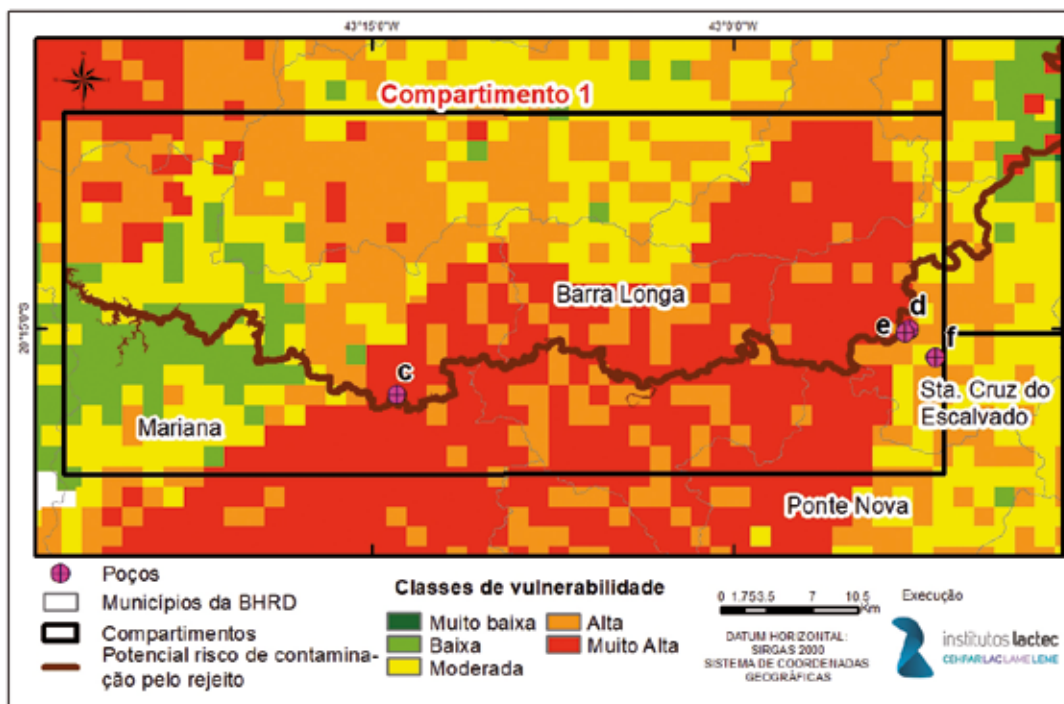
Figura 269 – Mapa da vulnerabilidade da BHRD quanto à potenciometria do aquífero livre.



5.3.10 VULNERABILIDADE GERAL DA FAIXA MARGINAL AO RIO DOCE (FMRD) NO COMPARTIMENTO 1

A somatória de todos os fatores influentes na vulnerabilidade levou a um quadro de vulnerabilidade geral no Compartimento 1, registrado na Figura 270. Acrescendo a este quadro a área de potencial risco de contaminação pelo rejeito, correspondente aos depósitos contendo rejeito e as áreas susceptíveis a cheias, ficam explícitas como áreas de maior risco as zonas marginais da calha fluvial veiculadora dos rejeitos. Importante ressaltar que esta área de potencial risco não corresponde a APDL, é o resultado da análise de interpolação com os dados disponíveis para parte do Compartimento 1.

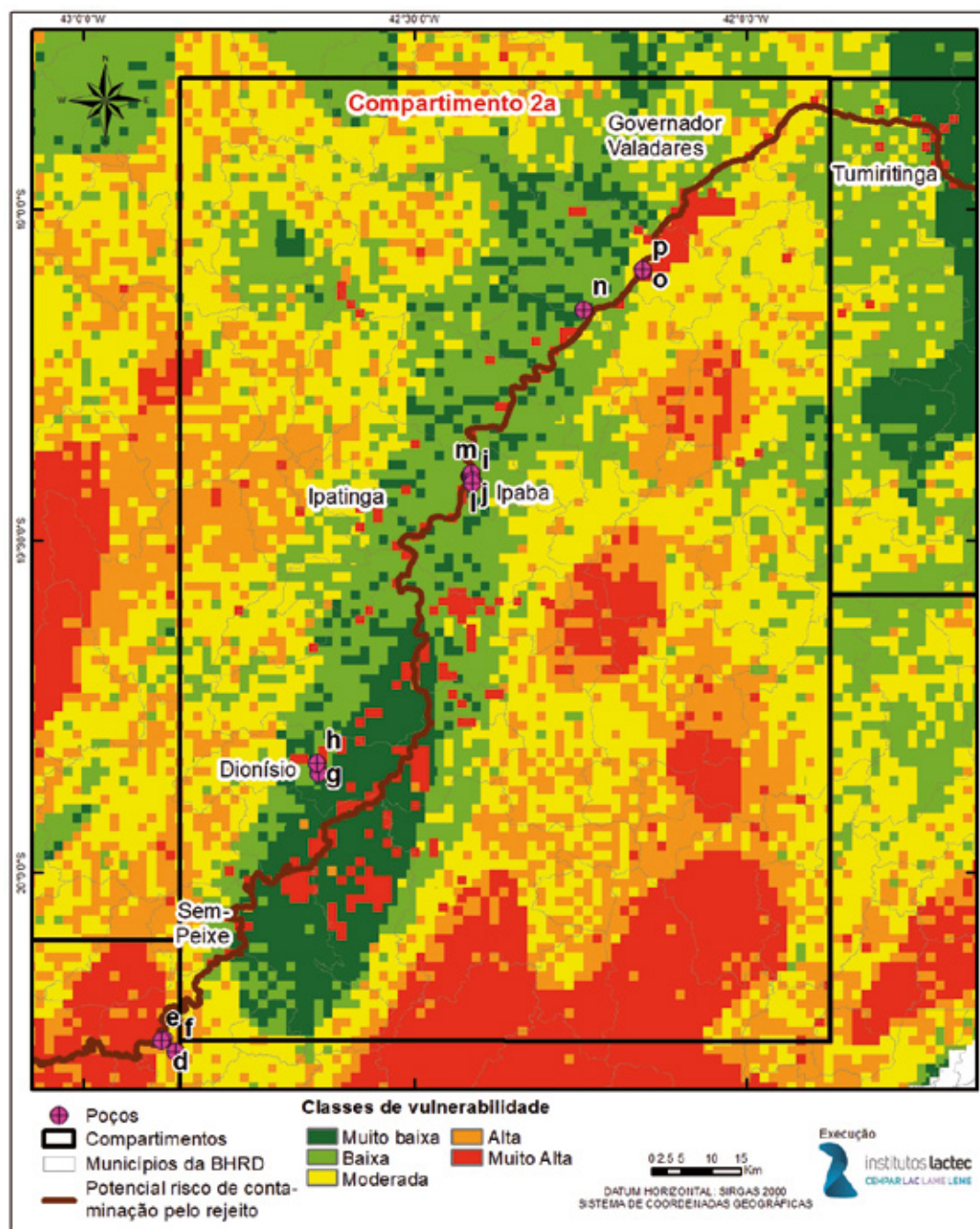
Figura 270 – Classes de vulnerabilidade geral do Compartimento 1 e área de risco de contaminação direta pelo rejeito de Fundão.



