

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

Acompanhamento de Danos TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Julho/2021



Documento:	Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente: Acompanhamento de danos: TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais
Considerações Gerais:	Este documento refere-se ao Relatório de Acompanhamento de danos, parte integrante do Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente, o qual apresenta o acompanhamento dos danos socioambientais advindos do desastre nos ambientes aquáticos continentais.
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. Carlos Bruno Ferreira da Silva
	E-mail: carlosbruno@mpf.mp.br
Executante:	Lactec Avenida Comendador Franco, nº 1341 Jardim Botânico CEP 80215-090 Curitiba – PR – BR e-mail: leonardo.bastos@lactec.org.br Meio Ambiente T + 55 (41) 99102-8276

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
Renato Cipriano de Jesus	Esp. Economista	Analista de Projeto
Guilherme de Poli	Administrador de Empresas	Analista de Projeto
Leandro Zem	Esp. Administrador de Empresas	Analista de Projeto
LÍDERES DE GRUPOS DE TRABALHO		
Gleiciane Fernanda de Carvalho Blanc	MSc. Engenheira Ambiental	Coordenação GTs
Mariana D’Orey Gaivão Portella Bragança	Dra. Engenheira Ambiental	GT Integração
Joseane Valente Gulmine	Dra. Química	GT Integração

Luciana Rodrigues de Souza Bastos	Dra. Bióloga	GT Integração
Fernando Camargo da Silva	Esp. Engenheiro Florestal	GT Terrestre e Atmosfera
Letícia de Pierri	Dra. Engenheira Agrônoma	GT Terrestre e Atmosfera
Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	MSc. Biólogo	GT Terrestre e Atmosfera
Isabella Francoso Rebutini Figueira	Dra. Geóloga	GT Aquático Continental
Bruna Arcie Polli	Dra. Engenheira Ambiental	GT Aquático Continental
Marianne Schaefer França Sieciechowicz	MSc. Engenheira Ambiental	GT Aquático Continental
Patricia Dammski Borges de Andrade	MSc. Bióloga	GT Zona Costeira e Marinha
Ana Carolina Wosiack	MSc. Bióloga	GT Zona Costeira e Marinha
Cristiane Schappo Wessling	MSc. Engenheira Ambiental	GT Patrimônio Cultural
Renata Cristine da Silva Gonçalves	Esp. Economista	Valoração Econômica

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
Henrique Reisdorfer Leite	MSc. Geógrafo	Sensoriamento Remoto
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
Sebastião Domingos de Oliveira	Geólogo	Rejeitos, Geoquímica e Geotecnia
Mariana D'Orey Gaivão Portella Bragança	Dra. Engenheira Ambiental	Rejeitos e Química Ambiental

Claudia Bueno dos Reis Martinez	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Leticia da Silva Pereira Fernandes	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luciana Rodrigues de Souza Bastos	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Angélica Alves de Paula	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Mônica Lopes Ferreira	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Aline Ingrid	Técnica de laboratório	Ecotoxicologia
Natália Vitorino	Técnica de laboratório	Ecotoxicologia
Lilian Dalago Salgado	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
Ricardo de Souza Santana	M.Sc. Biólogo	Triagem de Altos Valores de Conservação
Ellen Brown Watson	MSc. Antropologia Ambiental	Triagem de Altos Valores de Conservação
Sebastiaan De Smedt	Dr. Engenharia em Biociências	Triagem de Altos Valores de Conservação
Jane Siqueira Lino	M.Sc. Ecóloga	Triagem de Altos Valores de Conservação
Pedro Zanetti Freire Santos	M.Sc. Engenheiro Florestal	Triagem de Altos Valores de Conservação
Alexandra Freitas	M.Sc. Engenheira Agrônoma	Triagem de Altos Valores de Conservação
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
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	MSc. Engenheira Civil	Águas Superficiais Continentais, Resíduos Sólidos
Ana Carolina Wosiack	MSc. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
Bruna Arcie Polli	Dra. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais

Cristovão Vicente Scapulatempo 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
Luciano Hermanns	Dr. Oceanógrafo	Águas, Sedimentos Costeiros e Serviços Ecossistêmicos
Josiane Rovedder	MSc. Bióloga	Águas e Sedimentos Costeiros
Tomaz Bohrer Brentano	Engenheiro Ambiental	Águas, Sedimentos Costeiros e Serviços Ecossistêmicos
Tatiana Silva da Silva	Dra. Oceanógrafa	Serviços Ecossistêmicos
Milton Asmus	Dr. Oceanógrafo	Serviços Ecossistêmicos
Josiane Rovedder	MSc. Bióloga	Serviços Ecossistêmicos
Priscila Hiromi Yamazaki	Eng. Ambiental, Veterinária	Serviços Ecossistêmicos
Fernando Luiz Diehl	MSc. Oceanógrafo	Águas, Sedimentos e Zooplâncton Costeiros
Thiago Carvalho de Mello	MSc. Engenheiro Químico	Sistemas de Abastecimento de Água, Resíduos Sólidos
Mariana Vieira Calixto	Engenheira Ambiental	Resíduos Sólidos
Patricia Dammski Borges de Andrade	MSc. Bióloga	Fauna aquática
Priscila Izabel Tremarin	Dra. Bióloga	Fitoplâncton Continental e Costeiro
Claudia Costa Bonecker	Dra. Bióloga	Zooplâncton Continental
Dieison André Moi	Biólogo	Zooplâncton Continental
João Vitor Fonseca da Silva	MSc. Biólogo	Zooplâncton Continental
Leidiane Pereira Diniz	MSc. Bióloga	Zooplâncton Continental
Louizi de Souza Magalhães Braghin	Dra. Bióloga	Zooplâncton Continental
Luiz Felipe Machado Velho	Dr. Biólogo	Zooplâncton Continental
Ludmilla Dias Veado	MSc. Oceanógrafa	Zooplâncton e Ictioplâncton Costeiro
André Virmond Lima Bittencourt	Dr. Engenheiro Químico	Águas Subterrâneas
Ernesto Goldfarb Figueira	MSc. Geólogo	Qualidade de Sedimentos, Águas Subterrâneas e Geologia
Gheysa do Rocio Moraes Pires	MSc. Tecnóloga em Química Ambiental	Qualidade de Sedimentos e Águas Subterrâneas
Isabella Francoso Rebutini Figueira	Dra. Geóloga	Qualidade de Sedimentos, Águas Subterrâneas e Geologia
Leonardo Evangelista Lagoeiro	Dr. Geólogo	Geologia e Geoquímica
Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	MSc. Bióloga	Macroinvertebrados Aquáticos e Bentos de Fundos Inconsolidados
Devon Gebauer Mayer	Biólogo	Bentos de Fundos Inconsolidados
Ericka Viviane Lemos Marcondes	Bióloga	Macroinvertebrados Aquáticos

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
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
Letícia de Paula Koproski	Dra. Médica Veterinária	Quelônios
Leonardo Liberali Wedekin	Dr. Biólogo	Cetáceos
Samira Costa da Silva	MSc. Médica Veterinária	Cetáceos
Antônio Carlos Vargas Motta	Dr. Engenheiro Agrônomo	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
Fernando Camargo da Silva	Esp. Engenheiro Florestal	Flora
Juliano José da Silva Santos	MSc. Biólogo	Flora e Bioespeleologia
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
Ana Tereza Bittencourt Guimarães	Dra. Bióloga	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

EQUIPE DE CAMPO

Rômulo Henrique Santos Correa	Técnico em hidrologia	Águas Superficiais, Sedimentos e Macroinvertebrados aquáticos
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
Jéssica Cristina Lozovei	Geógrafa	Águas Superficiais e Sedimentos
Adriano Hauer	Esp. Biólogo	Ictiofauna
Roger Henrique Dalcin	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Bruno Nadalin Lima de Melo	Biólogo	Ictiofauna
Thiago Toniolo Batista	Biólogo	Ictiofauna
Bruno Kazuo Nakagawa	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Giuliano Menegale Martinazzo	Biólogo	Ictiofauna
Helen Sadauskas Henrique	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Ecotoxicologia
Sabrina Loise de Moraes Calado	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia

Lygia Sega Nogueira	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
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 – quiroptero fauna
Thali Leal Sampaio	MSc. Médica Veterinária	Fauna silvestre – quiroptero fauna
Ana Lúcia Cypriano Souza	Dra. Bióloga	Cetáceos
Aline Figueredo Dassoler	Msc. Bióloga	Cetáceos
Clarêncio Gomes Baracho	MSc. Biólogo	Cetáceos
Daniela Pitol	Bióloga	Cetáceos
Denis Alessandro Hille	Biólogo	Cetáceos
Matheus Caiafa Ribeiro de Lima	Oceanógrafo	Cetáceos

ESTAGIÁRIOS

Bruno Nadalin Lima de Melo	Ciências Biológicas	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
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
Milena Machado Sachi	Química	Química Ambiental e Integração dos Danos
Bruna Bergman Machado	Ciências Biológicas	Cetáceos
Marina Ferraz Sampaio	Ciências Biológicas	Fauna Silvestre
Emerson Fernando Garcia Machado	Biólogo	Ictiofauna – diversidade genética
Saymon Hamses Monastier	Engenharia Florestal	Flora
Gabriela Naomi Tanaka dos Santos	Ciências Biológicas	Zooplâncton
Phillip Alves Schuster	Ciências Biológicas	Macroinvertebrados bentônicos
Antônio José Hamerschmidt	Estatística	Águas Superficiais Continentais
Eduarda Bertoletti Duarte	Ciências Biológicas	Águas Superficiais Continentais
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Qualidade de Sedimentos Continentais
Julia Ribeirete de Souza Ferreira	Engenharia Civil	Resíduos Sólidos
Beatriz Tomaselli	Engenharia Ambiental	Serviços Ecológicos
Maria Fernanda Dames dos Santos Lima	Engenharia Ambiental	Solos
Tamires Maiara Ercole	Agronomia	Solos
Bruno Cesar Falkievicz	Engenharia Florestal	Flora
Rebeca Dias Pegollo	Ciências Biológicas	Fauna Aquática
Fernanda Araujo Fernandes	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Carlos Denilson Soares	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia

Fellip Rodrigues Marcondes	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Yasmim Cristine Brunholo Carvalho	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Carolina Valério Leme	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Gisele Tatiane Soares da Veiga	Ciências Biológicas	Ecotoxicologia
Luiz Guilherme Tatsh Henrique	Engenharia Ambiental	Ecotoxicologia
Mayara dos Santos 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.	52
Figura 2 – Localização das estações de amostragem utilizadas para a mensuração de danos à qualidade da água.	58
Figura 3 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.....	60
Figura 4 – Proporção das categorias A, B e C para a turbidez.....	64
Figura 5 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos suspensos totais.....	65
Figura 6 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos dissolvidos totais.....	66
Figura 7 – Proporção das categorias A, B e C para o alumínio dissolvido.	68
Figura 8 – Proporção das categorias A, B e C para o arsênio total.....	69
Figura 9 – Proporção das categorias A, B e C para o cádmio total.....	70
Figura 10 – Proporção das categorias A, B e C para o chumbo total.	71
Figura 11 – Proporção das categorias A, B e C para o cobre dissolvido.	72
Figura 12 – Proporção das categorias A, B e C para o cromo total.	72
Figura 13 – Proporção das categorias A, B e C para o ferro dissolvido.	73
Figura 14 – Proporção das categorias A, B e C para o manganês total.	74
Figura 15 – Proporção das categorias A, B e C para o mercúrio total.....	75
Figura 16 – Proporção das categorias A, B e C para o níquel total.....	75
Figura 17 – Situação da entrega dos projetos básicos nas localidades contempladas pelo TTAC: (A) em janeiro de 2019 e (B) em agosto de 2020.....	78
Figura 18 – Dados de qualidade da água para abastecimento público de três Estações de Tratamento: (A) dados entre e dezembro de 2015 e abril de 2018 e (B) dados entre junho de 2019 e agosto de 2020.....	79
Figura 19 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	92
Figura 20 – Riqueza do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	93
Figura 21 – Diversidade específica do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	94
Figura 22 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.	95
Figura 23 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	97
Figura 24 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	98

Figura 25 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	98
Figura 26 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.....	99
Figura 27 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.....	101
Figura 28 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.	102
Figura 29 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.	103
Figura 30 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.	104
Figura 31 – 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).....	107
Figura 32 – Diferenças significativas da riqueza de espécies nos rios do Carmo e Doce, a montante da barragem, antes (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a dezembro de 2020) o desastre (símbolo representa a média e barras o desvio padrão).	108
Figura 33 – 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) (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020).	110
Figura 34 – 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) (MICRA, 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018).....	112
Figura 35 – Riqueza média de espécies 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), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	114
Figura 36 – Diferenças significativas da riqueza de espécies entre os tributários (TA) e compartimentos no rio Doce (C1, C2A, C2B e C3).....	115
Figura 37 – Riqueza de espécies 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), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	116
Figura 38 – Diferenças significativas da riqueza de espécies entre os períodos de amostragem.....	117
Figura 39 – Diferenças significativas da riqueza de espécies entre os períodos.....	118
Figura 40 – 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 (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a dezembro de 2019) o desastre (a linha	

vertical indica o mês de ocorrência do desastre) (VISÃO AMBIENTAL, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).....	119
Figura 41 – Abundância dos indivíduos (ind m ⁻³) registrada no monitoramento da UHE Baguari, no rio Doce (montante e jusante do barramento), antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre) (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020).	121
Figura 42 – 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) (MICRA 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019).	125
Figura 43 – Abundância da comunidade (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, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 à R7; C2B = compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = compartimento 3, R14 à R16), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão). Escala diferenciada apenas no inverno de 2019.	128
Figura 44 – Abundância da comunidade (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, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 à R7; C2B = compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = compartimento 3, R14 à R16), no inverno de 2018 e verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	130
Figura 45 – Curvas de rarefação da comunidade zooplancônica amostrada nas diferentes estações da APDL (3 estações nos tributários e 16 estações no rio Doce), nas quatro campanhas (traço = média, box = desvio padrão, barra = valores máximos e mínimos e nuvem = valores esperados pelo processo de randomização).	132
Figura 46 – Composição da comunidade zooplancônica representada pelo número de espécies nos diferentes grupos (rotífero, cladóceros e copépodes) que ocorreram nas estações de amostragem da APDL/compartimentos, nos cinco períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, verão e inverno de 2020).	133
Figura 47 – Composição de espécies da comunidade em cada compartimento nos anos de períodos de amostragem (A = inverno de 2018; B = verão de 2019, C = inverno de 2019, D = verão de 2020 e E = inverno de 2020), avaliada pela distância média dos centroides na análise PERMANOVA. Os resultados da análise não foram significativos.	134
Figura 48 – Composição da comunidade zooplancônica, representada pelo número total de espécies, que ocorreram nos períodos de amostragem, nas estações da APDL.	135
Figura 49 – Composição de espécies nos anos de amostragem (2018, 2019, 2020), avaliada pela distância média dos centroides através das análises PERMANOVA e PERMIDISP (resultados significativos).	135
Figura 50 – Diversidade de espécies 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)....	137
Figura 51 – Diversidade de espécies registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).	138

Figura 52 – Diversidade de espécies registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Aimorés, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre) (MICRA, 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019).....	139
Figura 53 – Diversidade de espécies (bits ind ⁻¹) registrada nos tributários (TA = T1, T3 e T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = compartimento 1, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 a R7; C2B = compartimento 2B, R8 a R13; e C3 = compartimento 3, R14 a R16), segundo o monitoramento do Lactec.	140
Figura 54 – Diversidade de espécies (bits ind ⁻¹) registrada nos períodos de amostragem (inverno de 2018, verão de 2019, inverno de 2019 e verão de 2020), períodos (inverno e verão) e ano (2018, 2019 e 2020), segundo o monitoramento do Lactec (Símbolo e coluna = média e barra = erro padrão). (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).....	141
Figura 55 – Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários (TA = T1, T3 e T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = compartimento 1, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 a R7; C2B = compartimento 2B, R8 a R13; e C3 = compartimento 3, R14 a R16), segundo o monitoramento do Lactec.	142
Figura 56 – Equitabilidade registrada nos períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), períodos (inverno e verão) e ano (2018, 2019 e 2020), segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e coluna = média e barra = erro padrão).....	143
Figura 57 – Distribuição dos compartimentos analisados na bacia do rio Doce.	153
Figura 58 – Localização das estações amostrais de qualidade de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos.....	154
Figura 59 – Valores médios das frações granulometrias dos sedimentos fluviais da bacia do rio Doce.	159
Figura 60 – Gráfico das frações dos sedimentos fluviais no pré-desastre e pós-desastre.....	160
Figura 61 – Concentrações de alumínio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	163
Figura 62 – Fatores de contaminação do alumínio realizada com base em dados primários.	164
Figura 63 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento alumínio.....	165
Figura 64 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento alumínio.....	166
Figura 65 – Concentrações de arsênio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	167
Figura 66 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento arsênio.....	168
Figura 67 – Fatores de contaminação do arsênio realizada com base em dados primários.	169
Figura 68 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento arsênio.....	169
Figura 69 – Concentrações de bário entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	171
Figura 70 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento bário.....	172
Figura 71 – Fatores de contaminação do bário realizada com base em dados primários.....	173

Figura 72 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento bário.	173
Figura 73 – Concentrações de cádmio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	175
Figura 74 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cádmio.	176
Figura 75 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cádmio.	177
Figura 76 – Fatores de Contaminação para o cádmio dos dados primários.....	177
Figura 77 – Concentrações de chumbo entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	179
Figura 78 – Fatores de contaminação do chumbo realizada com base em dados primários.....	180
Figura 79 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento chumbo.....	181
Figura 80 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento chumbo.....	182
Figura 81 – Concentrações de cobalto entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	183
Figura 82 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cobalto.....	184
Figura 83 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cobalto.....	185
Figura 84 – Fatores de contaminação do cobalto realizada com base em dados primários.....	185
Figura 85 – Concentrações de cobre entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	186
Figura 86 – Fatores de contaminação do cobre realizada com base em dados primários.....	187
Figura 87 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cobre.....	188
Figura 88 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cobre.....	189
Figura 89 – Concentrações de cromo entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	190
Figura 90 – Fatores de contaminação do cromo realizada com base em dados primários.	191
Figura 91 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cromo.....	192
Figura 92 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cromo.	193
Figura 93 – Concentrações de ferro entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	194
Figura 94 – Fatores de contaminação do ferro realizada com base em dados primários.	195
Figura 95 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento ferro.	196
Figura 96 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento ferro.....	197

Figura 97 – Concentrações de manganês entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	198
Figura 98 – Fatores de contaminação do manganês realizada com base em dados primários.	199
Figura 99 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento manganês.	200
Figura 100 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento manganês.	201
Figura 101 – Concentrações de mercúrio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	202
Figura 102 – Classificação dos danos em relação ao elemento mercúrio por compartimento.	203
Figura 103 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento mercúrio.	204
Figura 104 – Concentrações de níquel entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	205
Figura 105 – Fatores de contaminação do níquel realizada com base em dados primários.	206
Figura 106 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento níquel.	207
Figura 107 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento níquel.	208
Figura 108 – Concentrações de zinco entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.	209
Figura 109 – Fatores de contaminação do zinco realizada com base em dados primários.	210
Figura 110 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento zinco.	211
Figura 111 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento zinco.	212
Figura 112 – Gráfico do índice de carga de poluição para os sedimentos fluviais da bacia do rio Doce.	212
Figura 113 – Gráfico do grau de contaminação para os sedimentos fluviais da bacia do rio Doce. ...	213
Figura 114 – Gráfico referente a proporção da presença das variáveis mineralógicas e da caracterização morfométrica do grão.	214
Figura 115 – Perfil geológico realizado ao longo das drenagens afetadas pela lama de rejeito.	215
Figura 116 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 1. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	217
Figura 117 – Total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 1. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	218
Figura 118 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos, diversidade (indivíduos/m ²) e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 1.	219

Figura 119 – 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.....	220
Figura 120 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	224
Figura 121 – Densidade (indivíduos/m ²)/ Total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 12/2019 no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	225
Figura 122 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos, diversidade (indivíduos/m ²) e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 2A.....	226
Figura 123 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2A por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.....	227
Figura 124 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 10/2019 no Compartimento 2B. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	231
Figura 125 – 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 e a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	232
Figura 126 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m ²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B.....	233
Figura 127 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.....	234
Figura 128 – Síntese das análises químicas quanto à comparação com dados do pré-desastre e do fator de contaminação.....	241
Figura 129 – Síntese das classificações de alterado e não alterado para os elementos analisados ao longo do tempo.....	242
Figura 130 – Localização dos fragmentos mitocondriais de aproximadamente 7,5 e 4 mil pares de bases (pb) amplificados.....	248
Figura 131 – Esquema de todas as análises realizadas em cada um dos tecidos retirados dos peixes amostrados.	252
Figura 132 – Riqueza da ictiofauna registrada no ambiente aquático continental considerando o levantamento de dados primários entre 2018 e 2020 (LACTEC 2018/2020), os dados compilados em fontes primárias e secundárias e sistemas informatizados de coleções científicas (LINHA-BASE), as informações obtidas apenas em inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia (BIBLIOGRAFIA) e os dados obtidos da Fundação Renova em 2017. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.	254
Figura 133 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrico (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 pelo	

- LACTEC, 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. 255
- Figura 134** – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 pelo LACTEC. 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. 257
- Figura 135** – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 pelo LACTEC. 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. 257
- Figura 136** – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas entre 2018 e 2020 pelo 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). 259
- Figura 137** – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas entre 2018 e 2020 pelo 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). 260
- Figura 138** – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce. 262
- Figura 139** – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce. 262
- Figura 140** – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce e na Linha- Base. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015. 262
- Figura 141** – Proporção entre as categorias de espécies de peixes endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce, Linha-Base e programas de monitoramento das UHE Baguari e Aimorés. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015. 263
- Figura 142** – Proporção entre as categorias de espécies de peixes nativos, endêmicos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce. 264
- Figura 143** – Espécime de *Astyanax bimaculatus*. Fonte: R. Earkins, disponível em Fishbase. 268
- Figura 144** – Árvore de Inferência para delimitação genética dos indivíduos de *Astyanax bimaculatus* coletados bacia do rio Doce utilizado nas análises populacionais. O tamanho dos ramos é proporcional ao número de substituições por sítio. O grupo A compõe espécimes que foram utilizados nas análises populacionais. 269
- Figura 145** – Rede de haplótipos do DNA mitocondrial parcialmente sequenciado das populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, do Compartimento 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. Os círculos representam cada haplótipo, e seu tamanho é proporcional à sua frequência. Círculos pretos representam haplótipos não amostrados. As linhas que ligam cada haplótipo representam ligações entre os haplótipos e cada traço perpendicular a elas representa uma

mutação. RD16 compreende estações dentro da APDL, enquanto RD17 e RD19 compreende estações controle.....	270
Figura 146 – Rede de haplótipos do DNA mitocondrial parcialmente sequenciado das populações de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, do compartimento I (RD26 e S4) da bacia do rio Doce. Os círculos representam cada haplótipo, e seu tamanho é proporcional à sua frequência. Círculos pretos representam haplótipos não amostrados. As linhas que ligam cada haplótipo representam ligações entre os haplótipos e cada traço perpendicular a elas representa uma mutação. RD16 compreende estações dentro da APDL, enquanto RD17 e RD19 compreende estações controle.....	270
Figura 147 – Diversidade nucleotídica e desvio padrão de indivíduos sequenciados de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o DNA mitocondrial parcialmente sequenciado. Em marrom, populações controle.....	271
Figura 148 – Diversidade gênica, heterozigosidade, riqueza alélica e respectivos desvios padrão das populações genotipados de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, para 9 marcadores microssatélites dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce.....	272
Figura 149 – Curvas de rarefação (linha preta contínua) e extrapolação (linha vermelha tracejada) da riqueza da ictiofauna por meio do método que utiliza os números de Hill, considerando o esforço amostral e o número de indivíduos. Os dados extrapolados indicam o número de espécies que será atingido com um esforço amostral (ou abundância) adicional. Os intervalos de confiança (IC) de 95% (linha preta tracejada) foram obtidos através do método Bootstrap. A linha pontilhada horizontal representa as informações obtidas em inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia (Bibliografia).	281
Figura 150 – Aspecto das áreas selecionadas para coleta de amostras - Várzeas conectadas e não conectadas ao rio Doce.....	285
Figura 151 – Coleta e herborização das amostras de plantas de várzea.....	286
Figura 152 – Gráficos boxplot representativos dos valores de EPTs por espécie e área de coleta.	287
Figura 153 – Teste de significância entre locais afetados e não afetados para cada elemento e por espécie.	289
Figura 154 – Gráfico das variáveis para cada espécie e local de coleta.	290
Figura 155 – Gráfico das espécies agrupadas por área (afetada ou não).	291
Figura 156 – Correlação entre as variáveis em áreas afetadas.	292
Figura 157 – Dendrograma de correlação entre as variáveis em áreas afetadas.....	293
Figura 158 – Correlação entre as variáveis em áreas não afetadas.	294
Figura 159 – Dendrograma de correlação entre as variáveis em áreas não afetadas.....	295
Figura 160 – Gráfico da análise de componentes principais.	296
Figura 161 – Análise de classificação por árvore.....	298
Figura 162 – Resultado final da árvore de classificação.....	299
Figura 163 – Gráfico da partição para a variável antimônio.	299
Figura 164 – Resultado final da árvore de classificação sem as espécies resistentes.....	300

Figura 165 – Localização das usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce.....	302
Figura 166 – Valores de turbidez nos reservatórios hidrelétricos.....	305
Figura 167 – Concentração de sólidos suspensos totais nos reservatórios hidrelétricos.	306
Figura 168 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nos reservatórios hidrelétricos.	306
Figura 169 – Concentração de cobre dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.....	308
Figura 170 – Concentração de ferro dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.....	308
Figura 171 – Concentração de manganês total nos reservatórios hidrelétricos.....	310
Figura 172 – Concentração de zinco total nos reservatórios hidrelétricos.	311
Figura 173 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.....	316
Figura 174 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.	317
Figura 175 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.....	317
Figura 176 – Diversidade (colunas) e equitabilidade (linhas) do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.	318
Figura 177 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.....	319
Figura 178 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre. .	320
Figura 179 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.....	321
Figura 180 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.....	322
Figura 181 – Diversidade (colunas) e equitabilidade (linhas) do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.....	323
Figura 182 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório UHE Baguari, antes e após o desastre.	324
Figura 183 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.	326
Figura 184 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.....	326
Figura 185 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.....	327
Figura 186 – Diversidade (colunas) e Equitabilidade (linhas) do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.	328
Figura 187 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.	329
Figura 188 – Riqueza de espécies zooplanctônicas registrada próxima a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25) antes (dezembro de 2012 a setembro de	

2014) e após o desastre (dezembro de 2015 a dezembro de 2019). A linha vertical indica a época do desastre.	331
Figura 189 – Riqueza de espécies registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).	333
Figura 190 – Abundância zooplancônica (ind m ⁻³) registrada próximo a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25) antes (dezembro de 2012 a setembro de 2014) e após o desastre (dezembro de 2015 a dezembro de 2019). A linha vertical indica a época do desastre.	335
Figura 191 – Abundância dos indivíduos (ind m ⁻³) registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).	337
Figura 192 – Composição da comunidade zooplancônica, representada pelos diferentes grupos (rotífero, cladóceros e copépodes) que ocorreram nos reservatórios das usinas hidrelétricas no verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020.	338
Figura 193 – Diversidade de espécies (bits ind ⁻¹) registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).	340
Figura 194 – Equitabilidade da comunidade registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec, nos períodos de amostragem (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).	341
Figura 195 – Deposição de rejeitos no trecho compreendido entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves (Fonte: Ramboll, 2019).	346
Figura 196 – Comparação entre cenários propostos para a retirada e a disposição do material na Fazenda Floresta (Fonte: AGROFLOR, 2020).	347
Figura 197 – Média das granulometrias nos sedimentos das UHEs entre as campanhas de levantamento de dados.	349
Figura 198 – Proporção das frações granulométricas dos sedimentos dos reservatórios das usinas hidrelétricas entre as campanhas, com destaque ao período de acompanhamento.	349
Figura 199 – Concentrações dos EPTS dos sedimentos das usinas hidrelétricas.	351
Figura 200 – Análises realizadas com os indicadores: total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 em reservatórios hidrelétricos na UHE Risoleta Neves. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	354
Figura 201 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos na UHE Risoleta Neves.	354
Figura 202 – 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.	355
Figura 203 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 10/2019 na UHE Baguari. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	357

Figura 204 – Análises realizadas com os indicadores: densidade, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 10/2019 em reservatórios hidrelétricos na UHE Baguari. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.	357
Figura 205 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos na UHE Baguari.	358
Figura 206 – 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.	358
Figura 207 – Localização das lagoas de água doce estudadas, na bacia do rio Doce.	363
Figura 208 – Concentração de alumínio dissolvido nas lagoas do Espírito Santo.	367
Figura 209 – Concentração de cromo total nas lagoas do Espírito Santo.	368
Figura 210 – Concentração de ferro dissolvido nas lagoas do Espírito Santo.	369
Figura 211 – Concentração de manganês total nas lagoas do Espírito Santo.	370
Figura 212 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nas lagoas do Espírito Santo.	370
Figura 213 – Concentração de arsênio total nas lagoas do Espírito Santo.	371
Figura 214 – Concentração de bário total nas lagoas do Espírito Santo.	371
Figura 215 – Concentração de cádmio total nas lagoas do Espírito Santo.	372
Figura 216 – Concentração de chumbo total nas lagoas do Espírito Santo.	372
Figura 217 – Concentração de cobre dissolvido nas lagoas do Espírito Santo.	373
Figura 218 – Concentração de mercúrio total nas lagoas do Espírito Santo.	373
Figura 219 – Concentração de níquel total nas lagoas do Espírito Santo.	374
Figura 220 – Concentração de sólidos suspensos totais nas lagoas do Espírito Santo.	374
Figura 221 – Valores de turbidez nas lagoas do Espírito Santo.	375
Figura 222 – Concentração de zinco total nas lagoas do Espírito Santo.	375
Figura 223 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	382
Figura 224 – Riqueza de espécies nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA.	386
Figura 225 – Diversidade de espécies nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	387
Figura 226 – Densidade do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA.	388
Figura 227 – Densidade celular das cianobactérias encontradas nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA.	390
Figura 228 – Representatividade das classes do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	391
Figura 229 – Riqueza média de espécies registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos	

LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	392
Figura 230 – Abundância dos indivíduos (ind m ⁻³) registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	393
Figura 231 – Diversidade de espécies média (bits ind ⁻¹) registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	394
Figura 232 – Equitabilidade da comunidade registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).	395
Figura 233 – Distribuição das frações granulométricas das lagoas nas campanhas 1 e 2.	397
Figura 234 – Concentrações dos elementos analisados nos sedimentos das lagoas do Espírito Santo.	398
Figura 235 – Concentrações dos elementos analisados nos sedimentos das lagoas do Espírito Santo.	400
Figura 236 – Localização dos pontos amostrais, com ênfase nos pontos amostrados na campanha de dezembro de 2019.	406
Figura 237 – Perfil das unidades geológicas ao longo do curso Parado rio Doce e tributários atingidos pelos rejeitos da barragem de Fundão, bem como da distribuição dos poços amostrados. Modificada de TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020 c).	406
Figura 238 – Diagrama de trilinear composto, representando a composição de pontos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce em termos de macroconstituintes iônicos - Diagrama de Piper.	409
Figura 239 – Diagrama de Piper correspondentes a conjuntos de amostras de águas superficiais de rios da BHRD. (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b).	409
Figura 240 – Amostras de água da BHRD locadas em um diagrama de equilíbrio de minerais em água, a 25° Celsius. Diagrama de Khorzinski.	411
Figura 241 – Classificação das águas da BHRD conforme sua aptidão para a irrigação. Diagrama de Wilcox (1955), modificado no programa DIAGRAMME.	412
Figura 242 – Composição das águas dos pontos amostrais de Mariana, Ouro Preto e Barra Longa expressos em um diagrama triangular Ca ²⁺ - Mg ²⁺ - (Na ⁺ +K ⁺).	414
Figura 243 – Concentrações de Fe, Mn e Al nos pontos de água amostrados em Mariana, Ouro Preto e Barra Longa.	416
Figura 244 – Composição das águas dos pontos amostrais de Santa Cruz do Escalvado expressos em um diagrama triangular Ca ²⁺ - Mg ²⁺ - (Na ⁺ +K ⁺), e um ponto de referência no Rio Doce (RB).	418

- Figura 245** – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Santa Cruz do Escalvado/MG. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R1 de monitoramento de água superficial do rio Doce. 420
- Figura 246** – Composição das águas dos pontos amostrais de São José do Goiabal e de Dionísio, expressos em um diagrama triangular Ca^{2+} - Mg^{2+} - ($\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$), e um ponto de referência no Rio Doce (R3). 423
- Figura 247** – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em São José do Goiabal/MG e Dionísio/MG. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R3 de monitoramento de água superficial do rio Doce. 424
- Figura 248** – Diagrama trilinear, associado a representação da condutividade elétrica, apresentando as proporções entre os componentes iônicos majoritários na água de três pontos em Periquito, cinco pontos amostrais em Ipaba e um ponto de referência no rio Doce (R5). 426
- Figura 249** – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Ipaba e Periquito. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R5 de monitoramento de água superficial do rio Doce. 430
- Figura 250** – Representação, em um diagrama trilinear, da composição de três amostras de água coletadas nos municípios de Governador Valadares/MG, Tumiritinga/MG, Resplendor/MG e Itueta/MG. 433
- Figura 251** – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Governador Valadares, Tumiritinga, Resplendor e Itueta. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R11 de monitoramento de água superficial do rio Doce. 436
- Figura 252** – Representação, em um diagrama trilinear, da composição de amostras de água coletadas nos municípios de Colatina e Linhares. 437
- Figura 253** – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Colatina/ES e Linhares/ES. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R15 de monitoramento de água superficial do rio Doce. 439
- Figura 254** – Diagrama de Khorzinski apresentando o equilíbrio de minerais em água, a 25° Celsius. Amostras de águas coletadas em Linhares. 441
- Figura 255** – Diagrama de Wilcox apresentando a situação de amostras de água do município de Linhares. 441
- Figura 256** – Concentração do Fe total em água subterrânea da BHRD. Fonte: SIAGAS (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). 443
- Figura 257** – Concentração do Mn total em água subterrânea da BHRD. Fonte: SIAGAS (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). 443
- Figura 258** – Concentração de Fe(diss) ($<0,45\mu\text{m}$) na água subterrânea em poços monitorados pelo Lactec até 07/2019. Fonte: BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c. 444
- Figura 259** – Concentração de Mn(diss) ($<0,45\mu\text{m}$) na água subterrânea em poços monitorados pelo Lactec até 07/2019. Fonte: BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c. 444
- Figura 260** – Condições teóricas de separação Fe - Mn em solução conforme o pH e Eh. Ambos os elementos estão na concentração de 10-6M, como na Figura 56 e na Figura 57. 445

Figura 261 – Diagrama de estabilidade Eh-pH de espécies comuns de ferro em solução aquosa. Atividade do carbonato dissolvido 1M. Atividade de enxofre dissolvido, 10 ⁻⁶ M. Fonte: Garrels e Christ (1965) apud Krauskopf (1967), modificada.	446
Figura 262 – Diagrama de estabilidade Eh-pH de espécies comuns de manganês em solução aquosa. Atividade do carbonato dissolvido 1M. Atividade de enxofre dissolvido, 10 ⁻⁶ M. Fonte: Garrels e Christ (1965) apud Krauskopf (1967), modificada.	447
Figura 263 – As concentrações de Fe e Mn na água dos pontos amostrais de água subterrânea e em outros pontos de controle da BHRD Fonte: BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c.....	448
Figura 264 – Razão molar Mn/Fe nas águas e em rochas referenciais da BHRD. Fonte: Águas – Lactec; Rochas - Evangelista (1992) e Gradim (2013).	449
Figura 265 – Representação gráfica das concentrações de Fe e de Mn nos pontos amostrais do programa de águas subterrâneas do Lactec na BHRD, entre 11/2017 e 12/2019.....	451
Figura 266 – Hidróxidos de ferro precipitados em surgências de água sobre rochas graníticas em Barra Longa, MG.	452
Figura 267 – Deposição de ferro em uma nascente em Barra Longa, MG.....	452
Figura 268 – Ilustração do comportamento geral do Fe em água em locais com solos orgânicos sobre rochas graníticas.	453
Figura 269 – Espécies de quelônios de água doce registrados na bacia hidrográfica do rio Doce. Da esquerda para a direita e de cima para baixo, <i>Phrynops geoffroanus</i> , <i>Acanthochelys radiolata</i> , <i>Hydromedusa maximiliani</i> e <i>Rhynoclemmys punctularia</i> (padrão amazônico, apresentado como ilustração).....	456
Figura 270 – Pontos amostrais de quelônios de água doce avaliados entre a segunda e a quinta campanha conforme antiga nomenclatura. Legenda dos pontos amostrais: RD= Rio Doce; LG= Lagoa; TA= Tributário afetado; TC= Tributário Controle.....	460
Figura 271 – Pontos amostrais de quelônios de água doce distribuídos conforme nomenclatura atualizada a partir da sexta campanha. Legenda dos pontos amostrais: RD= Rio Doce; LG= Lagoa; TC= Tributário Controle.....	460
Figura 272 – Busca ativa por exemplares de quelônios dulcícolas no rio Pancas por meio de observação durante deslocamento de barco na área amostral controle TC 8, em Colatina, Espírito Santo.	462
Figura 273 – Observação do rio Doce durante o caminhar na área amostral de ambiente fluvial RD 5, em Resplendor-MG.....	462
Figura 274 – Instalação de redes de espera na área amostral RD 8, no rio Doce, município de Conselheiro Pena-MG.	462
Figura 275 – 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.....	463
Figura 276 – Armadilha do tipo covo instalada na no rio Doce (ponto RD 14) no município homônimo, em Minas Gerais.	463
Figura 277 – Indivíduo de cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>) capturado em armadilha do tipo “covo” ou “jequi”, na área amostral controle TC3, durante a sexta etapa do monitoramento.....	463

Figura 278 – Biometria de jovem de cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>) capturado em covo na calha do rio Pancas na área amostral controle TC 8, em Colatina, Espírito Santo.	464
Figura 279 – Tomada de medida de plastrão em cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffronus</i>), capturado em área amostral controle TC 8, em Colatina, Espírito Santo.	465
Figura 280 – Coleta de sangue em cágado-de-barbicha (<i>P. geoffroanus</i>).....	465
Figura 281 – Soltura de cágado-de-barbicha (<i>P. geoffroanus</i>) após procedimentos.	466
Figura 282 – Desenho esquemático de marcação em carapaça de quelônios dulcícolas. No caso do presente estudo, a ordem é determinada para cada espécie.....	466
Figura 283 – Marcação em carapaça de cágado-de-barbicha (<i>P. geoffroanus</i>), indicando a marcação de captura nº 8 para esta espécie, segundo padrão de marcação adotado.	467
Figura 284 – Número de registros por espécie de quelônios de água doce obtidos ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce.	467
Figura 285 – Variação no número de registros por espécie de quelônios de água doce obtidos ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce.	468
Figura 286 – Número de registros por espécie de quelônios de água doce obtidos em pontos afetados e pontos-controle ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce.	470
Figura 287 – Número de registros por espécie de quelônios de água doce por ponto amostral obtidos ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce, considerando pontos afetados (demarcados em vermelho) e pontos-controle (demarcados em verde).....	470
Figura 288 – Deposição, pela enchente do início de 2020, de espessa camada de sedimento nas margens do rio Doce, na Ilha dos Araújo, município de Governador Valadares, Minas Gerais, observada durante a sétima campanha de campo.	471
Figura 289 – Filhotes de cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>) nascidos anteriormente ao evento de enchentes de janeiro e fevereiro de 2020 e consequente deposição de lama nas margens do rio, em Governador Valadares, área amostral RD6.	471
Figura 290 – Indivíduo adulto de cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>) termorregulando sobre rocha na área amostral RD8, em Conselheiro Pena-MG.	472
Figura 291 – Aglomeração de indivíduos juvenis de cágado-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>), indicando recrutamento de novas gerações na área amostral RD8.	472
Figura 292 – Espécime filhote de cága-de-barbicha (<i>Phrynops geoffroanus</i>) com lesão ocular no olho direito, capturado na área amostral RD8, em Conselheiro Pena, estado de Minas Gerais, durante a sexta campanha.....	473
Figura 293 – Fluxograma de danos relativos ao ambiente aquático continental.....	492

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Descrição das estações de amostragem de qualidade de água monitoradas pelo Lactec. .56	56
Tabela 2 – Indicadores dos danos à qualidade da água.59	59
Tabela 3 – Categorias de classificação dos dados de qualidade da água.59	59
Tabela 4 – Critério para definição da gravidade dos danos à qualidade da água.60	60
Tabela 5 – Interpretação da tendência de evolução dos danos à qualidade da água.61	61
Tabela 6 – Localidades que tiveram seus sistemas de abastecimento de água impactados em decorrência do rompimento da barragem de Fundão.62	62
Tabela 7 – Situação dos sistemas de abastecimento de água em 2020.77	77
Tabela 8 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas ao longo do rio Doce e tributários.88	88
Tabela 9 – Segmentação temporal dos dados secundários analisados.....89	89
Tabela 10 – Estações de monitoramento do plâncton avaliadas pelo LACTEC no rio Doce e seus afluentes.90	90
Tabela 11 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1.96	96
Tabela 12 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A.100	100
Tabela 13 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B.105	105
Tabela 14 – Riqueza de espécies máxima registrada antes e após o desastre nos rios Piranga, do Carmo e Doce, segundo dados do monitoramento da UHE Risoleta Neves, e porcentagem de redução.107	107
Tabela 15 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nos rios Piranga, do Carmo, e Doce, a montante e jusante da UHE Risoleta Neves. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo (* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$ e *** $P < 0,001$).108	108
Tabela 16 – 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 (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).109	109
Tabela 17 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias no rio Doce, a montante e jusante da UHE Baguari. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($P < 0,05$).111	111
Tabela 18 – Riqueza de espécies máxima registrada no monitoramento da UHE Aimorés, nas estações amostrais do rio Doce antes (março de 2011 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a setembro de 2019) o desastre, e a porcentagem de redução.111	111