5.3.11 VULNERABILIDADE DA BHRD NO COMPARTIMENTO 2A

No Compartimento 2a, dominam as classes de muito baixa a baixa vulnerabilidade, havendo também ocorrência de alguns pontos de alta vulnerabilidade como é o caso da região de Pedra Corrida, onde se situam as estações “O” e “P”, conforme a Figura 271.

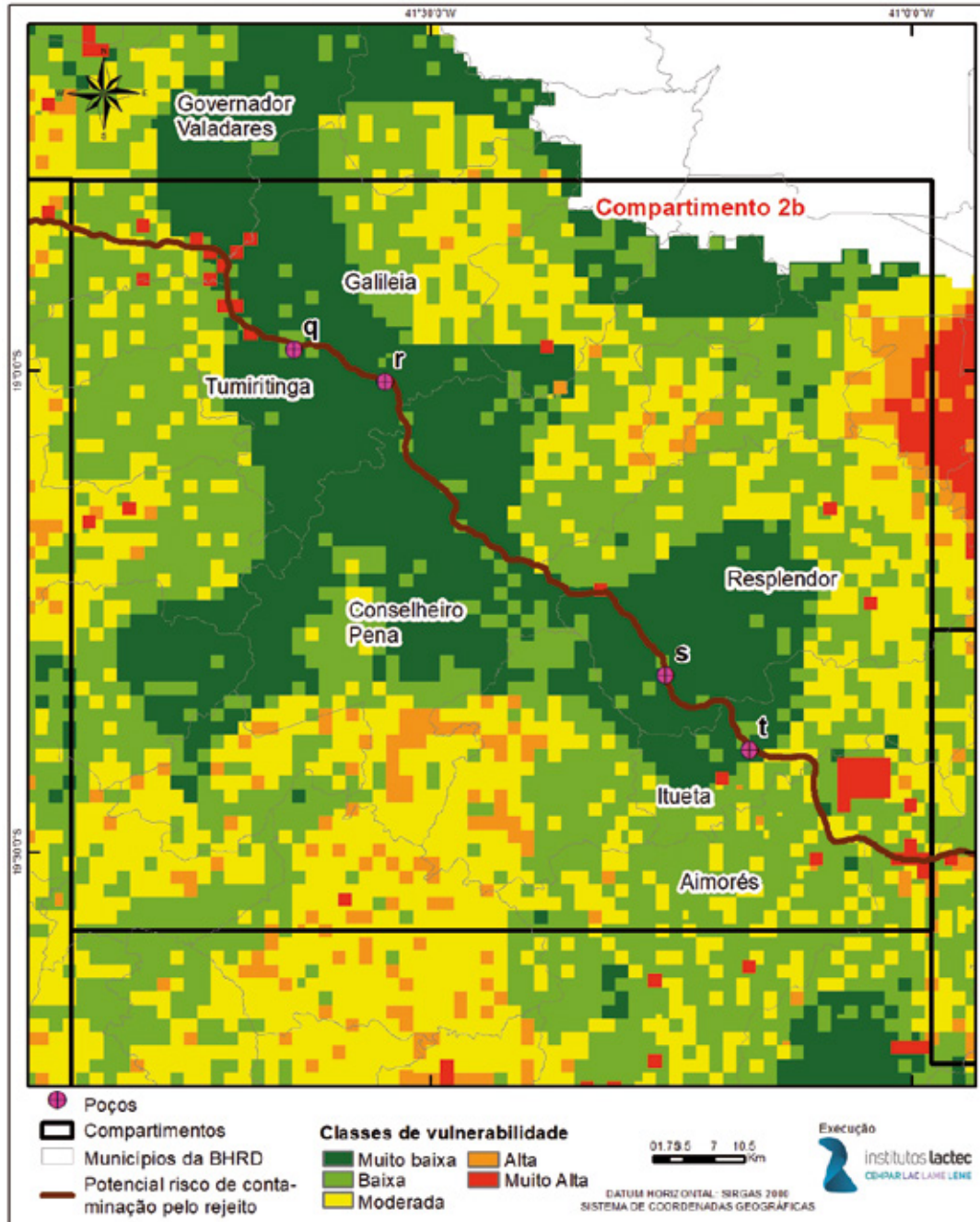
Figura 271 – Classes de vulnerabilidade geral do Compartimento 2a e área de risco de contaminação direta pelo rejeito de Fundão.