Tabela 19 – Riqueza de espécies zooplanctônica nas estações da APDL (riqueza máxima e mínima considerando as réplicas nos tributários e no rio Doce) registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec.	113
Tabela 20 – Abundância máxima zooplanctônica (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 (VISÃO AMBIENTAL, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).	118
Tabela 21 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para a abundância dos indivíduos registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nos rios Piranga, do Carmo, e Doce, a montante e jusante da UHE Risoleta Neves. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (abundância dos indivíduos), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($P < 0,001$).	120
Tabela 22 – Abundância zooplanctônica máxima (ind m ⁻³) registrada no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre no rio Doce (montante e jusante da barragem), e a porcentagem de redução (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).	120
Tabela 23 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para abundância dos indivíduos registrada ao longo do monitoramento das concessionárias no rio Doce, a montante e jusante da UHE Baguari. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (abundância dos indivíduos), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($*P < 0,05$; $**P < 0,01$).	123
Tabela 24 – Abundância zooplanctônica máxima (ind m ⁻³) registrada no monitoramento da UHE Aimorés, antes (março de 2011 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a setembro de 2019) o desastre no rio Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução (MICRA 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019).	124
Tabela 25 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para abundância dos indivíduos registrada ao longo do monitoramento das concessionárias no rio Doce, a montante e jusante da UHE Aimorés (MICRA 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019). O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (abundância dos indivíduos), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($*P < 0,01$ e $**P < 0,001$).	126
Tabela 26 – Abundância zooplanctônica (ind m ⁻³) nas estações da APDL (abundância máxima e mínima considerando as réplicas nos tributários (T1 = córrego Santarém, T3 = rio Gualaxo do Norte, T4 = rio do Carmo) e no rio Doce (C1 = compartimento 1, C2A = compartimento C2A, C2B = compartimento C2B, C3 = compartimento 3) registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec, e classificação (ME = muito escassa, E = escassa, M = moderada, A = abundante, MA = muito abundante) de acordo com a abundância máxima (adaptada de CETESB, 2012).	127
Tabela 27 – Diversidade de espécies zooplanctônicas máxima (índice de Shannon-Wiener) (bits ind ⁻¹) nas estações da APDL, registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. Classificação da diversidade de espécies (C) de acordo com SHANNON; WIENER (1949), sendo MB = muito baixa, B = baixa, M = média.	139
Tabela 28 – Equitabilidade máxima da comunidade zooplanctônica (índice de Pielou) nas estações da APDL, registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. D = dominância de espécies na comunidade (A = alta, M = média, B = baixa).	142
Tabela 29 – Aportes de sedimento nos períodos pré e pós-desastre em estações do rio Doce.	148

Tabela 30 – Estimativa do tempo necessário para a retirada do rejeito do leito do rio Doce, entre a UHE Risoleta Neves e a foz do rio, considerando os volumes de 14,64 hm ³ e 44 hm ³ e o peso específico de 2 t/m ³ .	149
Tabela 31 – Coordenadas das estações amostrais das lagoas.	154
Tabela 32 – Coordenadas das estações amostrais AF, BKG, PC e UHEs (S – Sedimentos, MB – Macroinvertebrados bentônicos).	155
Tabela 33 – Indicadores dos danos à qualidade de sedimento.	156
Tabela 34 – Classificação do fator de contaminação.	157
Tabela 35 – Resumo da origem dos dados utilizados para a análise de sedimentos.	158
Tabela 36 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da composição granulométrica no relatório de acompanhamento do dano.	161
Tabela 37 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da concentração de EPTs no relatório de acompanhamento do dano.	213
Tabela 38 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no rio Doce, Compartimento 1. Diag.: dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp.: complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.	222
Tabela 39 – 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.	222
Tabela 40 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no compartimento 2A. Diag.- dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp. – complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.	228
Tabela 41 – 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.	229
Tabela 42 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2B.	236
Tabela 43 – 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 2B.	237
Tabela 44 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes no sedimento” nos compartimentos analisados, (*) classificação do dano que sofreu alteração no acompanhamento do dano.	238
Tabela 45 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da alteração da concentração dos elementos no relatório de acompanhamento do dano.	242
Tabela 46 – Descrição dos pontos amostrais de coleta de <i>Astyanax bimaculatus</i> .	247
Tabela 47 – Marcadores microssatélites utilizados para genotipar indivíduos de <i>Astyanax bimaculatus</i> .	250
Tabela 48 – 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.....	255
Tabela 49 – 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.	255
Tabela 50 – Resultados da análise de SIMPER indicando as espécies com maior contribuição percentual nas similaridades registradas nos pontos amostrais dos trechos de amostragem no rio Doce. SM – Similaridade média.	256
Tabela 51 – Tabela de hipóteses de dano e ausência de dano do Desastre da Samarco sobre a diversidade genética de <i>Astyanax bimaculatus</i> da bacia do Rio Doce para cada marcador e análise. O cenário suportado será aquele que apresente suporte de dano para ao menos 3 análises.....	267
Tabela 52 – Número de indivíduos sequenciados (Ns) de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, dos Compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o fragmento mitocondrial, seus respectivos números de haplótipos (NH), sua diversidade nucleotídica (π) e desvio padrão da diversidade nucleotídica (DP).	270
Tabela 53 – Número de indivíduos genotipados (Ng), diversidade gênica (DG), heterozigosidade esperada (He) e riqueza alélica (RA) e seus respectivos desvios padrão (DP) das populações de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce.	271
Tabela 54 – Tamanho efetivo populacional e evidências de redução recente no tamanho populacional segundo os critérios de excesso de heterozigotos e de distorção das frequências alélicas das populações de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. * indica que a população é grande o suficiente para não apresentar desequilíbrio de ligação. Em negrito, valores significativos.....	272
Tabela 55 – Teste de hipótese de presença ou ausência de dano do desastre da Samarco sobre a diversidade genética de populações de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, com Compartimento 2 do rio Doce. Em destaque, as hipóteses suportadas.	273
Tabela 56 – Teste de hipótese de presença ou ausência de dano do Desastre da Samarco sobre a diversidade genética de populações de <i>Astyanax bimaculatus</i> , grupo A, do Compartimento 1 do Rio Doce. Em destaque, as hipóteses suportadas.....	274
Tabela 57 – Espécies coletadas em cada local.	284
Tabela 58 – Informações dos pontos de coletas de amostras de várzea.	284
Tabela 59 – Quantidade de amostras com valores acima dos teores de toxicidade.....	288
Tabela 60 – Cargas dos componentes.....	297
Tabela 61 – Variância explicada.	297
Tabela 62 – Tabela de confusão.	299
Tabela 63 – Tabela de confusão sem as espécies resistentes.	300
Tabela 64 – Classes de danos devido à bioacumulação na vegetação nativa e critérios assumidos para sua classificação.	301
Tabela 65 – Dados dos reservatórios analisados.....	304

Tabela 66 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas nos reservatórios hidrelétricos presentes ao longo do rio Doce.	314
Tabela 67 – Segmentação temporal dos dados secundários analisados.....	314
Tabela 68 – Estações das amostragens realizadas pelo Lactec nos reservatórios existentes na calha do rio Doce.	315
Tabela 69 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base no reservatório da UHE Risoleta Neves.	319
Tabela 70 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base no reservatório da UHE Baguari.	325
Tabela 71 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base no reservatório da UHE Aimorés.	329
Tabela 72 – Riqueza máxima de espécies registrada antes e após o desastre nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, antes e após o desastre, e a porcentagem de redução.	332
Tabela 73 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo (* $P < 0,01$ e ** $P < 0,001$).	332
Tabela 74 – Abundância máxima zooplanctônica (ind m^{-3}) registrada antes e após o desastre nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, antes e após o desastre, e a porcentagem de redução.	334
Tabela 75 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($P < 0,01$).	334
Tabela 76 – Diversidade de espécies zooplanctônicas máxima (índice de Shannon-Wiener) (bits ind^{-1}) nas UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, registrada no verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. Classificação da diversidade de espécies (C) de acordo com SHANNON; WEAVER (1949), sendo MB = muito baixa, B =baixa, M = média.....	339
Tabela 77 – Equitabilidade (índice de Pielou) máxima da comunidade nas UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, registrada no verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. Classificação da dominância de espécies (D) de acordo com os resultados do índice de Pielou.....	341
Tabela 78 – Concentrações dos EPTs analisados para o período do acompanhamento do dano dos sedimentos dos reservatórios. Em destaque laranja são as maiores concentrações identificadas.....	352
Tabela 79 – Concentrações dos EPTs nos sedimentos do reservatório da UHE Baguari após o período chuvoso de 2020.	353
Tabela 80 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves. Diag.- dados pós-desastre apresentados no relatório de	

diagnóstico, Acomp. – complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.....	355
Tabela 81 – 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).	356
Tabela 82 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari. Diag.- dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp. – complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.....	358
Tabela 83 – 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).	359
Tabela 84 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes no sedimento” em reservatórios hidrelétricos, (*) classificação do dano que sofreu alteração no acompanhamento do dano.	360
Tabela 85 – Estações de monitoramento, coordenadas e período de dados avaliados.	365
Tabela 86 – Variáveis em desconformidade com a legislação no ambiente lacustre.....	366
Tabela 87 – Estações avaliadas pelo Lactec e Renova nas lagoas costeiras.....	377
Tabela 88 – Estações de amostragem nas lagoas localizadas fora da APDL.	378
Tabela 89 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.	378
Tabela 90 – Síntese dos EPTs que ficaram acima das concentrações nos períodos anteriores para os sedimentos das lagoas, no período analisado no acompanhamento do dano.	401
Tabela 91 – Campanhas de análises e coletas de amostras na bacia do rio Doce e os municípios correspondentes aos pontos de amostragem.....	403
Tabela 92 – Localização dos pontos amostrais.....	404
Tabela 93 – Número de elementos identificados por ICP-MS, pelo Lactec em pontos amostrais de água subterrânea da BHRD.	412
Tabela 94 – Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras nos pontos amostrais na mina Alegria Norte (A), na mina Alegria Sul (B) no ponto amostral na Fazenda Paracatu (C) em Mariana/MG, no rio Gualaxo do Norte (RA) em Paracatu de Baixo/MG, em Gesteira, Barra Longa/MG (C1), na nascente em Pedras (NA) Mariana/MG e na nascente em Campinas (NB), Barra Longa/MG.	415
Tabela 96- Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nos pontos “F1”, “F2” e “F3” em São José do Goiabal/MG e “G”, “H” e “LB”/MG.	422
Tabela 97 – Valores das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras obtidas em poços de Ipaba/MG (I, J, K, L e M), nos poços de Periquito/MG Sede (N) e Periquito em Pedra Corrida/MG (O e P).	427
Tabela 98 – Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras obtidas em poços de Gov. Valadares/MG (P1, P2 e P3), nos poços de Tumiritinga/ MG (Q, R e RB), de Resplendor (S) e de Itueta/MG (T).	432

Tabela 99 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em Colatina e Linhares. Como referência foi considerada a estação R15, no rio Doce.	438
Tabela 100 – Razão Mn/Fe em rochas bacia hidrográfica do Rio Doce. Fonte: Evangelista (1992); Gradim (2013).....	449
Tabela 101 – Razões entre as concentrações de Mn e de Fe em amostras de água subterrânea e de pontos de referência em rios e em nascentes na BHRD, nas campanhas do Lactec entre 11/2017 e 12/2019. As amostras foram submetidas a filtragem no local com membrana de 0,45µm.	449
Tabela 103 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios segundo cada uma das sete campanhas de campo realizadas nos diferentes ambientes abordados e suas respectivas coordenadas em Universal Transversa de Mercator. Siglas: AM=Ambiente marinho; ES=Estuário; RD=Rio Doce, LG=Lagoa, TA=Tributário afetado; TC=Tributário controle. Pontos realocados em relação à primeira campanha são assinalados com * e pontos renomeados com **. Já os pontos renomeados apresentam a nomenclatura antiga entre parênteses.....	458
Tabela 104 – Quelônios registrados nos pontos amostrais do monitoramento durante as sete campanhas de campo e seus respectivos números de registro e observações. OP: Registro oportunístico por terceiros em área distinta dos pontos de monitoramento.	469

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>)
ADME	-	Área de Disposição de Material Excedente
AET	-	<i>Apparent Effects Threshold</i>
AF	-	Assimetria Flutuante
AGERH	-	Agência Estadual de Recursos Hídricos
AGV	-	Amostrador de Grandes Volumes
AIQ	-	Armadilhas de Interceptação 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 Ocasionais
(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>)
IC	- Intervalo de Confiança
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
PGIRS	-	Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos
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 de 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
RCC	-	Resíduos de Construção Civil
RCD	-	Resíduos de Construção Civil 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
RSCD	-	Resíduos Sólidos de Construção Civil e Demolição
RT	-	Relatório Técnico
SAA	-	Sistema de Abastecimento de Água
SAAE	-	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SABESP	-	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SBH	-	Sociedade Brasileira de Herpetologia
SC	-	Santa Catarina
SCOVs	-	Semi-voláteis
SDT	-	Sólidos Dissolvidos Totais
SEMAD	-	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SGR	-	Sistema Geodésico de Referência

SIAGAS	- Sistema de Informações de Águas Subterrâneas
SIG	- Sistema de Informação Geográfica
SIMPROF	- <i>Similarity Profile</i>
SISBIO	- Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
SNUC	- Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SOD	- Superóxido dismutase
SP	- São Paulo
SST	- Sólidos Suspensos Totais
TA	- Temperatura Ambiente
TBARS	- Substâncias Reagentes ao Ácido Tiobarbitúrico (do inglês <i>Tiobarbituric Acid Reagent Substances</i>)
TC	- Taxa de reação catalisada
TCSA	- Termo de Compromisso Socioambiental
TEL	- Nível de Efeitos de Limiar
TFSA	- Terra Fina Seca ao Ar
TH	- Teor Hídrico
TI	- Terras Indígenas
TMT	- Teor Máximo Tolerável
TNC	- Taxa de reação não catalisada
TTAC	- Termo de Transação e Ajustamento de Conduta
UA	- Unidade Amostral
UC	- Unidade de Conservação
UFES	- Universidade Federal do Espírito Santo
UFMG	- Universidade Federal de Minas Gerais
UFPR	- Universidade Federal do Paraná
UHE	- Usina Hidrelétrica
Unesco	- Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNT	- Unidade Nefelométrica de Turbidez
UR	- Umidade Relativa do Ar
UTC	- Unidades de Triagem e Compostagem de Resíduos
UTM	- Universal Transversa de Mercator
VANT	- Veículo Aéreo Não Tripulado
VIFE	- Implantes Visíveis de Elastômero
VMP	- Valor Máximo Permitido
VRQs	- Valores de Referência de Qualidade
VV	- Velocidade do Vento
ZA	- Zona de Amortecimento

APRESENTAÇÃO

Com o rompimento da barragem de rejeitos minerários de Fundão, pertencente à Samarco Minerações S.A., em 5 de novembro de 2015, foi firmado uma série de acordos judiciais ao longo do tempo. O Termo de Ajustamento Preliminar firmado entre o Ministério Público Federal, Samarco Minerações S.A., Vale S.A. e BHP Billiton Brasil Ltda., instituiu ao Lactec a incumbência de 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 Ministério Público, 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. Ao longo do tempo o Lactec já publicou uma série de relatórios e pareceres que estão disponíveis para consulta no site do Ministério Público Federal, no seguinte link: <http://www.mpf.mp.br/grandes-casos/caso-samarco/atuacao-do-mpf/pareceres-e-relatorios>.

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).

No início de 2020 foi emitido o Relatório Parcial de Valoração Econômica dos Danos Sociambientais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020a) que aborda o detalhamento metodológico utilizado para a valoração econômica dos danos socioambientais do desastre. Na sequência foi lançado o Diagnóstico de Danos, que devido a complexidade e extensão foi dividido em cinco tomos. No TOMO I – Contextualização (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b), 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 TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020d) e TOMO IV – Zona Costeira e Marinha (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020e), com os danos por ambientes afetados. No TOMO V – Patrimônio Cultural (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020f, g, h) é apresentado os danos sobre o patrimônio arqueológico, material e imaterial.

Ainda em 2020 foi emitido o 3º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i) referente aos dados coletados da cheia de 2020 no rio Doce. No mesmo período foi emitido o Relatório de Valoração Contingente (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020j) e de Diagnóstico dos danos ao patrimônio cultural nas Terras Indígenas (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020k).

Já em 2021 foi emitido o Relatório de Valoração Econômica dos Danos Socioambientais com o resultado final dessa etapa de trabalho (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2021a).

No presente Relatório de Acompanhamento de Danos são apresentados novos resultados e o acompanhamento da evolução dos danos diagnosticados até dezembro 2020. Sua apresentação segue o formato adotado no Diagnóstico de Danos, dividido em quatro tomos, sendo o primeiro de contextualização e os demais referentes aos danos a cada ambiente avaliado. Quanto ao patrimônio cultural, o cenário dos danos e as recomendações de ações de recuperação já foram apresentados em formato de pareceres, respectivamente, BRASIL (MPF)/LACTEC (2021b) e (2020n), por isso essa temática não é tratada nesse relatório.

Cada tomo é constituído por um volume do acompanhamento 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 e acompanhamento 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 GERAL	51
2 AMBIENTES FLUVIAIS	53
2.1 Danos à qualidade das águas	53
2.1.1 Metodologia	54
2.1.1.1 Avaliação dos danos à qualidade da água bruta	54
2.1.1.2 Avaliação do dano ao uso da água para abastecimento público	61
2.1.2 Aumento das concentrações de sólidos na água	62
2.1.2.1 Turbidez.....	62
2.1.2.2 Sólidos suspensos totais (SST).....	64
2.1.2.3 Sólidos dissolvidos totais (SDT)	65
2.1.2.4 Síntese do dano “aumento das concentrações de sólidos na água”	66
2.1.3 Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na água.....	67
2.1.3.1 Alumínio dissolvido	67
2.1.3.2 Arsênio total.....	68
2.1.3.3 Bário total	69
2.1.3.4 Cádmio total.....	69
2.1.3.5 Chumbo total	70
2.1.3.6 Cobre dissolvido.....	71
2.1.3.7 Cromo total	72
2.1.3.8 Ferro dissolvido.....	73
2.1.3.9 Manganês total	74
2.1.3.10 Mercúrio total	74
2.1.3.11 Níquel total.....	75
2.1.3.12 Zinco total	76
2.1.3.13 Síntese do dano “aumento das concentrações de EPTs na água”	76
2.1.4 Dano ao uso da água para abastecimento público	77
2.1.5 Conclusões	80
2.1.6 Cenário de danos	84
2.2 Danos às comunidades planctônicas.....	86
2.2.1 Metodologia.....	87
2.2.1.1 Dados secundários	87
2.2.1.2 Dados primários	89
2.2.2 Alteração da comunidade fitoplanctônica	92

2.2.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento	192
2.2.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2A	97
2.2.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2B.....	100
2.2.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 3.....	106
2.2.3 Alterações da comunidade zooplanctônica nas estações da APDL.....	106
2.2.3.1 Alteração da riqueza espécies.....	106
2.2.3.2 Alteração da abundância numérica das espécies	118
2.2.4 Conclusões	143
2.2.5 Cenário de danos	147
2.3 Danos associados ao transporte de sedimentos.....	147
2.3.1 Cenário de danos	148
2.3.1.1 Remoção natural dos rejeitos depositados na calha do rio Doce pela ação da erosão fluvial.....	148
2.3.1.2 Retirada dos rejeitos depositados na calha do rio Doce por ações de dragagem	150
2.4 Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	151
2.4.1 Metodologia.....	153
2.4.1.1 Coleta e análise dos sedimentos	157
2.4.2 Alteração da granulometria nos sedimentos do ambiente fluvial	159
2.4.3 Alteração da concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos fluviais.....	161
2.4.3.1 Alumínio	162
2.4.3.2 Arsênio.....	166
2.4.3.3 Bário.....	170
2.4.3.4 Cádmio	174
2.4.3.5 Chumbo.....	178
2.4.3.6 Cobalto.....	182
2.4.3.7 Cobre.....	185
2.4.3.8 Cromo	189
2.4.3.9 Ferro.....	193
2.4.3.10 Manganês.....	197
2.4.3.11 Mercúrio	201
2.4.3.12 Níquel.....	204

2.4.3.13 Zinco.....	208
2.4.3.14 Índice de carga de poluição e grau de contaminação	212
2.4.3.15 Caracterização mineralógica e morfométrica dos sedimentos.....	213
2.4.4 Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.....	216
2.4.5 Conclusões	238
2.4.5.1 Acompanhamento do dano	240
2.4.6 Cenário de danos	243
2.5 Danos à ictiofauna.....	244
2.5.1 Metodologia.....	245
2.5.2 Alterações na composição e estrutura das comunidades de peixes.....	253
2.5.3 Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna	261
2.5.4 Aumento da riqueza e abundância de peixes introduzidos (exóticos)	263
2.5.5 Redução da diversidade genética da ictiofauna.....	264
2.5.6 Alteração da dinâmica populacional da ictiofauna	274
2.5.7 Aumento do estresse e alterações nas condições corporais e/ou de saúde na ictiofauna	275
2.5.8 Aumento na bioacumulação e biomagnificação	276
2.5.9 Conclusões	278
2.5.10 Cenário de danos.....	280
2.6 Danos à flora aquática.....	282
2.6.1 Metodologia.....	282
2.6.1.1 Seleção de espécies.....	282
2.6.1.2 Coleta de amostras	284
2.6.1.3 Análise laboratorial das amostras	286
2.6.1.4 Análise de dados	286
2.6.2 Contaminação da vegetação aquática por elementos potencialmente tóxicos ..	287
2.6.2.1 Estatísticas univariadas	288
2.6.2.2 Análises multivariadas	292
2.6.3 Conclusões	300
2.6.3.1 Classificação do dano.....	301
2.6.4 Cenário de Danos	301
3 RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS.....	302
3.1 Danos à qualidade das águas	303
3.1.1 Metodologia	303
3.1.2 Aumento das concentrações de sólidos na água	304

3.1.2.1	Turbidez.....	304
3.1.2.2	Sólidos Suspensos Totais (SST)	305
3.1.2.3	Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	306
3.1.3	Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na água.....	307
3.1.3.1	Cobre Dissolvido	307
3.1.3.2	Ferro Dissolvido	308
3.1.3.3	Manganês Total.....	309
3.1.3.4	Zinco Total.....	310
3.1.4	Conclusões	311
3.2	Danos às comunidades planctônicas.....	312
3.2.1	Metodologia.....	313
3.2.1.1	Dados secundários	313
3.2.1.2	Dados primários	315
3.2.2	Alteração na comunidade fitoplanctônica	316
3.2.2.1	Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Risoleta Neves.....	316
3.2.2.2	Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Baguari	320
3.2.2.3	Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Aimorés.....	325
3.2.2.4	Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Mascarenhas.....	330
3.2.3	Alterações na comunidade zooplanctônica	330
3.2.3.1	Alteração da riqueza de espécies.....	330
3.2.3.2	Alteração da abundância numérica	334
3.2.3.3	Outros parâmetros avaliados.....	338
3.2.4	Conclusões	342
3.2.5	Cenário de danos	344
3.3	Danos associados ao transporte de sedimentos.....	345
3.3.1	Cenário de Danos	345
3.4	Danos à qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	348
3.4.1	Metodologia.....	348
3.4.2	Alteração da granulometria nos sedimentos dos reservatórios	348
3.4.3	Alteração da concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos dos reservatórios	350

3.4.4 Alteração na comunidade de macroinvertebrados.....	353
3.4.5 Conclusões	360
3.4.6 Cenário de danos	361
4 AMBIENTES LACUSTRES.....	363
4.1 Qualidade das águas	364
4.1.1 Metodologia.....	365
4.1.2 Variáveis de qualidade de água analisadas	366
4.1.2.1 Alumínio Dissolvido.....	366
4.1.2.2 Cromo total.....	367
4.1.2.3 Ferro Dissolvido	368
4.1.2.4 Manganês Total.....	369
4.1.2.5 Sólidos Dissolvidos Totais.....	370
4.1.2.6 Variáveis em conformidade com a legislação em 2019	371
4.1.3 Conclusões	375
4.2 Comunidades planctônicas	376
4.2.1 Metodologia.....	376
4.2.1.1 Fitoplâncton	376
4.2.1.2 Zooplâncton	377
4.2.2 Caracterização da comunidade fitoplanctônica.....	378
4.2.3 Estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica nas lagoas.....	391
4.2.3.1 Composição de espécies	391
4.2.3.2 Riqueza de espécies.....	392
4.2.4 Conclusão.....	395
4.3 Qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas	396
4.3.1 Metodologia.....	396
4.3.2 Alteração da granulometria nos sedimentos das lagoas do Espírito Santo	396
4.3.3 Alteração da concentração de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos das lagoas do Espírito Santo	397
4.3.4 Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presente no sedimento	399
4.3.5 Conclusões	400
5 OUTROS TEMAS ESTUDADOS	402
5.1 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	402
5.1.1 Aspectos gerais	402
5.1.2 Campanhas.....	403

5.1.3 Pontos amostrais.....	404
5.1.4 Características químicas gerais das águas subterrâneas da BHRD.....	407
5.1.4.1 Caráter hidroquímico do conjunto das águas	408
5.1.4.2 Compartimento 1.....	413
5.1.4.3 Compartimento 2.....	417
5.1.4.4 Compartimento 3.....	436
5.1.5 O ferro e o manganês nas águas subterrâneas da BHRD	443
5.1.6 Conclusões	454
5.2 QUELÔNIOS	455
5.2.1 Introdução.....	455
5.2.2 Metodologia.....	457
5.2.2.1 Área de Estudo.....	457
5.2.2.2 Procedimentos Amostrais.....	461
5.2.3 Resultados.....	467
5.2.4 Conclusão.....	474
6 AÇÕES DE RECUPERAÇÃO	476
6.1 Ações visando o controle do aporte de sólidos aos corpos hídricos.....	476
6.2 Ações voltadas ao saneamento.....	477
6.2.1 Sistema de abastecimento de água	478
6.2.2 Sistema de esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos	478
6.3 Ações para a recuperação da ictiofauna.....	479
6.4 Ações de monitoramento do meio físico e biótico	480
6.5 Incentivo às ações de fiscalização	480
6.6 Ações de educação ambiental	481
7 ANÁLISE INTEGRADA	482
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	493
9 GLOSSÁRIO.....	517

1 INTRODUÇÃO GERAL

No Tomo II do Relatório de Diagnóstico dos Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), foi apresentado 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 dos ambientes fluviais (córregos e rios), também foram avaliados os reservatórios hidrelétricos das usinas instaladas no rio Doce, os quais fizeram parte do trajeto percorrido pela lama de rejeitos. O estudo contou ainda com a avaliação de lagoas localizadas próximas às margens do rio Doce, no estado do Espírito Santo, visto que com a ocorrência da cheia do rio Doce, em janeiro de 2016, houve a suspeita de que as lagoas tivessem sido atingidas pelas águas do rio em questão ainda alteradas pelo evento do rompimento.

Todo o ambiente aquático continental foi subdividido ainda em três compartimentos. O Compartimento 1 refere-se a região entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. O Compartimento 2 compreender a extensão 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 (Figura 1).

Tendo em vista esses diferentes compartimentos, os danos levantados foram mensurados de acordo com uma escala de gravidade e caracterizados em relação a sua tendência de evolução e reversibilidade. A definição de cada um desses atributos pode ser conferida no Tomo I – Contextualização do Diagnóstico dos Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020b).

Na fase de Diagnóstico, foram identificados 26 danos ao ambiente aquático continental, englobando os diferentes ambientes e áreas temáticas avaliados, sendo que os danos foram majoritariamente classificados como graves ou gravíssimos (92%), com uma parte dos danos sendo considerada cessada (37%).

Os danos individuais diagnosticados ao ambiente aquático continental representaram, juntos, a perda de importantes serviços ecossistêmicos, revelando que as alterações provocadas pelo desastre foram de grande magnitude e com repercussões severas. Apesar de uma parte dos danos já terem cessado, a maioria ainda continua a existir.

Nesse contexto, o presente Relatório de Acompanhamento de Danos tem por objetivo apresentar, a partir da adição de dados mais recentes, os desdobramentos dos danos diagnosticados em Brasil(MPF)/Lactec (2020c), dando continuidade às metodologias aplicadas anteriormente seguindo a mesma subdivisão para apresentação dos resultados: ambientes fluviais, reservatórios hidrelétricos e ambientes lacustres. Desse modo, buscou-se identificar possíveis alterações no comportamento das tendências de evolução e reversibilidade dos danos em comparação às classificações apresentadas no diagnóstico. Para os danos que ainda ocorrem é apresentado, ao final de cada área temática, um cenário do que se espera a partir desse momento.

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



É importante destacar que danos considerados cessados em Brasil (MPF)/Lactec (2020c) não foram comentados nesse relatório, visto que não ocorrem mais, o que não significa, contudo, que o ambiente tenha se recuperado deles (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020b). Entre os danos identificados que não serão mais discutidos pelo seu cessamento estão: os danos à morfologia dos cursos d'água, a redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água, o assoreamento do canal do rio, o soterramento de cavas e açudes e a mortandade de peixes nos corpos hídricos afetados. Os danos de supressão da vegetação nativa, perda da biodiversidade de flora e perda de recursos florestais relacionados à flora aquática foram cessados (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) e não foram abordados no presente documento. Entretanto, um novo dano à flora aquática foi diagnosticado relacionado à contaminação da vegetação aquática por EPTs, sendo o detalhamento do referido levantamento apresentado nesse documento.

Desse modo, foi dada continuidade à avaliação dos danos para o ambiente aquático continental, estando os mesmos agrupados conforme temas importantes que abrangem os componentes desse ecossistema.

Apesar de não ter sido possível mensurar os danos sobre as águas subterrâneas e os quelônios (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), relativos ao desastre da Samarco, os resultados obtidos até o momento para ambas as áreas temáticas estão apresentados no item 5 – Outros Temas Estudados.

Na sequência, são apresentadas algumas recomendações gerais de Ações de Recuperação visando o reestabelecimento desses ambientes. 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 volume separado encontram-se os Apêndices e Anexos aqui citados.

2 AMBIENTES FLUVIAIS

No presente capítulo, foi realizado o acompanhamento dos danos do rompimento da barragem de Fundão sobre os ambientes fluviais, ou seja, os córregos e os rios, sendo que para sua análise foi adotada a divisão em compartimentos, conforme descrito no item introdutório.

A avaliação dos desdobramentos dos danos nesse documento refere-se às seguintes áreas temáticas: qualidade das águas dos rios; uso da água para o abastecimento público; comunidades planctônicas, fitoplâncton e zooplâncton, frequentemente utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental; transporte de sedimentos; qualidade dos sedimentos presentes no leito dos corpos hídricos; comunidade bentônica e, por fim, a ictiofauna.

Quanto aos danos à morfologia dos corpos de água, conforme apresentado no Tomo II do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), a alteração nas áreas de drenagem dos afluentes e o soterramento de cavas e açudes foram cessados. No que se refere à alteração na configuração da rede de drenagem dos cursos de água, 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 demandará um tempo muito longo, de modo que a adição de dados mais atuais na análise visando o acompanhamento desse dano não alterariam significativamente os resultados já apresentados em Brasil (MPF)/Lactec (2020c). Face ao exposto, os danos relacionados à morfologia dos corpos de água não foram discutidos no documento corrente, sendo que para maior detalhamento sobre os mesmos pode-se consultar o capítulo 2.1 do Tomo II do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Em relação à ictiofauna, ressalta-se que o seu monitoramento nos reservatórios hidrelétricos e nas lagoas Nova e Juparanã durante o diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), foi uma ferramenta importante na avaliação da organização e estrutura das assembleias de peixes nestes ambientes. O monitoramento permitiu identificar que ocorreram alterações na abundância, substituição de espécies e predomínio de espécies r-estrategistas. Os danos encontrados nesses locais foram 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. Entretanto, para o estudo de acompanhamento dos danos, os dados levantados durante o período entre maio de 2019 e dezembro de 2020 foram incorporados às avaliações do ambiente fluvial, visando uma otimização das avaliações acerca dos danos que não cessaram sobre a ictiofauna.

Os danos à flora aquática apresentados em Brasil(MPF)/Lactec (2020c) foram cessados, de modo que não foram abordados no presente documento. Todavia, na fase de acompanhamento dos danos foi diagnosticado um novo dano à flora aquática, relativo à sua contaminação por EPTs, o qual será então apresentado em detalhes no relatório corrente.

2.1 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

No tocante à qualidade da água dos rios, no relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), foram identificados três danos a partir da comparação de dados de linha-base e do período pós-rompimento (novembro/2015 a dezembro/2018):

aumento das concentrações de sólidos, redução das concentrações de oxigênio dissolvido e aumento das concentrações de EPTs na água. Os danos relativos ao aumento das concentrações de sólidos e de EPTs na água dos rios foram classificados como gravíssimos com tendência à redução com o passar dos anos. Já em relação ao dano relacionado à redução das concentrações de oxigênio dissolvido, no relatório supracitado, ficou evidenciado que houve retorno às condições de linha-base, de modo que o referido dano não foi abordado no presente documento.

Nesse contexto, teve-se por objetivo avaliar neste relatório a manutenção dos resultados obtidos para os danos relacionados ao aumento das concentrações de sólidos e EPTs na água dos rios apresentados em Brasil (MPF)/Lactec (2020c), incorporando à análise anterior o conjunto de dados referente ao ano de 2019 (janeiro a dezembro).

Em relação à qualidade da água potável, que é o produto entregue ao consumidor final a partir de um Sistema de Abastecimento de Água (SAA) e que deve atender aos padrões de qualidade de água exigidos para o consumo humano determinados pela Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, conforme descrito em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c), 18 localidades tiveram seu sistema de abastecimento atingido, danificado ou paralisado em virtude da passagem da onda de lama de rejeitos pelos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce. Entre estes, alguns conseguiram retomar seus sistemas de tratamento dias depois do desastre, enquanto que outros ainda aguardam solução alternativa ou melhorias em seu sistema de tratamento para garantir a distribuição de água potável dentro dos limites estabelecidos por lei. Nessa situação, no presente documento buscou-se acompanhar o dano ocorrido nos SAA em virtude do rompimento da barragem de Fundão entre os anos de 2019 e 2020.

2.1.1 METODOLOGIA

2.1.1.1 Avaliação dos danos à qualidade da água bruta

Para o ano de 2019, foram avaliados dados de monitoramento de qualidade de água do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), da Aliança Geração de Energia S.A. (Aliança Energia) e da Fundação Renova, sendo que sua utilização se deu do mesmo modo como realizado no Relatório do Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Foram ainda incluídos os resultados de três campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec, que não foram apresentados no relatório anterior. Estas campanhas ocorreram nos seguintes períodos: junho/2018, janeiro/2019 e agosto/2019.

Os laudos da campanha de junho/2018 encontram-se no Apêndice K do 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019e) e os laudos de 2019 foram disponibilizados no Apêndice do Parecer técnico nº 33 sobre a Avaliação da Qualidade da Água da bacia do rio Doce e da região costeira adjacente realizada pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2021a).

A Tabela 1 apresenta a descrição e a localização das estações do Lactec que foram selecionadas para as análises, tendo em vista estarem dentro da Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL) e estarem pareadas a estações do IGAM, da Aliança Energia e da Fundação Renova.

Assim como realizado anteriormente, os dados de qualidade de água das estações de monitoramento foram avaliados por compartimento, conforme:

- 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.

Na Tabela 1, estão apresentados os detalhes e as localizações das estações de monitoramento do Lactec que fizeram parte da presente avaliação, visto que não constam em Brasil (MPF)/Lactec (2020c).

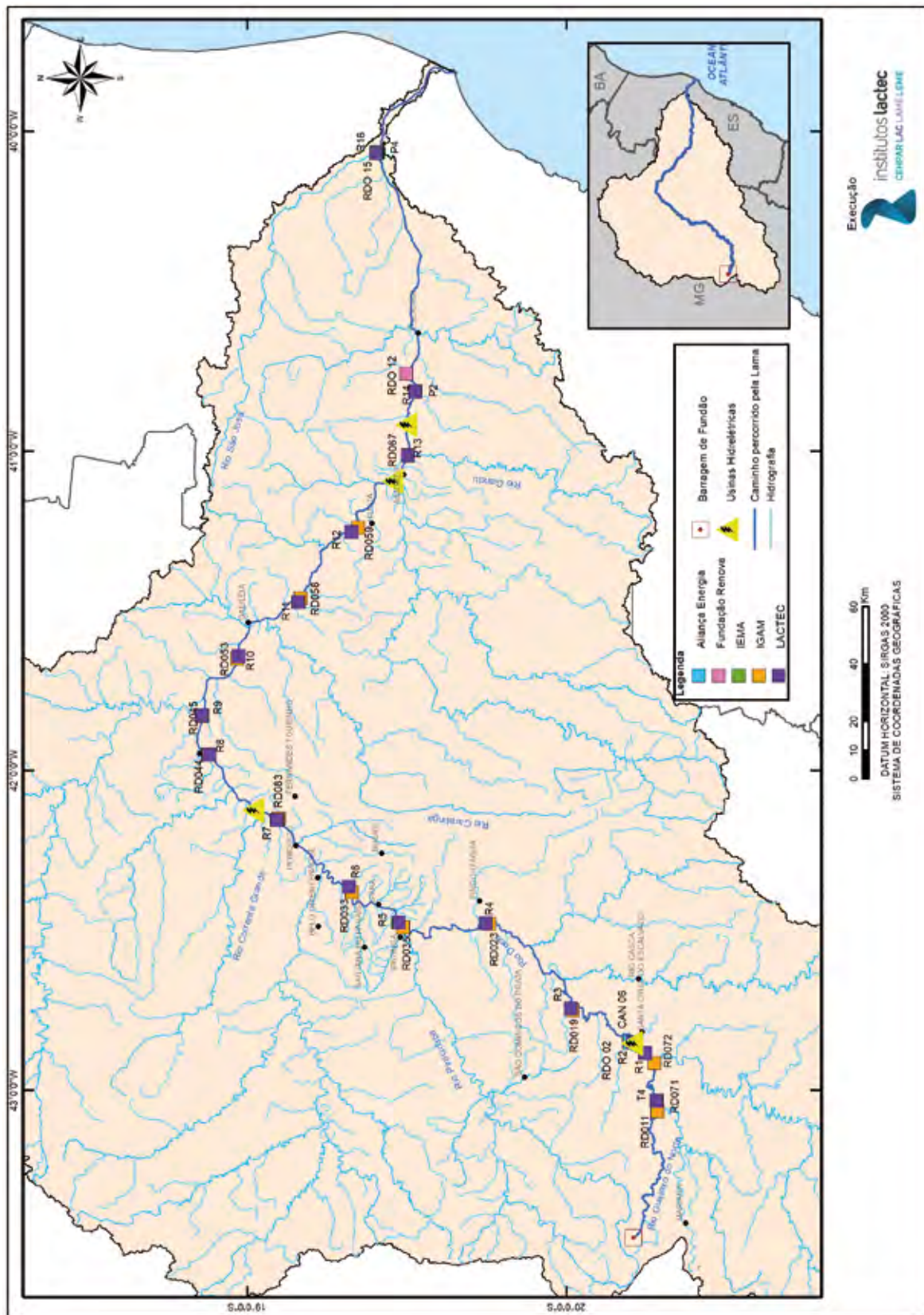
Na Figura 2, estão ilustradas as estações que são operadas por outros responsáveis, que já haviam sido avaliadas em Brasil (MPF)/Lactec (2020c), e que na avaliação corrente tiveram os dados do ano de 2019 adicionados às análises. No relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), pode-se consultar com maior detalhamento a descrição e a localização das estações de monitoramento operadas pelos outros responsáveis, quais sejam: IGAM, Aliança Energia e Fundação Renova.

Tabela 1 – Descrição das estações de amostragem de qualidade de água monitoradas pelo Lactec.

Corpo hídrico	Estação amostral	Descrição	Município	Latitude	Longitude	Distância até a barragem de Fundão	Estação Próxima/ Coincidente
Compartimento I - Barragem de Fundão até a barragem da UHE Risoleta Neves							
Rio do Carmo	T4	Após a confluência com o rio Gualaxo do Norte	Barra Longa/MG	20°16'59.16"	43°01'56.71"	74 km	RD071 (IGAM)
Rio Doce	R1	Próximo à ponte da BR-120	Santa Cruz do Escalvado/MG	20°14'52.19"	42°53'07.84"	95 km	RD072 (IGAM)
Compartimento II A - Barragem da UHE Risoleta Neves até a barragem da UHE Baguari							
Rio Doce	R2	A jusante do vertedouro da barragem da UHE Risoleta Neves	Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado/MG	20°12'31.10"	42°51'3.17"	113 km	RDO 02 (Fundação Renova) CAN 06 (Aliança Energia)
Rio Doce	R3	Próximo à ponte da BR-262	São Domingos do Prata/MG	20°00'52.74"	42°44'40.52"	152 km	RD019 (IGAM)
Rio Doce	R4	Próximo à ponte queimada, na região do Parque Estadual do Rio Doce	Marliéria e Pingo d'Água/MG	19°44'56.98"	42°28'41.88"	207 km	RD023 (IGAM)
Rio Doce	R5	Após a confluência com o rio Piracicaba	Santana do Paraíso/MG	19°28'35.83"	42°28'33.31"	250 km	RD035 (IGAM)
Rio Doce	R6	Próximo ao distrito de Perpétuo Socorro	Belo Oriente e Bugre/MG	19°19'14.52"	42°21'52.60"	279 km	RD033 (IGAM)
Rio Doce	R7	A montante da barragem da UHE Baguari	Fernandes Tourinho e Periquito/MG	19°05'44.27"	42°09'18.29"	321 km	RD083 (IGAM)

Corpo hídrico	Estação amostral	Descrição	Município	Latitude	Longitude	Distância até a barragem de Fundão	Estação Próxima/ Coincidente
Compartimento II B - Barragem da UHE Baguari até a barragem da UHE Mascarenhas							
Rio Doce	R8	Próximo à ponte da rodovia Rio-Bahia	Governador Valadares/MG	18°52'59.99"	41°57'03.67"	358 km	RD044 (IGAM)
Rio Doce	R9	Próximo ao distrito de Derribadinha	Governador Valadares/MG	18°51'39.46"	41°49'39.76"	373 km	RD045 (IGAM)
Rio Doce	R10	Próximo ao centro urbano de Tumiritinga	Galileia e Tumiritinga/MG	18°58'29.53"	41°38'31.34"	400 km	RD053 (IGAM)
Rio Doce	R11	Próximo ao centro urbano de Conselheiro Pena	Conselheiro Pena/MG	19°09'44.96"	41°28'19.70"	435 km	RD058 (IGAM)
Rio Doce	R12	Próximo ao centro urbano de Resplendor	Resplendor/MG	19°19'43.57"	41°15'09.94"	470 km	RD059 (IGAM)
Rio Doce	R13	A montante da confluência com o rio Guandu	Aimorés/MG e Baixo Guandu/ES	19°30'18.32"	41°00'52.85"	505 km	RD067 (IGAM)
Compartimento III - Barragem da UHE Mascarenhas até a foz do rio Doce							
Rio Doce	R14	No distrito de Itapina	Colatina/ES	19°31'38.10"	40°48'50.62"	540 km	P2/RDC1E010 (IEMA)
Rio Doce	R16	Próximo à ponte Joaquim Calmon	Linhares/ES	19°24'23.44"	40°04'04.19"	626 km	P4/RDC1D025 (IEMA) RDO 15 (Fundação Renova)

Figura 2 – Localização das estações de amostragem utilizadas para a mensuração de danos à qualidade da água.



Com exceção da incorporação dos dados obtidos no monitoramento pelo Lactec, a metodologia de análise permaneceu a mesma, sendo que o seu detalhamento se encontra em Brasil (MPF)/Lactec (2020c). Na sequência são elencados os principais pontos da metodologia adotada.

A avaliação dos danos à qualidade da água foi realizada a partir de diferentes indicadores conforme apresentado na Tabela 2. No Apêndice A, estão apresentados os números de observações para cada indicador (variável) avaliado e, no Apêndice B, constam os respectivos limites de quantificação.