5.3.12 VULNERABILIDADE DA BHRD NO COMPARTIMENTO 2B

No Compartimento 2b, na faixa marginal ao rio Doce, dominam as classes de vulnerabilidade moderada a muito baixa, conforme indicado na Figura 272.

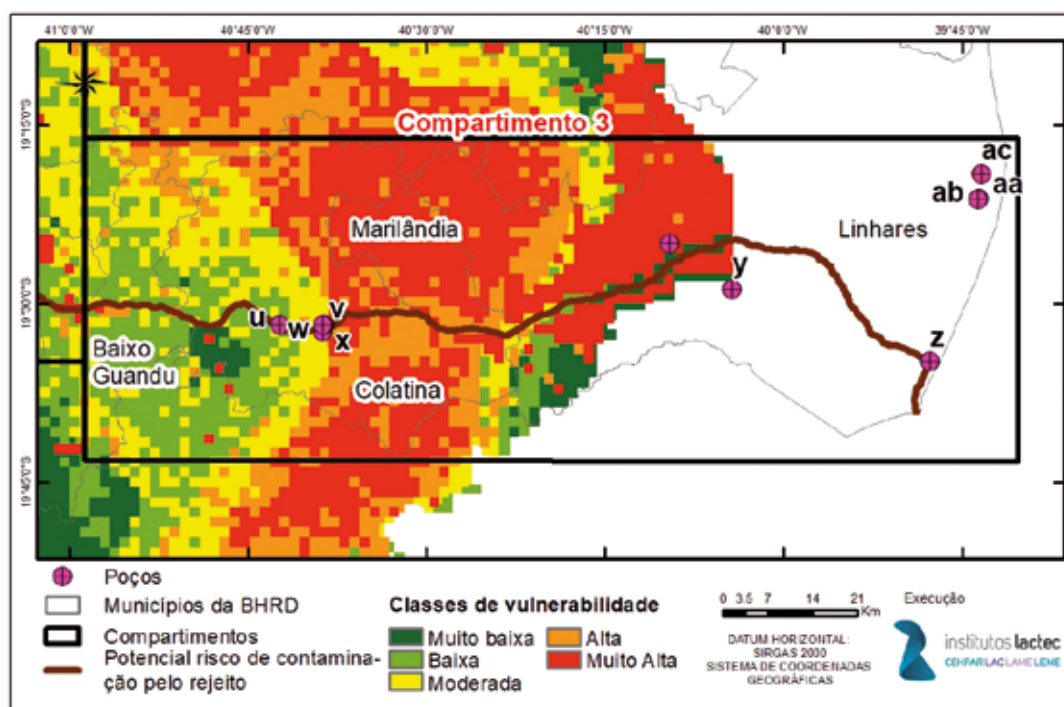
Figura 272 – Classes de vulnerabilidade geral do Compartimento 2b e área de risco de contaminação direta pelo rejeito de Fundão.



5.3.13 VULNERABILIDADE DA BHRD NO COMPARTIMENTO 3

No Compartimento 3, as classes de maior vulnerabilidade, ilustradas na Figura 273, ocorrem desde o município de Colatina até Linhares, estando praticamente toda área do município de Linhares incluída na classe muito alta, onde se encontram unidades porosas, como a Formação Barreiras e Cordões litorâneos. Como nos compartimentos anteriores, as áreas de maior risco quanto a contaminações pelo rejeito de Fundão se restringem às calhas por onde fluíu o rejeito.

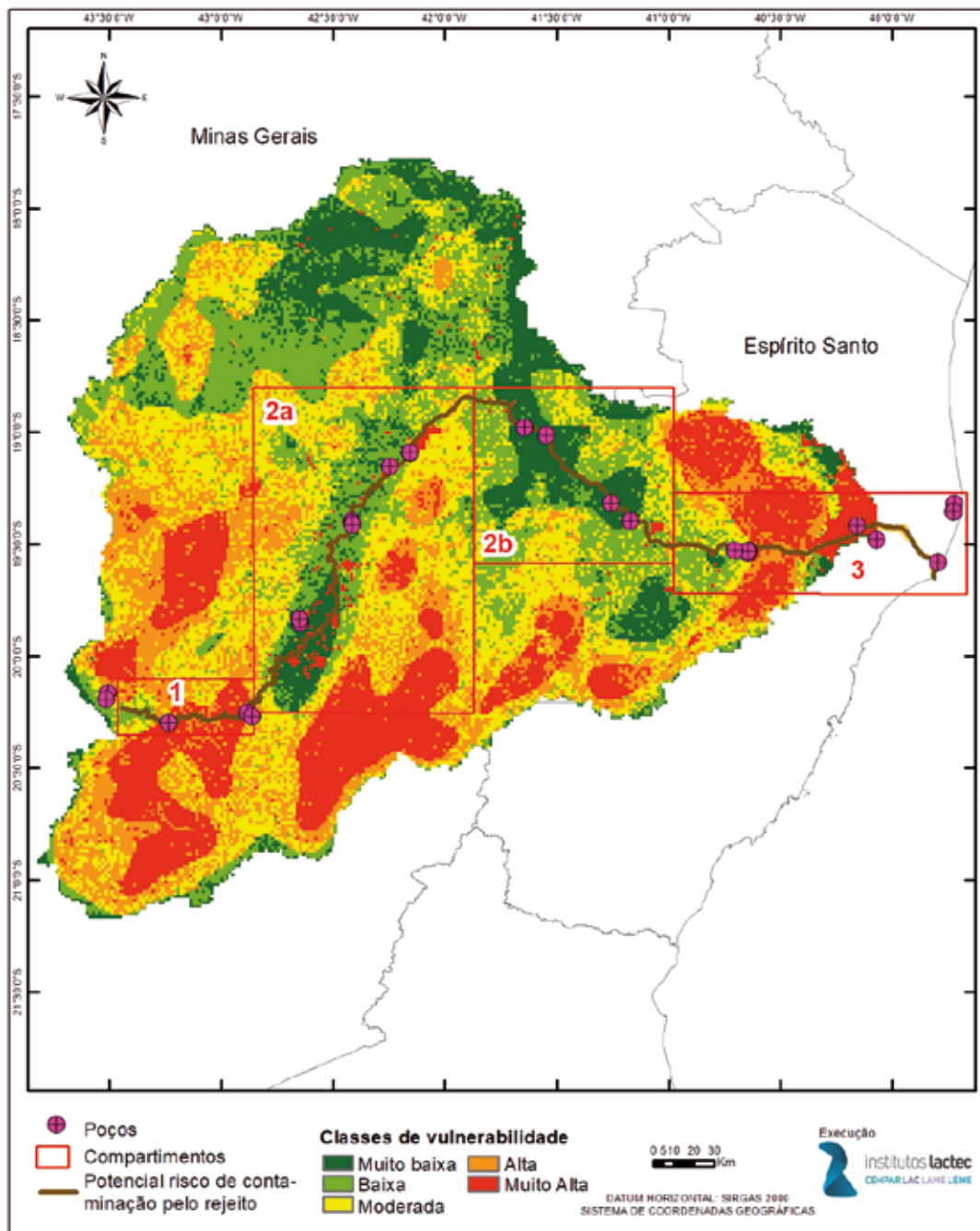
Figura 273 – Classes de vulnerabilidade geral do Compartimento 3 e área de risco de contaminação direta pelo rejeito de Fundão.



5.3.14 VULNERABILIDADE GERAL DA BHRD

A vulnerabilidade geral da Bacia do Rio Doce assemelha-se às classes de densidade de lineamentos, devido à sua maior influência nos aquíferos de natureza fraturada, que são predominantes na bacia. As classes de vulnerabilidade mais elevadas estão concentradas nos compartimentos 1 e 3. No compartimento 3, também é destacada a alta vulnerabilidade de aquíferos porosos, devido à presença do aquífero Barreiras, incluindo os cordões litorâneos, também considerados como componentes da Formação Linhares. A Figura 274 demonstra este cenário.

Figura 274 – Mapa da vulnerabilidade geral da água subterrânea na BHRD.



5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme mencionado estes mapas de vulnerabilidade tratam-se de produtos de usos múltiplos com potencial para fornecer elementos para o planejamento de obras de captação de água subterrânea, bem como da ocupação urbana de áreas sobre aquíferos ou marginais de grandes rios.

De acordo com os resultados obtidos especificamente para a BHRD, verifica-se principalmente que no Compartimento 1, ocorrem regiões mais vulneráveis a contaminação, assim como sobre os aquíferos porosos, nas proximidades de Linhares, referente ao Compartimento 3, corroborando com as abordagens adotadas nos estudos hidrogeoquímicos realizados para as águas subterrâneas.

GEOLOGIA ESTRUTURAL DA REGIÃO DO ENTORNO DA BARRAGEM DE FUNDÃO

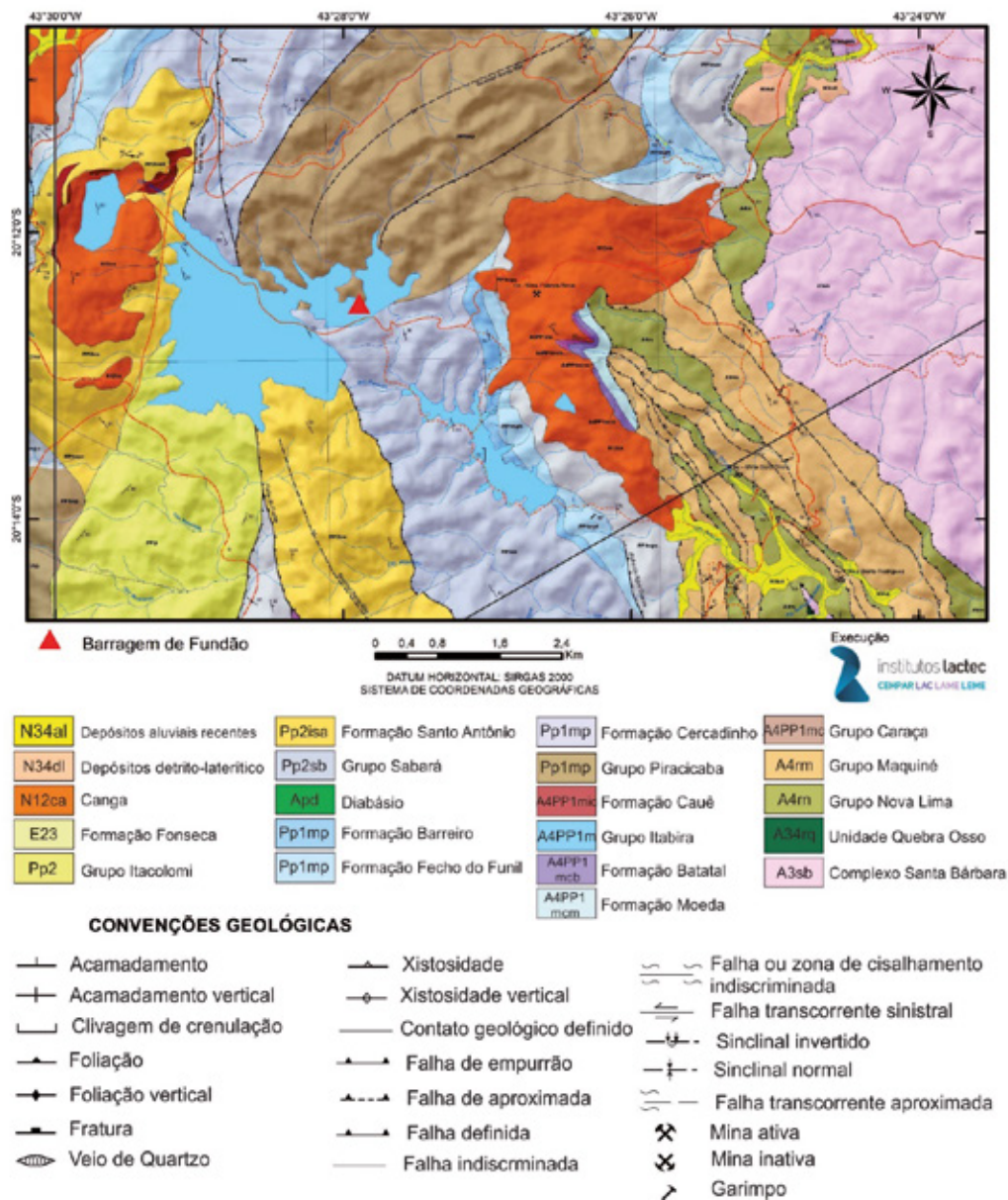
Com a finalidade de identificar eventuais interações entre as estruturas e os fluxos de água subterrânea, realizou-se levantamentos geológicos com enfoque na análise de estruturas, nas áreas do Complexo Alegria e adjacências.