Tabela 2 – 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)
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)

* Ressalta-se que assim como realizado em Brasil (MPF)/Lactec (2020c), a análise dos indicadores bário total e zinco total foi descritiva e não quantitativa.

Visando a mensuração dos danos, cada um dos dados do período pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias apresentadas na Tabela 3. Essas categorias foram estipuladas levando-se em consideração a série de dados histórica pretérita ao rompimento, bem como os limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). A classificação ocorreu para os dados de cada um dos indicadores (Tabela 2) e para cada uma das estações de monitoramento avaliadas (Figura 2), tendo sido realizada a distinção entre período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março). Ou seja, todo dado gerado no monitoramento foi classificado individualmente.

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 3 – 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

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 seis períodos de tempo aos quais estavam relacionados (“novembro/2015”, “dezembro/2015 a março/2016”, “abril/2016 a dezembro/2016”, “janeiro/2017 a dezembro/2017”, “janeiro/2018 a dezembro/2018” e “janeiro/2019 a dezembro/2019”).

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. A Tabela 4 apresenta os critérios adotados para a definição da gravidade dos danos à qualidade da água, bem como sua interpretação.

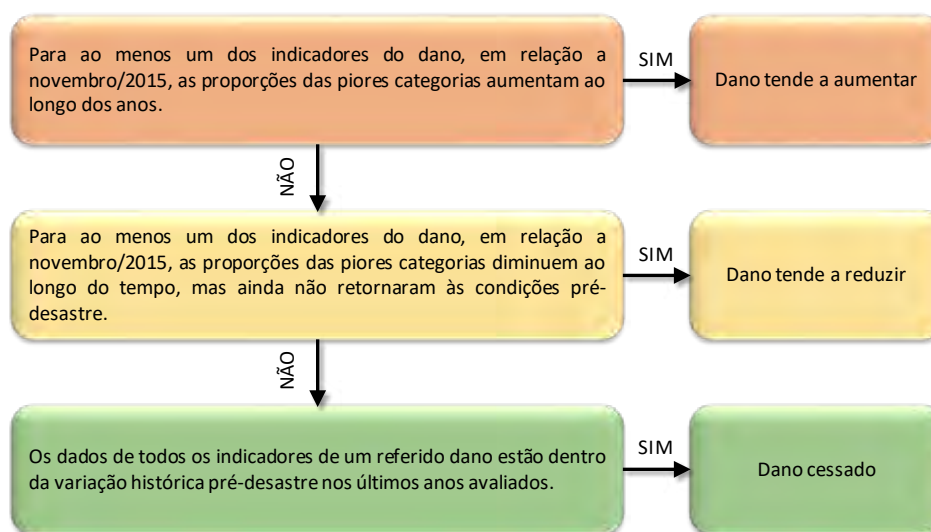
Tabela 4 – Critério para definição da gravidade dos danos à qualidade da água.

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 (houve retorno às condições de linha-base¹), 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 a avaliação da tendência de evolução do dano, foi levado em conta o fluxo de condições apresentado na Figura 3. 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 3. A Tabela 5 apresenta a interpretação da tendência de evolução dos danos.

Figura 3 – Fluxo de condições gerais de avaliação de tendência de evolução dos danos à qualidade da água.



1 Destaca-se que especificamente em relação à avaliação dos danos à qualidade da água, quando se define que o dano está cessado, subentende-se que a recuperação do ambiente quanto ao mesmo ocorreu de modo associado, visto que foram reestabelecidas as condições pretéritas ao rompimento. A viabilização desta relação se deu em virtude de se haver um referencial de linha-base bem estabelecido quanto aos aspectos qualitativos dos corpos hídricos avaliados, de um modo geral.

Tabela 5 – 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

Os danos também foram avaliados quanto a sua reversibilidade, ou seja, a capacidade de retorno às condições de linha-base. O que pode ocorrer pela própria resiliência do ambiente ou com o auxílio de ações de recuperação.

O dano considerado reversível é aquele para o qual é possível o pleno retorno das condições de linha-base. Há ainda danos que podem ser considerados parcialmente reversíveis, o que ocorre quando o retorno às condições de linha-base não pode ser totalmente atingido, ou seja, o ambiente é capaz de se recuperar até certo ponto, sem voltar plenamente a como era antes. Quando o ambiente ou recurso afetado foi profundamente alterado, o dano foi considerado irreversível, não sendo o meio capaz de retornar à condição pré-desastre. Ressalta-se que também foi considerado irreversível um dano capaz de retornar à condição inicial, mas que demandaria um grande tempo para isso ocorrer, no caso, um período superior a 70 anos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020b).

Por fim, destaca-se que entre os documentos suplementares desse relatório encontra-se a Avaliação Quali-Quantitativa de Estações de Monitoramento do Rio Doce: resultados para o ano de 2019 e do cálculo de cargas cumulativas excedentes, haja vista a importância de se avaliar conjuntamente ambos os aspectos da água. Tal análise foi realizada de modo a complementar à realizada anteriormente com dados do ano de 2019. Além disso, foram apresentadas estimativas de cargas excedentes em relação ao período de linha-base, em ton./dia, resultantes do rompimento da barragem de Fundão.

2.1.1.2 Avaliação do dano ao uso da água para abastecimento público

O dano causado ao uso da água para distribuição de água potável foi mensurado através de documentos dos órgãos fiscalizadores ou reguladores produzidos em seguida ao desastre, visitas técnicas e consulta aos prontuários de operação das estações de tratamento de água, conforme detalhado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c). A lista das localidades compreendidas pelo monitoramento dos danos socioambientais está disponível na Tabela 6.

Em virtude da pandemia de Sars-CoV-2 em vigência desde o início de 2020, não foi possível realizar visitas técnicas aos locais citados na Tabela 6, em virtude dos regulamentos sanitários. Portanto, para a monitoramento dos danos ocorridos nessas ETAs foi recorrido à avaliação de documentos de terceiros produzidos durante 2019 e 2020 pela Fundação Renova e pela Câmara Técnica de Segurança Hídrica e Abastecimento.

Além disso, para fundamentar o monitoramento dos danos no quesito qualidade da água abastecida, foram avaliados os dados de água potável dessas localidades analisados pelo Programa de monitoramento da qualidade da água para consumo humano (PMQACH) do Comitê Interfederativo (CIF). Devido ao grande

volume de informações geradas por esse programa, os resultados da qualidade da água e suas respectivas discussões encontram-se disponível em Documento Suplementar integrante deste documento.

Tabela 6 – Localidades que tiveram seus sistemas de abastecimento de água impactados em decorrência do rompimento da barragem de Fundão.

Município	Localidade	Tempo de paralisação dos SAA ⁽³⁾	População atendida (hab.) ⁽¹⁾	Situação em janeiro de 2019
Barra Longa	Distrito de Gesteira	N/D ⁽²⁾	N/D ⁽²⁾	Paralisada
Belo Oriente	Distrito de Perpétuo Socorro	1 ano	21.600	Em operação
Periquito	Distrito de Pedra Corrida	12 dias	4.951	Em operação
Alpercata	Sede Municipal	10 dias	4.648	Em operação
Governador Valadares	Sede Municipal	11 dias	279.604	Em operação
Governador Valadares	Distrito de São Vitor	N/D ⁽²⁾	N/D ⁽²⁾	Em operação
Tumiritinga	Sede Municipal	60 dias	4.002	Em operação
Tumiritinga	Distrito de São Tomé do Rio Doce	N/D ⁽²⁾	N/D ⁽²⁾	Operação parcial
Galileia	Sede Municipal	6 dias	N/D ⁽²⁾	Em operação
Resplendor	Sede Municipal	Atualmente	10.897	Paralisada
Itueta	Sede Municipal	Atualmente	3.190	Paralisada
Aimorés	Distrito de Sto. Ant. do Rio Doce	Atualmente	19.821	Paralisada
Baixo Guandu	Sede Municipal	Sem paralização	31.467	Em operação
Baixo Guandu	Distrito de Mascarenhas	Atualmente	N/D ⁽²⁾	Paralisada
Colatina	Sede Municipal	5 dias	115.107	Em operação
Colatina	Distrito de Itapina	N/D ⁽²⁾	N/D ⁽²⁾	N/D ⁽²⁾
Linhares	Sede Municipal	Sem paralização	163.662	Em operação
Linhares	Distrito de Regência	Atualmente	N/D ⁽²⁾	Operação parcial

⁽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.

2.1.2 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS NA ÁGUA

2.1.2.1 Turbidez

De acordo com a Figura 4, no ano de 2019, houve um aumento da proporção da categoria A em todos os compartimentos, mostrando que no referido ano houve um maior número de dados que atendeu ao limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (100 UNT) e esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento. A proporção da categoria A variou de 67,0% a 92,9% ao longo dos quatro compartimentos. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 4.

Nos compartimentos 1, 2A e 3, em 2019, ainda se constatou a ocorrência da categoria C, o que indica o registro de valores superiores aos limites de classe 2 e aos máximos históricos pré-rompimento, o que requer atenção, visto que valores como esses não chegaram a ser registrados em condições anteriores a 05 de novembro de 2015.

No Compartimento 1 e 3, a categoria C foi registrada em proporções mais baixas. Sendo que no Compartimento 1, o valor máximo registrado foi de 370 UNT (Apêndice C), o qual ocorreu em dezembro/2019, na estação RD072 do IGAM, em Santa Cruz do Escalvado/MG. No Compartimento 3, tanto em janeiro/2019 quanto em dezembro/2019, foram constatados valores superiores ao máximo histórico pré-rompimento (406 UNT) e ao limite da classe 2, que variaram de 379 UNT a 793 UNT na estação P2 (RDO 12 da Fundação Renova), em Colatina/ES.

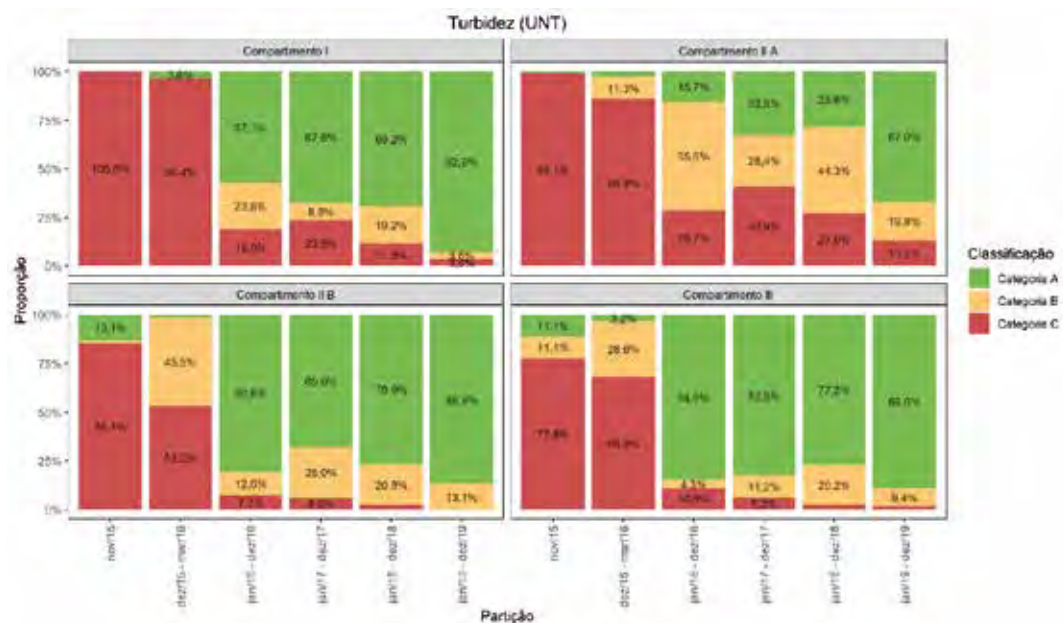
No Compartimento 2A, logo a jusante do barramento da UHE Risoleta Neves, onde estão localizadas as estações CAN 06 da Aliança Energia e da RDO 02 da Fundação Renova, é que mais se registrou dados classificados na categoria C, com valor máximo que chegou a superar 800 UNT. No local, antes do rompimento, o valor máximo registrado pela Aliança Energia foi de 68,6 UNT. Como os máximos históricos pré-rompimento dos períodos seco e chuvoso do referido local são inferiores a 100 UNT, os dados classificados na categoria B também indicaram alterações em relação à linha-base, visto que mesmo que tenham atendido ao limite da classe 2, ultrapassaram os máximos históricos pré-rompimento. Com exceção desse local, nas demais estações e compartimentos, dados classificados na categoria B referiram-se a valores que estiveram de acordo com a variação histórica pré-rompimento, mas ultrapassaram o limite de 100 UNT.

No Compartimento 2B, os valores se mantiveram de acordo com a série histórica anterior ao desastre, com valores atendendo ao limite (categoria A) e também o ultrapassando (categoria B).

Conforme mencionado nos Compartimentos 2A e 3, foram utilizados os dados das estações RDO 02 e RDO 12, respectivamente, que são operadas pela Fundação Renova. Nestes locais, a turbidez da água é registrada pela Fundação Renova a cada hora através de um equipamento que realiza a medição de modo contínuo. Ressalta-se que para fins de cálculo, foram utilizadas pelo Lactec as médias diárias dos valores. Assim, nestes locais, é gerado um maior número de observações do que as obtidas convencionalmente, com leituras que ocorrem, em geral, uma vez ao mês. Para a estação RDO 02, logo a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves, resultaram muitos mais dados classificados na categoria C do que na estação RDO 12, em Colatina/ES, o que indica águas mais turvas em um maior período do ano na RDO 02 em relação à RDO 12.

No Apêndice C, também se apresentam dados da estação RD011 (Compartimento 1), no rio Gualaxo do Norte. A estação em questão não possui dados de linha-base o que não permitiu a classificação de seus dados nas categorias A, B e C. No ano de 2019, em duas das 12 ocasiões monitoradas, o limite legislado (100 UNT) foi superado no referido local.

Figura 4 – Proporção das categorias A, B e C para a turbidez.

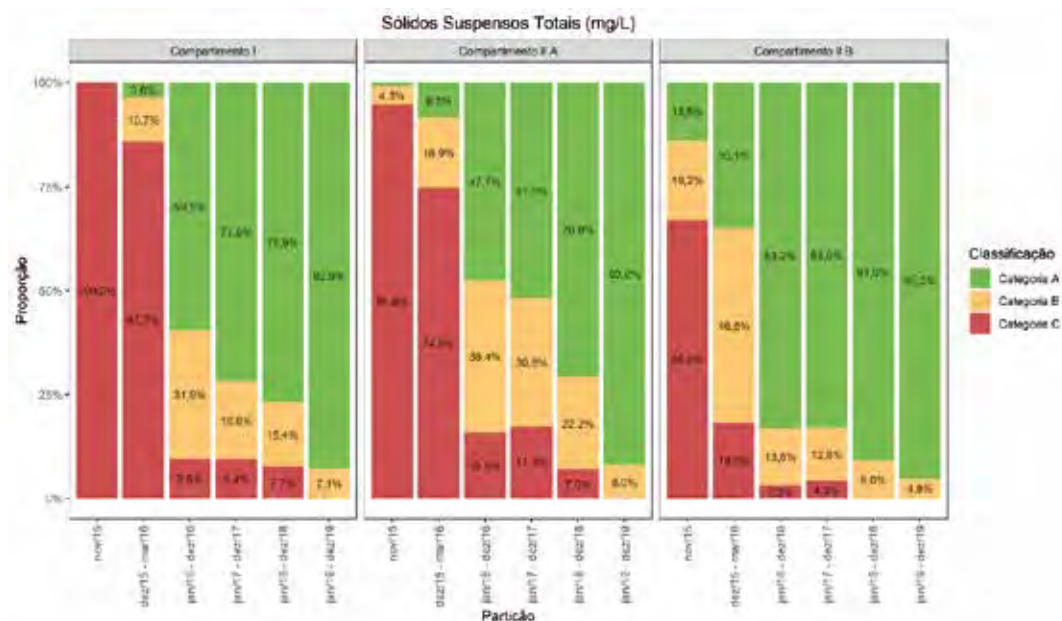


2.1.2.2 Sólidos suspensos totais (SST)

Na Figura 5, observa-se que no ano de 2019 a proporção da categoria A (valores de acordo com a variação histórica pré-rompimento e com o limite legislado) aumentou, sendo que tal condição foi observada para mais de 90% das observações em cada um dos quatro compartimentos. No Compartimento 3, não existem dados de linha-base para os sólidos suspensos totais, de modo que não foi possível classificar os dados do pós-desastre nas categorias A, B e C. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 5.

A maior parte da ocorrência da categoria B, no ano de 2019, indicou a ocorrência de valores que extrapolaram o limite adotado de 100 mg/L, conforme Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008), mas que estiveram de acordo com a variação histórica pré-rompimento. Contudo, no Compartimento 2A, na estação CAN 06, a categoria B se deveu a dados que atenderam ao limite adotado, mas ultrapassaram ligeiramente a variação histórica de linha-base.

Consultando-se o Apêndice C, também se nota que para o Compartimento 3, as concentrações de sólidos suspensos totais se mantiveram abaixo de 100 mg/L, no ano de 2019.

Figura 5 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos suspensos totais.

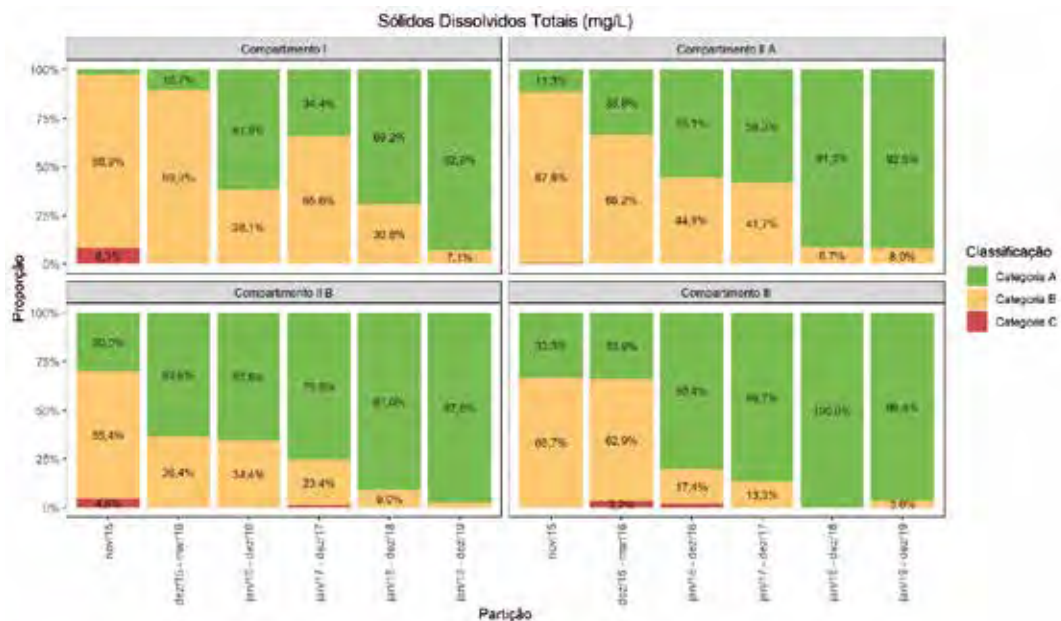
2.1.2.3 Sólidos dissolvidos totais (SDT)

No ano de 2019 (Figura 6), a proporção da categoria A aumentou, ou seja, foram observados mais valores de acordo com a variação histórica pré-rompimento e com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 500 mg/L. Essa condição foi observada para mais de 90% das observações em cada um dos compartimentos. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 6.

A categoria B ocorreu em todos os compartimentos em percentuais que não ultrapassaram 8% do número total de observações. Especificamente para os sólidos dissolvidos totais, a ocorrência da categoria B indica que foram registrados valores que atenderam ao limite legislado, mas superaram a variação histórica pré-rompimento. Ou seja, em todos os compartimentos foram registrados eventualmente valores mais elevados do que os habitualmente registrados antes do rompimento da barragem de Fundão, sendo que na estação Linhares 1, no Compartimento 3, foi observada a maior diferença.

No referido apêndice também é apresentada a série temporal de dados da estação RD011 (Compartimento 1), que não conta com dados de linha-base, sendo que em 2019 todos os seus resultados permaneceram abaixo do limite legislado.

Figura 6 – Proporção das categorias A, B e C para os sólidos dissolvidos totais.



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

No ano de 2019, a categoria A aumentou em relação ao ano anterior em todos os compartimentos, o que indica uma ocorrência maior de dados dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com os limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Para a turbidez a proporção da categoria A, no ano de 2019, variou entre 67,0% e 92,9% ao longo dos compartimentos. Para os sólidos suspensos e dissolvidos totais, a proporção da categoria A foi superior a 90% nos quatro compartimentos.

Ainda se observaram em 2019 valores que ultrapassaram a variação histórica de dados anterior ao desastre (categoria C para a turbidez e categoria B para os sólidos dissolvidos totais). Ou seja, são valores mais elevados, que antes do rompimento da barragem de Fundão não haviam sido registrados. No Compartimento 2A, logo a jusante da UHE Risoleta Neves, por exemplo, chegou-se a registrar turbidez de mais de 800 UNT, quando antes do desastre o máximo registrado na região havia sido de 68,6 UNT.

Convém mencionar que antes do rompimento, em especial o IGAM estabeleceu uma sólida linha-base, visto que algumas de suas estações começaram a ser monitoradas desde o ano de 1997. Assim, mesmo que esses valores registrados na categoria C (valores que superaram os máximos históricos pré-rompimento e o limite legislado) tenham ocorrido de modo mais eventual, principalmente em períodos chuvosos, evidenciam a permanência dos efeitos do desastre da Samarco.

Desse modo, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de sólidos na água ainda não está cessado, mas tende a reduzir.

2.1.3 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPTS) NA ÁGUA

2.1.3.1 Alumínio dissolvido

De acordo com a Figura 7, a categoria A foi a que ocorreu em maior proporção no ano de 2019 nos quatro compartimentos, variando de 60,7% a 82,1%. Na categoria A foram classificados dados com valores de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (0,1 mg/L) e dentro da variação histórica pré-desastre. Os percentuais mantiveram-se semelhantes aqueles obtidos para o ano de 2018, considerando-se os respectivos compartimentos. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 7.

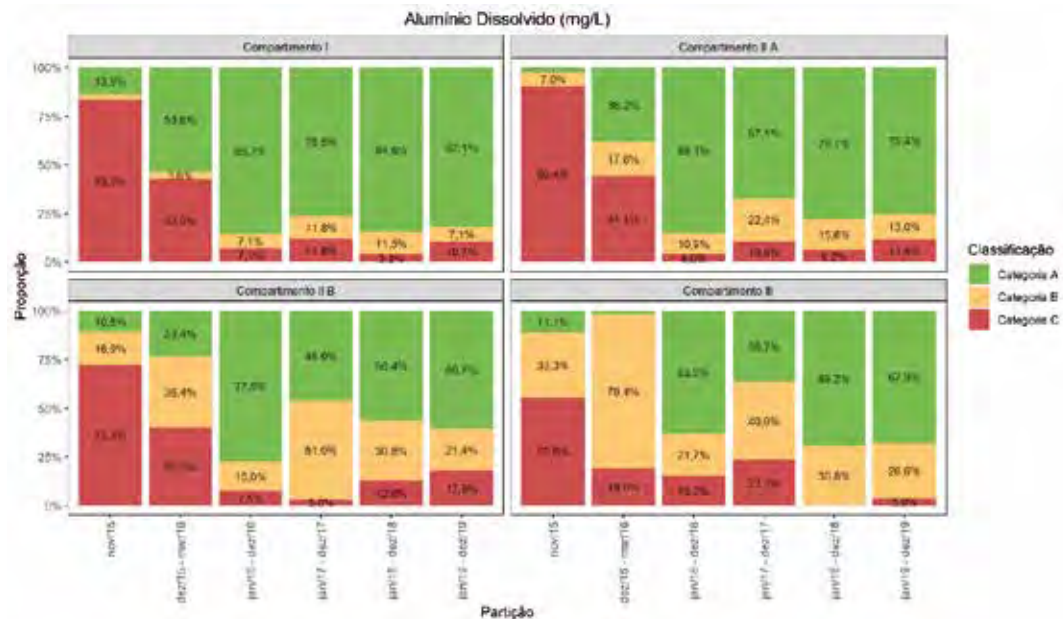
Dados classificados na categoria B para o alumínio dissolvido indicam valores que ultrapassaram o limite da classe 2, mas estão de acordo com a variação histórica pré-rompimento. Em relação ao ano de 2018, as proporções da categoria B diminuíram.

Por outro lado, para a categoria C, foi constatada elevação das proporções no ano de 2019 em relação ao ano de 2018. É importante esclarecer, contudo, que se mostraram inferiores aquelas registradas entre novembro/2015 e março/2016. Esse aumento, em 2019, indica uma maior ocorrência de valores em desacordo com os limites da classe 2 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre. Ou seja, no ano de 2019, ainda foram observados valores que antes do rompimento da barragem de Fundão não haviam sido registrados. Nos compartimentos 1, 2A e 2B, os percentuais da categoria C variaram entre 10% e 17%, enquanto no Compartimento 3 foi registrado o menor percentual, de 3,6%.

As concentrações máximas registradas em 2019, na Categoria C, foram: 0,29 mg/L (Compartimento 1, na estação RD072); 0,33 mg/L (Compartimento 2A, na estação RD033); 2,04 mg/L (Compartimento 2B, na estação RD053) e 0,95 mg/L (Compartimento 3, na estação P2).

Os respectivos máximos históricos pré-rompimento, nas estações de monitoramento supracitadas, que foram ultrapassados foram os seguintes: 0,17 mg/L na estação RD072; 0,21 mg/L na estação RD033; 0,18 mg/L na estação RD053; e 0,31 mg/L na estação P2.

Figura 7 – Proporção das categorias A, B e C para o alumínio dissolvido.

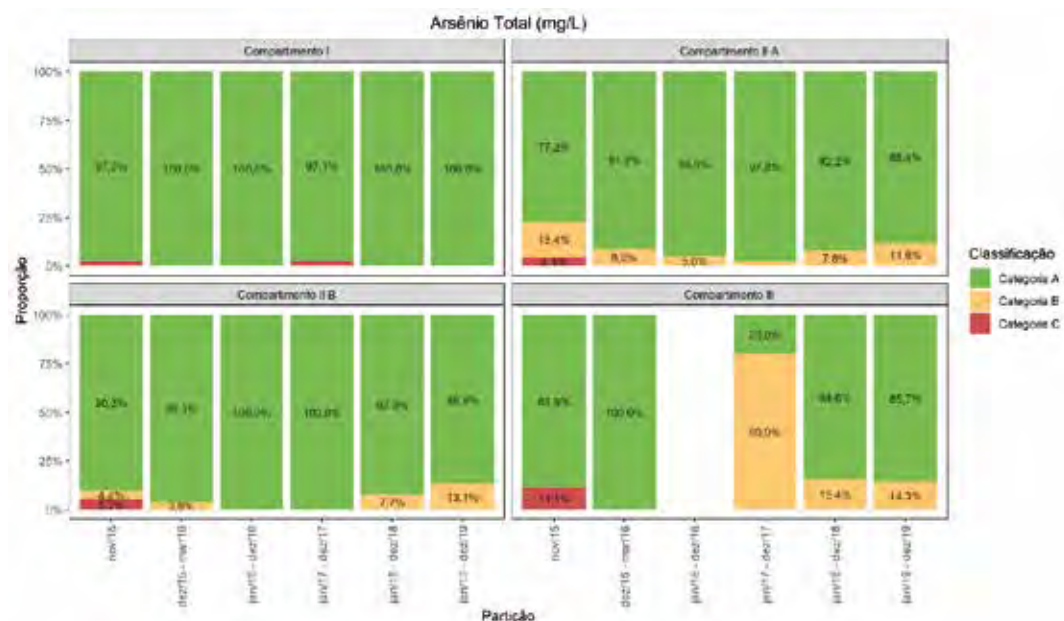


2.1.3.2 Arsênio total

De acordo com a Figura 8, para o arsênio total, no ano de 2019, todos os dados foram classificados na categoria A, no Compartimento 1, ou seja, estiveram de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,01 mg/L, e dentro da variação histórica pré-rompimento. Nos demais compartimentos, houve dados classificados na categoria B (entre 11,6% e 14,3%), que foram superiores aos máximos históricos pré-rompimento, mas inferiores ao limite da classe 2.

No Apêndice C, é possível consultar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 8. No referido apêndice, observa-se que a maioria dos dados classificados na categoria B refere-se ao monitoramento realizado pelo Lactec. O laboratório contratado pelo Lactec utilizou um limite de quantificação (0,005 mg/L) superior ao adotado pelas outras instituições, mas ainda adequado, visto ser a metade do limite da classe 2. É importante destacar que todas as amostras de água coletadas pelo Lactec, entre os anos de 2018 e 2019, apresentaram resultados inferiores ao limite de quantificação (LQ) do método.

O IGAM também registrou valores na categoria B (vide Apêndice C) no rio Doce nas estações RD033 (Belo Oriente/MG) e RD083 (Periquito/MG), no Compartimento 2A, e estações RD053 (Tumiritinga/MG) e RD067 (Aimorés/MG), no Compartimento 2B, os quais ocorreram principalmente em dezembro/2019, mês de característica chuvosa. Contudo, também por uma questão de LQ, visto que o Instituto passou a utilizar um LQ de 0,001 mg/L, quando até 2013, o LQ era de 0,0003 mg/L.

Figura 8 – Proporção das categorias A, B e C para o arsênio total.

2.1.3.3 Bário total

O bário total é monitorado com uma frequência menor pelo IGAM em relação aos outros EPTs, sendo assim, obteve-se um menor número de dados e se optou por não calcular as proporções de ocorrência das categorias A, B e C, como já realizado em Brasil (MPF)/Lactec (2020c).

De qualquer modo, no ano de 2019, nos quatro compartimentos, todos os dados de bário total foram classificados na categoria A, o que indica que todos os valores permaneceram dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA n.º 357/2005, de 0,7 mg/L. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C.

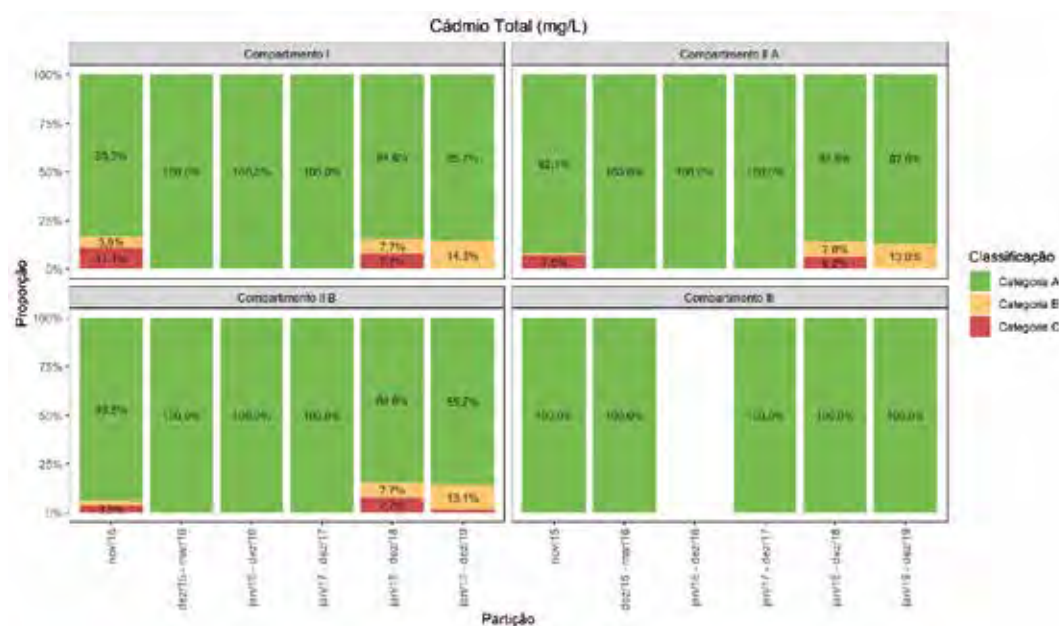
2.1.3.4 Cádmio total

De acordo com a Figura 9, a maioria dos dados do ano de 2019 foi classificada na categoria A, ou seja, apresentaram-se dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA n.º 357/2005, de 0,001 mg/L. Nos compartimentos 1, 2A e 2B a proporção da categoria A foi superior a 85% e no Compartimento 3 foi de 100%. No Apêndice C, a série temporal que serviu de base para o gráfico de proporções pode ser visualizada com maior detalhe.

Nos compartimentos 1, 2A e 2B, os dados obtidos pelo monitoramento do Lactec foram classificados na categoria B (extrapolaram a variação histórica pré-rompimento, mas estiveram de acordo com o limite da classe 2), o que ocorreu em função do limite de quantificação adotado ser mais elevado, conforme também observado para o arsênio total. Cabe mencionar que todas as amostras do Lactec resultaram inferiores ao LQ.

No Compartimento 2B, em janeiro/2019, o IGAM registrou na estação RD058 concentração de 0,003 mg/L, no rio Doce, em Conselheiro Pena/MG, um valor que além de extrapolar o máximo histórico pré-rompimento (0,0005 mg/L), ultrapassou o limite da classe 2, tendo sido este valor classificado na categoria C. Com exceção desse único dado, todos os demais resultaram inferiores aos limites de quantificação adotados. Ou seja, foram valores baixos que os equipamentos não conseguiram detectar.

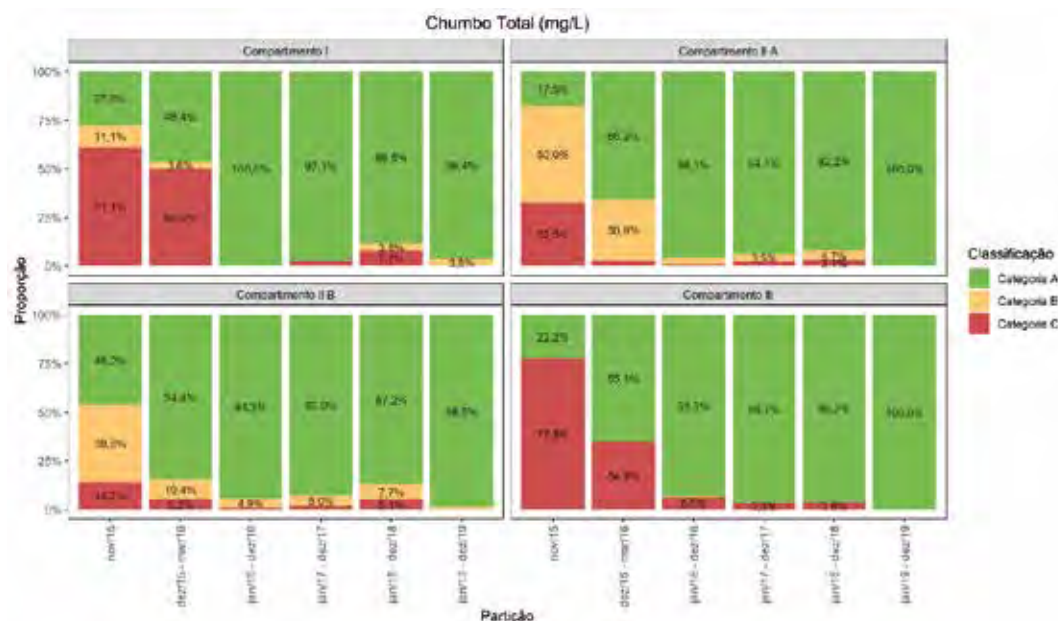
Figura 9 – Proporção das categorias A, B e C para o cádmio total.



2.1.3.5 Chumbo total

Para o chumbo total (Figura 10), no ano de 2019, a grande maioria dos dados foi classificada na categoria A, ou seja, estiveram dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,01 mg/L. Ao longo dos compartimentos as proporções da categoria A variaram de 96,4% a 100,0%. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 10.

No Compartimento 1, na estação RD072 no rio Doce, no município de Santa Cruz do Escalvado/MG, o IGAM registrou em dezembro/2019 um único valor que atendeu ao limite legislado, mas ultrapassou ligeiramente o máximo histórico (categoria B). No Compartimento 2B, na estação RD053 no rio Doce, em Tumiritinga/MG, o IGAM constatou valor de acordo com a série histórica, mas que não atendeu ao limite legislado, tendo sido o mesmo também classificado na categoria B.

Figura 10 – Proporção das categorias A, B e C para o chumbo total.

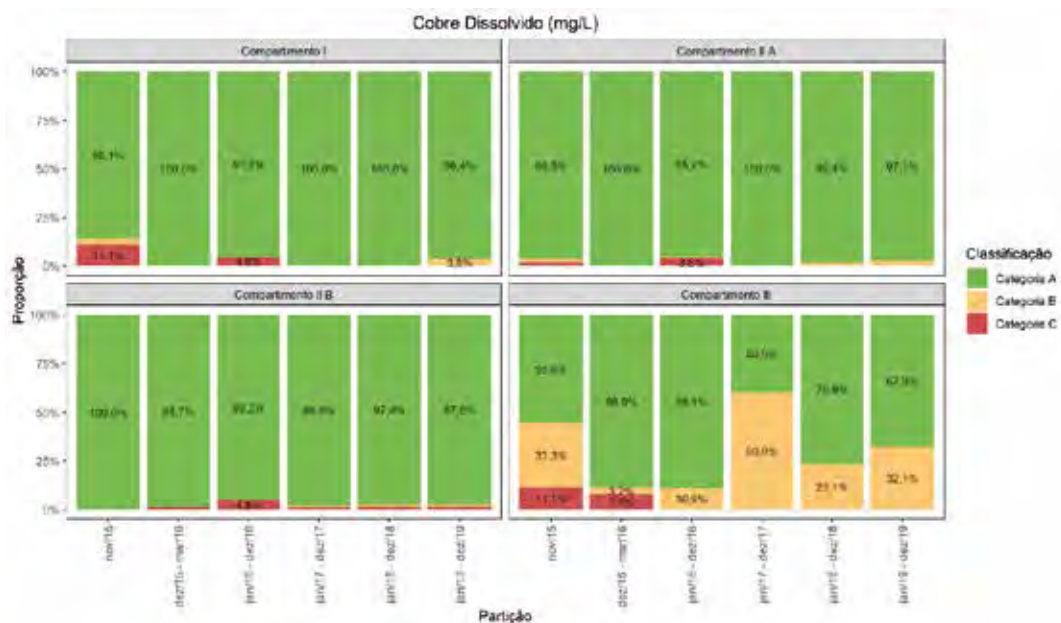
2.1.3.6 Cobre dissolvido

No ano de 2019 (Figura 11), nos compartimentos 1, 2A e 2B, a categoria A foi a que ocorreu em maior proporção, variando de 96,4% a 97,6%. Ou seja, na maior parte do tempo monitorado ocorreram valores dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,009 mg/L. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 11.

A categoria B ocorreu em todos os compartimentos de modo pouco expressivo, com exceção do Compartimento 3, onde a proporção foi de 32,1%. É importante esclarecer que a maior parte dos dados classificados na categoria B se deve à questão do limite de quantificação (LQ) adotado pelo laboratório do Lactec ser mais elevado, mas também que todos os dados do Lactec resultaram inferiores ao LQ. No Compartimento 3, dados da Fundação Renova que foram quantificados, também foram classificados na categoria B. Estes dados superaram ligeiramente a variação histórica pré-rompimento, mas atenderam ao limite da classe 2 (vide Apêndice C).

No Compartimento 2B, a categoria C ocorreu em baixa proporção, em virtude da classificação de um único dado na categoria. Na estação RD067 (Aimorés/MG), no rio Doce, o IGAM registrou concentração que superou o limite da classe 2 e o máximo histórico do período seco pré-rompimento (0,004 mg/L), no mês de abril/2019, sendo igual a 0,010 mg/L.

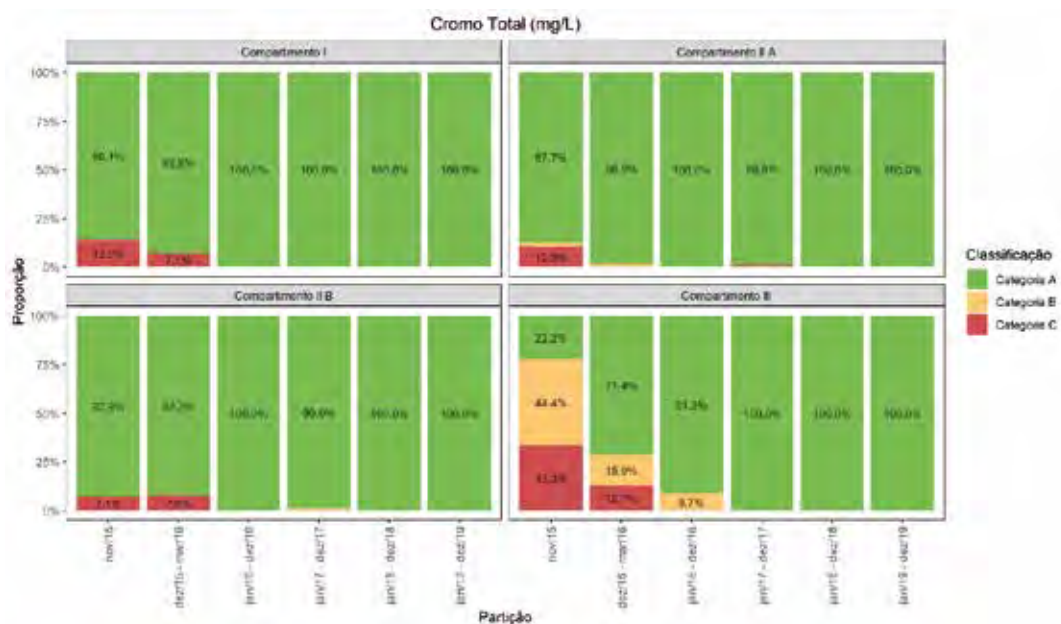
Figura 11 – Proporção das categorias A, B e C para o cobre dissolvido.



2.1.3.7 Cromo total

De acordo com a Figura 12, no ano de 2019, nos quatro compartimentos os dados foram classificados em sua totalidade na categoria A, assim como no ano de 2018. Ou seja, todos os dados estiveram dentro da variação histórica e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,05 mg/L. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C, a qual serviu como base para o gráfico de proporções apresentado na Figura 12.

Figura 12 – Proporção das categorias A, B e C para o cromo total.



2.1.3.8 Ferro dissolvido

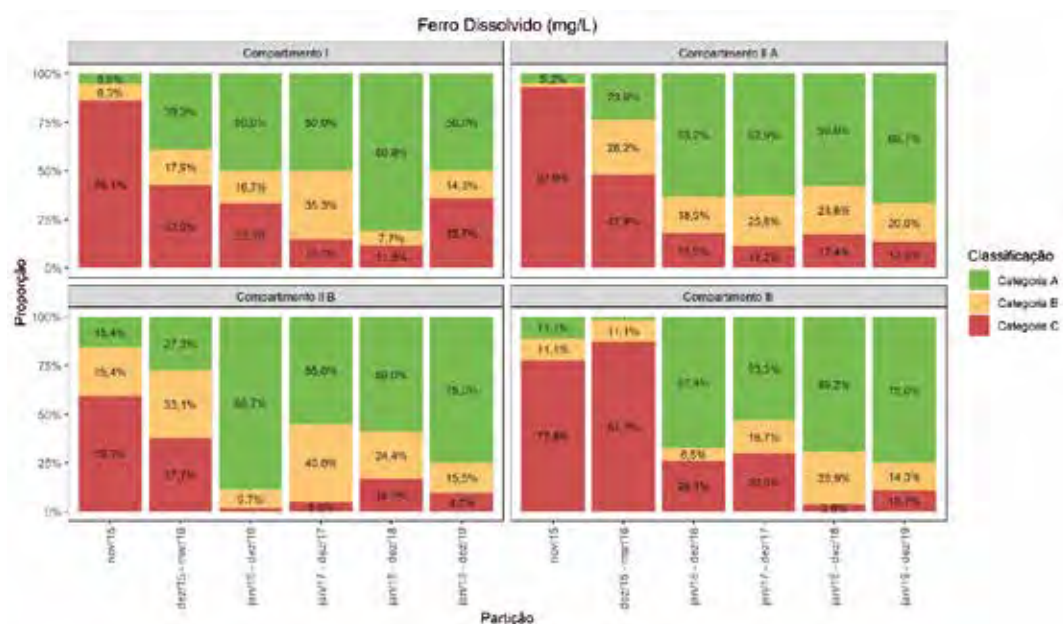
No ano de 2019, a categoria A (valores de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 e dentro da variação histórica pré-desastre) mostrou-se predominante às demais ao longo dos compartimentos (Figura 13), variando de 50,0% a 75,0%. No Compartimento 1, todavia, a categoria A diminuiu de 80,8%, no ano de 2018, para 50,0%, no ano de 2019.

A categoria B ocorreu em todos os compartimentos, tendo sido registrados valores em desacordo com o limite da classe 2, de 0,3 mg/L, mas que estiveram de acordo com a variação pré-desastre.

Em todos os compartimentos houve também valores classificados na categoria C, o que indica a ocorrência de concentrações de ferro dissolvido que além de superarem o limite da classe 2, ultrapassaram os máximos históricos de linha-base. Ou seja, foram registrados valores no ano de 2019 que antes do rompimento não haviam sido. A proporção da categoria C variou entre 9,5% e 35,7% entre os compartimentos. É importante esclarecer, no entanto, que as concentrações observadas em 2019 estiveram abaixo das constatadas logo após o rompimento da barragem de Fundão, conforme Apêndice C. Nos compartimentos 1 e 3, o percentual da categoria C aumentou no ano de 2019 em relação ao ano anterior. As concentrações máximas de ferro dissolvido registradas nos compartimentos, na categoria C, foram: 1,00 mg/L (Compartimento 1, na estação RD072); 0,96 mg/L (Compartimento 2A, na estação RD033); 1,86 mg/L (Compartimento 2B, na estação RD053) e 0,78 mg/L (Compartimento 3, na estação P4).

Os respectivos máximos históricos pré-rompimento, nas estações de monitoramento supracitadas, que foram ultrapassados foram os seguintes: 0,54 mg/L na estação RD072; 0,39 mg/L na estação RD033; 0,48 mg/L na estação RD053; e 0,73 mg/L na estação P4.

Figura 13 – Proporção das categorias A, B e C para o ferro dissolvido.



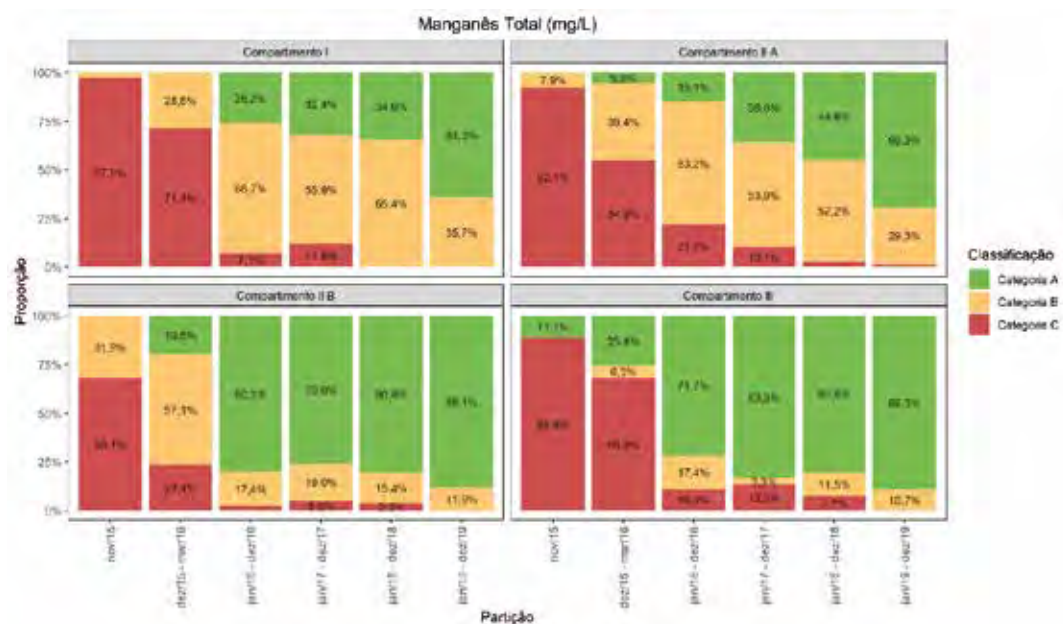
2.1.3.9 Manganês total

De acordo com a Figura 14, no ano de 2019, a categoria A apresentou-se em maiores proporções entre as demais, nos quatro compartimentos, variando de 64,3% a 89,3%. Ou seja, a maior parte dos dados esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento e atendeu ao limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,1 mg/L.

Também foram registrados dados na categoria B, que nos compartimentos 1, 2A e 2B indicaram valores que ultrapassaram o limite da classe 2, mas estiveram de acordo com a série histórica pré-rompimento, variando de 11,9% a 35,7%. No Compartimento 3, em Linhares, os dados classificados na categoria B indicaram valores que atenderam o limite da classe 2, mas ultrapassaram a variação histórica pré-rompimento, sendo o valor máximo observado de 0,043 mg/L, quando o referido máximo histórico de linha-base foi de 0,032 mg/L.

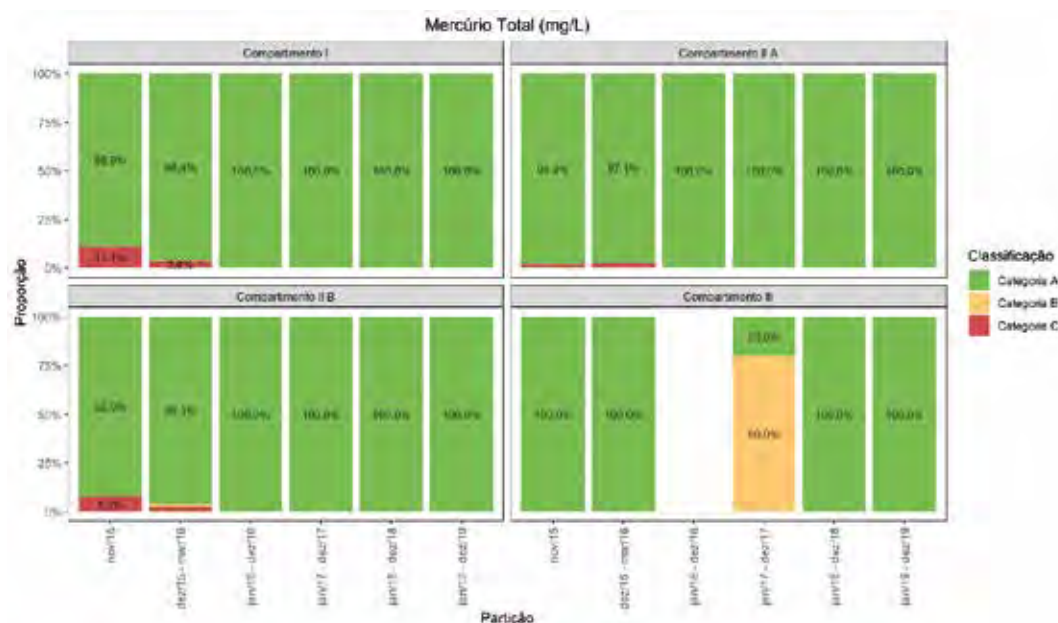
Um único dado foi classificado na categoria C, no Compartimento 2A, o qual ocorreu em dezembro/2019 na estação CAN 06 da Aliança Energia, logo a jusante do reservatório da UHE Risoleta Neves, conforme pode ser observado no Apêndice C. Este dado ultrapassou ligeiramente o máximo histórico e o limite da classe 2, sendo igual a 0,12 mg/L.

Figura 14 – Proporção das categorias A, B e C para o manganês total.



2.1.3.10 Mercúrio total

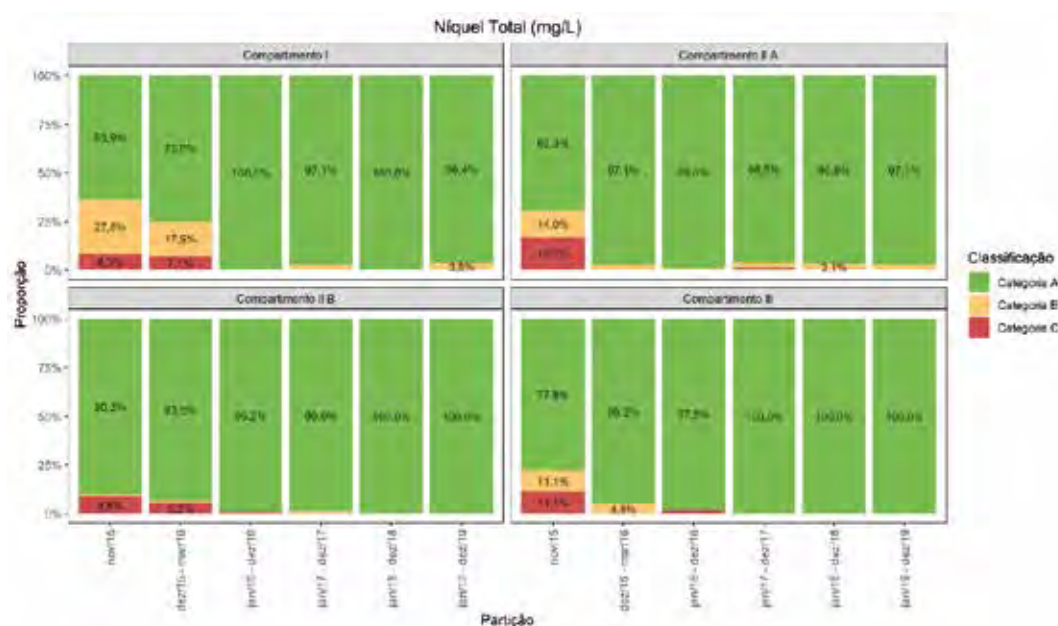
Conforme a Figura 15, no ano de 2019, em todos os compartimentos os dados de mercúrio total foram classificados em sua totalidade na categoria A, assim como no ano de 2018. Ou seja, todos os dados estiveram dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,0002 mg/L. No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C. Para o período de janeiro a dezembro/2016, não haviam dados disponíveis para a análise.

Figura 15 – Proporção das categorias A, B e C para o mercúrio total.

2.1.3.11 Níquel total

No ano de 2019, para o níquel total (Figura 16), a categoria A ocorreu em percentuais elevados nos quatro compartimentos, variando de 96,4% a 100%. Isso significa que a maioria dos dados esteve dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,025 mg/L. No Apêndice C, é possível verificar a série histórica de dados que serviu de base para o gráfico apresentado na Figura 16.

Foram registrados dados na categoria B, em baixos percentuais, nos compartimentos 1 e 2A. Esses dados ultrapassaram ligeiramente a variação histórica pré-rompimento, mas atenderam ao limite legislado.

Figura 16 – Proporção das categorias A, B e C para o níquel total.

2.1.3.12 Zinco total

Em relação ao zinco total, assim como o bário total, este indicador foi monitorado em menor frequência, de modo que resultou em um número menor de observações. Desse modo, não foi apresentado o gráfico de proporção das categorias ao longo do tempo e dos compartimentos assim como já realizado em BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c). No Apêndice C, é possível observar a série temporal com a classificação dos dados nas categorias A, B e C.

A maior parte dos dados de zinco total, no ano de 2019, foram classificados na categoria A. Ou seja, estiveram dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com o limite da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,18 mg/L. Nos compartimentos 2A e 3, isso ocorreu para todos os dados. No Compartimento 1, foram registrados dados na categoria B, em janeiro/2019, estes dados ultrapassaram o máximo histórico pré-rompimento, mas atenderam ao limite da classe 2, sendo o máximo registrado de 0,11 mg/L. No Compartimento 2B, registrou-se um único dado na categoria C (extrapolou a variação histórica pré-rompimento e o limite da classe 2), o qual ocorreu em janeiro/2019, na estação RD067 do IGAM, no rio Doce, em Aimorés/MG, sendo igual a 0,21 mg/L.

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

No ano de 2019, a categoria A mostrou-se predominante entre as demais ao longo dos quatro compartimentos. Isso indica a ocorrência de um maior número de dados de EPTs dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com os limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005.

Para o cromo total e o mercúrio total, a categoria A ocorreu para 100% dos dados em todos os compartimentos. Para o chumbo total, cobre dissolvido e níquel total, a proporção da categoria A foi superior a 90% nos quatro compartimentos. Para o arsênio total e o cádmio total, mais de 85% dos dados também foram classificados na categoria A, sendo que a ocorrência de dados na categoria B se deu principalmente pela alteração de limites de quantificação.

Para o manganês total, em 2019, as proporções da categoria A variaram de 64,3% a 89,3%. Dados classificados na categoria B nos compartimentos 1, 2A e 2B indicaram valores que ultrapassaram o limite da classe 2, mas estiveram de acordo com a série histórica pré-rompimento, variando de 11,9% a 35,7%. No Compartimento 3, os dados classificados na categoria B (10,7%) indicaram valores que atenderam o limite da classe 2, mas ultrapassaram a variação histórica pré-rompimento.

Especialmente para o alumínio dissolvido e ferro dissolvido, em todos os compartimentos houve também valores classificados na categoria C, ou seja, foram constatadas concentrações destes EPTs que além de superarem os respectivos limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, ultrapassaram os máximos históricos de linha-base. O que significa que ainda no ano de 2019 foram registrados valores elevados que antes do rompimento não haviam sido, o que indica alterações nas condições anteriores da qualidade da água. A proporção da categoria C variou de 3,6% a 17,9% para o alumínio dissolvido e de 9,5% a 35,7% para o ferro dissolvido ao longo dos compartimentos.

Para o alumínio dissolvido, inclusive, a categoria C aumentou no ano de 2019 em relação ao ano de 2018. Para o ferro dissolvido isso também foi observado para os compartimentos 1 e 3. É importante esclarecer, no entanto, que estes valores estiveram abaixo dos constatados logo após o rompimento

da barragem de Fundão. Destaca-se que pontualmente também foram registrados dados na categoria C para os EPTs cádmio total, cobre dissolvido, manganês total e zinco total.

Desse modo, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs na água tende a reduzir, mas ainda não foi cessado.

2.1.4 DANO AO USO DA ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO

A principal métrica do dano ao uso da água para abastecimento consiste no tempo de paralisação do fornecimento de água potável nas localidades em razão da contaminação dos mananciais de captação por rejeitos de mineração do rompimento da barragem de Fundão. Em conjunto, soma-se a isso as desconformidades encontradas na água potável em virtude da dificuldade de tratamento dessa água pelas ETAs, fato ocorrido principalmente em períodos chuvosos, nos quais o sedimento dos rios poluídos por rejeito ressuspendem-se na coluna de água e por fim são captados nos sistemas de abastecimento de água. Dentro desse contexto, a Tabela 7 resume a situação operacional de cada localidade afetada em outubro de 2020.

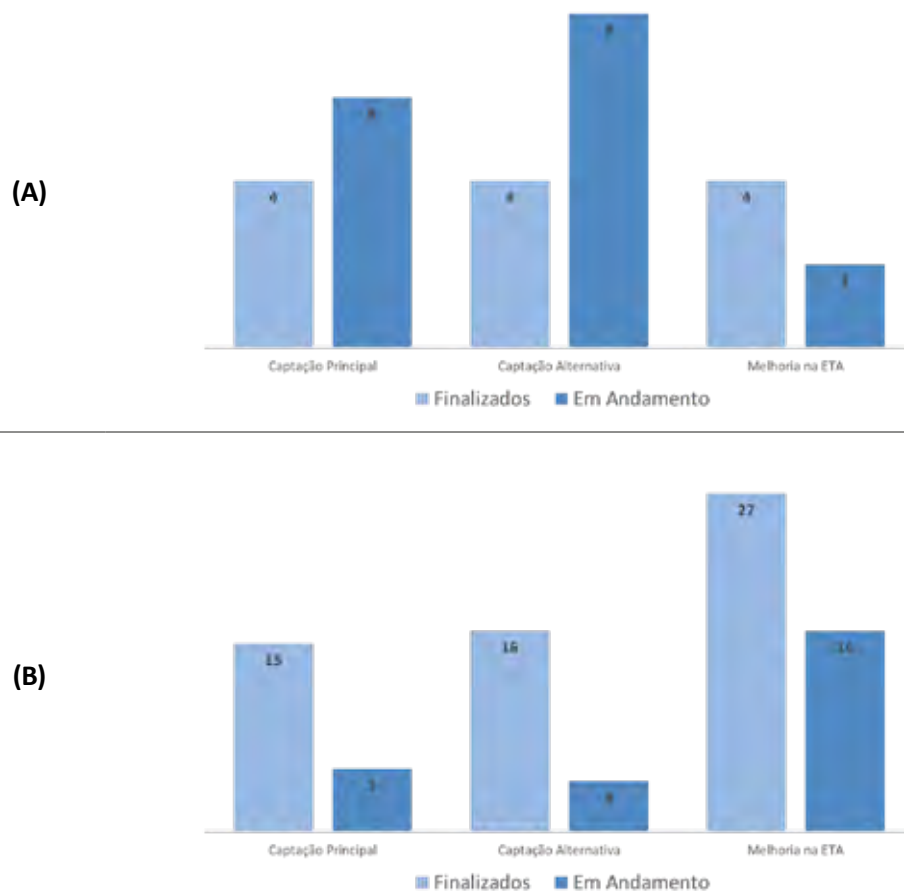
Tabela 7 – Situação dos sistemas de abastecimento de água em 2020.

Município	Localidade	Situação em outubro de 2020
Barra Longa	Distrito de Gesteira	Paralisada. Sistema de tratamento instalado no período emergencial possui erros de infraestrutura.
Belo Oriente	Distrito de Perpétuo Socorro	Em operação
Periquito	Distrito de Pedra Corrida	Em operação
Alpercata	Sede Municipal	Em operação
Governador Valadares	Sede Municipal	Em operação
Governador Valadares	Distrito de São Vitor	Em operação
Tumiritinga	Sede Municipal	Em operação
Tumiritinga	Distrito de São Tomé do Rio Doce	Operação parcial. Ausência de operador capacitado
Galileia	Sede Municipal	Em operação
Resplendor	Sede Municipal	Operação parcial. Comissionamento do abastecimento através de poço tubular.
Itueta	Sede Municipal	Paralisada. Distribuição de água com caminhão-pipa
Aimorés	Distrito de Sto. Ant. do Rio Doce	Paralisada. Distribuição de água com caminhão-pipa
Baixo Guandu	Sede Municipal	Em operação
Baixo Guandu	Distrito de Mascarenhas	Paralisada. Distribuição de água com caminhão-pipa
Colatina	Sede Municipal	Em operação
Colatina	Distrito de Itapina	N/D
Linhares	Sede Municipal	Em operação
Linhares	Distrito de Regência	Operação parcial. Mistura entre poço tubular e caminhão-pipa da sede municipal

A Cláusula 171 do Termo de Transição de Ajustamento de Conduta (TTAC) estabelece melhorias nas ETAs dos municípios que tiveram sua operação paralisada em virtude da qualidade da água após o desastre, bem como a busca por captações e/ou ETAs alternativas aos municípios que possuam poços próximos da calha do rio ou outorgas ativas para captação em um dos rios afetados pela passagem da lama. A execução desse programa é fundamental para a mitigação dos danos causados aos sistemas de distribuição de água potável, bem como a promoção de água para consumo humano dentro dos padrões pré-estabelecidos pelo Ministério da Saúde. Portanto, a Figura 17 sintetiza a evolução desse programa na questão da entrega dos projetos básicos para as melhorias nas ETAs e a implantação das captações alternativas, conforme definido no TTAC.

Percebe-se, claramente, através da Figura 17 que houve um grande avanço dentro da proposição e entrega dos projetos básicos para as localidades afetadas. A melhora nesses indicadores de entrega se deve, principalmente, ao fato da multa aplicada conforme Deliberação CIF nº 308, de 30 de julho de 2019, na qual evidencia o atraso no cumprimento dessa cláusula e determina maior celeridade nos trâmites e na execução dos projetos básicos para que as localidades sejam contempladas o mais breve possível com medidas estruturantes que garantam seu acesso à água potável.

Figura 17 – Situação da entrega dos projetos básicos nas localidades contempladas pelo TTAC: (A) em janeiro de 2019 e (B) em agosto de 2020.

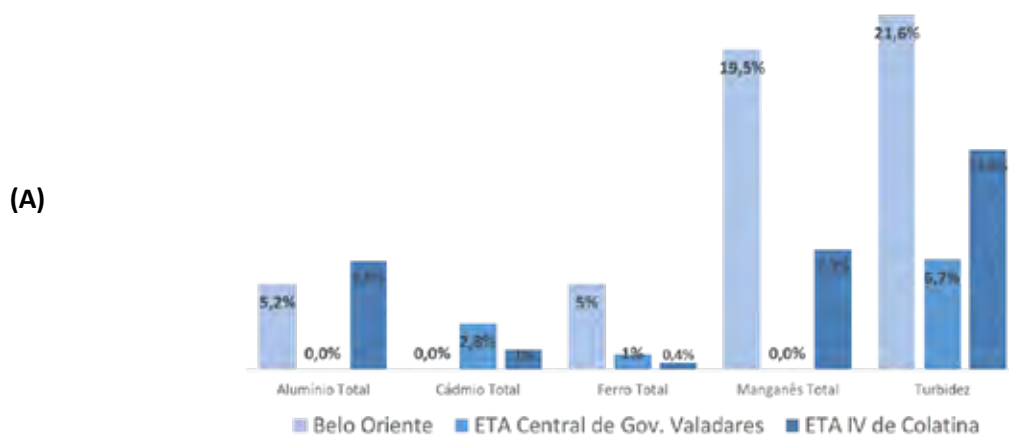


Fonte: Adaptado de Brasil (MPF)/RAMBOLL (2019, 2020).

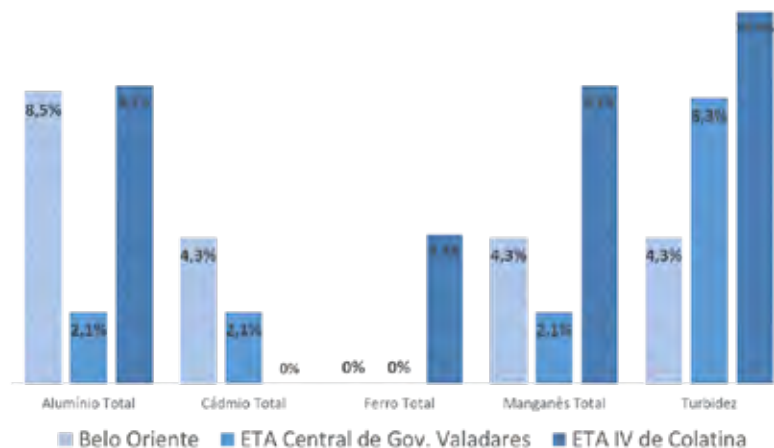
Em função destas alterações da qualidade dos mananciais utilizados para captação de água para abastecimento público, a Câmara Técnica de Saúde (CT-Saúde) criou o Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano (PMQACH), com o intuito de monitorar o fornecimento de água para consumo humano. O PMQACH realiza o acompanhamento através de boletins trimestrais de 43 pontos em Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), 40 pontos em Solução Alternativa Coletiva (SAC) e 233 localidades abastecidas por Soluções Alternativas Individuais (SAI) dos municípios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão. O monitoramento realizado pelo PMQACH tem por objetivo verificar se a água distribuída para a população está de acordo com os parâmetros de potabilidade estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde. Portanto, para avaliação do impacto das medidas estruturantes do TTAC na qualidade da água para consumo humano, foram compilados na Figura 18 o percentual de desconformidades em três ETAs presentes no baixo, médio e alto rio Doce obtidas pelos dados de qualidade da água potável na saída da ETA entre dois períodos distintos de tempo: entre dezembro de 2015 e abril de 2018 (anterior ao estabelecimento do PMQACH) e entre junho de 2019 e agosto de 2020 (após a implantação do PMQACH). Para essa averiguação, foram selecionadas as cinco desconformidades mais recorrentes encontradas na água potável.

Pela análise do gráfico da Figura 18, constata-se que não houve uma melhora tangível entre os parâmetros para todas as ETAs. Entretanto, como o PMQACH estabeleceu um maior número de ensaios e com frequência mais regular, os dados de 2019 e 2020 são mais confiáveis como parâmetro avaliativo que os anteriores. Essa regularidade amostral, muito provavelmente, evidência algumas desconformidades, da mesma forma que corrige excessos encontrados nos anos de 2015 a 2018. Desta forma, considerando apenas os dados do PMQACH, verifica-se que ainda há muitas desconformidades na água tratada, o que indica, dentro das métricas estabelecidas para essa avaliação, que o dano causado aos sistemas de abastecimento público ainda persiste na bacia do rio Doce mesmo após a implantação de melhorias na ETAs e a estruturação de alternativas aos mananciais de captação.

Figura 18 – Dados de qualidade da água para abastecimento público de três Estações de Tratamento: (A) dados entre dezembro de 2015 e abril de 2018 e (B) dados entre junho de 2019 e agosto de 2020.



(B)



2.1.5 CONCLUSÕES

A avaliação do acompanhamento dos danos relativos ao aumento da concentração de sólidos e EPTs na água dos rios em virtude do desastre da Samarco, em Mariana/MG, indicou que os mesmos ainda estão presentes no ambiente, não sendo possível afirmar que tenham cessado.

No ano de 2019, de modo geral, foi observada uma maior ocorrência de valores que estiveram de acordo com a série histórica de dados pré-desastre e com os limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 em relação aos anos anteriores, indicando possivelmente uma tendência de redução do dano. Convém lembrar que o rio Doce, bem como a maioria de seus tributários, não se encontra enquadrado atualmente, desse modo, conforme indicado no artigo 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), os rios sem enquadramento aprovado foram considerados de classe 2.

Ainda se registraram no ano de 2019 valores de turbidez e EPTs que ultrapassaram os máximos históricos pré-rompimento e os limites da classe 2, o que se notou principalmente no período chuvoso (outubro a março), mas também ocorreu no período seco (abril a setembro). Em algumas estações de monitoramento, também se observaram valores que atenderam aos limites da classe 2, mas ultrapassaram a variação histórica, o que ocorreu para a turbidez e os sólidos suspensos totais no Compartimento 2A; para os sólidos dissolvidos totais em todos os compartimentos; para o cobre dissolvido e manganês total no Compartimento 3; para o níquel total nos compartimentos 1 e 2A; e para o zinco total no Compartimento 1. Valores que extrapolam a série histórica de dados pré-rompimento são um sinal de alerta quanto à permanência dos efeitos do desastre da Samarco. É importante esclarecer, no entanto, que a magnitude destes valores esteve abaixo das constatadas logo após o rompimento da barragem de Fundão. Por outro lado, deve-se considerar também que na maioria das estações de monitoramento os dados foram obtidos a partir de amostragens mensais, ou seja, que ocorrem em um dia e horário específicos do mês, sendo que nos demais 29 ou 30 dias do referido mês, não houve amostragens, de modo que a ocorrência de valores mais críticos pode não ter sido englobada no monitoramento, especialmente em virtude da presença de EPTs na água, que podem bioacumular na biota aquática e afetar os usos da água pela sociedade.

Entre os EPTs, para o ferro dissolvido e o alumínio dissolvido é que se observou a maior proporção de dados classificados na categoria C (valores que ultrapassaram a variação histórica pré-rompimento e os limites da classe 2). O ferro e o alumínio foram os EPTs que mais se destacaram entre os demais quanto à análise da composição dos rejeitos de mineração do Complexo de Germano realizada pelo Lactec (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018f). Estimam-se que 12 milhões de toneladas de ferro e 400 mil toneladas de alumínio tenham sido aportadas ao meio ambiente quando do rompimento da barragem de Fundão (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b). Destaca-se que pontualmente também foram registrados dados na categoria C para os EPTs cádmio total, cobre dissolvido, manganês total e zinco total.

Especificamente em relação ao atendimento dos limites da classe 2, os maiores números de desconformidades em 2019 foram registrados para o alumínio dissolvido, o ferro dissolvido, o manganês total e a turbidez. De modo mais particular, registraram-se desacordos para o cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, zinco total e sólidos suspensos totais.

Entretanto, conforme relatado em Brasil (MPF)/Lactec (2020c), é importante mencionar que mesmo com o atendimento dos padrões da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, que abrangem a proteção das comunidades aquáticas, nem sempre estes valores de referência se mostram adequados, uma vez que estudos recentes apontaram que valores inferiores aos legislados já causam efeitos ecotoxicológicos em diferentes organismos. Além disso, a ação associada que pode ter ocorrido entre os EPTs disponibilizados a partir do rompimento de Fundão e outros compostos químicos presentes na região não pode ser descartada.

Conforme preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, em ambientes de água doce de classe 2, não pode ser verificado efeito tóxico crônico a organismos. Contudo, as análises de diferentes biomarcadores realizadas pelo Lactec indicaram efeitos crônicos em peixes coletados entre os anos de 2018-2019. As análises realizadas indicaram comprometimento da saúde dos espécimes avaliados, bem como bioacumulação de elementos potencialmente tóxicos nestes organismos (para maiores informações, verificar item 2.5.8). Os resultados das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas são também importantes, tendo em vista que, além de constituírem a base da cadeia trófica, são bioindicadores da qualidade da água.

Águas com maior turbidez implicam na diminuição da transparência e da luminosidade na coluna da água, afetando a biota aquática, com a redução da produção primária e diminuição da fonte de alimentação dos peixes, por exemplo. O aumento da turbidez da água também interfere nos usos recreacionais e na estética da água (USEPA, 1986). Sólidos em suspensão, ainda, podem servir de substrato para microrganismos patogênicos e estar associado a compostos tóxicos (MEGER, 2007).

O alumínio pode ser liberado na água por processos de mineração, processos industriais que utilizam o alumínio e pelo tratamento de águas residuais com compostos de alumínio (USEPA, 2020). Segundo a referida agência, o alumínio não está entre os metais essenciais para a sobrevivência da vida aquática, sendo que seu excesso acumulado nas brânquias dos peixes pode inibir funções respiratórias, podendo levar à morte desses animais. Em corpos d'água naturais, o ferro é um importante nutriente para os organismos aquáticos. Entretanto, as altas concentrações de ferro, como as liberadas nos corpos hídricos durante o rompimento da barragem de Fundão, afetam os usos que água pode ter. No uso doméstico, por exemplo, o ferro pode induzir formação de ferrugem em instalações sanitárias,

pode manchar roupas e conferir gosto metálico à água (VUORI, 1995). Além disso, os ecossistemas também podem ser afetados pelo excesso desse elemento. Entre os efeitos, pode-se citar o prejuízo à sobrevivência, crescimento e reprodução animal devido à ação tóxica do ferro, bem como limitar o habitat destes organismos devido a alterações químicas provocadas no ambiente (VUORI, 1995).

A maior parte do volume de rejeitos de minérios liberado com o rompimento de Fundão ainda permanece depositada ao longo dos corpos hídricos e seus barramentos, visto que a principal forma de remoção dos mesmos tendo sido o transporte fluvial. Dessa forma, entende-se que o sistema aquático e a biota relacionada ainda convivem com o passivo deixado pelo desastre da Samarco, condição que perdurará ainda por décadas até que o volume de rejeitos seja transportado até o oceano. Assim, enquanto o rejeito permanecer no leito dos cursos d'água e nas margens dos rios, em qualquer momento podem ocorrer condições físicas e/ou químicas que promovam sua reintrodução no meio aquático, alterando a qualidade da água. Contudo, essas alterações não irão se apresentar na magnitude e na frequência observada logo após o rompimento de Fundão. Desse modo, os danos à qualidade da água foram considerados parcialmente reversíveis, ou seja, entende-se que o ambiente será capaz de se recuperar até certo ponto, sem voltar a ser plenamente como era antes.

Quanto ao contexto hidrológico quantitativo do ano de 2019 (vide Apêndice D), as precipitações mantiveram-se próximas ou abaixo das médias históricas pré-rompimento mensais, de um modo geral, sendo que o ano de 2019 foi encerrado com muitas regiões apresentando pelo menos 120 mm abaixo da média no mês de dezembro. As vazões apresentaram tempo de retorno abaixo de 2 anos. Essas condições de pluviosidade e vazões mais baixas em relação às médias vêm sendo observadas desde o rompimento. Historicamente, na região de estudo, a água tende a se apresentar mais degradada em períodos chuvosos, de um modo geral. Desse modo, as menores pluviosidades e vazões observadas podem ter contribuído para um cenário mais favorável em relação à amenização dos danos à qualidade da água. Todavia, os resultados das análises fluviométricas sugerem também que está em curso uma mudança no cenário de vazões, trazendo os registros para uma faixa mais próxima da média histórica. Isto indica a possibilidade de que mais episódios de cheia ocorram com uma frequência maior no futuro próximo.

De acordo com Arcova e Cicco (1999), precipitações elevadas e de maior frequência, que normalmente ocorrem no período chuvoso, resultam no aumento da concentração de sólidos em suspensão na água. A ocorrência de chuvas favorece o carreamento de materiais depositados nas margens para dentro dos rios. Além disso, há também o aumento da vazão e da velocidade da água dos rios que propiciam a ressuspensão dos sedimentos para a coluna d'água. O resultado da soma desses fatores é o aumento da turbidez da água. Isso já ocorria mesmo antes do rompimento da barragem de Fundão, contudo, no evento do dia 05/11/2015 foram disponibilizados mais de 40 milhões de m³ de rejeitos ao meio ambiente que passaram a contribuir de modo adicional à turbidez natural do rio Doce.

Nesse contexto, o Lactec avaliou as consequências da cheia de janeiro de 2020 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i), a qual se apresentou como o maior episódio de vazão na calha do rio Doce no período pós-rompimento, sobre a qualidade da água. Os resultados obtidos pelo Lactec em sua campanha de fevereiro-março/2020, corroborados pelos dados automáticos da Fundação Renova, mostraram os efeitos negativos do referido período chuvoso atípico sobre a qualidade da água, tendo sido observadas as piores condições na qualidade da água desde que o monitoramento foi iniciado pelo Lactec no ano de 2018.

Desse modo, mesmo que ao longo do tempo a tendência seja de retorno às condições anteriores ao rompimento e que no período seco a qualidade da água melhore, os períodos chuvosos mais intensos merecem atenção, visto que podem propiciar alterações na qualidade da água, tanto quanto ao aumento da turbidez quanto na disponibilização de EPTs, comprometendo os usos da água pela população e pela biota.

Esses resultados são convergentes com aqueles obtidos a partir da análise quali-quantitativa da água (Relatório Suplementar - Avaliação quali-quantitativa de estações de monitoramento do rio Doce: resultados para o ano de 2019 e do cálculo de cargas cumulativas excedentes). Nos períodos secos, não foi observado um excedente de cargas ou então as variações nesses períodos foram pequenas. Isso é um indicativo de que as cargas na estação seca, no período do pós-desastre, se aproximam das cargas de linha-base. Nos períodos chuvosos, por outro lado, foram observados excedentes de cargas dos parâmetros avaliados (sólidos e EPTs), indicando que nesses períodos as cargas estimadas foram superiores ao que era observado no período de linha-base. Apesar de a análise quali-quantitativa para o ano de 2019 não apresentar cargas superiores à carga máxima de linha-base, as estimativas de cargas excedentes mostraram que, mesmo em 2019, foram verificadas cargas excedentes (acima do que era observado em média no período de linha-base).

Assim, visto que ainda não se pode afirmar que os danos relacionados à qualidade da água foram cessados e que as condições pré-rompimento foram reestabelecidas, e dada ainda a influência negativa que períodos chuvosos mais intensos podem exercer sobre os corpos hídricos, é essencial que se dê continuidade ao monitoramento da qualidade da água e das comunidades aquáticas relacionadas na região acometida pelo desastre da Samarco.

O monitoramento do dano socioambiental ao uso das águas para abastecimento público buscou verificar o desdobramento do dano até a data de emissão do presente relatório. Para tal, avaliou-se a qualidade da água para consumo humano através do Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano (PMQACH), a situação operacional das ETAs afetadas pelo desastre e o andamento das medidas estruturantes para melhoria das ETAs para o atendimento pleno da legislação nacional de água potável.

Em relação às medidas contempladas na Cláusula 171 do TTAC e seu respectivo cronograma de estabelecimento, verificou-se um bom andamento da entrega dos projetos e das obras, porém, muitas providências fundamentais para a melhoria em certas localidades ainda carecem de definições técnicas e o estabelecimento de um canal de comunicação mais diligente entre os Operados do Sistema e a Fundação Renova. No quesito da avaliação da qualidade da água potável, o PMQACH trouxe uma melhor compreensão em relação à evolução das desconformidades e sua respectiva relação com a qualidade da água dos mananciais de captação impactados pelo desastre. Por isso, quando se verifica o andamento das não conformidades, conclui-se que ainda há a presença de diversos parâmetros acima do legislado, o que evidencia que em muitos momentos a água fornecida para as localidades é inadequada para consumo humano.

Finalmente, diante dos fatos expostos, é fundamental que esse dano seja monitorado por mais anos, tendo em vista que não há uma percepção nítida de redução quando se avaliam os diversos atrasos nas aplicações das melhorias nas Estações de Tratamento de Água e nas desconformidades encontradas nessa água para consumo humano distribuídas para as localidades atingidas.

2.1.6 CENÁRIO DE DANOS

Tendo em vista que os danos relativos ao aumento das concentrações de sólidos e EPTs na água dos rios ainda não foram cessados, neste item foi discutida a tendência de evolução dos referidos danos a partir do ano de 2020.

Primeiramente, há de se considerar que a maior parte do volume de rejeitos de minérios liberado com o rompimento de Fundão ainda permanece depositada ao longo dos corpos hídricos afetados e seus barramentos. Até o momento, a principal forma de remoção dos rejeitos desses ambientes tendo sido o transporte fluvial.

De acordo com o cenário dos danos associados ao transporte de sedimentos do presente Tomo, considerando-se o material depositado no trecho entre a UHE Risoleta Neves e o município de Colatina/ES, podem se passar entre 37 e 54 anos até que o mesmo seja removido naturalmente pela erosão fluvial até o oceano. Caso essa estimativa fosse feita para todo o volume de rejeitos liberado pelo rompimento de Fundão, a previsão seria de mais de 100 anos.

Dessa forma, entende-se que o sistema aquático e a biota relacionada ainda convivem com o passivo deixado pelo desastre da Samarco, condição esta que perdurará ainda por décadas. Enquanto o rejeito permanecer depositado no leito dos cursos d'água e nas margens dos rios, em qualquer momento podem ocorrer condições físicas e/ou químicas que promovam sua reintrodução no meio aquático, alterando a qualidade da água. Contudo, essas alterações não irão se apresentar na magnitude e na frequência observada logo após o rompimento de Fundão.

Diante do exposto, os danos à qualidade da água foram considerados parcialmente reversíveis, ou seja, entende-se que o ambiente será capaz de se recuperar até certo ponto, sem voltar a ser plenamente como era antes.

É importante mencionar que o dano relativo ao aumento da concentração de sólidos na água foi um dos selecionados para ser valorado conforme apresentado no relatório de Valoração Econômica dos Danos Socioambientais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2021b). Foram testados diferentes indicadores tendo em vista a construção das curvas de recuperação natural, no entanto, a turbidez foi a que apresentou os melhores resultados no ajuste do modelo. As curvas de recuperação da turbidez auxiliaram na construção da métrica da valoração, que no caso foi o volume de água afetado pelo desastre ao longo do tempo. Destas análises resultaram períodos estimados de retorno às condições de linha-base para cada compartimento. A análise da turbidez para fins da valoração se baseou em valores estimados da referida variável a partir de vazões médias mensais.

Na análise de acompanhamento de danos, entretanto, a abordagem visou a comparação de cada um dos dados gerados no monitoramento do período pós-desastre com a variação histórica pré-rompimento, de acordo com sua época de ocorrência, ou seja, se ocorreu na estação chuvosa ou na estação seca. Além disso, os dados também foram comparados com os limites da classe 2. Desse modo, foi possível conhecer, de acordo com o período monitorado, a proporção de dados que ainda apresenta alterações em relação à condição anterior ao rompimento.

Como mencionado anteriormente, a permanência dos danos relacionados à qualidade da água está atrelada à ainda presente deposição de rejeitos minerários no leito dos corpos hídricos e em suas

margens. A principal via de remoção desses materiais tem sido o transporte fluvial, ou seja, a própria dinâmica do ambiente aquático.

De acordo com o informado no *site* da Fundação Renova (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020), as ações de retirada dos rejeitos foram concentradas em Barra Longa (MG), único município com área urbana atingido diretamente pela lama, e na Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (Candonga). As demais áreas receberiam ações de recuperação ambiental e social.

No que tange à remoção dos rejeitos depositados no leito dos rios, a principal ação da Fundação Renova (FRE) ocorreu na região do reservatório da UHE Risoleta Neves, no qual ficaram retidos cerca de 10 hm³ de rejeitos. Foram realizadas operações de dragagens dos rejeitos entre os anos de 2016 e 2018, as quais foram responsáveis pela retirada de cerca de 1 hm³ de material que estava depositado em um trecho de 400 m em Candonga (FUNDAÇÃO RENOVA, 2020). Atualmente, todavia, as operações estão paralisadas, haja vista a necessidade de adequações na Fazenda Floresta, local que tem por função acomodar o rejeito dragado do referido reservatório.

Para fins de contenção do transporte fluvial dos rejeitos, a Samarco instalou um sistema de barramentos composto por Nova Santarém e pelos diques S1, S2, S3 e S4 (SAMARCO, 2020). Nova Santarém, finalizada em dezembro de 2016, tem a função de impedir o carreamento de material para fora da área da Samarco. O dique S4 é o último dos diques, estando localizado na região do distrito de Bento Rodrigues, e tem o objetivo de evitar qualquer carreamento de sólidos da área para o rio Gualaxo do Norte. A montante da barragem da UHE Risoleta Neves, também foram instaladas barreiras metálicas, visando a contenção dos sedimentos.

De acordo com Fundação Renova (2020), foram realizadas diversas ações para evitar que os rejeitos depositados nas margens dos rios adentrassem em seus leitos como: a reconformação das calhas; a reestruturação das margens através da aplicação de mantas biodegradáveis; o enrocamento para a estabilização das margens, evitando a erosão em épocas de chuva; a revegetação emergencial e recomposição da mata ciliar com espécies nativas. Além disso, foi aplicada a técnica de renaturalização, que cria áreas de remanso na margem do rio, o que dificulta a descida dos rejeitos e minimiza a turbidez. De acordo com Worley (2019) - empresa contratada pela Fundação Renova para avaliar a turbidez nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce até a UHE Risoleta Neves - essas ações alinhadas aos processos naturais que ocorrem nos rios permitiram uma gradação redutiva da turbidez, apesar disso, não conseguiram determinar o efeito de cada uma das medidas executadas nessas reduções.