Estes levantamentos tiveram como objetivo caracterizar a influência do controle estrutural no fluxo de água subterrânea nesta região e determinar se houve eventual influência na contaminação dos aquíferos pelos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

Além destes objetivos, estes levantamentos visaram também a identificação de indicadores cinemáticos e/ou feições geomorfológicas associadas a eventos neotectônicos, que possam eventualmente estar relacionadas a reativações de estruturas em decorrência do alívio de tensões devido a rápida saída dos materiais que compunham a barragem de rejeitos.

De acordo com Schaefer et al., (2015) o curso do Rio Gualaxo do Norte, na região da Barragem do Fundão, é controlado pelas falhas ou contatos geológicos aparentados na Figura 275 elaborado por Ferreira et al., (2018) da CPRM. A falha de empurrão Falha da Água Quente controla os baixos cursos dos córregos Santarém, Mirandinha e Quebra Vara, que confluem para a planície aluvial de Bento Rodrigues.

Figura 275 – Parte da carta Geológica da Folha Santa Rita Durão (SF.23-X-B-I—SO), Quadrilátero Ferrífero com a localização da antiga barragem de Fundão e Santarém. Modificado de Ferreira et al., (2018).



6.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Para desenvolvimento das atividades supramencionadas, foram realizados levantamentos de dados estruturais e litológicos em afloramentos rochosos, análise de imagens e revisões bibliográficas, principalmente mapas geológicos pré-existentis.

Estes levantamentos concentraram-se sobretudo nas áreas das minas e no entorno da barragem de Santarém, a jusante da antiga barragem de Fundão, quando das atividades de levantamentos espeleológicos nessas áreas, foram também obtidas medidas de atitudes estruturais.

Para estas atividades foram utilizados GPS de navegação, bussolas tipo Brunton e Clar e demais equipamentos acessórios para levantamentos geológicos, tais como martelo, lupas, trenas, entre outros. Durante estes trabalhos as equipes do Lactec foram sempre acompanhadas por funcionários da Samarco, principalmente nas áreas das minas, nas quais o acompanhamento foi realizado por geólogos.

Especificamente na área da antiga barragem de fundão, os levantamentos ficaram limitados a alguns pontos na ombreira direita. Além de intensa intervenção antrópica em seu interior, com uso de maquinários pesados, que obviamente, por questões de segurança, inviabilizam os caminhamentos em seu interior, as estruturas geológicas encontram-se totalmente obliteradas, seja devido a presença de materiais ainda contidos em seu interior, seja devido a obras de drenagem e enrocamento, realizadas para contenção dos rejeitos remanescentes, conforme Figura 276.

As medidas estruturais foram tratadas no software GEOTEC, a partir dos quais foram gerados esterogramas que foram integrados aos mapas geológicos pré-existentis para auxílio na interpretação dos resultados.

Figura 276 – Imagens do interior da Barragem de Fundão após o rompimento com onde as estruturas geológicas estão obliteradas em função de obras na região e remanescentes de rejeitos.



6.2 RESULTADOS

Embora a caracterização dos eventos deformacionais não fosse escopo destes estudos, cabe-se ressaltar que, do ponto de vista regional, o Projeto Rio das Velhas (CPRM, 1996) descreve três eventos deformacionais a partir da análise dos dados estruturais levantados no *greenstone belt* Rio das Velhas (ZUCCHETTI; BALTAZAR, 2000): D1, compressional, com transporte tectônico de norte para sul, exclusivo da sequência Rio das Velhas e seu embasamento granítico, portanto arqueano em idade, gerando falhas de empurrão e dobras com vergências para sul e sudoeste; D2, extensional, responsável pela colocação de granitos intrusivos como o Complexo Bação, de idade transamazônica e; D3, compressional, com transporte tectônico de leste para oeste, responsável pelo cinturão de dobras-falhas de direção geral norte-sul, atribuído ao Ciclo Brasileiro.

As medidas obtidas em campo, referente a foliação principal, corroboram uma predominância marcante de mergulhos para o quadrante sul, variando localmente de SE para SW.

Em campo verifica-se que esta foliação é nitidamente penetrativa, localmente crenulada, gerando uma lineação marcante, associada sobretudo as rochas de granulação mais finas, tais como xistos e filitos, conforme a foto da Figura 277.

Figura 277 – Filitos crenulados presentes na região do entorno da Barragem de Fundão.



No que se refere as estruturas, regionalmente o QF tem geometria definida por megadobras siniformes e antiformes, truncadas por cinturões de falhas de empurrão, de direções norte-sul, na sua parte oriental. As primeiras estruturas estabelecem seus limites norte, sul, oeste e leste, representados, respectivamente, pelo homoclinal da serra do Curral, e sinclinais Dom Bosco, Moeda e Santa Rita. A leste, além do Sinclinal Santa Rita, os sinclinais Gandarela, Ouro Fino e Conta História dispõem-se segundo amplo arco de direção norte-sul, segmentados pelos cinturões de falhas de empurrão atribuídas ao Ciclo Tectônico Brasileiro. Evidências de uma deformação transamazônica, representadas por cinturão de dobras-falhas de direção nordeste-sudoeste e vergência para noroeste, também estão presentes na parte ocidental do QF. Ainda nesta porção, dobras e falhas de empurrão, de direção noroeste sudeste e vergência para sudoeste, são atribuídas a uma tectônica Arqueana (CPRM, 1996).

Nos levantamentos realizados em campo, comumente verifica-se a presença de dobras em escalas de afloramentos, que são registros das intensas deformações ocorridas nestas rochas, associadas sobretudo a falhas de empurrão da fase deformacional D1, relacionadas a uma tectônica essencialmente compressional (Figura 278).

Figura 278 – Dobra mapeada na região da estrada da mina da Timbopeba (Vale).



A tectônica de caráter mais rúptil, não é muito marcante na área da mina e adjacências. Os fraturamentos são irregulares e espaçados e muitas vezes não estão presentes, porém localmente apresentam um caráter cisalhante (Figura 279).

Estas fraturas, via de regra, são fechadas e sem preenchimento, sugerindo que o fluxo de água subterrânea através delas é relativamente limitado. Entretanto estudos mais aprofundados, principalmente no que se refere a condutividade hidráulica, devem ser realizados para um entendimento mais detalhado destes mecanismos de circulação hidrogeológicas.

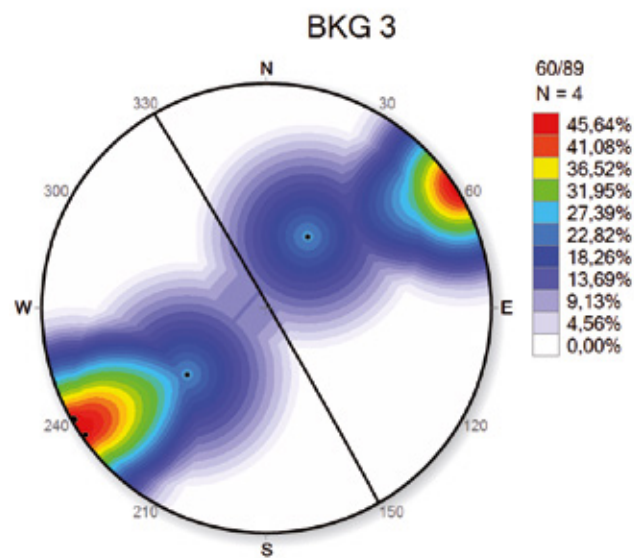
Figura 279 – Foto de uma parte da frente de lavra da Mina Alegria Norte onde foram identificadas estruturas rúpteis.



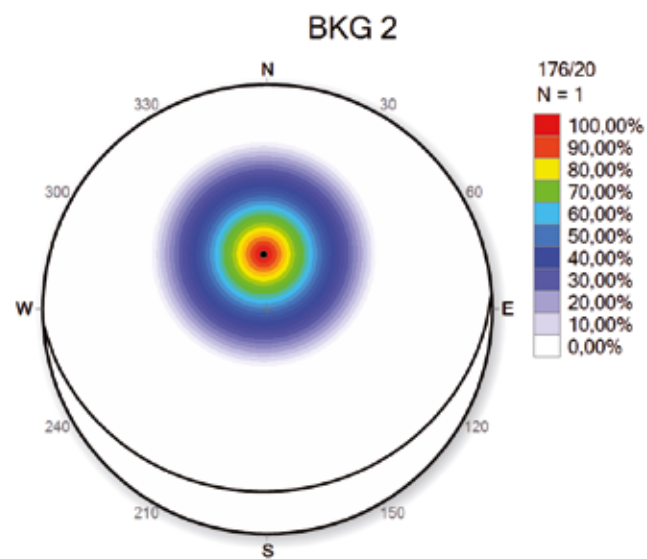
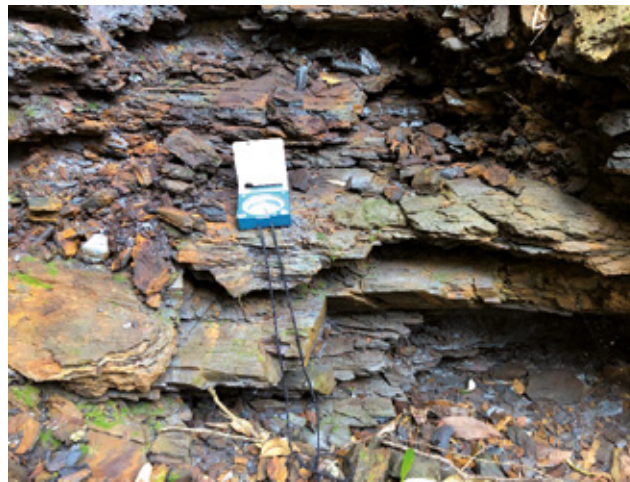
Cabe-se ressaltar que não foram identificadas evidências de reativação de estruturas decorrentes do rompimento da barragem e/ou feições associadas a uma tectônica recente, as quais normalmente estão associadas feições geomorfológicas de relevo. Os indicadores cinemáticos encontrados estão associados às antigas fases deformacionais, arqueanas, principalmente D1 e D2, que conforme mencionado tem caráter dúctil – rúptil, e, portanto, não estão associados às acomodações de estruturas devido ao alívio de tensões decorrentes do rápido esvaziamento da barragem de fundão.