Houve também tentativas da Fundação Renova e da Samarco de implementar sistemas de tratamento de água. Em maio/2016, a Samarco propôs na Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental (CT-GRSA) a utilização do sistema FLOTFLUX, como estratégia para retirada de coloides na região de confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio Carmo. Em junho/2017, a Fundação Renova também apresentou junto à referida CT o “Projeto Conceitual dos Sistemas de Tratamento Natural (STN) Off-line - Trechos 6 a 9”, que consistia na utilização de etapas físico-químicas no tratamento da água (coagulação, floculação e sedimentação), em atuação conjunta com sistemas de *wetlands* construídos. No entanto, ambas as propostas não foram aprovadas pela CT-GRSA.

A remoção via dragagem dos rejeitos liberados pelo rompimento da barragem de Fundão do leito dos corpos hídricos é uma questão bastante discutida em diversas esferas de atuação. Em termos

ambientais, é necessário comentar que a movimentação dos sedimentos depositados no leito dos corpos hídricos visando à remoção dos rejeitos propiciaria novas alterações sobre a qualidade dos rios, com o aumento da turbidez e da concentração de EPTs na água. Essas alterações no meio afetariam então a biota aquática, a qual poderia inclusive bioacumular elementos potencialmente tóxicos. Todavia, é uma alternativa que deve ser discutida não somente à luz de questões ambientais, mas também em relação à viabilidade técnica, a questões econômicas, bem como no tocante aos anseios da população local.

Em relação ao dano ao uso da água para abastecimento público, conforme já discutido anteriormente, em razão dos atrasos das medidas estruturantes definidas na cláusula 171 do TTAC e da judicialização (Eixo 9) dos temas relacionados a essa cláusula, os danos perdurarão por mais alguns anos e reduzirão morosamente, pois, conforme cronograma entregue na ação judicial, algumas obras estruturantes, em especial a nova adutora de água bruta de Governador Valadares, tem expectativa da conclusão do projeto em 56 meses. Desta maneira, a ampliação do monitoramento, seja da água dos mananciais de abastecimento ou da água para consumo humano, pelos órgãos fiscalizadores é fundamental para asseverar a qualidade da água potável enquanto essas medidas de reparação do dano ambiental não forem concluídas.

2.2 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

O extravasamento da lama de rejeitos da barragem de Fundão causou mudanças significativas nas comunidades aquáticas dos ambientes fluviais, as quais foram apresentadas no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). A comunidade planctônica foi avaliada para os principais grupos do fitoplâncton e do zooplâncton.

Para a comunidade planctônica, a principal fonte de dados para o diagnóstico de danos foi o monitoramento das concessionárias de energia responsáveis pela operação das quatro usinas hidrelétricas existentes na calha do rio Doce. Os monitoramentos englobam tanto estações amostrais de reservatório, quanto outras na área de abrangência em ambiente de rio. Esses últimos foram utilizados para a avaliação específica do ambiente fluvial. Especificamente para o zooplâncton, das quatro usinas hidrelétricas (UHEs), a UHE Mascarenhas não realiza o monitoramento do zooplâncton e por isso não se tem a avaliação para esse reservatório. O período avaliado no diagnóstico de danos foi entre 2011/2012 e 2018. Complementarmente foram utilizados os dados primários coletados pelo Lactec em duas campanhas realizadas em junho/2018 e janeiro/2019, em diversos pontos na Área de Passagem e Deposição da Lama (ADPL).

A avaliação da comunidade fitoplanctônica foi realizada com base em dados de densidade, riqueza e diversidade de espécies. De acordo com o referido relatório, o dano de alteração da comunidade fitoplanctônica foi gravíssimo e irreversível para os ambientes fluviais dos compartimentos 1 e 2, pois ocasionou alterações profundas na estrutura e/ou composição da comunidade. De maneira geral, houve significativa redução no número de espécies no Compartimento 1, diminuição na densidade de organismos no Compartimento 2A, e aumento na riqueza de espécies e redução na densidade fitoplanctônica no Compartimento 2B. Tais modificações apresentaram tendência de piora no rio Piranga

(CAN01) e de estabilidade para as estações avaliadas no rio Doce e rio do Carmo (CAN02). A avaliação do fitoplâncton do Compartimento 3 foi qualitativa, devido a indisponibilidade da lista de ocorrência de espécies nas amostragens de pós-desastre. Entretanto, mudanças na comunidade deste local foram verificadas após a passagem da lama de rejeitos, como redução acentuada na densidade de organismos e na riqueza e diversidade de espécies.

Para a comunidade zooplancônica, foi possível diagnosticar o dano de alteração da comunidade zooplancônica, com base na riqueza de espécies e abundância de organismos. O dano foi observado para ambientes fluviais do entorno das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. A magnitude e comportamento do dano diferiram tanto espacial como temporalmente. De maneira geral, o dano foi mais intenso no Compartimento 1, diminuindo em direção ao Compartimento 3. Assim como observado para outras variáveis (como qualidade da água), o Compartimento 2B não seguiu esse padrão e apresentou condições piores que o Compartimento 2A. Temporalmente, ao longo da APDL, os resultados apresentaram grande variação, em parte, devido à sazonalidade do período seco e chuvoso. Porém, no Compartimento 1, o diagnóstico resultou em um dano irreversível e com tendência de piora, considerando os resultados e a ausência de organismos em algumas amostras, além de condições ambientais já alteradas historicamente no entorno, que dificultam a recolonização desse trecho. No Compartimento 2, de maneira geral, o dano tendeu a diminuir com o tempo, porém com reversibilidade parcial, uma vez que o ambiente apresentava sinais de que poderia atingir um novo equilíbrio ecológico. Já no Compartimento 3, como não havia dados históricos para comparação, a avaliação foi qualitativa e baseada nas coletas em campo, sendo que, em comparação aos demais compartimentos, o ambiente apresentava-se melhor conservado.

O presente relatório traz os resultados obtidos do acompanhamento dos danos às comunidades planctônicas no período subsequente ao diagnóstico de danos, mas de forma cumulativa, a partir dos dados secundários do monitoramento das UHEs, entre 2018 e 2020 (variando para cada um dos dois grupos biológicos e usina avaliada). Também são apresentados os resultados complementares das demais campanhas realizadas pelo Lactec. A partir dos resultados, é apresentada uma análise da evolução do dano ao longo do tempo, verificando se houve alguma mudança no cenário apresentado no diagnóstico de danos e qual o cenário futuro.

2.2.1 METODOLOGIA

2.2.1.1 Dados secundários

Dados brutos e relatórios técnicos do monitoramento das comunidades planctônicas do rio Doce e tributários foram cedidos pelas concessionárias de três das quatro usinas hidrelétricas presentes ao longo do rio Doce (UHE Risoleta Neves, UHE Baguari e UHE Aimorés). O fitoplâncton do reservatório da UHE Mascarenhas não pode ser avaliado, visto que os dados não foram encaminhados pela concessionária responsável, e o zooplâncton não faz parte da rede de monitoramentos dessa usina. Foram considerados como ambientes fluviais, as estações de coleta a montante e jusante dos reservatórios de cada empreendimento, bem como trechos de tributários que fazem parte da APDL (Tabela 8).

Tabela 8 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas ao longo do rio Doce e tributários.

Compartimentos	Usina	Nome do ponto	Descrição do ponto	Coordenadas (UTM)			Comunidade	
				Fuso	E	S	Fitoplâncton	Zooplâncton
1		CAN01	Rio Piranga, a montante da confluência do Carmo com o rio Piranga	23	718300.00 m	7756555.00 m	X	X
		CAN02	Rio do Carmo, a montante da confluência com o rio Piranga	23	716040.00 m	7756620.00 m	X	X
		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	23	717375.00 m	7758525.00 m	X	x
	Risoleta Neves		Rio Doce, no final do remanso do lago da UHE					
		CAN04	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	23	721085.00 m	7759615.00 m	x	
		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 m a jusante da foz do córrego das Lages	23	720900.00 m	7759730.00 m	X	
2A		CAN06	Rio Doce, a jusante da barragem e a montante da foz do rio do Peixe	23	724660.00 m	7765150.00 m	X	x
		P06	Rio Doce, montante, entre confluência do Rio Santo Antônio e Município de Periquito	23	783005.00 m	7870771.00 m	X	x
		P04	Rio Doce, montante a 20 km do barramento	23	790849.00 m	7879647.00 m	X	x
	Baguari	P05	Rio Doce, a montante do Córrego do Otto	23	791637.00 m	7880498.00 m	X	x
2B		P08	Rio Doce, imediatamente a jusante das restituições das vazões	23	802990.00 m	7894627.00 m	X	x
		P07	Rio Doce, jusante do Distrito de Baguari, a montante da Ilha dos Pimentas	23	811259.00 m	7903474.00 m	X	x
		AIM040	Rio Doce, em Boa Sorte, a montante de Resplendor	24	258486.00 m	7869284.00 m	X	x
	Aimorés	AIM023	Rio Doce, a jusante da barragem principal	24	280256.07 m	7846909.50 m	X	x
		AIM020	Rio Doce, em Aimorés	24	285012.00 m	7843983.00 m	X	x
		AIM008	Rio Doce, na captação do SAAE de Baixo Guandu	24	288905.00 m	7841770.00 m	x	x

O período avaliado compreendeu os dados gerados entre 2011 e 2020, conforme Tabela 9.

Tabela 9 – Segmentação temporal dos dados secundários analisados.

UHE	Comunidade	Campanhas Pré-desastre		Campanhas Pós-desastre	
		Intervalo	Qtd	Intervalo	Nº Qtd
Risoleta Neves	Fitoplâncton	Março/2012 a Setembro/2015	14	Dezembro/2015 a Dezembro/2019	17
	Zooplâncton	Setembro/2012 a setembro/2015	13	Dezembro/2015 a dezembro/2019	14
Baguari	Fitoplâncton	Julho/2012 a Outubro/2015	14	Janeiro/2016 a Outubro/2019	16
	Zooplâncton	Julho/2012 a outubro de 2015	14	Janeiro de 2016 a janeiro/2020	17
Aimorés	Fitoplâncton	Março/2012 a Setembro/2015	14	Dezembro/2015 a Setembro/2019	16
	Zooplâncton	Março/2011 a Setembro de 2015	19	Dezembro de 2015 a Setembro/2019	16

Para o fitoplâncton, dados de densidade dos organismos, riqueza, diversidade de espécies e representatividade das classes de algas para cada estação de coleta foram avaliados seguindo a compartimentalização da área definida em BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c). Os procedimentos empregados para avaliar a tendência, duração e reversibilidade do dano ao fitoplâncton seguiram a metodologia descrita no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Para o zooplâncton foram realizadas análises de parâmetros seguindo o descrito em (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), assim como para o fitoplâncton, e englobaram: Riqueza de espécies; Frequência de ocorrência das espécies; Abundância dos indivíduos; Abundância relativa; Diversidade de espécies; Equitabilidade da comunidade; Análises estatísticas (ANOVA, Modelos Aditivos Generalizados – GAM).

2.2.1.2 Dados primários

Dados primários advindos das campanhas realizadas pelo Lactec, para a comunidade planctônica e para a concentração de clorofila-a foram obtidas em 16 estações no rio Doce e quatro estações nos tributários (Tabela 10), considerando a Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL).

Tabela 10 – Estações de monitoramento do plâncton avaliadas pelo LACTEC no rio Doce e seus afluentes.

Compartimento	Estações LACTEC	Rio	Município	Coordenadas (UTM)		
				Fuso	E	S
1	T1	Córrego Santarém (Dique S4)	Bento Rodrigues	23	7760995.08 m	666006.87 m
	T2	Rio Gualaxo do Norte	Bento Rodrigues, Camargo	23	7759316.93 m	665464.90 m
	T3	Rio Gualaxo do Norte	São Luís, Monsenhor Horta	23	7753947.13 m	682779.50 m
	T4	Rio do Carmo	Barra Longa	23	7755982.72 m	705470.83 m
2A	R1	Rio Doce	Santa Cruz do Escalvado	23	7757273.49 m	717242.00 m
	R2	Rio Doce	logo a jusante do reservatório da UHE Risoleta Neves	23	7764129.65 m	724096.44 m
	R3	Rio Doce	São Domingos do Prata	23	7784722.70 m	735378.65 m
	R4	Rio Doce	Marliéria, Pingo-d'Água	23	7813148.76 m	763702.01 m
	R5	Rio Doce	Santana do Paraíso	23	7843187.93 m	763025.27 m
	R6	Rio Doce	Belo Oriente, Bugre	23	7860846.08 m	775725.13 m
	R7	Rio Doce	Fernandes Tourinho, Periquito	23	7888067.82 m	799419.18 m
	R8	Rio Doce	Governador Valadares	24	7909485.27 m	188894.89 m
	R9	Rio Doce	Governador Valadares	24	7912281.12 m	201798.01 m
	R10	Rio Doce	Galileia, Tumiritinga	24	7900393.22 m	220958.84 m
2B	R11	Rio Doce	Conselheiro Pena	24	7878537.69 m	241286.56 m
	R12	Rio Doce	Resplendor	24	7858920.46 m	264690.43 m
	R13	Rio Doce	Aimorés (MG), Baixo Guandu (ES)	24	7841936.02 m	288640.23 m
3	R14	Rio Doce	Itapina	24	7839731.68 m	309788.15 m
	R15	Rio Doce	Colatina	24	7839580.28 m	328871.42 m
	R16	Rio Doce	Linhares	24	7853399.53 m	389056.64 m

Foram realizadas cinco campanhas no total: junho de 2018 (inverno), janeiro de 2019 (verão), agosto de 2019 (inverno), agosto de 2020 (verão), além de uma campanha específica do período de cheia em fevereiro de 2020 descrito em documento próprio (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020i). Os resultados de junho 2018 e janeiro de 2019 fazem parte do diagnóstico de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Para o fitoplâncton, os dados primários foram utilizados para avaliar a distribuição espacial e temporal do fitoplâncton no rio Doce e seus tributários. Três amostragens foram realizadas (junho/2018, janeiro/2019 e agosto/2019), sendo agora incluídos os dados da última coleta. Os resultados das duas amostragens realizadas em 2020 estão apresentados no Documento Suplementar – Resultados das

Campanhas de Monitoramento da Comunidade Fitoplanctônica realizadas pelo Lactec, visto que para o ano de 2020 ainda não haviam sido disponibilizados os dados das concessionárias.

As amostras foram coletadas na subsuperfície da água e fixado com solução lugol acético a 1% (WETZEL; LIKENS, 1991). Em laboratório, alíquotas de 25 mL foram sedimentadas em câmaras de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958) seguindo o tempo determinado por Lund, Kipling e Lecren (1958), e, posteriormente analisadas em microscópio invertido Olympus CKX41, sob aumento de 600x. A contagem dos organismos seguiu a indicação de Huszar e Giani (2004), que consideram transectos e curva de estabilização de espécies. Para estimar a densidade de indivíduos por mL de amostra foi utilizada a equação de Ross (1979), definida por: $Densidade = (n/sc).(1/h).F$, onde: n = número de indivíduos contados, s = área do campo (mm^2), c = número de campos contados, h = altura da câmara de sedimentação (mm), F = fator de correção para mL.

As espécies encontradas foram determinadas até o menor nível taxonômico possível e agrupadas nos principais grupos fitoplanctônicos (Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Chlamydomonadophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae e outros). A contagem das cianobactérias teve seus resultados expressos em número total de células/mL, a fim de atender à Resolução CONAMA nº357/2005.

A diversidade de espécies foi calculada pelo índice de Shannon (H') a partir dos dados de densidade, segundo a expressão: $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, onde $p_i = n_i/N$ e n_i = número total de indivíduos de cada espécie e N = número total de indivíduos na amostra (SHANNON; WEAVER, 1949).

A concentração de clorofila-a nos locais amostrados foi realizada por fluorescência submergindo sonda multiparamétrica YSI EXO2.

Para o zooplâncton foram analisadas quatro campanhas, e a coleta das amostras foi realizada por meio de arrasto ou com auxílio de uma bomba, utilizando redes de plâncton de 64 μm . Para cada amostra, foram filtrados 400 L de água, ou no caso do arrasto, o volume foi medido com um fluxômetro 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).

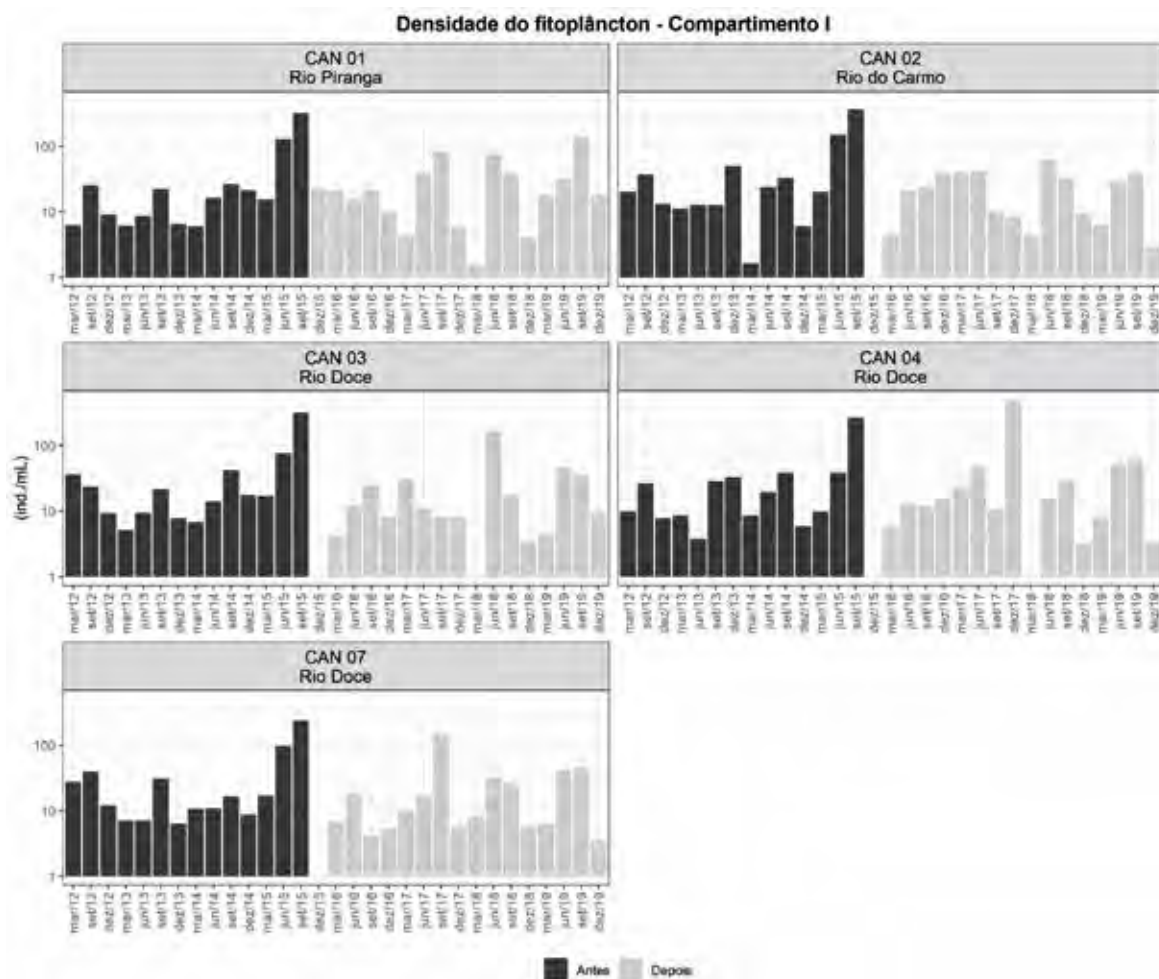
A composição das espécies foi descrita por todas as espécies identificadas ao longo das quatro campanhas. As espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda foram identificadas, no laboratório, com auxílio de lâminas e lamínulas comuns, sob microscópio ótico, de acordo com a bibliografia especializada (KOSTE, 1978; REID, 1985; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000), até a estabilização da curva de espécies. As análises de dados executadas seguiram a mesma metodologia do relatório de diagnóstico de danos BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), e resumidamente foram: Riqueza de espécies; Frequência de ocorrência das espécies; Abundância dos indivíduos; Abundância relativa; Diversidade de espécies; Equitabilidade da comunidade; Análises estatísticas (método de rarefação, permutação multivariada – PERMANOVA e PERMADISP, testes não paramétricos).

2.2.2 ALTERAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

2.2.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 1

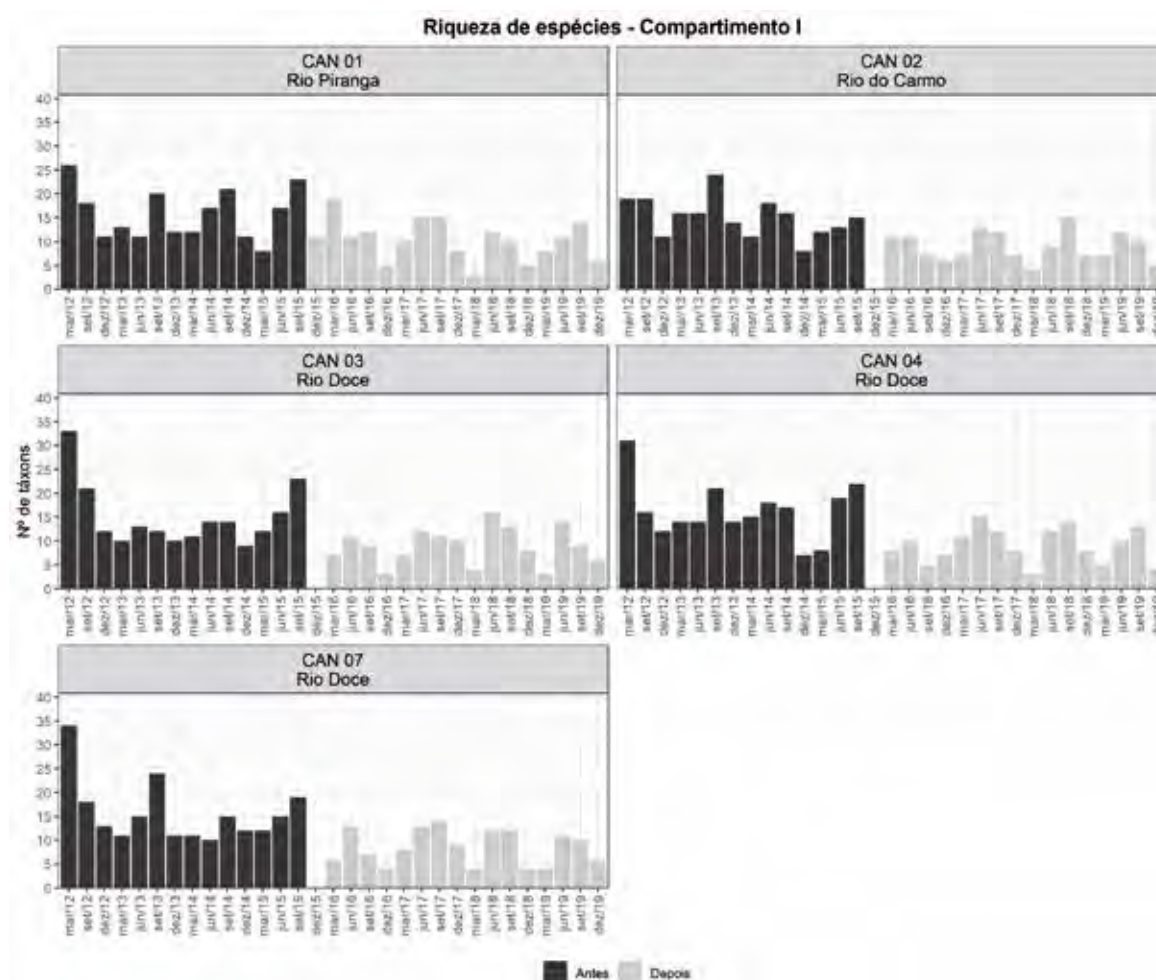
A seguir são apresentados os resultados dos indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica nos ambientes fluviais localizados no primeiro trecho afetado pela passagem da lama de rejeitos. Com base nos dados secundários fornecidos pela Concessionária responsável pela UHE Risoleta Neves, constatou-se que nas amostragens realizadas em 2019, o fitoplâncton do rio Doce (CAN03, CAN04, CAN07) e dos tributários, rio Piranga (CAN01) e rio do Carmo (CAN02), exibiu comportamento semelhante ao que vinha sendo registrado nas demais campanhas de pós-desastre com relação à densidade de organismos (Figura 19) e à riqueza de espécies (Figura 20).

Figura 19 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



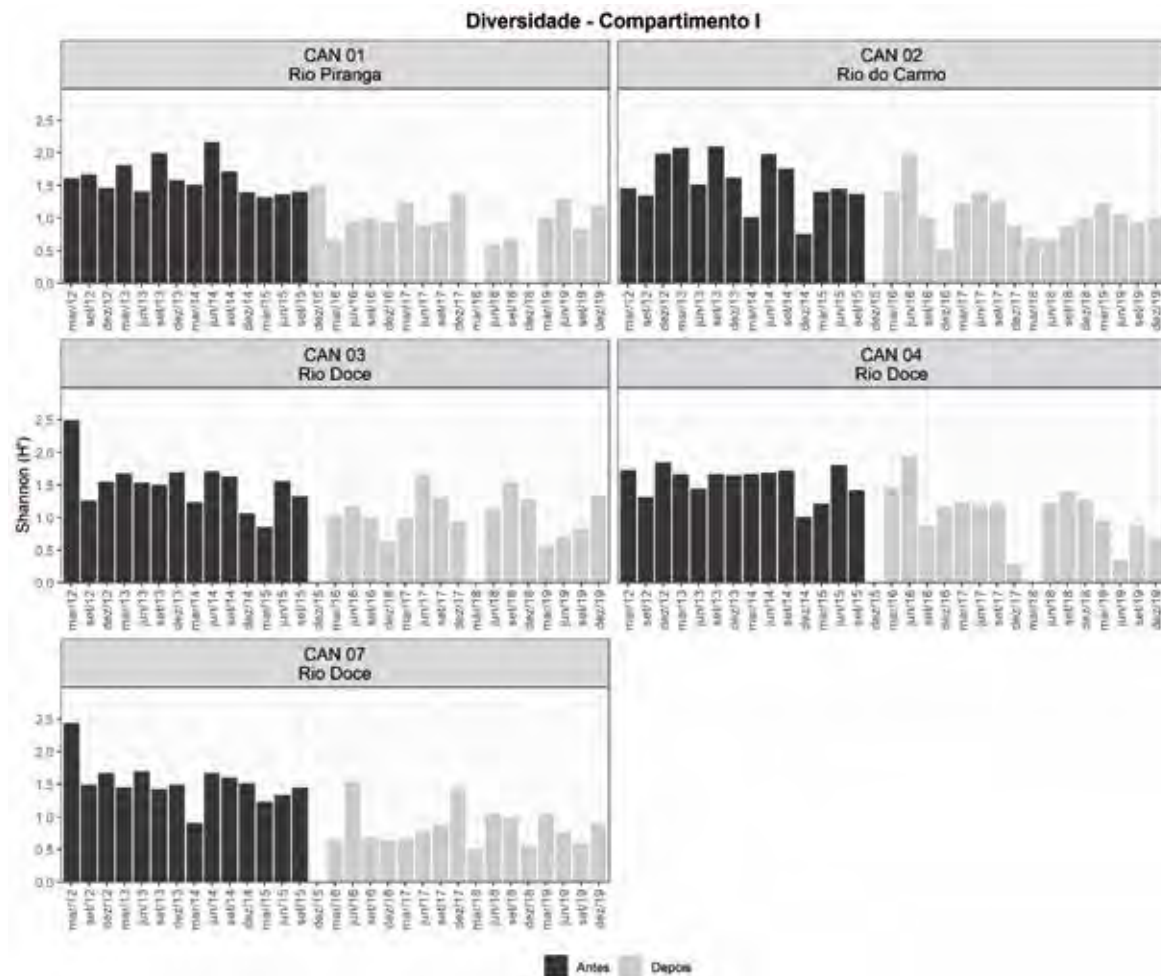
Considerando todo o período analisado, é possível verificar que quantitativamente não houve alterações expressivas na comunidade no pós-desastre, exceto na amostragem realizada em dezembro/2015, mês seguinte à passagem da lama de rejeitos, quando nenhuma célula fitoplancônica foi encontrada nas amostras do rio do Carmo e rio Doce (Figura 19). Entretanto, diferenças significativas ($p < 0,05$) ocorreram em termos qualitativos. Houve redução acentuada no número de táxons em todas as estações de coleta após o desastre, tanto no período chuvoso quanto no seco (Figura 20).

Figura 20 – Riqueza do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



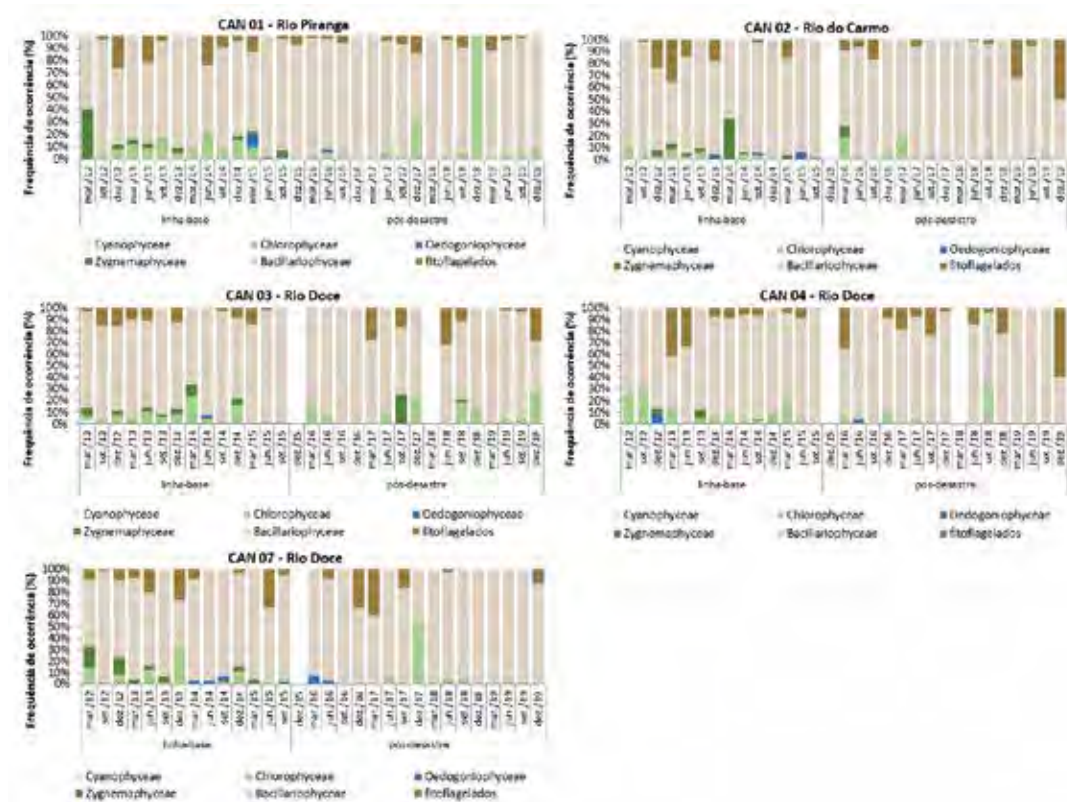
Desta forma, os valores de diversidade de espécies (H') mantiveram-se baixos ($< 1,5$ bits/ind) para os locais amostrados neste último ano de monitoramento (Figura 21), sendo os ambientes considerados alterados (< 1 bits/ind) a moderadamente alterados ($> 1,0$ e $< 3,0$ bits/ind) com base na classificação de Branco, (1986).

Figura 21 – Diversidade específica do fitoplâncton nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento I, antes e após o desastre.



As diatomáceas (Bacillariophyceae) seguem sendo o principal componente da comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais avaliados, com poucos representantes flagelados e clorofíceas ocorrendo esporadicamente (Figura 22). Dentre as diatomáceas, o grupo das penas bentônicas (gêneros como *Navicula* e *Nitzschia*) foi o mais abundante após o desastre, provavelmente, por terem conseguido se manter associados aos substratos. Como mencionado em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020c), estas algas possuem diferentes adaptações de resistência à turbulência e correnteza do ambiente fluvial, e certa mobilidade no substrato por meio de secreção de mucilagem, que possibilita seu deslocamento para locais com melhores condições de sobrevivência (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

Figura 22 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce e tributários localizadas no Compartimento 1, antes e após o desastre.



Alterações na composição da comunidade no rio Doce e tributários foram observadas após o desastre. Espécies de ocorrência comum e constante no período pré-rompimento não voltaram a ocorrer nos ambientes avaliados, apesar de já decorridos mais de quatro anos após o desastre. Uma perda expressiva (significância $p < 0,05$) dos organismos descritores aconteceu nas estações CAN04 e CAN07 do rio Doce, em decorrência do aumento da concentração de sólidos na água e da diminuição da transparência ocasionados pela lama de rejeitos. Além disso, houve mudança acima de 23% na frequência de ocorrência das espécies neste primeiro compartimento, o que significa que táxons que eram comumente encontrados nos rios passaram a ser raros ou vice-versa, frente as novas condições ambientais.

Para avaliar a tendência do dano nos rios, foi realizado o cálculo da mudança na ocorrência das espécies comuns e constantes entre a linha-base e o pós-desastre para cada período (considerando 4 amostragens) após o desastre. Os resultados apresentados na Tabela 11 demonstram que o dano está cessado em todas as estações amostrais avaliadas, pois não houve variação expressiva nos valores estimados. Os valores mais elevados do último período avaliado são decorrentes do menor número de amostragens consideradas para o cálculo. Em um primeiro momento, o dano tendeu a aumentar no rio Piranga (CAN01), mas as mudanças ocorridas mantiveram-se constantes nas amostragens posteriores.

O dano foi considerado cessado, porque as mudanças que ocorreram após o desastre vêm se mantendo constantes ao longo do tempo. Entretanto, esta tendência pode sofrer alterações futuras frente a eventos de elevada pluviosidade, ou outros, que acarretem aumento da concentração de sólidos em suspensão na água e o carreamento dos organismos para jusante. Assim, considera-se que o efeito do dano no Compartimento 1 é irreversível, pois a comunidade fitoplanctônica ocorrente

antes do desastre nos rios estudados não se recuperou e houve a formação e o estabelecimento de uma nova comunidade após o impacto.

Tabela 11 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base 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%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	45,5%
	5	dez/19	81,8%
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%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	48,4%
	5	dez/19	83,9%
CAN03	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	46,7%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	50,0%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	36,7%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	46,7%
	5	dez/19	83,3%
CAN04	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	58,1%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	32,3%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	41,9%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	45,2%
	5	dez/19	87,1%
CAN07	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	58,3%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	50,0%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	55,6%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	55,6%
	5	dez/19	83,3%

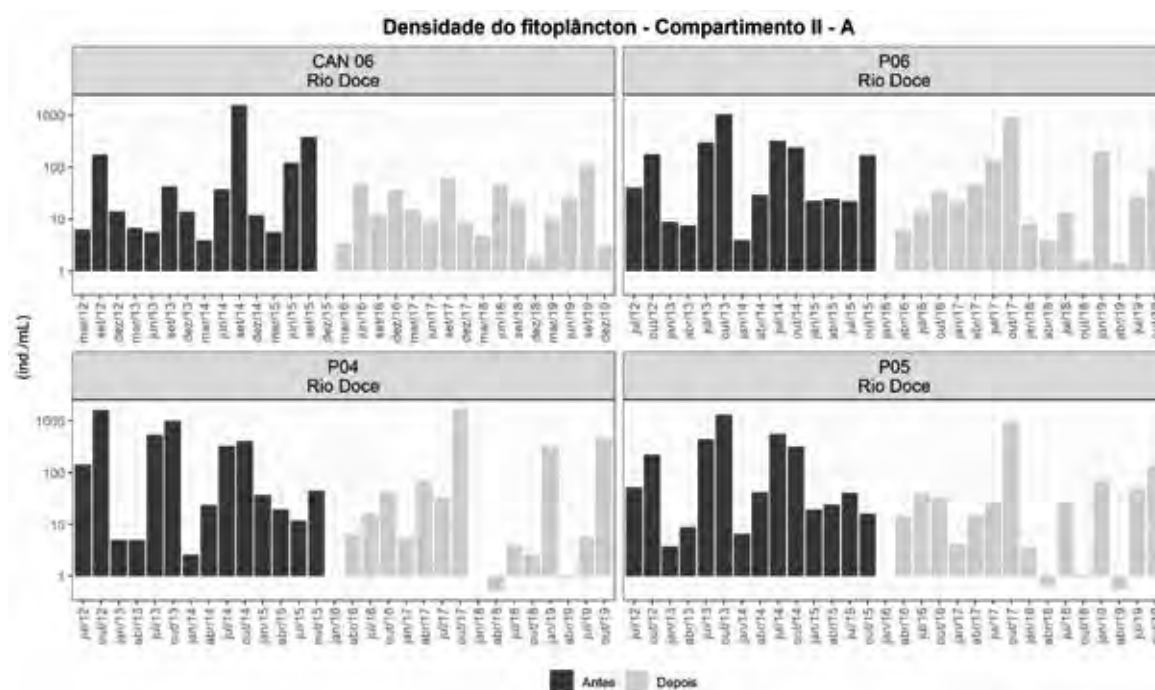
Com base nas amostragens realizadas pelo Lactec (junho/2018, janeiro/2019 e agosto/2019) no rio Doce e seus tributários, foram identificadas 77 espécies (Apêndice E) sendo a maior riqueza registrada para o córrego Santarém – Dique S4 (T1: 40 táxons). Imagens das espécies podem ser visualizadas no Apêndice F. Considerando a riqueza de espécies por amostragem, esta foi mais elevada em agosto/2019 nos tributários (17 a 24 táxons) e em janeiro/2019 para o rio Doce (22 táxons) (Apêndice G). De modo geral, valores mais elevados de densidade ocorreram no verão (Apêndice H), com máximo de 1.332 ind/mL para o rio do Carmo (T4). Em termos de contribuição de classes (Apêndice I), a comunidade foi composta principalmente por cianobactérias e diatomáceas penadas (ex. *Navicula* e *Nitzschia*) em junho/2018, e por clorofíceas e diatomáceas penadas em janeiro e agosto/2019.

2.2.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2A

Neste item são apresentados resultados para ambientes fluviais localizados no trecho afetado pela passagem da lama de rejeitos do Compartimento 2A, com base nos dados secundários fornecidos pelas Concessionárias de energia elétrica responsáveis pelos empreendimentos UHE Risoleta Neves e UHE Baguari. Foram avaliados os indicadores da alteração do fitoplâncton nas estações do rio Doce CAN06 e P06, P04, P05, localizadas entre as UHEs Risoleta Neves e UHE Baguari.

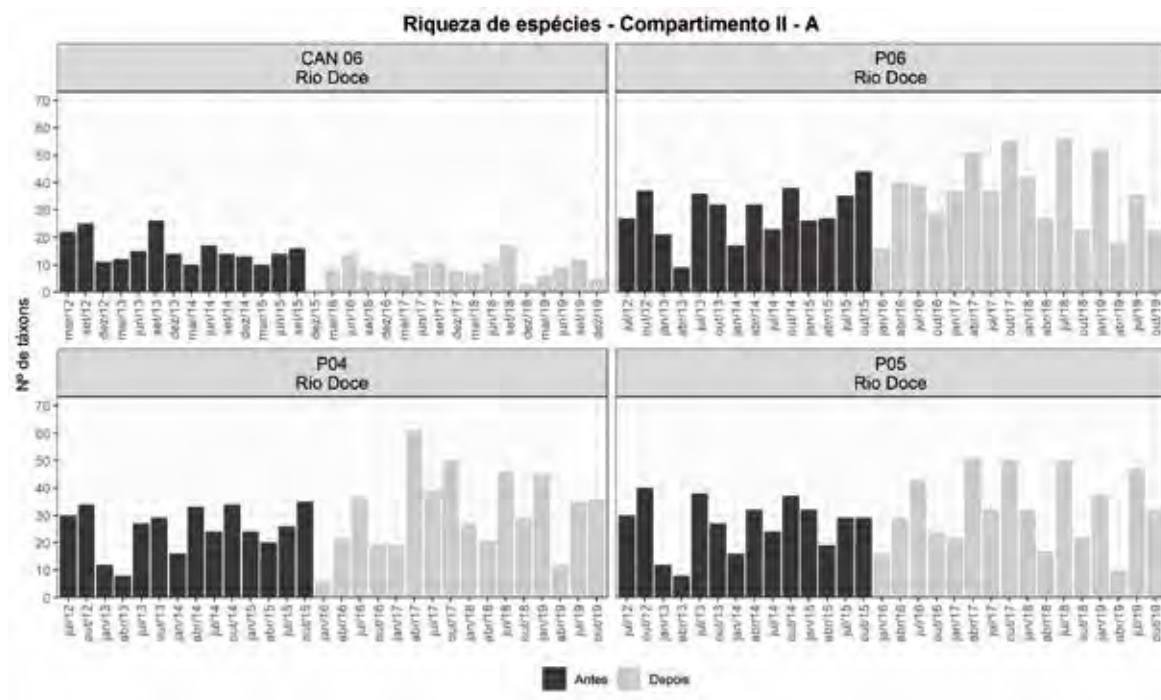
Especificamente sobre os dados coletados em 2019 (Figura 23), baixo número de organismos foi contabilizado no mês de abril/2019 (<1,5 ind/mL) nas estações P06, P04 e P05. Em geral, houve uma redução significativa ($p < 0,05$) na densidade do fitoplâncton nestas estações de coleta após o desastre.

Figura 23 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



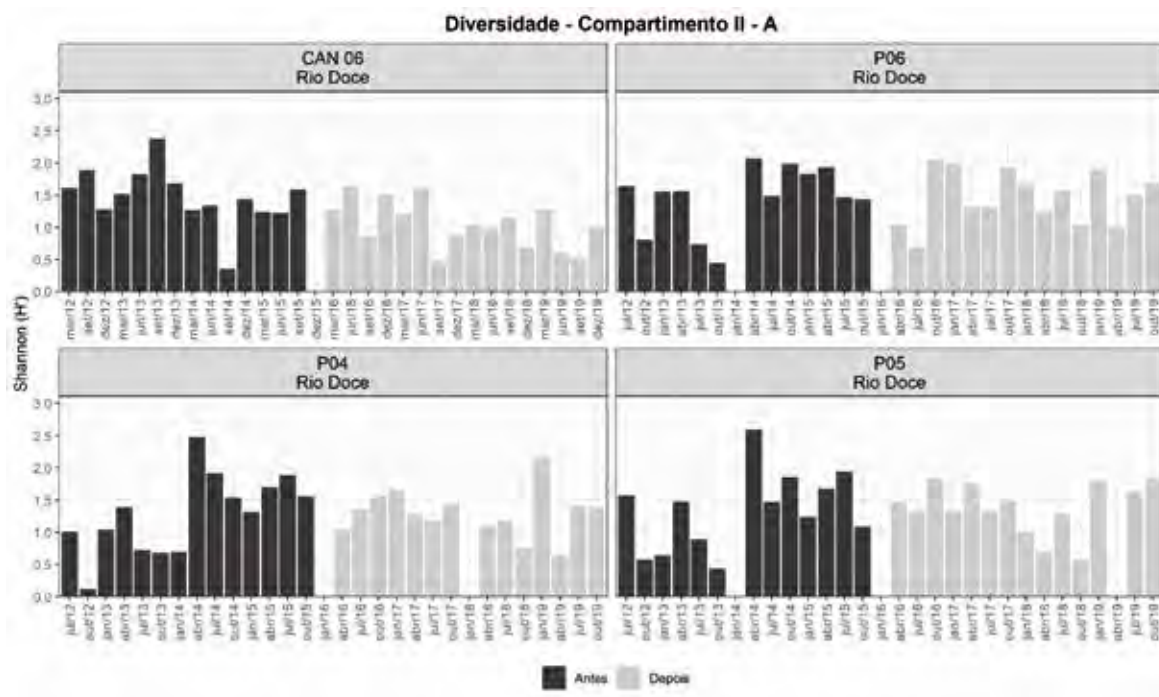
Na estação CAN06, no rio Doce, logo a jusante do barramento da UHE Risoleta Neves, a riqueza de espécies foi significativamente mais elevada durante a linha-base, enquanto que para as demais estações avaliadas, a riqueza foi maior no período pós-desastre, tanto no período seco quanto no chuvoso (Figura 24). Entretanto, ao contrário do que foi verificado para o Compartimento 1, estas diferenças não foram significativas estatisticamente ($p > 0,05$).

Figura 24 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



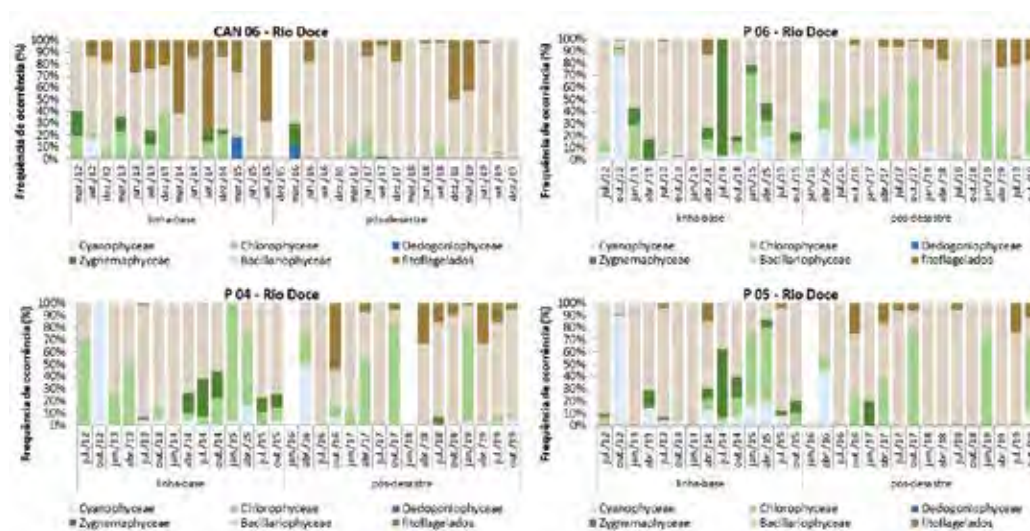
A diversidade de espécies (H') foi baixa para o último ano de monitoramento, variando de 0 a 2,15 bits/ind (Figura 25). Estes valores são semelhantes aos das demais amostragens realizadas no período pós-desastre (0 a 2,04 bits/ind) e representativos de ambientes alterados a moderadamente alterados (BRANCO, 1986).

Figura 25 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



Com base na Figura 26, observa-se que houve pouca variação na representatividade das classes do fitoplâncton entre as amostragens do período pós-desastre. A classe mais representativa do fitoplâncton foi a das diatomáceas (Bacillariophyceae), tanto antes quanto após o desastre. Contudo, o grupo sofreu modificações com a substituição de espécies cêntricas por penadas bentônicas (ex. *Navicula* e *Nitzschia*), mais adaptadas a ambientes turbulentos e túrbidos (REYNOLDS, 1997). Além disso, as algas Zygnemaphyceae permanecem sendo menos frequentes e abundantes após o desastre. Espécies do gênero *Spirogyra* eram comumente encontradas em amostras de linha-base, e apesar de serem tolerantes a uma ampla variedade de condições ambientais (HALL; MCCOURT, 2015), ainda não conseguiram se reestabelecer após o impacto da lama de rejeitos, indicando que o meio ainda está alterado.

Figura 26 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A, antes e após o desastre.



O fitoplâncton sofreu mudanças profundas em sua composição com a passagem lama. Muitas espécies de ocorrência comum e constante passaram a ser raras nas amostras, sendo substituídas por outras mais adaptadas a ambientes túrbidos. Esta mudança na frequência de ocorrência dos táxons foi aumentando gradativamente nas estações do rio Doce situadas no Compartimento 2A, passando de 34,2% em CAN06 a 49,6% em P05. O mesmo fato ocorreu em relação à perda de espécies comuns e conwtantes em relação à linha-base, a qual foi de 25,0% em CAN06 chegando a 36,8% em P05. Estas alterações foram mais expressivas no grupo das diatomáceas, que passaram a ter maior abundância e ocorrência de táxons bentônicos após o desastre.

Por meio do cálculo da mudança na ocorrência das espécies comuns e constantes entre o pós-desastre e a linha-base (considerando períodos de 4 amostragens após o desastre), pode-se verificar que o dano está cessado nas estações amostrais (Tabela 12), uma vez que não houve variação expressiva entre os valores calculados por período. Contudo, a comunidade não está recuperada, pois as mudanças que ocorreram após o desastre vêm permanecendo inalteradas ao longo do tempo. Deve-se considerar ainda que os impactos causados pela lama de rejeitos podem se agravar, caso ocorram eventos extremos de precipitação ou outros que causem distúrbios pronunciados no meio. O dano foi classificado como irreversível, pois a comunidade não voltará a ser como era antes do desastre.

Tabela 12 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2A.

Estação	Período	Coletas	Mudança
CAN06	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	58,3%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	52,8%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	50,0%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	66,7%
	5	dez/19	88,9%
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%
	4	jan/19, abr/19, jul/19, out/19	60,2%
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%
	4	jan/19, abr/19, jul/19, out/19	59,7%
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%
	4	jan/19, abr/19, jul/19, out/19	62,1%

Nas campanhas de coleta realizadas pelo Lactec (junho/2018, janeiro/2019 e agosto/2019) foram encontradas 83 espécies de microalgas no rio Doce (Apêndice E), sendo a riqueza mais elevada registrada para a estação R3 (41 táxons) no rio Doce. Valores mais elevados de riqueza e densidade de organismos ocorreram na amostragem de verão, quando se verificou máximo de 28 táxons em R7 e 1.297 ind/mL em R2 (Apêndice G). A comunidade fitoplanctônica apresentou-se diferenciada, em termos de representatividade de classes, entre os meses avaliados. No inverno de 2018, houve maior contribuição de cianobactérias, especialmente pelas espécies cocóides coloniais, *Aphanocapsa delicatissima* e *Cyanogranis ferruginea*. As maiores abundâncias deste grupo ocorreram na estação R4 (4.938 cél/mL), mas em valor inferior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), para corpos d'água de classe II. No verão, as cianobactérias ocorreram em todas as estações do rio Doce, mas houve maior abundância de clorofíceas unicelulares (ex. *Monoraphidium circinale*), provavelmente beneficiadas pelo aumento da temperatura. Em agosto/2019, a contribuição das cianobactérias diminuiu, e a comunidade passou a ser composta principalmente por algas flageladas (ex. *Chlamydomonas* spp., *Spermatozopsis exsultans*, *Plagioselmis* spp.) e diatomáceas penadas bentônicas (ex. *Navicula*, *Nitzschia*) (Apêndice I).

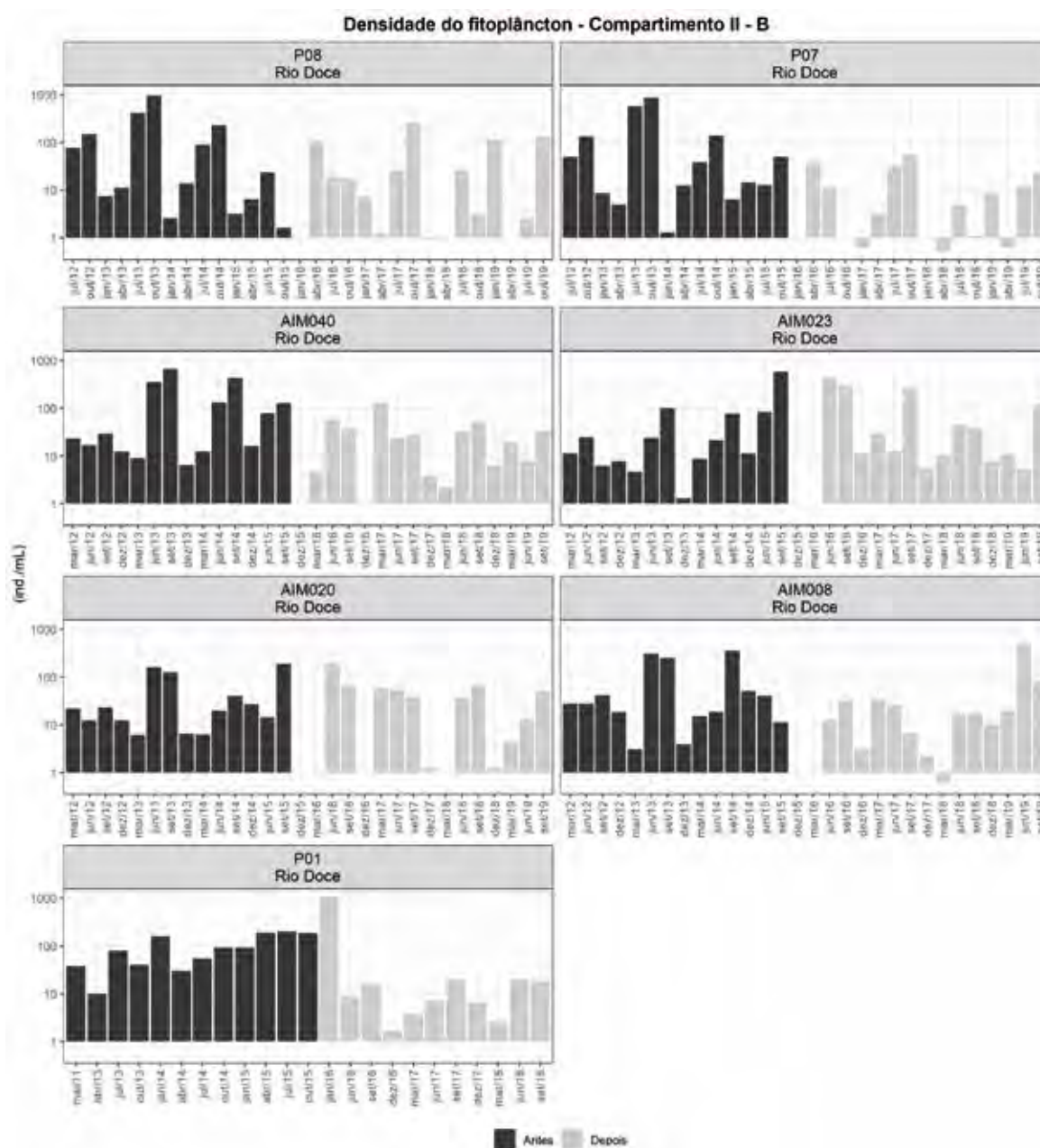
2.2.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 2B

Na sequência, apresentam-se resultados pertinentes aos ambientes fluviais localizados no Compartimento 2B, afetado pela passagem da lama de rejeitos. Com base nos dados secundários fornecidos pela concessionária de energia elétrica responsáveis pelas UHEs Baguari e Aimorés. Esta avaliação foi baseada em indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica no rio Doce, com

base nos dados secundários advindos das estações P08 e P07 (UHE Baguari) e AIM40, AIM23, AIM20, AIM008 (UHE Aimorés).

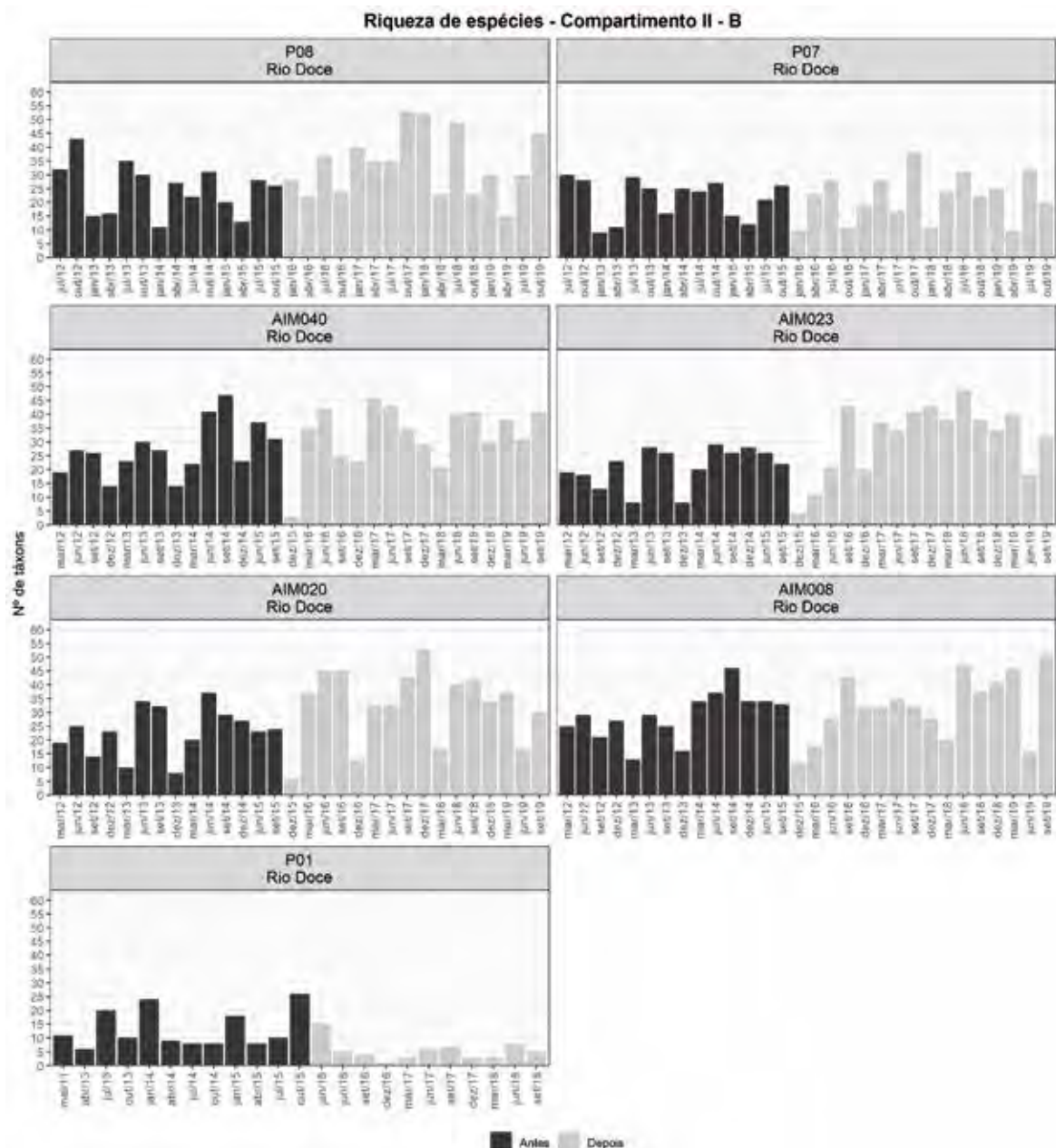
O resultado das análises quantitativas do fitoplâncton realizadas no ano de 2019 foi semelhante ao das demais campanhas de pós-desastre (Figura 27), com exceção de um pequeno aumento no número de organismos na estação AIM008 em junho e setembro/2019. Todavia, quando se considera todas as amostragens, nota-se que houve uma redução significativa ($p < 0,05$) na densidade do fitoplâncton neste local (AIM008) e nas estações P07 e AIM40 após o desastre.

Figura 27 – Densidade do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



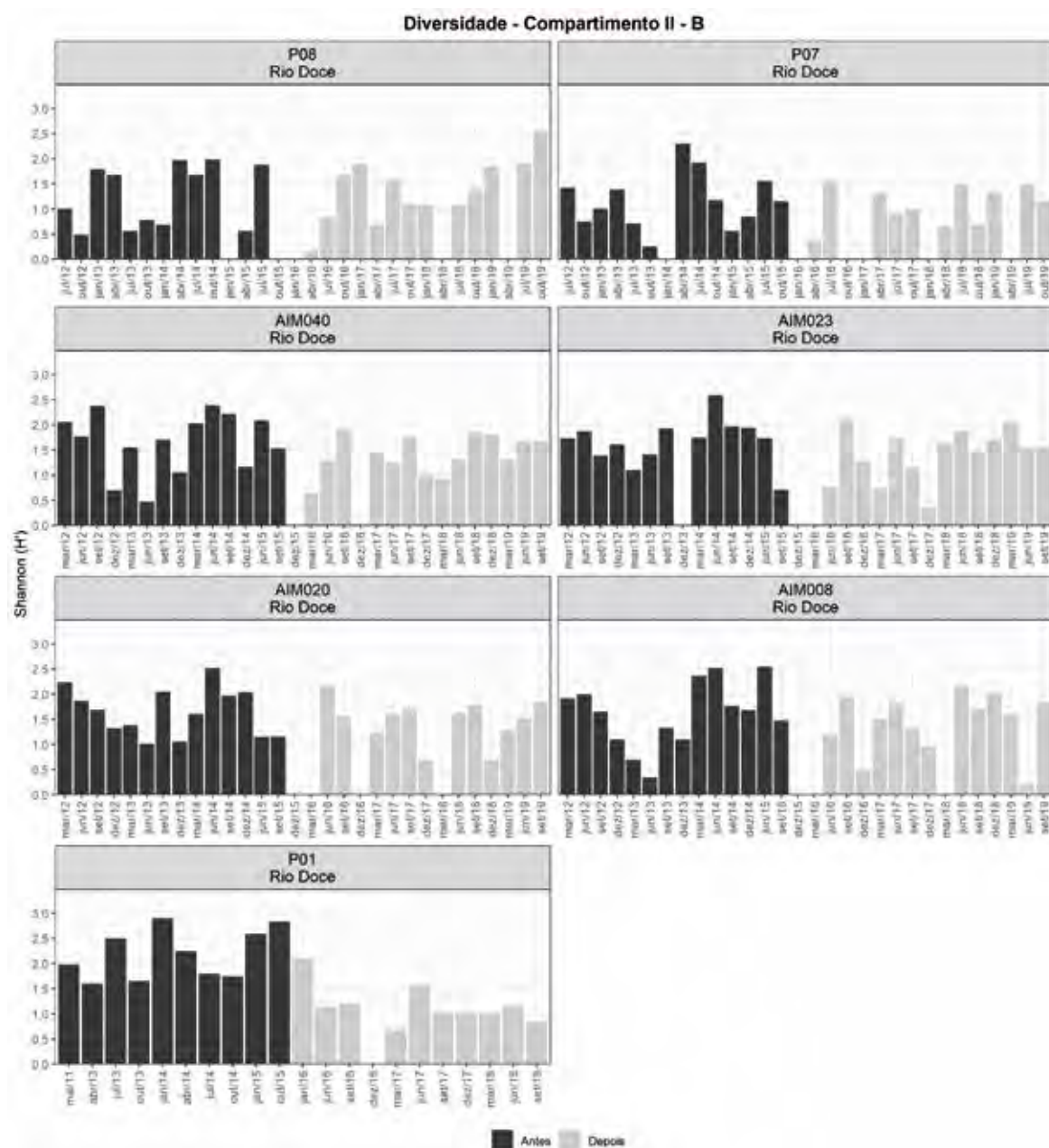
De maneira geral, um número significativamente maior de espécies ($p < 0,05$) passou a ocorrer após o desastre neste compartimento, sendo esta diferença melhor evidenciada nas estações P08, AIM023 e AIM020, localizadas no rio Doce (Figura 28). Nestes locais houve aumento de espécies flageladas tolerantes a estresse ambiental e que conseguem se desenvolver sob limitação de recursos, como as algas euglenóides e criptofíceas (REYNOLDS, 1997).

Figura 28 – Riqueza de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



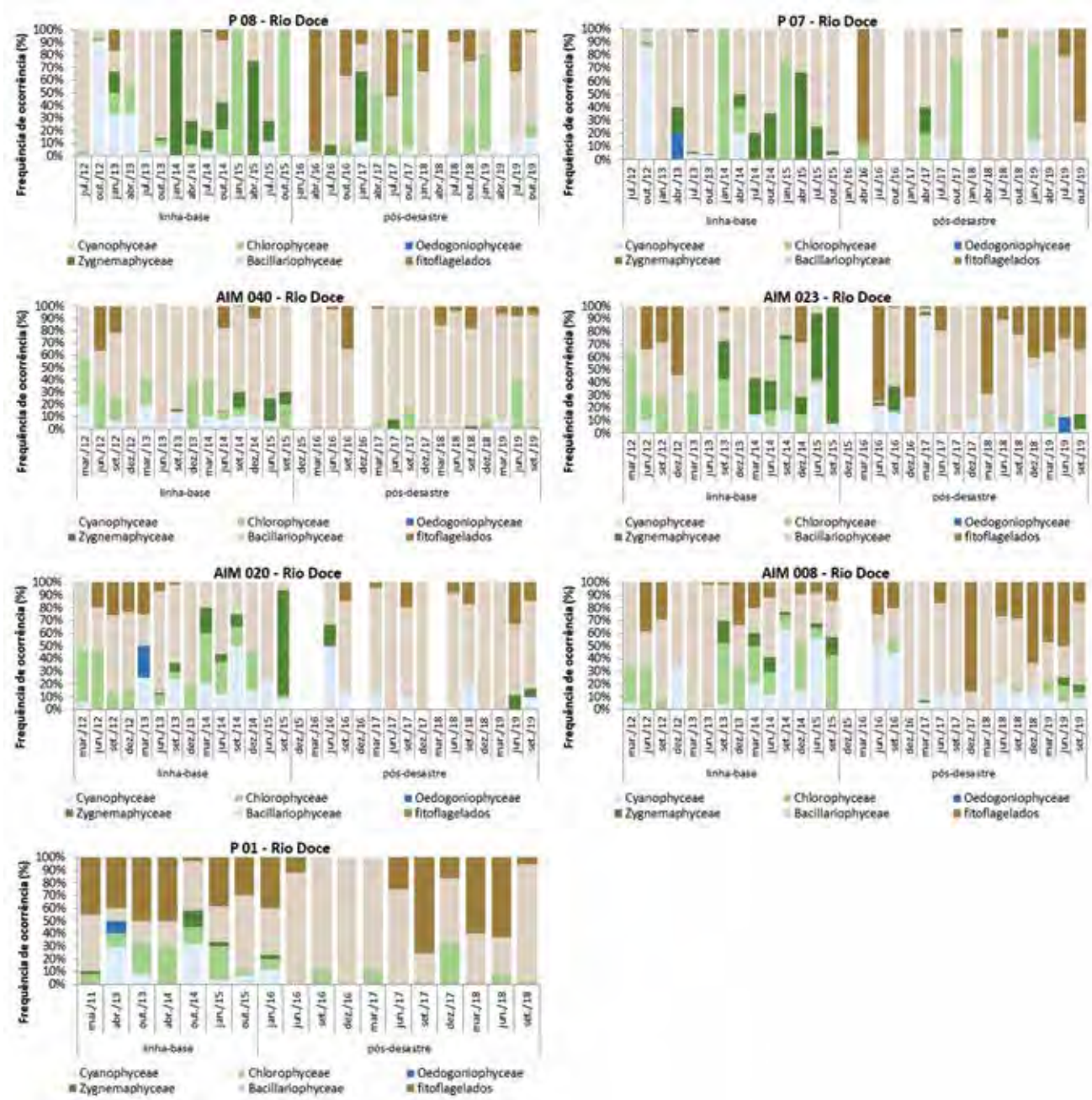
O cálculo do índice de diversidade de espécies (H') resultou em valores baixos para a linha-base (0 a 2,59 bits/ind), indicativos de locais alterados a moderadamente alterados (BRANCO, 1986). Este padrão vem se mantendo constante no período pós-desastre (Figura 29), onde se registrou uma variação de 0 a 2,56 bits/ind.

Figura 29 – Diversidade de espécies do fitoplâncton nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



As alterações constatadas na representatividade dos principais grupos do fitoplâncton, entre a linha-base e o período de pós-desastre, ainda são perceptíveis nas últimas amostragens realizadas no ano 2019 no Compartimento 2B. A comunidade que colonizou este trecho do rio Doce após o impacto da lama de rejeitos é composta principalmente por diatomáceas penadas de hábito bentônico, como *Navicula* e *Nitzschia*, e algas flageladas (Figura 30). As primeiras conseguem se desenvolver em ambientes com elevada turbidez, pois são boas captadoras de luz e deslizam nos substratos buscando locais com melhores condições de sobrevivência (REYNOLDS, 1997; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013). Já os fitoflagelados possuem crescimento acelerado e são tolerantes a estresse ambiental (OLRIK, 1994). Representantes das classes Chlorophyceae e Zygnemaphyceae permanecem menos frequentes e abundantes nas estações.

Figura 30 – Representatividade das classes de algas nas estações do rio Doce localizadas no Compartimento 2B, antes e após o desastre.



O desastre ocasionou uma mudança de 37,7% a 42,9% na frequência de ocorrência das espécies do fitoplâncton e uma perda significativa ($p < 0,05$) de mais de 24% das espécies comuns e constantes nos locais avaliados. Estas mudanças profundas na dinâmica e composição da comunidade são reflexo da substituição das espécies que ocorriam anteriormente por outras mais adaptadas a ambientes com elevada turbidez.

Os dados apresentados na Tabela 13 demonstram o quanto o fitoplâncton foi alterado em relação à linha-base e a tendência do dano ao longo dos anos de monitoramento. Desta forma, é possível constatar que logo após o impacto (período 1), houve uma mudança de 57% a 65% do fitoplâncton que era encontrado nas estações do rio Doce. Além disso, nota-se que o dano causado à esta comunidade está cessado em todas as estações avaliadas, pois não houve variação acentuada entre os valores calculados para os

períodos. Todavia, ressalta-se que eventos de pluviosidade excessiva ou outros que causem ressuspensão na lama de rejeitos e/ou aumento da concentração de sólidos na água, podem agravar os efeitos do dano às microalgas. Como os danos causados ao fitoplâncton foram expressivos e a nova comunidade que se formou no pós-desastre está se mantendo constante, considera-se que o dano é irreversível.

Tabela 13 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base 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%
	4	jan/19, abr/19, jul/19, out/19	46,3%
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%
	4	jan/19, abr/19, jul/19, out/19	62,3%
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, mar/19, jun/19, set/19	49,4%
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, mar/19, jun/19, set/19	54,7%
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, mar/19, jun/19, set/19	55,6%
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, mar/19, jun/19, set/19	51,6%

A seguir são apresentados os resultados das três campanhas de amostragem (junho/2018, janeiro/2019 e agosto/2019) realizadas pelo Lactec no rio Doce. Um total de 88 espécies de microalgas foi encontrado, sendo a maior riqueza constatada para a estação R13 (43 táxons) (Apêndice E). Diferente dos compartimentos 1 e 2A, valores mais elevados de riqueza (média de 19 táxons) e densidade de organismos (média de 309 ind/mL) foram registrados na campanha de junho/2018 (Apêndice G e Apêndice H). A comunidade fitoplanctônica foi composta, principalmente, por criptofíceas (ex. *Plagioselmis lacustris*) e clamidofíceas em junho/2018 (Apêndice I). Em janeiro e agosto/2019, a contribuição das criptofíceas diminuiu (exceto em R13) e houve um aumento na contribuição das clamidofíceas, especialmente pela maior abundância de *Spermatozopsis exsultans*. Esta espécie foi comumente encontrada ao longo de todo o percurso do rio Doce em todas as amostragens, contudo, ocorrendo em maior número nas estações do compartimento 2B, o que indica um possível enriquecimento das águas deste local.

Cianobactérias ocorreram em densidades celulares baixas, sendo o valor máximo de 1.083 cél/mL registrado na estação R12 no rio Doce, em junho/2018.

2.2.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no Compartimento 3

A continuidade da avaliação da comunidade fitoplanctônica de trechos fluviais da bacia do rio Doce no trecho capixaba não pode ser realizada visto que os dados de monitoramento do reservatório da UHE Mascarenhas, relativos ao ano de 2019, encontraram-se indisponíveis.

Nas campanhas de amostragens do fitoplâncton realizadas pelo Lactec (junho/2018, janeiro/2019, agosto/2019), registrou-se um total de 85 espécies de microalgas (Apêndice E), sendo que nas estações de coleta variou de 38 a 50 táxons. Em média, a densidade de organismos foi mais elevada neste compartimento (495 ind/mL) do que nos demais (compartimentos 1, 2A, 2B: 112 a 280 ind/mL). Maior número de microalgas foram registradas nas estações R14 e R15 em agosto/2019 (1.526 e 1.345 ind/mL, respectivamente) (Apêndice G e Apêndice H). A comunidade fitoplanctônica apresentou certa variabilidade sazonal na contribuição das classes para a composição do fitoplâncton. Em períodos de secas, a comunidade foi composta principalmente por algas flageladas (criptofíceas e clamidofíceas em junho 2018 e criptofíceas em agosto/2019). No período chuvoso (janeiro/2019), a contribuição das criptofíceas diminuiu e houve um aumento na representatividade das cianobactérias e diatomáceas (Apêndice I). Os fitoflagelados ocorrem preferencialmente 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, com máximo de 1.655 cél/mL na estação R16, em janeiro/2019.

2.2.3 ALTERAÇÕES DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NAS ESTAÇÕES DA APDL

A avaliação do dano das alterações na comunidade zooplanctônica 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 9), considerando os dados secundários disponibilizados pelas Concessionárias de Energia Elétrica, e os dados primários do Lactec.

Por meio dos dados primários, a lista com toda a composição da comunidade zooplanctônica do monitoramento do Lactec (incluindo as estações da APDL, usinas hidrelétricas, lagoas e tributários fora da área da APDL), ao longo de todos os períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), pode ser consultada no Apêndice J.

Os dados primários do inverno de 2018 e verão de 2019 estão disponibilizados em (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

2.2.3.1 Alteração da riqueza espécies

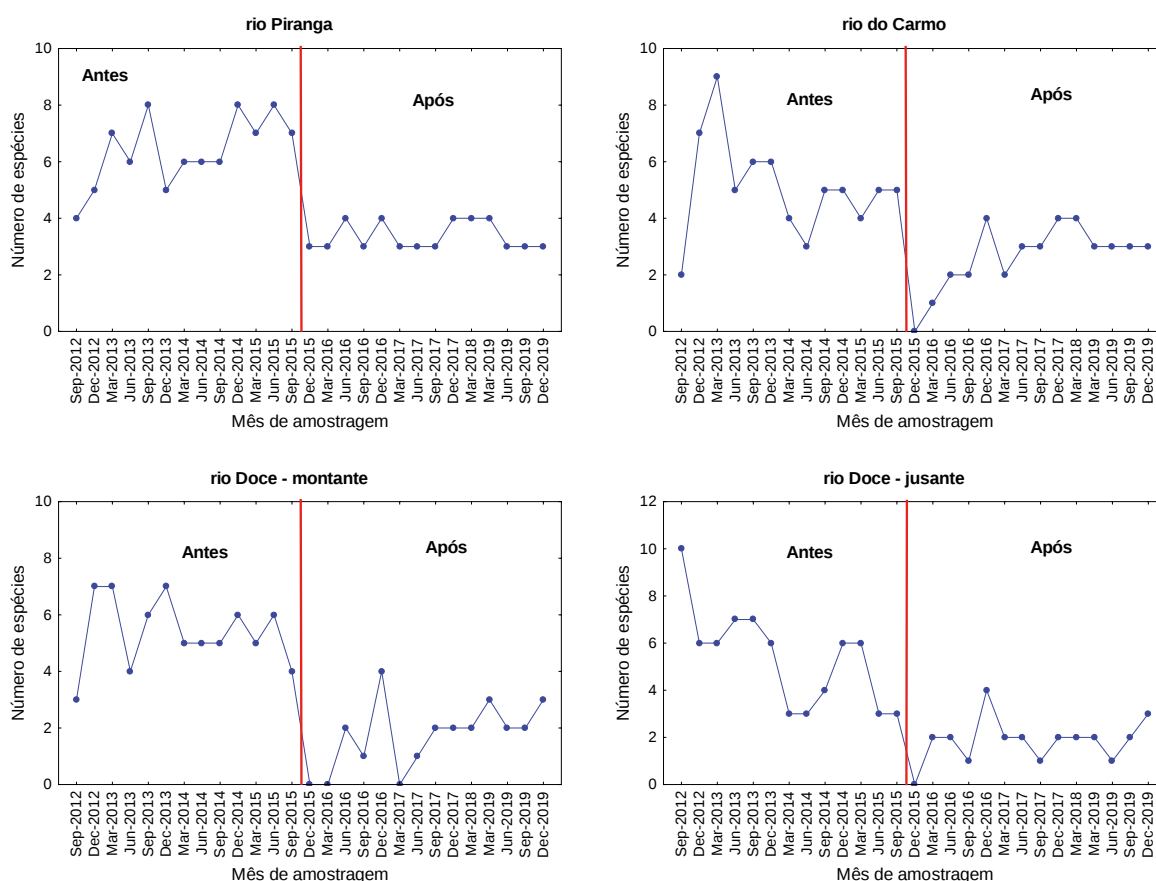
No Compartimento 1, os dados secundários mostraram que a riqueza de espécies nas estações dos rios Piranga, do Carmo e Doce (a montante e a jusante da UHE Risoleta Neves) reduziu após o desastre, em especial no rio Doce (jusante da barragem), com redução de 60% nos valores máximos registrados. Nas demais estações, foi constatada uma redução do número de espécies entre 43 a 56% (Tabela 14).

Tabela 14 – Riqueza de espécies máxima registrada antes e após o desastre nos rios Piranga, do Carmo e Doce, segundo dados do monitoramento da UHE Risoleta Neves, e porcentagem de redução.

Local	Estação	Antes	Após	% redução
Rio Piranga	CAN 01	8	4	50
Rio do Carmo	CAN 02	9	4	56
Rio Doce - montante	CAN 03	7	4	43
Rio Doce - jusante	CAN 06	10	4	60

Logo após o desastre (dezembro de 2015), foi observada a ausência de espécies no rio do Carmo e nas duas estações do rio Doce, e um aumento na riqueza de espécies nessas duas últimas estações a partir de setembro de 2019, devido a ocorrência de uma espécie. A redução do número de espécies nos rios Piranga e Carmo, a partir de junho de 2019 e março de 2019, respectivamente, se manteve até dezembro de 2019 (Figura 31). Essa alteração na riqueza de espécies no rio Doce também foi registrada no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Figura 31 – 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).



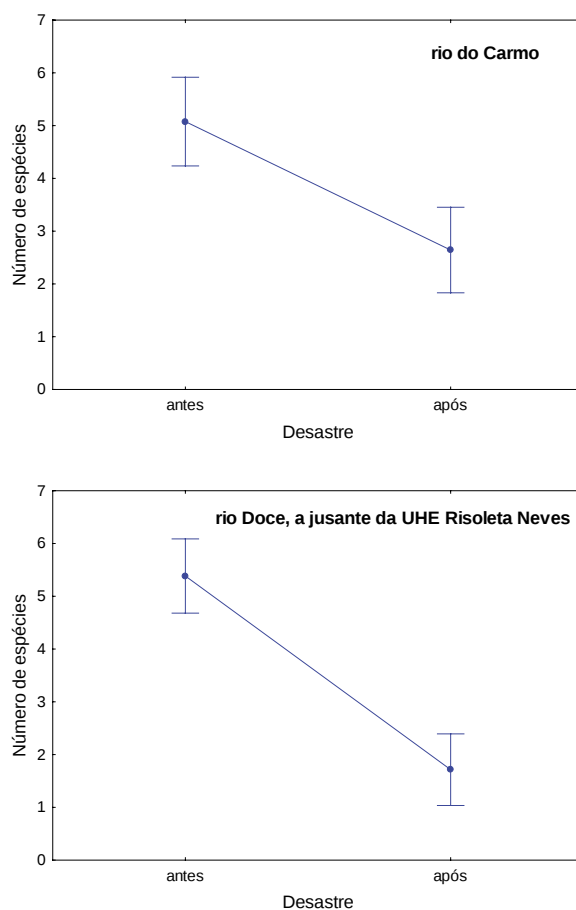
Os modelos GAM destacaram a tendência de redução significativa da riqueza de espécies, em todas as estações do monitoramento da UHE Risoleta Neves, desde setembro de 2012 (Tabela 15).

Tabela 15 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nos rios Piranga, do Carmo, e Doce, a montante e jusante da UHE Risoleta Neves. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo (* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$ e *** $P < 0,001$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
Rio Piranga			
Riqueza de espécies	-0,023	0,007	0,0044**
Rio do Carmo			
Riqueza de espécies	-0,025	0,011	0,031*
Rio Doce – montante			
Riqueza de espécies	-0,059	0,012	0,00005***
Rio Doce – jusante			
Riqueza de espécies	-0,072	0,010	0,0000002***

Considerando, qualitativamente, os períodos antes (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após o desastre (dezembro de 2015 à dezembro de 2020), diferenças significativas (ANOVA) na riqueza de espécies também foram constatadas nos rios do Carmo ($F_{(1, 25)}=18,442$; $p<0,05$), e Doce, a montante da barragem ($F_{(1, 25)}=59,845$; $p<0,05$), principalmente (Figura 32).

Figura 32 – Diferenças significativas da riqueza de espécies nos rios do Carmo e Doce, a montante da barragem, antes (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a dezembro de 2020) o desastre (símbolo representa a média e barras o desvio padrão).



No Compartimento 2A, os dados secundários atualizados (julho de 2012 a janeiro de 2020) mostraram a redução da riqueza de espécies no rio Doce, apenas a jusante da UHE Baguari (estação P 08, 15%) (Tabela 16).

Tabela 16 – 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 (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).

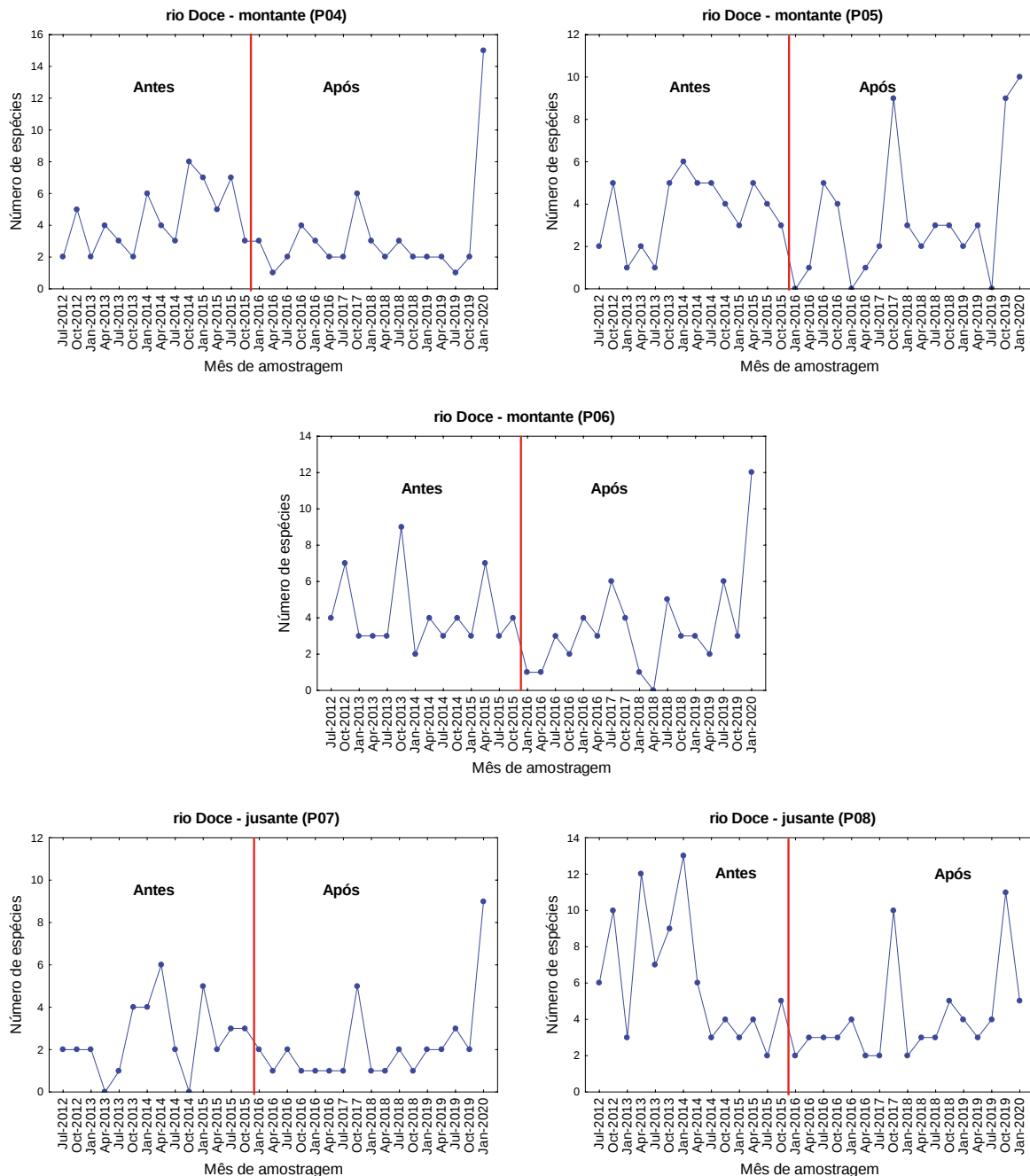
Local	Estação	Antes	Após	% redução
Rio Doce – montante	P 04	8	15	
Rio Doce - montante	P 05	6	10	
Rio Doce - montante	P 06	9	12	
Rio Doce – jusante	P 07	6	9	
Rio Doce - jusante	P 08	13	11	15

Picos do número de espécies foram verificados, ainda após o desastre (janeiro de 2016 a janeiro de 2020), em outubro de 2017, a montante (estação P 05) e jusante (estações P 07 e P08) da barragem. Posteriormente, esse atributo da comunidade apresentou menores valores até julho de 2019, a montante (estações P 04 e P 05) e a jusante (estação P 08) da barragem; e depois um aumento até janeiro de 2020. Neste mês foram registrados os maiores valores de riqueza de espécies, mesmo quando comparado ao período de antes do desastre (julho de 2012 a outubro de 2015), exceto em uma das estações a jusante (estação P 08). A maior riqueza de espécies nesta estação, após o desastre, foi observada em outubro de 2017 e de 2019 (Figura 33).