6.2.1 AFLORAMENTOS MAPEADOS NA REGIÃO DO COMPLEXO ALEGRIA E OS RESPECTIVOS DIAGRAMAS ESTUTURAIS

BKG3



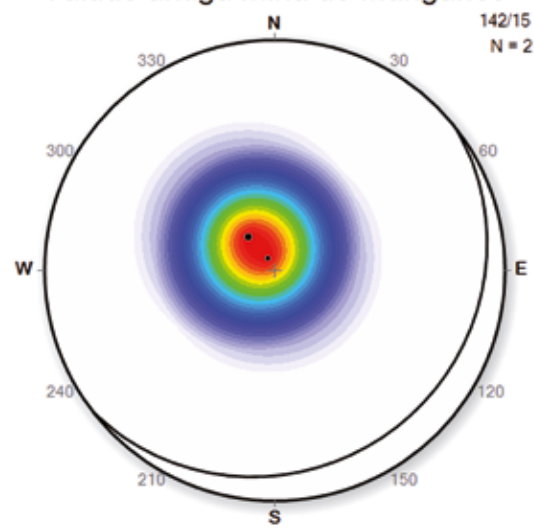
BKG2



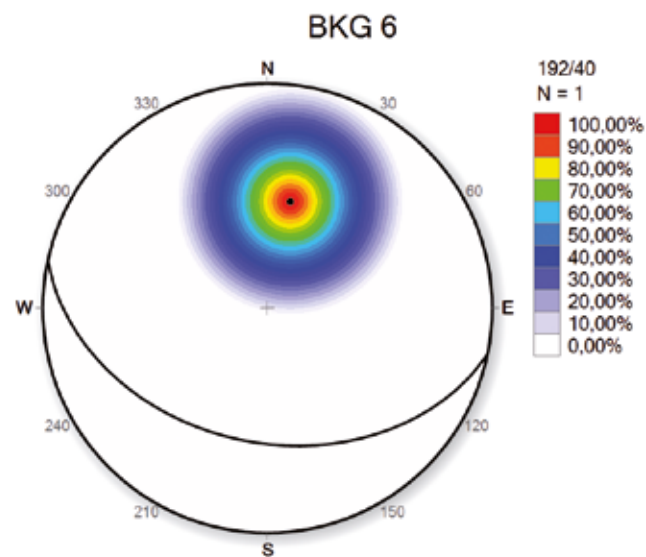
TALUDE DA ESTRADA DA ANTIGA MINA DE MANGANÊS



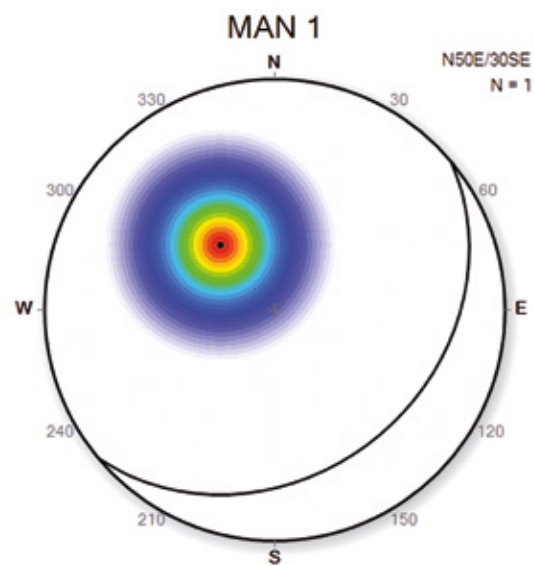
Talude antiga mina de Manganês



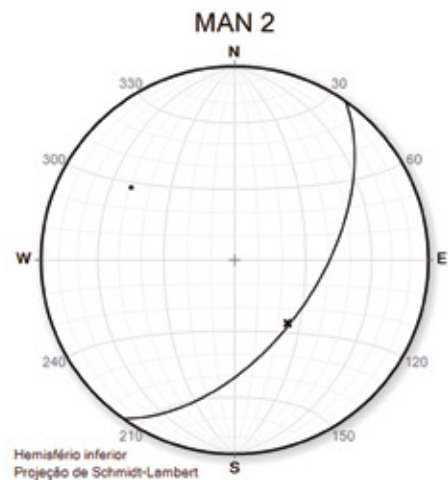
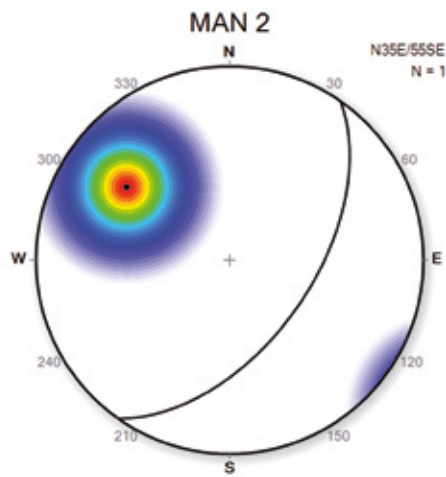
BKG6