Esse expressivo aumento no número de espécies, após o desastre (outubro de 2019 e janeiro de 2020) foi devido ao aumento da ocorrência de espécies não planctônicas, de menor tamanho, de rotíferos em toda a região da UHE Baguari, inclusive de uma espécie de rotífero invasora (*Kellicottia bostoniensis*). No Brasil, essa espécie ocorre em diferentes ambientes (rios, reservatórios e lagoas), em condições adversas, principalmente na região sudeste, com alguns registros na região sul e poucos na região centro-oeste (BOMFIM et al., 2017). As conexões fluviais entre os reservatórios também apresentam papel importante na invasão de espécies, pois servem como *stepping-stones* para as espécies exóticas planctônicas (HAVEL et al., 2005).

Estudos apontam que as espécies zooplânctônicas de menor tamanho se alimentam de diferentes recursos, além do fitoplâncton, principalmente quando esses são escassos (BOMFIM et al., 2017). Espécies não planctônicas também apresentam fraca relação com o aumento da concentração de clorofila-a (principal pigmento fotossintético das algas planctônicas); ao contrário das espécies planctônicas (BRAGHIN et al., 2015).

Figura 33 – 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) (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020).



Os modelos GAM mostraram tendência de redução da riqueza de espécies, significativa, somente a jusante da UHE Baguari (estação P08), como também observado desde julho de 2012 (Figura 33). Entretanto, a diferença do número de espécies entre os períodos antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após o desastre (janeiro de 2016 a dezembro de 2020), na mesma estação, não foi significativo, nem tão pouco nas demais estações durante todo o monitoramento (julho de 2012 a janeiro de 2020) (Tabela 17).

Tabela 17 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias no rio Doce, a montante e jusante da UHE Baguari. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($P < 0,05$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
Rio Doce – montante (P04)			
Riqueza de espécies	0,0002	0,015	0,988
Rio Doce – montante (P05)			
Riqueza de espécies	0,014	0,015	0,349
Rio Doce – montante (P06)			
Riqueza de espécies	0,001	0,013	0,902
Rio Doce – jusante (P07)			
Riqueza de espécies	0,011	0,026	0,500
Rio Doce – jusante (P08)			
Riqueza de espécies	-0,027	0,012	0,0380

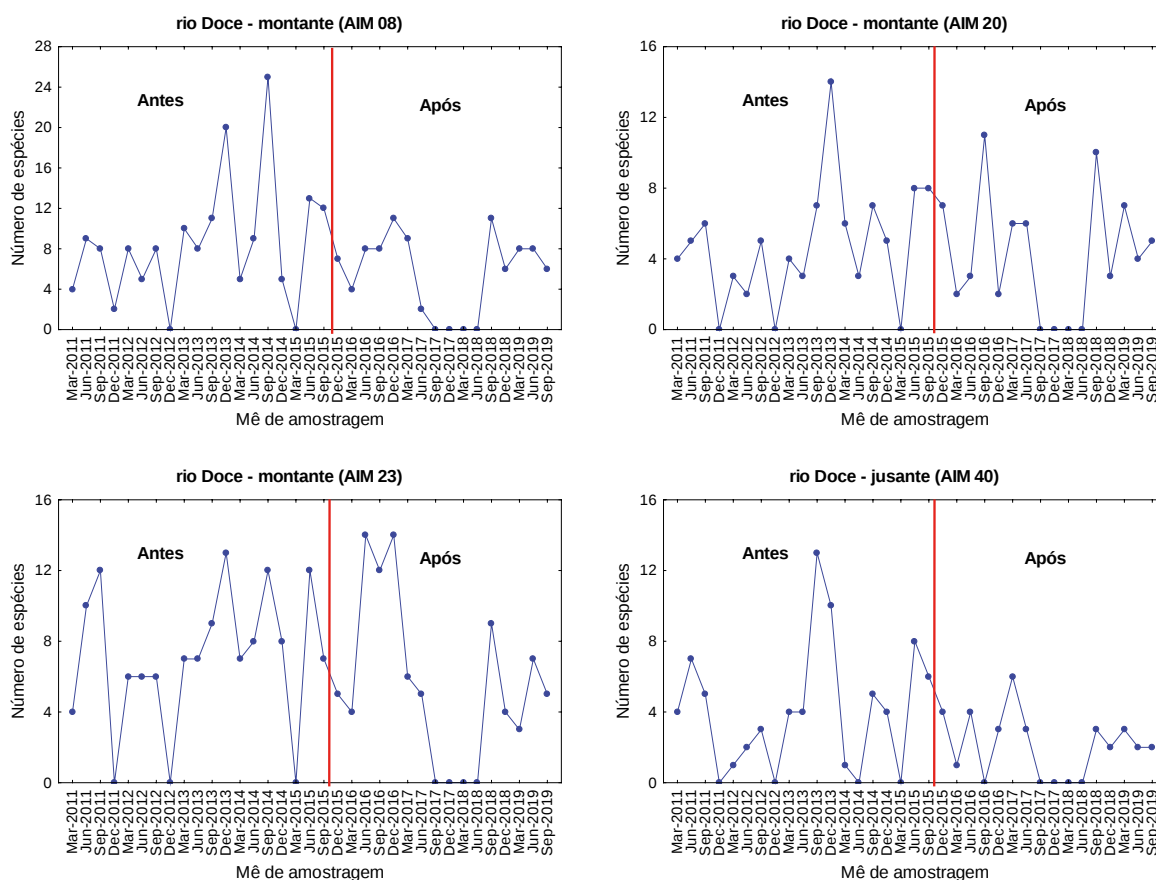
No Compartimento 2B, os dados secundários da riqueza de espécies reduziram após ao desastre, de maneira expressiva, tanto a montante (estação AIM 08) como a jusante (estação AIM 40) da UHE Aimorés, 56% e 53%, respectivamente. A montante da barragem, foi constatada, ainda, a redução do número de espécies em uma estação (AIM 20), 21% (Tabela 18).

Tabela 18 – Riqueza de espécies máxima registrada no monitoramento da UHE Aimorés, nas estações amostrais do rio Doce antes (março de 2011 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a setembro de 2019) o desastre, e a porcentagem de redução.

Local	Estação	Antes	Após	% 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	54

Os dados secundários atualizados (março de 2011 a setembro de 2019), na área de influência da UHE Aimorés, não mostraram variações nítidas antes (março de 2011 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a setembro de 2019) o desastre, exceto em uma das estações a jusante da barragem (AIM 40) (Figura 34). Essa exceção foi ressaltada pelas diferenças significativas (ANOVA) entre o número de espécies antes (março de 2011 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a setembro de 2019) o desastre ($F_{(1, 32)}=4,991$; $P<0,05$).

Figura 34 – 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) (MICRA, 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018).



No segundo semestre de 2017 (a partir de setembro) e até o primeiro semestre de 2018 (junho) não foram registradas espécies tanto a montante como a jusante da barragem. É possível observar, ainda, a redução da riqueza de espécies em algumas estações de amostragem no final do período de estudo (junho e setembro de 2019) (Figura 34). Entretanto, os modelos GAM não indicaram tendência de redução da riqueza de espécies ao longo do tempo.

Considerando os dados primários registrados nas estações da APDL, foi observado que a riqueza de espécies variou principalmente no rio Doce (compartimentos 1, 2A, 2B e 3), com valores entre 0 e 14 espécies; e observando todos os períodos, uma maior variação (valores mínimo e máximo) foi constatada no Compartimento 3 (Tabela 19).

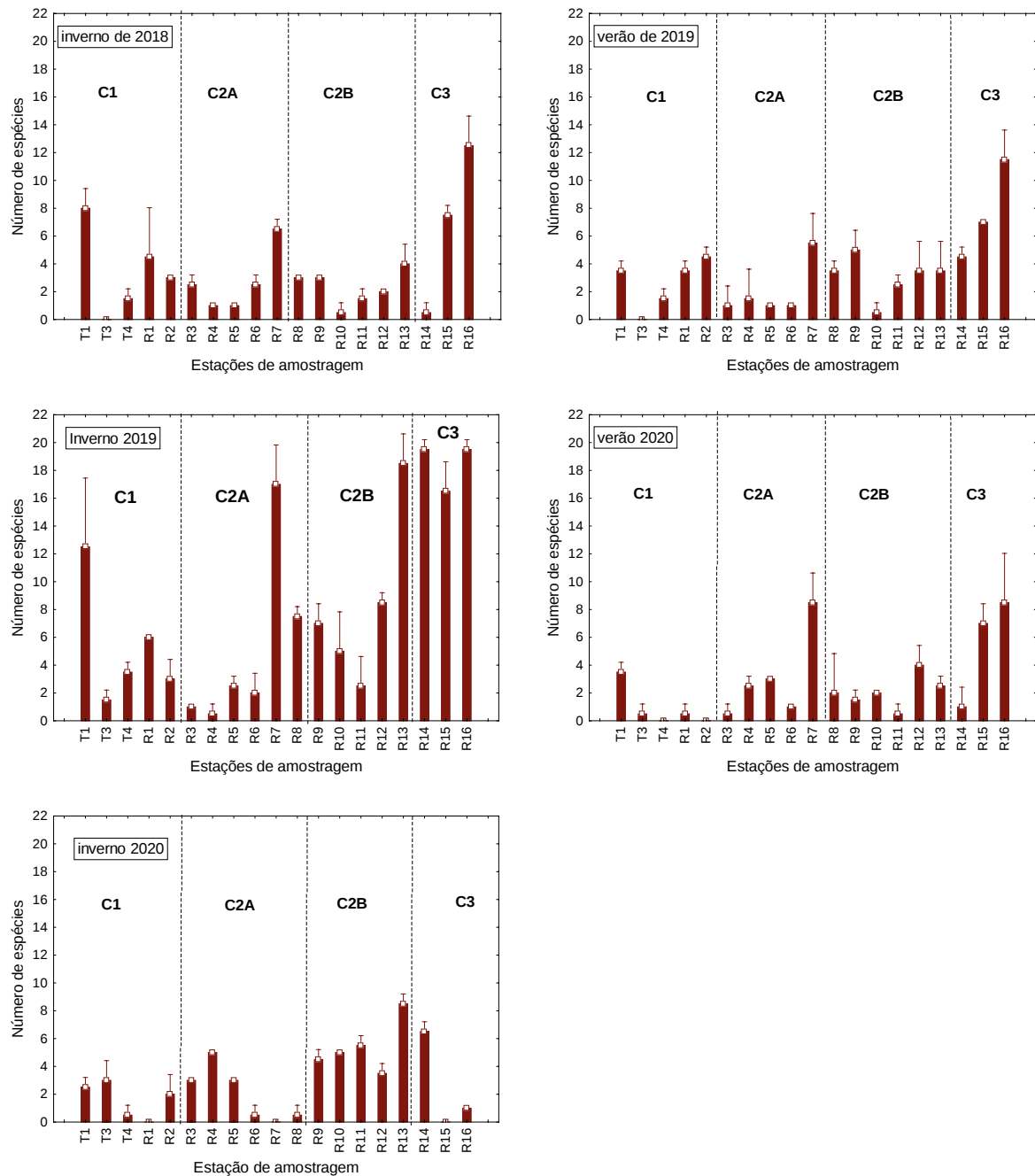
Tabela 19 – Riqueza de espécies zooplancônica nas estações da APDL (riqueza máxima e mínima considerando as réplicas nos tributários e no rio Doce) registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec.

Estações/períodos de amostragem	Inverno 2018	Verão 2019	Inverno 2019	Verão 2020	Inverno 2020
	Min-Máx	Min-Máx	Min-Máx	Min-Máx	Min-Máx
T1 – córrego Santarém	7-9	3-4	3-4	3-4	6-7
T3 – rio Gualaxo do Norte	0-0	0-0	0-0	0-1	0-0
T4 – rio do Carmo	1-2	1-2	1-2	0-0	1-1
Compartimento 1 (R1 e R2) – rio Doce	2-7	3-5	3-5	0-1	2-4
Compartimento 2A (R3 à R7) – rio Doce	1-7	0-7	0-7	0-10	0-5
Compartimento 2B (R8 à R13) – rio Doce	0-5	0-6	0-6	0-5	0-5
Compartimento 3 (R14 à R16) – rio Doce	0-14	4-13	4-13	0-11	3-9

O córrego Santarém (T1) apresentou a maior riqueza de espécies, entre os tributários; no rio do Carmo (T4), não ocorreram espécies somente no verão de 2020, embora valores muito reduzidos fossem encontrados nos demais períodos; e no rio Gualaxo do Norte (T3) foi observada a ocorrência de uma espécie apenas no verão de 2020 (Tabela 19) (*Mytilinia bisulcata*, rotífero). Essa espécie apresentou frequência de ocorrência esporádica nesses tributários e não ocorreu no rio Doce (Apêndice K).

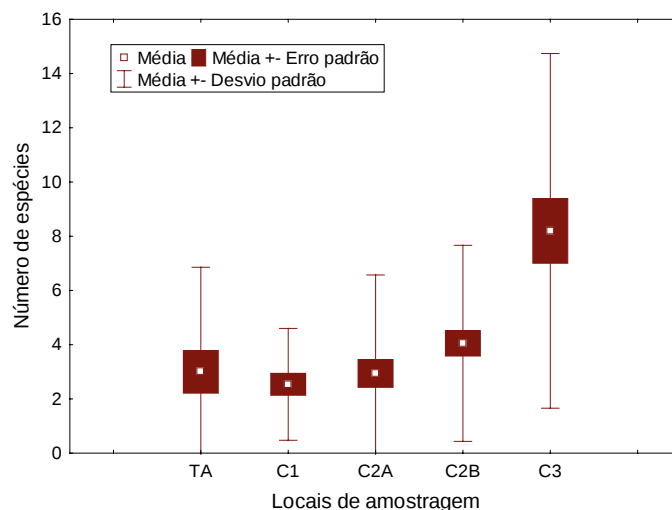
Em geral, uma maior riqueza média de espécies foi observada nas estações do Compartimento 3, exceto no inverno de 2020 quando um maior número de espécies foi registrado no Compartimento C2B, embora com valores reduzidos (Figura 35).

Figura 35 – Riqueza média de espécies 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), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



Os testes não paramétricos indicaram diferenças significativas da riqueza das espécies entre os tributários e compartimentos ($H_{(4,190)} = 22,834$ $P < 0,05$), sendo que no Compartimento 3 o número de espécies diferiu significativamente ($P < 0,05$) dos tributários, e demais compartimentos (Figura 36).

Figura 36 – Diferenças significativas da riqueza de espécies entre os tributários (TA) e compartimentos no rio Doce (C1, C2A, C2B e C3).



Os testes não paramétricos indicaram diferenças significativas da riqueza das espécies entre os tributários e compartimentos ($H_{(4,190)} = 22,834$ $P < 0,05$), sendo que no Compartimento 3 o número de espécies diferiu significativamente ($P < 0,05$) dos tributários, e demais compartimentos (Figura 36).

O aumento do número de espécies no Compartimento 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; ressaltando a importância da bacia hidrográfica para manutenção da fauna de rios de maior grandeza.

Dentro de cada período de amostragem, diferenças significativas da riqueza de espécies entre os tributários e compartimentos do rio Doce foram observadas no verão de 2019 ($H_{(4,38)} = 14,324$, $P < 0,05$), inverno de 2019 ($H_{(4,38)} = 14,139$, $P < 0,05$), verão de 2020 ($H_{(4,38)} = 9,924$, $P < 0,05$) e inverno de 2020 ($H_{(4,38)} = 14,301$, $P < 0,05$), principalmente entre o Compartimento 3 e (i) Compartimento 2A e tributários, no verão 2019, (ii) Compartimento 2A, no inverno de 2019, (iii) Compartimento 1, no verão de 20, e (iv) Compartimentos 2A e 2B, no inverno de 2020.

Considerando, ainda, os períodos de amostragem, a riqueza de espécies foi maior no inverno de 2019, e menor no verão e inverno de 2020 (Figura 35 e Figura 37). O número de espécies diferiu significativamente nessa escala amostral ($H_{(4,190)} = 16,247$, $P < 0,05$), e principalmente entre o inverno de 2019 e o verão e inverno de 2020 (Figura 38).

Figura 37 – Riqueza de espécies 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), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).

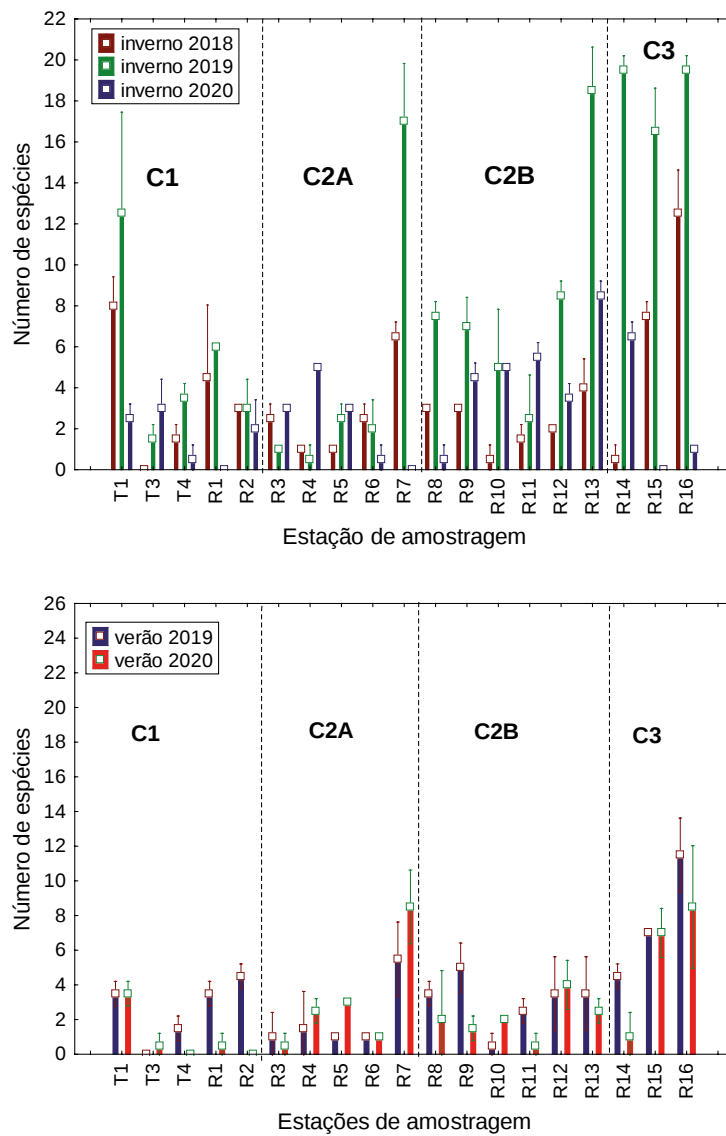
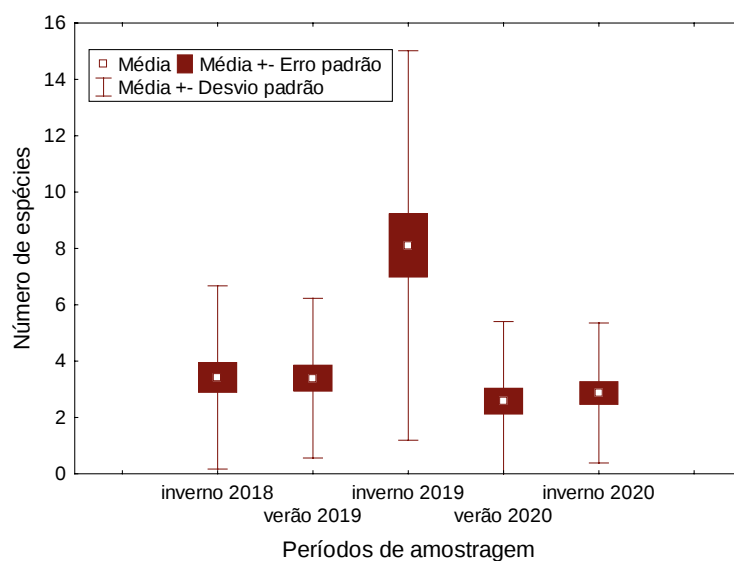
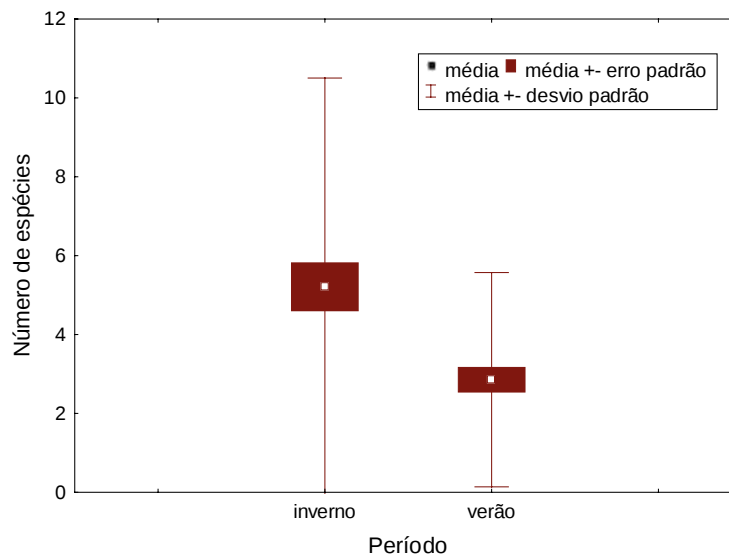


Figura 38 – Diferenças significativas da riqueza de espécies entre os períodos de amostragem.

Em geral, a maior riqueza de espécies foi observada no inverno e a menor no verão (Figura 35, Figura 37 e Figura 39), devido a menor e maior pluviosidade na região, respectivamente, além de um maior fluxo de corrente nos ambientes fluviais neste último período. O teste de Kruskal-Wallis apontou diferença significativa do número de espécies entre os períodos de inverno e verão ($H_{(1,190)} = 4,262$, $P < 0,05$), ressaltando maiores valores no inverno (Figura 39). Esses resultados mostraram que a estrutura da comunidade nas estações da APDL, estimada pela riqueza de espécies, variaram mais no tempo do que no espaço.

Figura 39 – Diferenças significativas da riqueza de espécies entre os períodos.



2.2.3.2 Alteração da abundância numérica das espécies

A abundância da comunidade zooplancônica, conforme os dados secundários atualizados do monitoramento da UHE Risoleta Neves (setembro de 2012 a dezembro de 2019), reduziu principalmente no rio Doce, a jusante (82%), seguido do rio do Carmo (70%), rio Piranga (63%) e rio Doce, a montante da barragem (53%) (Tabela 20).

Tabela 20 – 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 (VISÃO AMBIENTAL, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

Local	Estação	Antes	Após	% redução
Rio Piranga	CAN 01	9.990	3.670	63
Rio do Carmo	CAN 02	9.930	3.000	70
Rio Doce - montante	CAN 03	5.000	2.330	53
Rio Doce - jusante	CAN 06	9.780	1.800	82

Em geral, o número de indivíduos vem aumentando discretamente após o desastre em todas as estações do monitoramento da UHE Risoleta Neves; embora os valores são muito inferiores aos registrados antes do desastre (Figura 40).

Figura 40 – 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 (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a dezembro de 2019) o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre) (VISÃO AMBIENTAL, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).



Considerando a série temporal de dados secundários, há uma tendência significativa de redução do número de indivíduos a montante e a jusante da barragem (Tabela 21), visto que a queda da abundância foi mais acentuada nessas regiões após o desastre (dezembro de 2015 a dezembro de 2019) (Figura 40). Como essa redução não foi clara para todas as estações de amostragem, diferenças entre o número de indivíduos não foram significativas entre os períodos antes (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a dezembro de 2019) o desastre.

Tabela 21 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para a abundância dos indivíduos registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nos rios Piranga, do Carmo, e Doce, a montante e jusante da UHE Risoleta Neves. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (abundância dos indivíduos), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($P < 0,001$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
Rio Piranga			
Abundância	-0,019	0,014	0,182
Rio do Carmo			
Abundância	-0,032	0,017	0,069
Rio Doce – montante			
Abundância	-0,092	0,024	0,0008
Rio Doce – jusante			
Abundância	-0,107	0,019	0,0001

Após o desastre (dezembro de 2015 a janeiro de 2020), constatou-se, ainda, a redução da abundância a partir de março de 2019, no rio Doce, a montante da barragem, e setembro de 2019, no rio do Carmo (Figura 16). Por outro lado, a abundância continua aumentando, em geral, no rio Piranga e no rio Doce, a jusante da barragem, desde dezembro de 2017 (Figura 40).

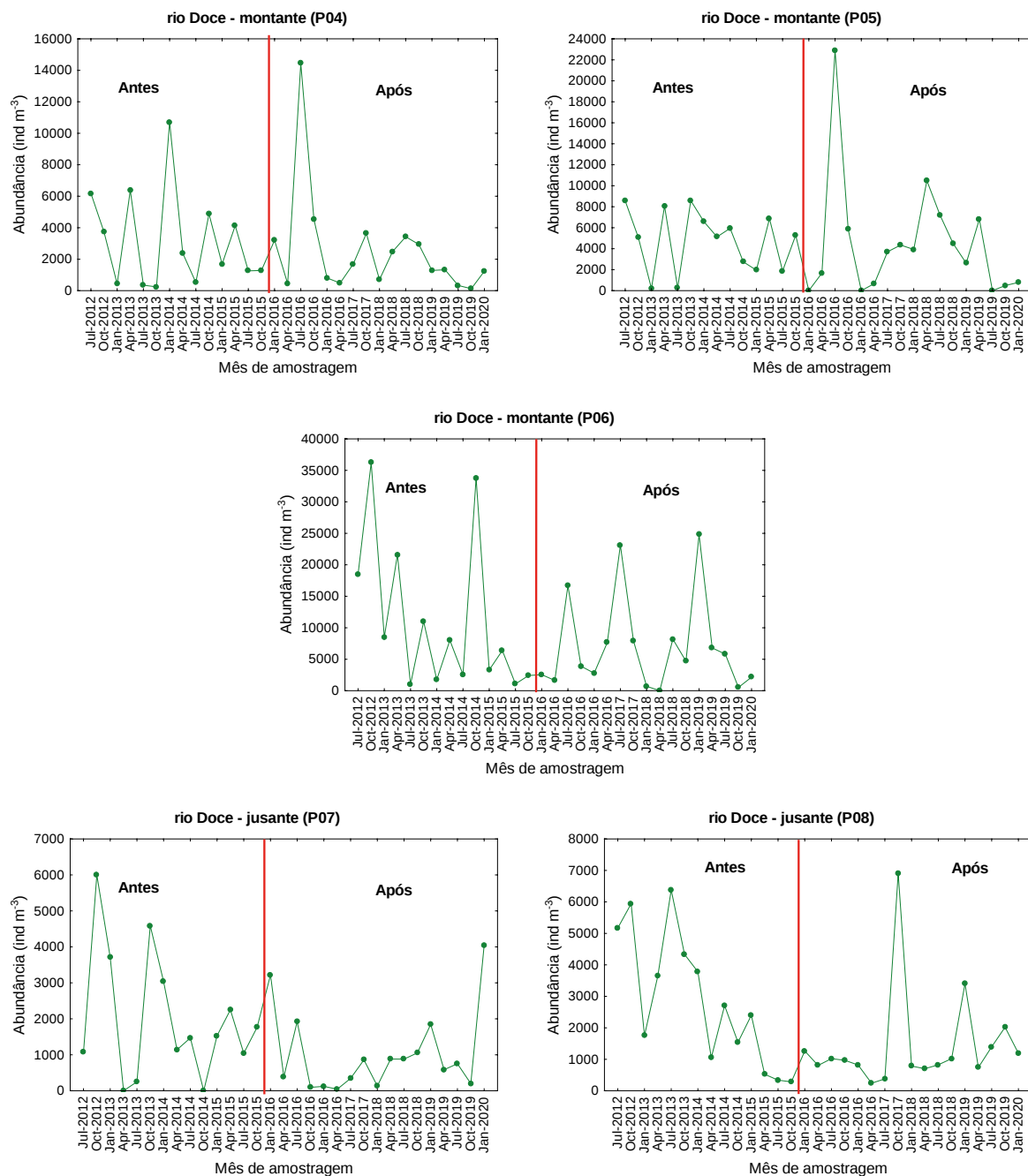
No Compartimento 2A, a abundância da comunidade reduziu apenas em uma das estações a montante (P 06) e a jusante (P 07) da barragem (Tabela 22). Nessas estações, também, foram registradas reduções no número de indivíduos no diagnóstico de danos elaborado pelo Lactec (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c); no entanto muito mais pronunciada na estação P 07 (68%) e menos, na estação P 06 (16%).

Tabela 22 – Abundância zooplancônica máxima (ind m^{-3}) registrada no monitoramento da UHE Baguari, antes e após o desastre no rio Doce (montante e jusante da barragem), e a porcentagem de redução (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018).

Local	Estação	Antes	Após	% redução
Rio Doce – montante	P 04	10.707	14.445	
Rio Doce - montante	P 05	8.583	22.920	
Rio Doce - montante	P 06	36.225	24.800	32
Rio Doce – jusante	P 07	6.000	4.040	33
Rio Doce - jusante	P 08	6.380	6.908	

A variação do número de indivíduos, ao longo do monitoramento da UHE Baguari, mostrou pouca diferença antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre, exceto para as estações no rio Doce, a jusante da barragem (P 07 e P 08). Os resultados da ANOVA mostraram diferenças significativas na abundância da comunidade na estação P 08 ($F_{(1,29)} = 4,598$; $P < 0,05$), antes e após o desastre. Além disso, somente nesta estação, foi constatada redução no número de indivíduos em janeiro de 2020, e nas demais estações, o aumento, principalmente na estação P 07 (Figura 41).

Figura 41 – Abundância dos indivíduos (ind m⁻³) registrada no monitoramento da UHE Baguari, no rio Doce (montante e jusante do barramento), antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre (a linha vertical indica o mês de ocorrência do desastre) (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020).



Antes do desastre (julho de 2012 a outubro de 2015), picos mais expressivos na abundância em uma estação a montante da barragem (P 06) e após o desastre (janeiro de 2016 a janeiro de 2020), em duas estações (P 04 e P 05) (Figura 41).

Na estação P 06, antes do desastre (outubro de 2012 e 2014), os rotíferos *Bdelloidea*, e *Lecane bulla* e *L. flexibilis* foram os que mais contribuíram para a abundância da comunidade (MICRA 2012, 2014). Esses rotíferos são caracterizados como não verdadeiramente planctônicos, e associados ao sedimento, que permanece frequentemente em suspensão nos ambientes fluviais. Esses rotíferos foram frequentes nas estações da APDL no período de julho de 2012 a outubro de 2018 (MICRA, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020). Além disso, os bdelóideos possuem tipo de alimentação e ciclo de vida que facilitam a presença nesses tipos de ambientes, pois são filtradores de uma ampla gama de alimentos e possuem estratégias reprodutivas, como a produção de ovos de resistência (FONTANETO; RICCI, 2004).

Após o desastre (janeiro de 2016 a janeiro de 2020), picos de abundância da comunidade na estação P 06 (junho de 2016, julho de 2017 e abril de 2019), também foram devido aos rotíferos bdelóideos e lecanídeos (*Lecane piriformes* e *L. flexibilis*). Esses resultados sugerem que a comunidade não mudou, expressivamente, a sua estrutura, sendo resiliente ao desastre nessa estação.

A jusante da UHE Baguari, picos no número de indivíduos também foram verificados antes (P 07 e P 08) (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (P 08) (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre, porém menos expressivos, pois nessa região a abundância foi mais baixa do que a montante (Figura 41).

Na estação P 07, antes do desastre (julho de 2012 a outubro de 2015), os picos de abundância (outubro de 2012 e 2013) (Figura 41) deveram-se à contribuição dos rotíferos *Bdelloidea* e *Euchlanis* sp., considerados como indivíduos não verdadeiramente planctônicos, e formas jovens de copépodes (náuplios de Cyclopida) (MICRA 2012, 2013). Após o desastre (janeiro de 2020) (Figura 41), além de *Bdelloidea* e náuplios de Cyclopida predominaram numericamente e determinaram o pico de abundância da comunidade (MICRA, 2020). Esses resultados apontaram que a comunidade não mudou sua estrutura, permanecendo resiliente nessa estação após o desastre.

Na estação P 08, os picos da abundância (outubro de 2012 e 2013), antes do desastre (julho de 2012 a outubro de 2015) (Figura 41) foram determinados pelos rotíferos *Lecane bulla*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta stylata*, *Keratella cochlearis*, pelo cladóceros *Moina minuta* e pelas formas jovens de copépodes (náuplios de Cyclopida e Calanoida) (MICRA 2012, 2013). Por outro lado, após o desastre (janeiro de 2016 a janeiro de 2020), os maiores valores de abundância da comunidade mais expressivos (dezembro de 2017) (Figura 41) foram devidos aos rotíferos *Bdelloidea*, *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis*, e as formas jovens de copépodes (náuplios de Cyclopida e Calanoida, e copepoditos de Calanoida) (MICRA, 2017). Com exceção dos bdelóideos e lecanídeos, as espécies de rotíferos, o cladóceros e os copépodes são característicos de ambientes lênticos, e maiores abundâncias a jusante da barragem estão relacionadas com o aporte de fauna da região lêntica dos reservatórios. A maior representatividade dos rotíferos na área de estudo estão relacionadas com as suas características oportunistas, como o ciclo de vida curta e alta taxa de crescimento (ALLAN, 1976).

Os resultados verificados na estação P 08 (jusante da barragem), antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre (Figura 41), mostraram alteração no

predomínio numérico de espécies na comunidade, sugerindo não resiliência da comunidade ao desastre. O que também foi destacado para a diferença significativa da abundância total zooplanctônica nesses dois períodos (ANOVA, $F_{(1, 29)} = 4,598$; $P < 0,05$).

Os modelos de tendência da abundância dos indivíduos, ao longo do tempo (julho de 2012 a janeiro de 2020), mostraram redução, significativa, em uma estação do rio Doce a montante da UHE Baguari (P 06) e nas duas estações a jusante da barragem (P 07 e P 08), com valores mais elevados de explicação do modelo para estação P 08 (Tabela 23), como destacado os resultados da ANOVA ($F_{(1, 29)} = 4,598$; $P < 0,05$) antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre.

Tabela 23 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para abundância dos indivíduos registrada ao longo do monitoramento das concessionárias no rio Doce, a montante e jusante da UHE Baguari. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (abundância dos indivíduos), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo (* $P < 0,05$; ** $P < 0,01$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
Rio Doce – montante (P04)			
Abundância	-0,003	0,003	0,248
Rio Doce – montante (P05)			
Abundância	-0,007	0,007	0,326
Rio Doce – montante (P06)			
Abundância	-0,049	0,024	0,042*
Rio Doce – jusante (P07)			
Abundância	-0,049	0,022	0,037*
Rio Doce – jusante (P08)			
Abundância	-0,071	0,020	0,001**

No Compartimento 2B, o monitoramento da UHE Aimorés (dados secundários) mostrou uma expressiva redução na abundância dos indivíduos no rio Doce, em duas estações montante da barragem (AIM 20 e AIM 08, 83% e 42%, respectivamente), e em uma estação a jusante (AIM 40, 76%) (Tabela 24). Por outro lado, em outra estação a jusante (AIM 23) foi constatado, após o desastre (dezembro de 2015 a setembro de 2019), o aumento da abundância da comunidade (Figura 42) (8% de aumento). Não foram registradas diferenças significativas nesse atributo da comunidade, em todas as estações, antes e após o desastre.

No diagnóstico de danos de danos, elaborado pelo Lactec (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), foi constatada uma redução muito mais expressiva na abundância da comunidade à montante (AIM 08, 93%; AIM 20, 91%), e a jusante (AIM 40, 95%) da barragem e um pouco menor na outra estação a montante da barragem (AIM 23, 63%) (dezembro de 2015 a dezembro de 2018). No entanto, com a continuidade do monitoramento dos dados secundários (março de 2011 a setembro de 2019), não foi constatada a redução do número de indivíduos na estação AIM 23 (rio Doce, a jusante da barragem).

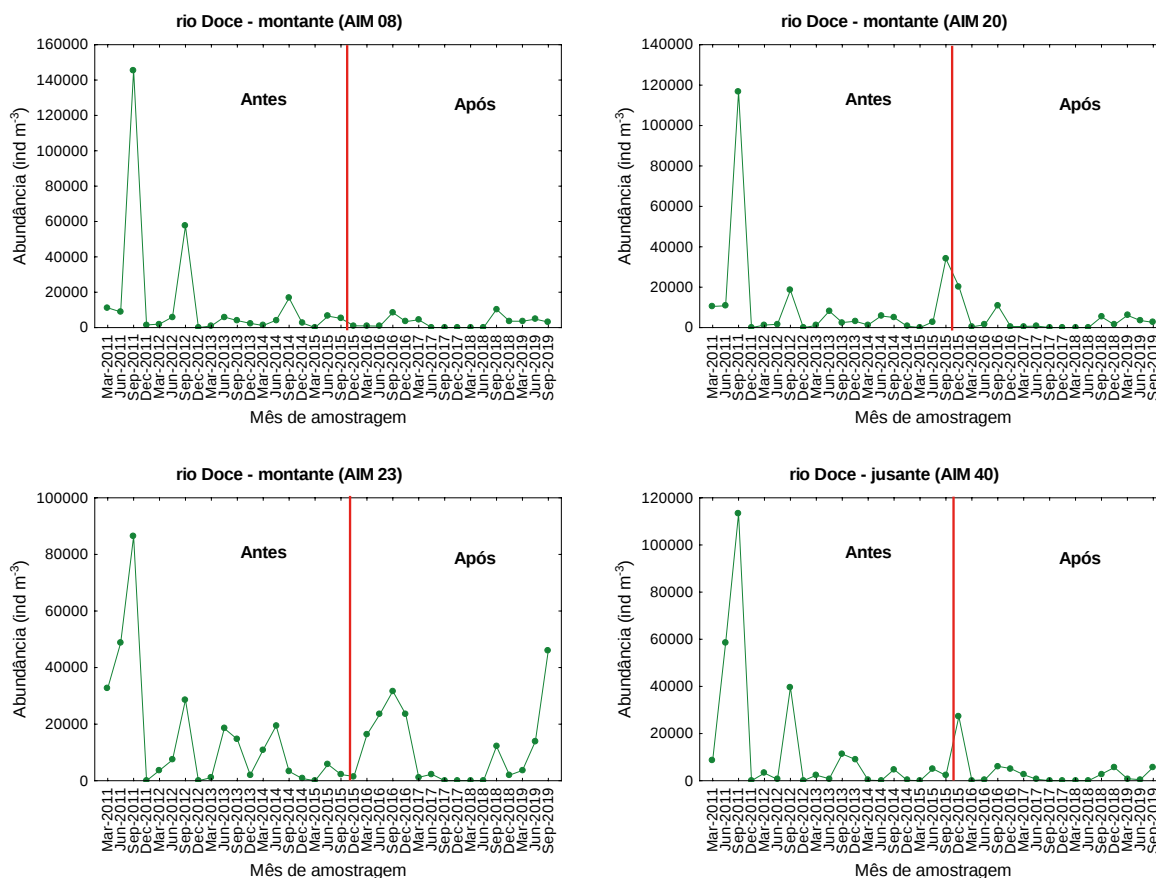
Tabela 24 – Abundância zooplanctônica máxima (ind m⁻³) registrada no monitoramento da UHE Aimorés, antes (março de 2011 a setembro de 2015) e após (dezembro de 2015 a setembro de 2019) o desastre no rio Doce (montante e jusante do barramento), e a porcentagem de redução (MICRA 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019).

Local	Estação	Antes	Após	% redução
Rio Doce – montante	AIM 08	145.600	10.327	42
Rio Doce - montante	AIM 20	116.700	20.410	83
Rio Doce - montante	AIM 23	28.630	46.133	
Rio Doce - jusante	AIM 40	113.300	27.200	76

O pico da abundância da comunidade, após ao desastre (dezembro de 2015 a setembro de 2019), a jusante da barragem (AIM 23) registrado em setembro de 2016 e 2019 (Figura 42), foi devido à participação dos rotíferos *Ascomorpha ecaudis*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta stylata*, Bdelloidea, e forma jovem de copépode (náuplio de Cyclopoida). Esse fato se deve certamente a contribuição de fauna que desenvolve grandes populações na região lântica do reservatório (MICRA 2016, 2019).

Comparando esses resultados com o pico de abundância (setembro de 2011) antes do desastre (março de 2011 a setembro de 2015), na mesma estação de amostragem (AIM 23) (Figura 42), sugere-se que a comunidade foi influenciada pelo desastre, pois anteriormente foi verificado o predomínio de *Cephalodella catellina* (rotífero), *Ceriodaphnia cornuta* (cladóceros), *Notodiaptomus* sp. (copépode Calanoida), além de náuplio de Calanoida (MICRA, 2011). Antes do desastre verificou-se valores muito mais elevados de abundância (Figura 39) e a participação de todos os grupos zooplanctônicos na estruturação da comunidade. Esse resultado sugere que a estrutura da comunidade não foi resiliente ao desastre.

Figura 42 – 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) (MICRA 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019).



Os modelos de tendência da abundância da comunidade, no monitoramento da UHE Aimorés, mostraram que o número de indivíduos está aumentando após o desastre (dezembro de 2015 a setembro de 2019) e ao longo do tempo (Tabela 25), embora isso não esteja claro na variação temporal, ao longo da série de dados (Figura 42). No entanto, excetuando-se os picos de abundância no início da série (2011), essa tendência pode ser observada, principalmente no rio Doce, a montante da barragem (AIM 23) (Figura 42), onde o modelo apresentou a maior explicação (Tabela 25).