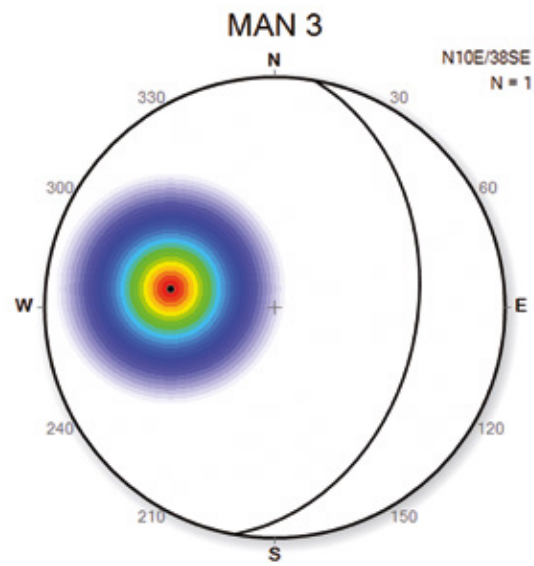
MINA ALEGRIA NORTE 1



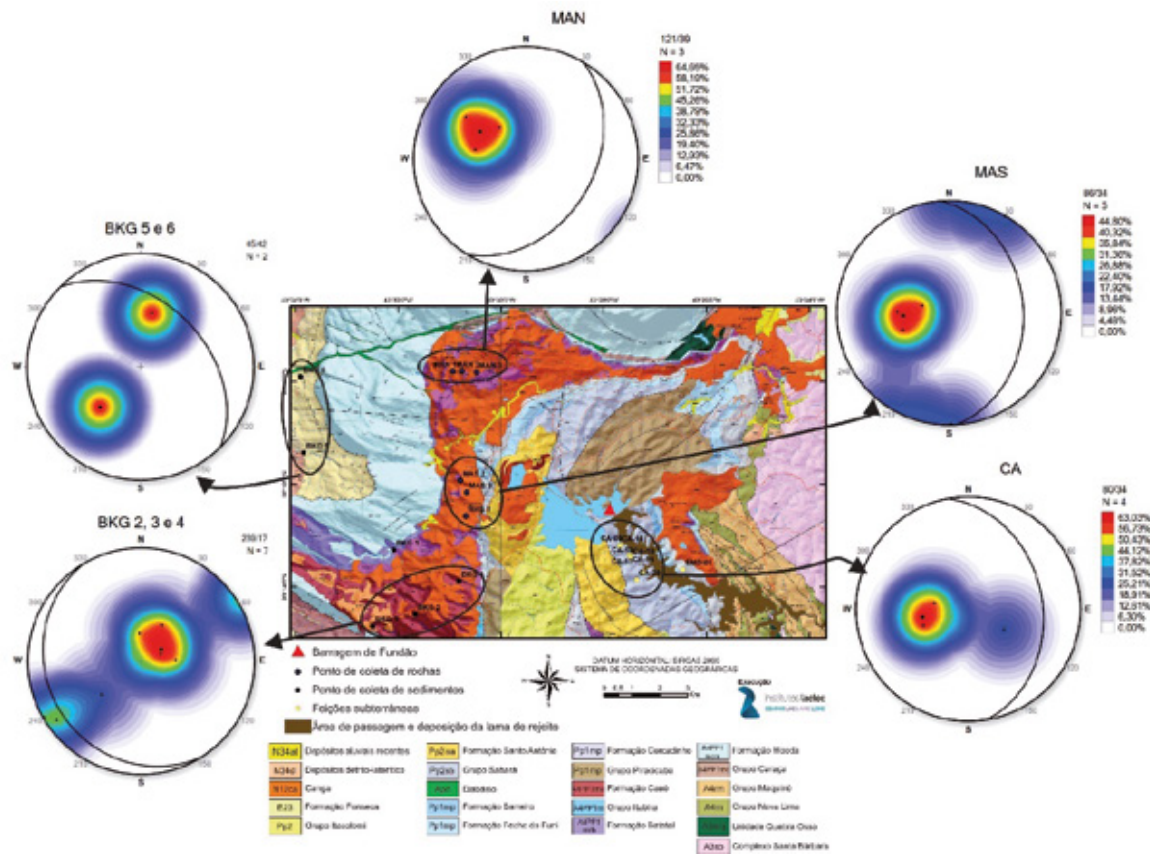
MINA ALEGRIA NORTE 2



MINA ALEGRIA NORTE 3



ESTRUTURAS DA PORÇÃO LESTE DO QUADRILÁTERO FERRÍFERO



6.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme mencionado as descontinuidades geológicas, mais especificamente falhas e fraturas, atuam como condutos para o fluxo de água subterrânea, pois apresentam alta transmissividade. Embora o rio Doce e seus afluentes sejam áreas de descarga, dado que são predominantemente rios efluentes, ou seja, rios que recebem contribuição de água subterrânea, no Compartimento 1, especificamente nas proximidades da antiga Barragem de Fundão, devido a alta declividade do terreno nesta região e ao intenso fraturamento geológico presente, realizou-se levantamentos estruturais no sentido de identificar eventuais estruturas que pudessem ter favorecido a entrada de água contaminada por rejeito nos aquíferos. Entretanto, como base nestes estudos, verificou-se que, ao contrário do que se pode observar em imagens orbitais, a área do Complexo Alegria não é muito fraturada e principalmente que as estruturas ali presentes são associadas a uma tectônica de caráter dúctil / rúptil, fechadas e sem preenchimento, razão pela qual, nos estudos hidrogeoquímicos realizados para as águas subterrâneas, pelo menos até o momento, não indicaram a presença de EPT's correlatos ao rejeito.

É importante ressaltar que este processo pode estar ainda ocorrendo, considerando que parte significativa dos aquíferos da BHRD são fraturados e que nestes locais a uma transmissividade ligeiramente mais elevada, mediante monitoramentos periódicos, não se descarta esta possibilidade, sobretudo em períodos de estiagem severas ou nos casos de superexploração de poços de água subterrânea.



www.institutoslactec.org.br

CONTATO

Leonardo Pussieldi Bastos
Divisão de Meio Ambiente
T + 55 (41) 3361-6882
leonardo.bastos@lactec.org.br