Tabela 25 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para abundância dos indivíduos registrada ao longo do monitoramento das concessionárias no rio Doce, a montante e jusante da UHE Aimorés (MICRA 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019). O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (abundância dos indivíduos), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo (* $P < 0,01$ e ** $P < 0,001$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
Rio Doce – montante (AIM 08)			
Abundância	0,308	0,056	0,0001
Rio Doce – montante (AIM 20)			
Abundância	0,301	0,079	0,0005**
Rio Doce – montante (AIM 23)			
Abundância	1,205	0,010	0,0001**
Rio Doce – jusante (AIM 40)			
Abundância	0,449	0,144	0,003*

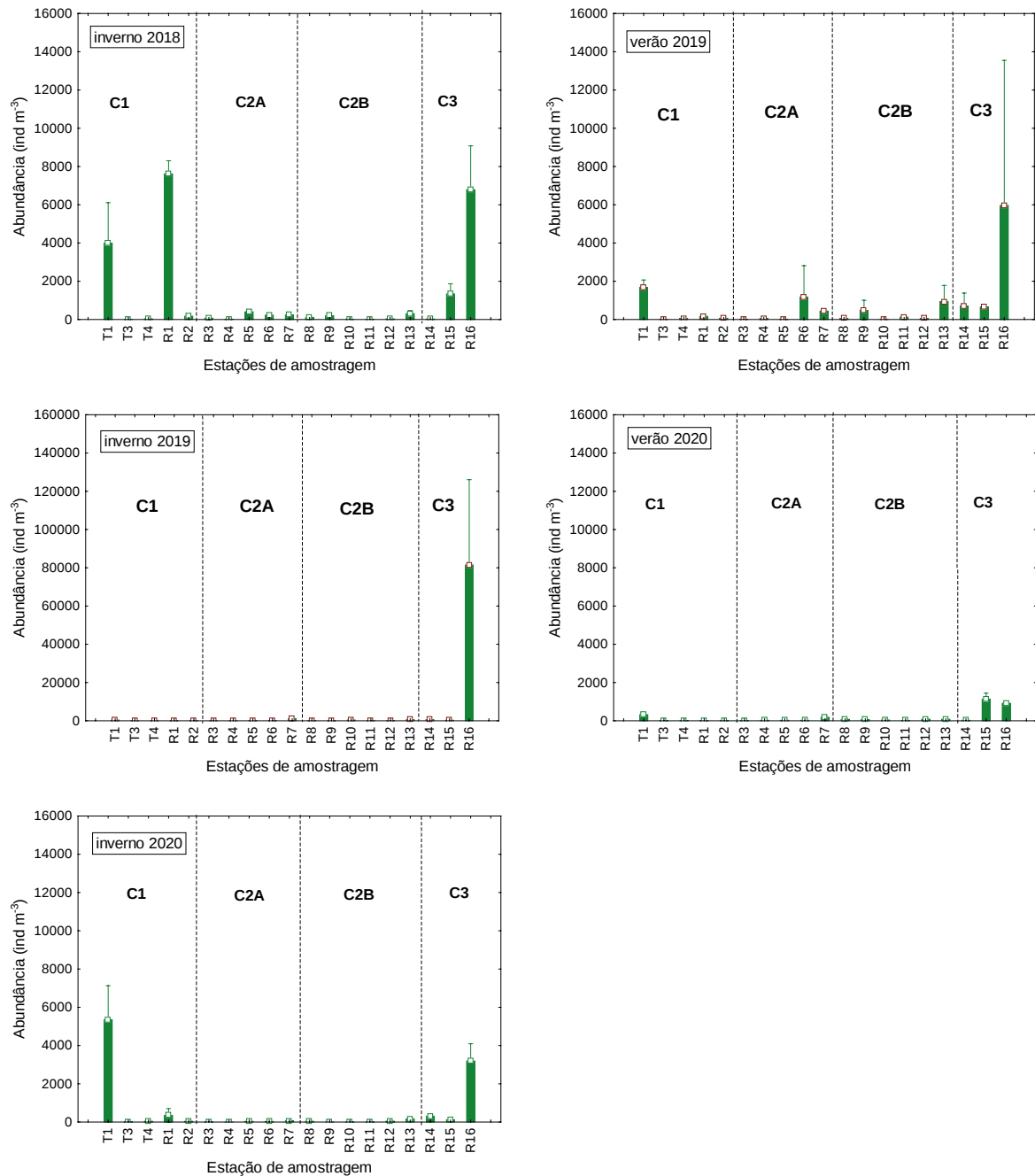
Os dados primários, obtidos nas amostragens realizadas pelo Lactec, mostraram que a abundância dos indivíduos nas estações da APDL foi muito escassa na maioria dos locais estudados (tributários e compartimentos do rio Doce) e períodos de estudo (2018, 2019 e 2020); abundante no córrego Santarém (T1), no inverno de 2018, e muito abundante no rio Doce, compartimento C3, no inverno de 2019 (Tabela 26). E considerando apenas os períodos, uma maior abundância foi constatada no inverno de 2019, e uma menor abundância, no verão de 2020 (Figura 35). Esses dados mostraram que a tendência de reduzir a abundância nas estações da APDL e em especial no inverno, descrita no diagnóstico de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) se manteve.

Independente do período de amostragem, a abundância da comunidade foi maior no Compartimento 3, exceto no inverno de 2018, quando um maior número de indivíduos foi registrado no Compartimento 1 (Tabela 26 e Figura 43). O teste de Kruskal Wallis mostrou diferença significativa na abundância dos indivíduos entre os tributários e compartimentos do rio Doce ($H_{(4,190)} = 31,080$ $P < 0,05$), principalmente entre o Compartimento 3 e os tributários e demais compartimentos. Assim como constatado para riqueza de espécies, o maior número de indivíduos registrados no Compartimento 3, destaca mais uma vez a importância da bacia de drenagem para o estabelecimento da comunidade em ambientes fluviais.

Tabela 26 – Abundância zooplanctônica (ind m⁻³) nas estações da APDL (abundância máxima e mínima considerando as réplicas nos tributários (T1 = córrego Santarém, T3 = rio Gualaxo do Norte, T4 = rio do Carmo) e no rio Doce (C1 = compartimento 1, C2A = compartimento C2A, C2B = compartimento C2B, C3 = compartimento 3) registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec, e classificação (ME = muito escassa, E = escassa, M = moderada, A = abundante, MA = muito abundante) de acordo com a abundância máxima (adaptada de CETESB, 2012).

Locais/ período de amostragem	Inverno 2018	C	Verão 2019	C	Inverno 2019	C	Verão 2020	C	Inverno 2020	C
	Min-Máx		Min-Máx		Min-Máx		Min-Máx		Min-Máx	
T1	9.369 – 73.938	A	1.400 – 1.975	M	98 - 660	ME	313 - 325	ME	4.075 – 6.604	M
T3	0 - 0	ME	0 - 0	ME	3 - 8	ME	0 - 8	ME	5 – 8	ME
T4	50 -650	ME	25 - 75	ME	15 - 10	ME	10 -10	ME	27,5 – 58	ME
C1 (R1 e R2)	165 -22.125	A	125 -256	ME	23 - 117	ME	0 - 18	ME	15 – 598	ME
C2A (R3 à R7)	6 -485	ME	0 – 8.000	M	0 – 1.770	E	5 - 255	ME	0 – 70	ME
C2B (R8 à R13)	0 – 1.550	E	0 -1.500	E	3 - 923	ME	23 - 113	ME	0 – 218	ME
C3 (R14 à R16)	0 – 8.653	M	629 – 16.539	M	305 – 113.001	MB	20 – 1.354	E	92,5 – 3.829	E

Figura 43 – Abundância da comunidade (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, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 à R7; C2B = compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = compartimento 3, R14 à R16), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão). Escala diferenciada apenas no inverno de 2019.



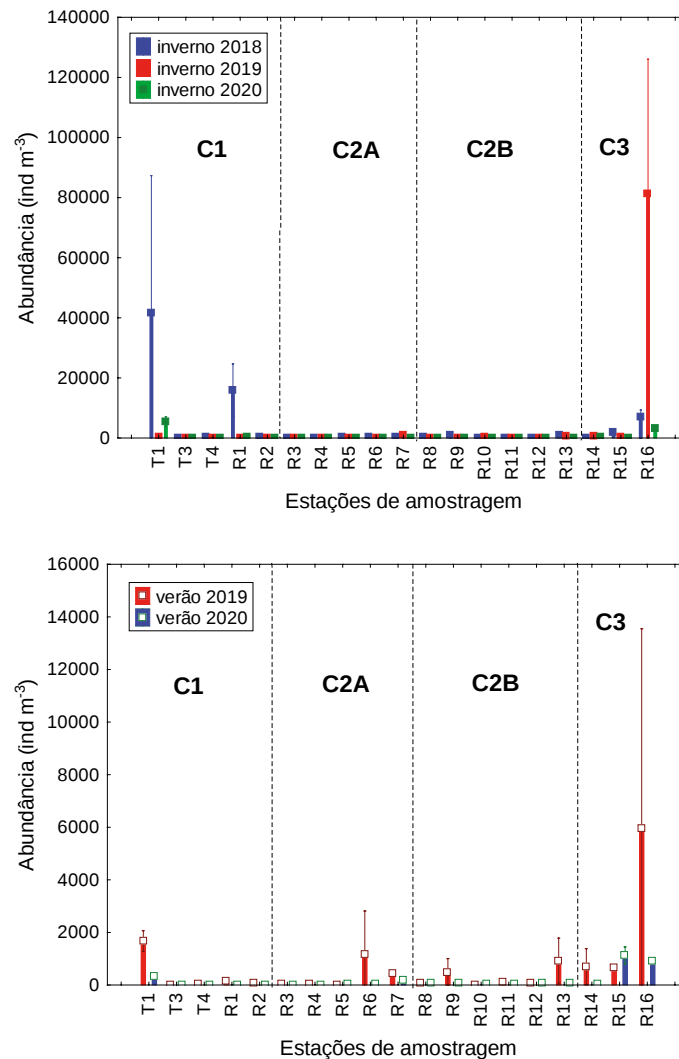
Comparando os resultados espaciais da abundância de indivíduos, foi possível observar um aumento no número de indivíduos no rio Gualaxo do Norte (T3) no inverno de 2019 e verão de 2020, e em todos os tributários e compartimentos (exceto no Compartimento 2B) no inverno de 2020 (Tabela 26). Esses resultados estão relacionados a abundância de formas jovens de copépodes em todos os períodos de amostragem, e as espécies *Mytilinia bisulcata* (rotífero) (no inverno de 2019), *Collotheca* sp., *Keratella cochlearis* (rotífero) e *Bosmina hagmanni* (cladóceros) (inverno de 2020) (Apêndice L). O inverno é um período de menor chuva, favorecendo o desenvolvimento das populações planctônicas, como *M. bisulcata*, *K. cochlearis* e *B. hagmanni*, devido à ausência de diluição do plâncton. Esse fato é observado em diferentes estudos de água doce em ambientes sujeitos a variação do volume hidrológico (BOZELLI, 1992; LANSAC-TÔHA et al., 2009).

Dentro de cada período, não foram registradas diferenças significativas da abundância entre os tributários e os compartimentos ($P < 0,05$) no inverno de 2018 e verão de 2019; diferentemente do observado no inverno de 2019, quando foram constatadas diferenças significativas entre o Compartimento 3 e (i) os tributários e (ii) o Compartimento 2A ($H_{(4,38)} = 11,857$, $P < 0,05$); no verão 2020 ($H_{(4,38)} = 14,037$, $P < 0,05$), entre o Compartimento 3 e o Compartimento 1; e no inverno de 2020 ($H_{(4,38)} = 14,304$, $P < 0,05$), entre o Compartimento 3 e (i) o Compartimento 2A, e (ii) o Compartimento 2B.

Temporalmente, comparando os períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), foi verificada uma maior abundância da comunidade no inverno de 2018, no Compartimento 1, e no inverno de 2019, no Compartimento 3 (Figura 43 e Figura 44). Os resultados da variação temporal da abundância reforçam a importância da redução da velocidade de corrente em ambientes fluviais para o estabelecimento da comunidade zooplânctônica, visto que maiores valores foram verificados no inverno, época do ano mais seca na região. Diferenças significativas ($H_{(4,190)} = 19,434$, $P < 0,05$) foram constatadas entre o inverno de 2018 e o inverno de 2019, e o verão de 2020, quando foram observadas chuvas expressivas na região.

Em relação aos anos, maiores abundâncias da comunidade foram registradas em 2018 e menores em 2020, sendo essa diferença destacada e de maneira significativa ($P < 0,05$) através do teste de Kruskal-Willes ($H_{(2,190)} = 16,152$, $P < 0,05$) (Figura 40 e Figura 41).

Figura 44 – Abundância da comunidade (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, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 à R7; C2B = compartimento 2B, R8 à R13; e C3 = compartimento 3, R14 à R16), no inverno de 2018 e verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



Considerando a abundância relativa das espécies em todo o monitoramento do Lactec (Apêndice K ao Apêndice O) (dados primários), a maioria das espécies foi rara, com algumas exceções em cada período de amostragem. Os rotíferos *Keratella cochlearis* foi abundante, e *Conochilus unicornis* e *Bdelloidea* pouco abundante no inverno de 2018 (Apêndice M).

No ano de 2019, no verão, o rotífero *Conochilus unicornis*, por sua vez, foi abundante e *Platyonus patulus patulus* pouco abundante, e cladóceros *Moina minuta* também pouco abundante. Não foram registradas espécies de copépodes neste período (Apêndice N). No inverno, o rotífero *Conochilus unicornis*, por outro lado, foi pouco abundante, assim como Bdelloidea, e o cladóceros *Moina minuta*, mais uma vez, pouco abundante (Apêndice O).

No verão de 2020, os rotíferos *Conochilus unicornis* e Bdelloidea também foram pouco abundantes, assim como o cladóceros *Moina minuta* (Apêndice K). E no inverno, o cladóceros *Bosmina hagdmani* foi abundante (Apêndice L).

2.2.3.2.1 Outros parâmetros avaliados

Os resultados descritos abaixo não fizeram parte da avaliação do dano do desastre da Samarco, pois a série temporal de dados é reduzida quando comparado aos dados secundários. Entretanto, são complementares e auxiliam na caracterização do dano nas estações da APDL sobre a comunidade. Foram baseados na análise dos dados primários coletados nas quatro campanhas do Lactec.

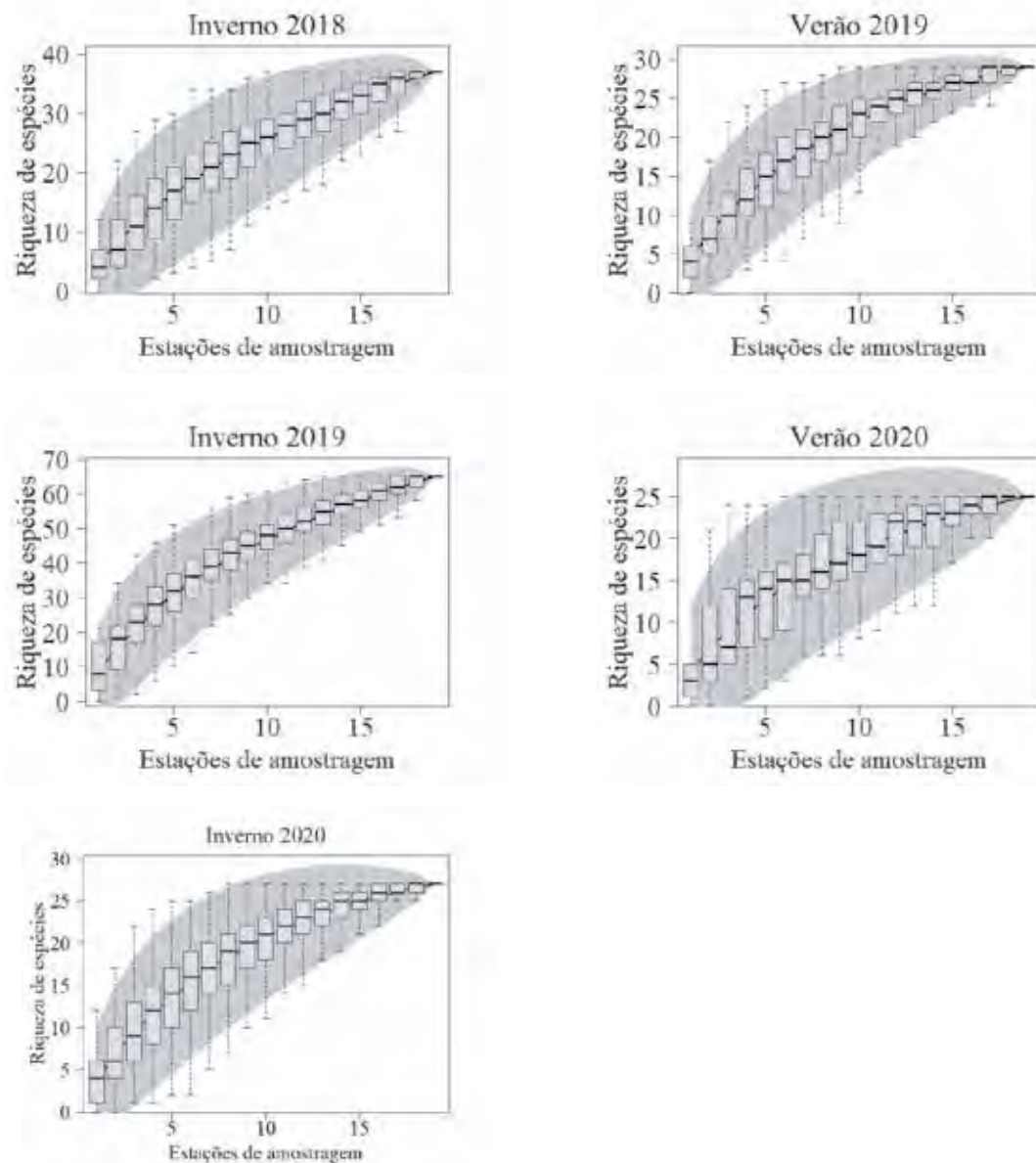
1.3.3.1 Composição da comunidade

A composição das espécies nas estações da APDL, ao longo dos cinco períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020), foi avaliada a partir dos dados primários, sendo registradas 86 espécies, destacando-se os rotíferos com 57 espécies, seguidos pelos cladóceros, 25 espécies, e os copépodes, 4 espécies (Apêndice P).

Rotíferos são os indivíduos que mais contribuem para a composição do zooplâncton em diversos ambientes aquáticos devido às suas características oportunistas, tanto na tomada de alimento como estratégias reprodutivas (ALLAN, 1976). A comunidade foi, ainda, composta pelas formas jovens de copépodes (náuplios de copepoditos) de Cyclopoida e Calanoida, que foram apresentados no total da abundância da comunidade. Esse padrão de contribuição dos rotíferos na composição zooplânctônica e a presença das formas jovens de copépodes também foi reportado no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

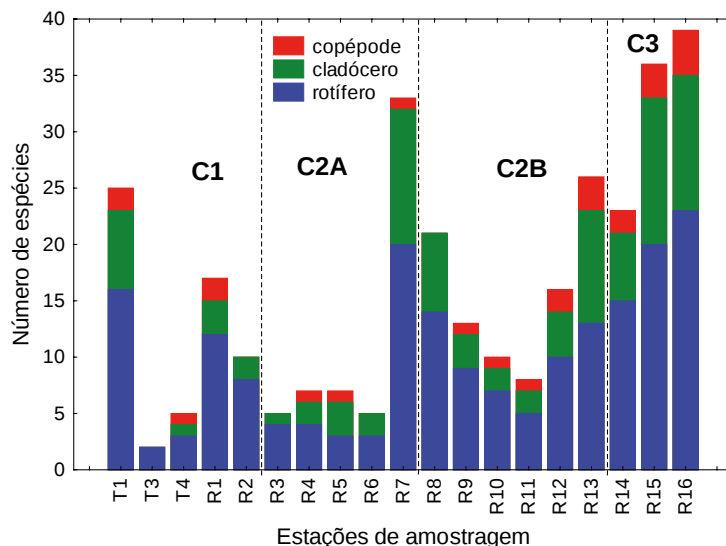
As curvas de rarefação mostraram a tendência de estabilização do número de espécies na comunidade no verão, e aumento da ocorrência de espécies no inverno (Figura 45). Essa estabilização nas curvas pode estar relacionada aos períodos de maior chuva que levam a uma maior dispersão de todas as espécies pelas estações da APDL, favorecendo um menor incremento de novas ocorrências de espécies à medida que aumenta o número de estações. Por outro lado, no inverno, o menor volume de água não favorece a dispersão, ficando as espécies restritas às estações de amostragem; assim, quanto mais estações são amostradas, maior é o incremento de espécies na composição da comunidade. Esses resultados apontam a importância de amostragens em distintos períodos sazonais, a fim de entender a dinâmica da comunidade.

Figura 45 – Curvas de rarefação da comunidade zooplanctônica amostrada nas diferentes estações da APDL (3 estações nos tributários e 16 estações no rio Doce), nas quatro campanhas (traço = média, box = desvio padrão, barra = valores máximos e mínimos e nuvem = valores esperados pelo processo de randomização).



Considerando todos os períodos e estações de amostragem, uma maior ocorrência de espécies foi observada no Compartimento 3 (55 espécies), seguido do Compartimento 2B (49 espécies), Compartimento 1 (44 espécies) e Compartimento 2A (41 espécies). Dentre essas espécies, foi registrada uma maior ocorrência dos rotíferos, seguidos dos cladóceros e copépodes (Figura 46).

Figura 46 – Composição da comunidade zooplancônica representada pelo número de espécies nos diferentes grupos (rotífero, cladócero e copépode) que ocorreram nas estações de amostragem da APDL/compartimentos, nos cinco períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, verão e inverno de 2020).

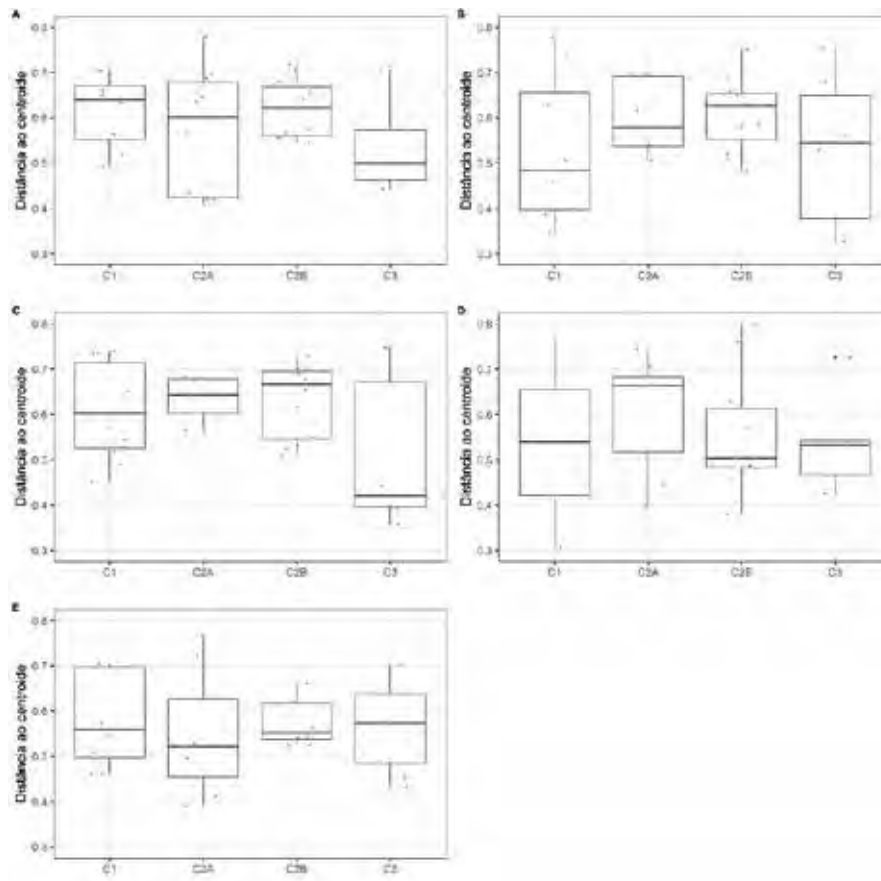


A maior ocorrência de espécies no Compartimento 3, mesmo com um esforço menor de amostragem espacial (3 estações), sugere que a comunidade está se recuperando à medida que se distancia do Compartimento 1. Essa tendência também foi apontada no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Portanto, em ambos os estudos do monitoramento do Lactec é possível sugerir a importância da bacia de drenagem como fonte de espécies (incluindo a própria calha do rio) para o último trecho do rio Doce.

A PERMANOVA mostrou que a composição de espécies foi diferente entre os compartimentos (Pseudo-F = 1,64; $p < 0.05$), nos cinco períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno 2019 e verão e inverno de 2020). No entanto, a PERMIDISP não foi significativa ($F=0,13$; $P > 0,05$) (Figura 30), sugerindo que a composição é similar entre as estações dentro de cada compartimento. Portanto, todas as espécies registradas na região (86 espécies) se distribuíram ao longo dos compartimentos, variando somente a ocorrência de espécies entre um período e outro. Esse resultado está relacionado com a constante velocidade de corrente, características de ambientes fluviais. Essa análise não foi realizada no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), pois foram analisados apenas dois períodos de amostragem.

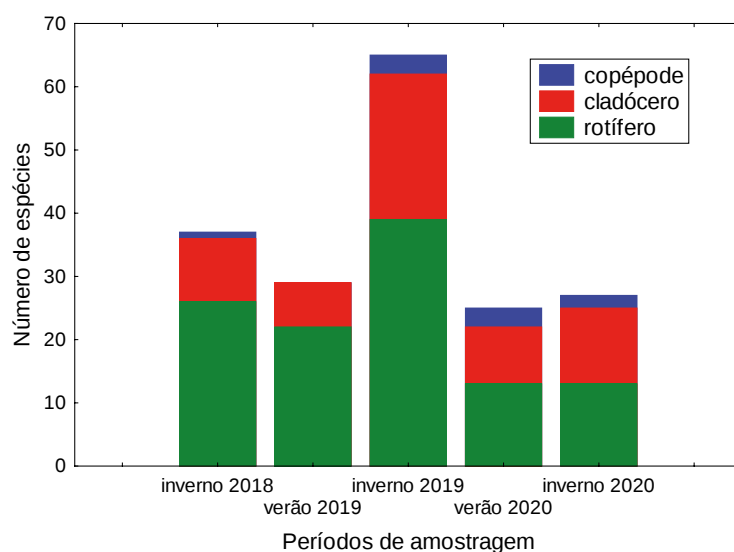
Os *boxplots* com os resultados da PERMIDISP apontaram, ainda, que a composição de espécies no Compartimento 2B é mais similar (menor variação da distância do centroide) entre as estações amostrais desse compartimento no inverno de 2018, verão de 2019 e inverno de 2020 (Figura 47A, Figura 47B e Figura 47E), no Compartimento 2A no inverno de 2019 (Figura 47C), no Compartimento 3 no verão de 2020 (Figura 47D). Composições mais similares entre as estações amostrais, em um compartimento, sugerem uma maior estabilidade da comunidade. Entretanto, não foi possível observar um padrão único por compartimento ou período de amostragem, sugerindo que toda a área, ainda, apresentava condições ambientais variáveis após o aporte da lama.

Figura 47 – Composição de espécies da comunidade em cada compartimento nos anos de períodos de amostragem (A = inverno de 2018; B = verão de 2019, C = inverno de 2019, D = verão de 2020 e E = inverno de 2020), avaliada pela distância média dos centroides na análise PERMANOVA. Os resultados da análise não foram significativos.



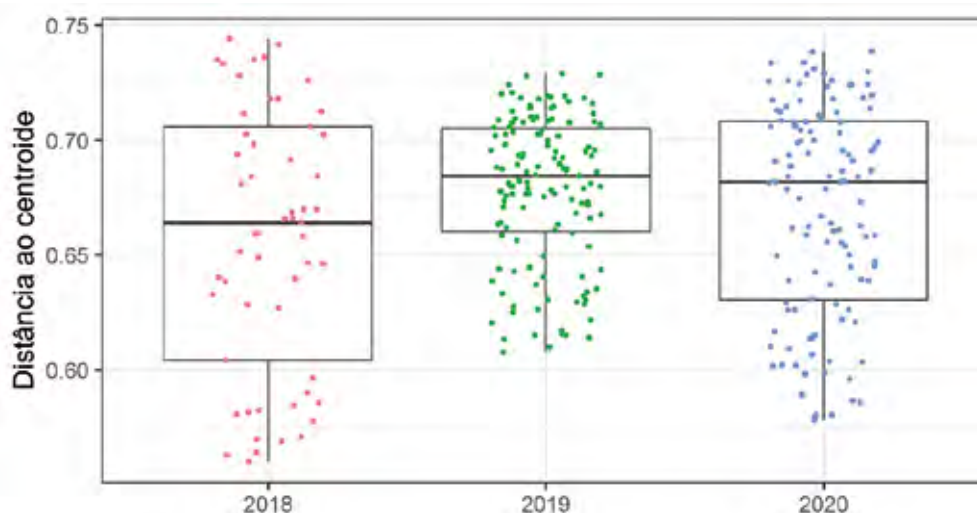
Temporalmente, uma maior ocorrência de espécies foi verificada no inverno (Apêndice K ao Apêndice O), principalmente, em 2019 (65 espécies) (Apêndice O), seguido do inverno de 2018 (37 espécies) (Apêndice M), verão de 2019 (29 espécies) (Apêndice N) e verão de 2020 (25 espécies) (Apêndice O) (Figura 48). Maiores ocorrências no inverno devem ao período de estiagem, visto que o aumento da vazão nos ambientes fluviais e contribui para diluição do plâncton (BOZELLI, 1992). Não foram, por exemplo, registradas espécies de copépodes no verão de 2019 (Figura 48).

Figura 48 – Composição da comunidade zooplancônica, representada pelo número total de espécies, que ocorreram nos períodos de amostragem, nas estações da APDL.



Analisando a composição de espécies em cada ano, independente do período de amostragem, foram encontradas diferenças significativas entre os anos (PERMANOVA, Pseduo-F = 2,40, $P < 0,05$), e dentro de cada ano, as espécies também variaram entre as estações de amostragem da APDL e os períodos (inverno e verão) (PERMDISP; $F = 5,05$, $P < 0,05$), exceto em 2018. Neste ano, foram obtidas amostras apenas no inverno; assim a variação da composição observada se refere os resultados entre as estações (Figura 49).

Figura 49 – Composição de espécies nos anos de amostragem (2018, 2019, 2020), avaliada pela distância média dos centroides através das análises PERMANOVA e PERMDISP (resultados significativos).



Considerando a variação da composição das espécies em cada período de amostragem (dados primários), foi possível observar uma menor variação em 2019 (entre as estações e períodos de amostragem), variação um pouco maior em 2020 (entre as estações e períodos de amostragem), e bem maior em 2018 (entre as estações de amostragem). Esses resultados sugerem que as condições ambientais provavelmente foram mais similares ao longo das amostragens em 2019; ao contrário de 2018 e 2020, sendo que neste último ano também foram obtidas as amostras do verão e inverno. Essa resposta da comunidade sugere a importância da continuidade do monitoramento, pois o ambiente não está estável.

Os dados de frequência de ocorrência das espécies nas estações da APDL (Apêndice K ao Apêndice O) mostraram que a maioria da espécie foi esporádica. Com exceção dos rotíferos *Synchaeta stylata*, *Conochilus unicornis*, que foram pouco frequentes, e Bdelloidea, muito frequente, no inverno de 2018 (Apêndice M).

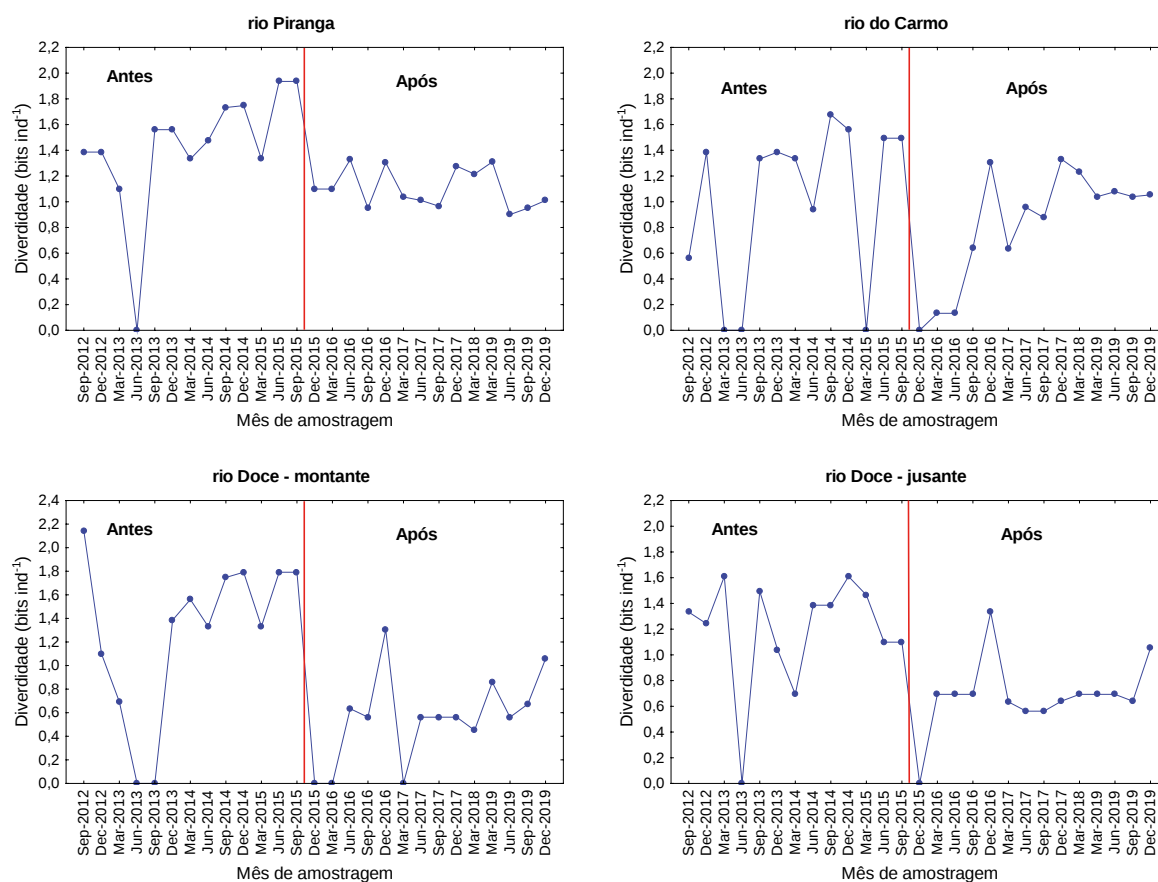
Em 2019, a maioria das espécies também foi esporádica, tanto no inverno como no verão, com poucas exceções (Apêndice N e Apêndice O). Os rotíferos Bdelloidea foram frequentes em ambos os períodos de amostragem e *Lecane papuana* pouco frequente no verão. Entre os cladóceros, *Moina minuta* também foi pouco frequente no verão e *Bosmina hagmanni* no inverno; copépodes, *Thermocyclops decipiens* e *Eucyclops elegans*, pouco frequente no inverno. Não foram registradas espécies dos copépodes no verão.

No ano de 2020, o padrão de espécies com frequência de ocorrência esporádica se repetiu. Exceto, o rotífero Bdelloidea que foi mais uma vez frequente no verão e inverno (Apêndice K e Apêndice L); os cladóceros *Moina minuta* frequente e *Bosmina hagmanni* pouco frequente, e o copépode *Thermocyclops decipiens* pouco frequente no verão (Apêndice K). No inverno, o rotífero Bdelloidea frequente e o cladóceros *Moina minuta* pouco frequente (Apêndice L).

2.2.3.2.2 Alteração da diversidade de espécies

Os resultados da diversidade de espécies na área do monitoramento pelas concessionárias na região da UHE Risoleta Neves (dados secundários) mostraram o impacto do desastre em toda as estações de amostragem (Figura 50). No rio Piranga (CAN 01), a diversidade da comunidade reduziu e manteve essa tendência, ao longo do tempo. No rio do Carmo (CAN 02), o impacto foi mais expressivo, mas a diversidade de espécies aumentou a partir de setembro de 2016, embora com alguns valores ainda menores do que antes do desastre. No rio Doce, tanto a montante como a jusante da UHE, o impacto também foi expressivo, mas a diversidade de espécies está aumentando a montante a partir de setembro de 2017, e jusante a partir de dezembro de 2017 (Figura 50).

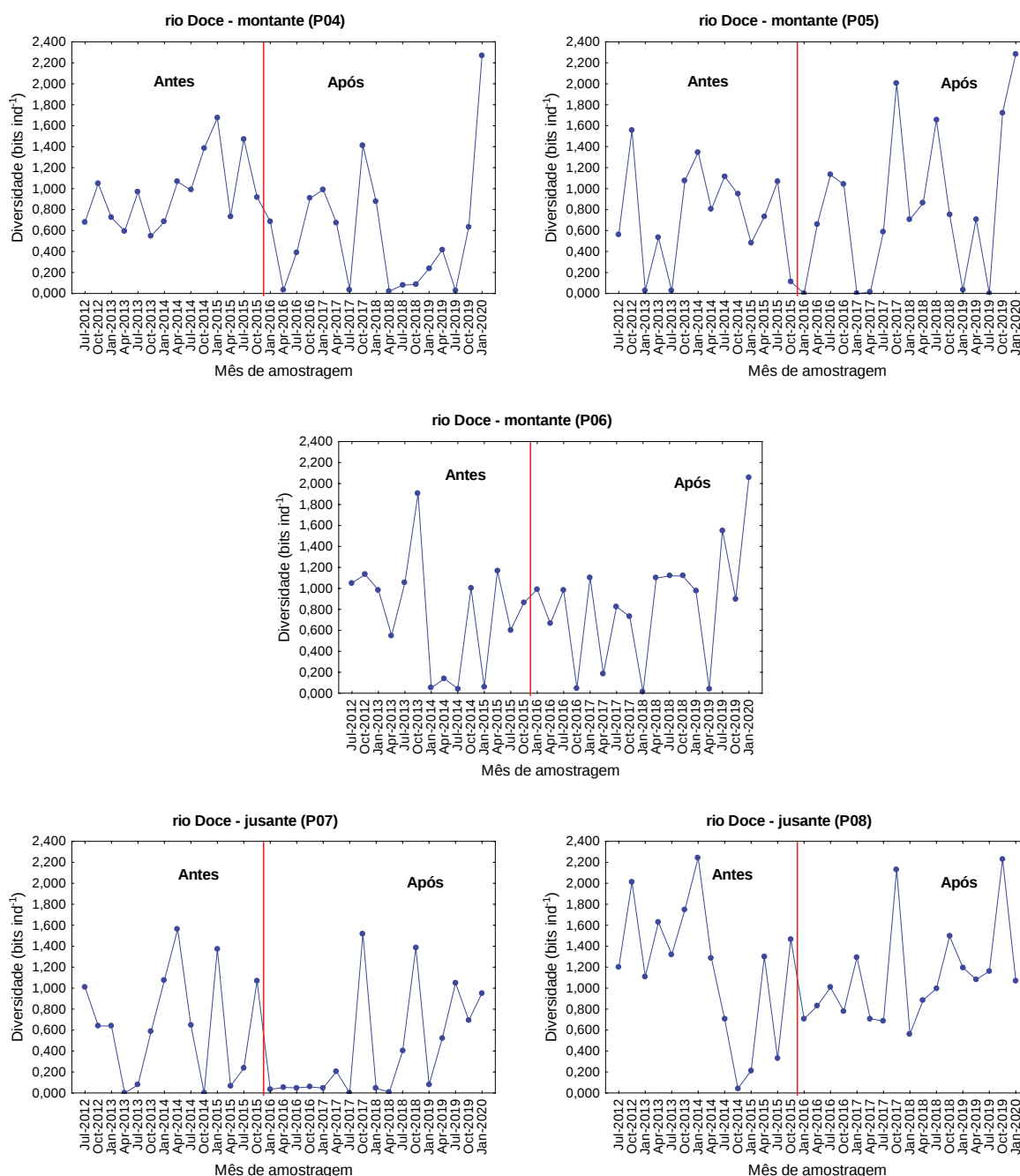
Figura 50 – Diversidade de espécies registrada nos rios Piranga, do Carmo e Doce, no monitoramento da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).



Resultados distintos foram observados no rio Doce, na região da UHE Baguari (dados secundários), tanto a montante e jusante (dados secundários) (Figura 51). A montante da UHE, a diversidade de espécies vem aumentando desde julho de 2019, e apresentou elevados valores em janeiro de 2020, inclusive maiores do que constatado antes do desastre. Esse padrão foi verificado para riqueza de espécies, mas não para abundância de indivíduos, provavelmente pelo acréscimo da ocorrência de espécies, em reduzidas abundâncias.

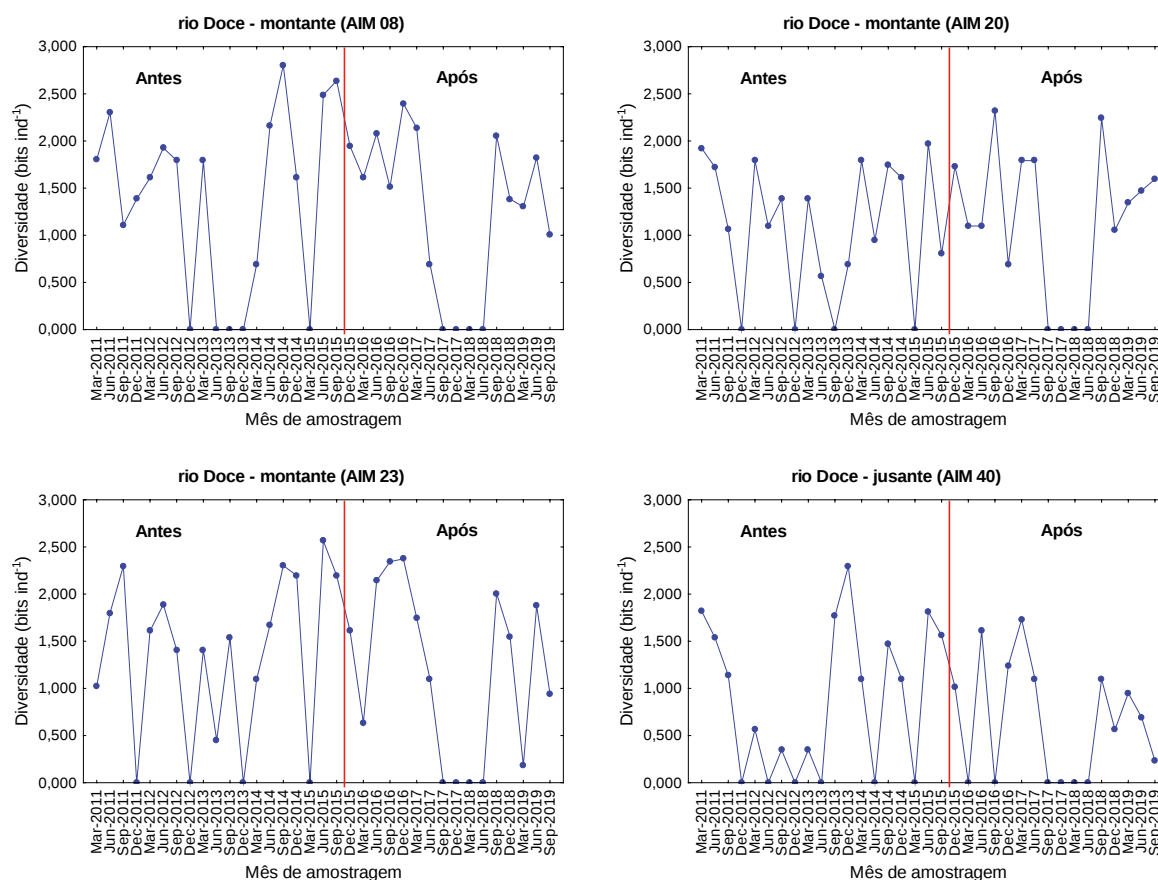
No rio Doce, a jusante da UHE Baguari, a diversidade de espécies oscilou, mas os valores após o desastre foram semelhantes ao período anterior (Figura 51). Esse fato também foi observado para riqueza de espécies na estação de amostragem P08; ao contrário a abundância de indivíduos foi maior do que o observado antes do desastre apenas em outubro de 2017, e depois o número de indivíduos foi menor. Na estação de amostragem P07, ambos os atributos da comunidade apresentaram elevados valores em janeiro de 2020.

Figura 51 – Diversidade de espécies registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Bagnuari, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre).



A diversidade de espécies no rio Doce, na região de influência da UHE Aimorés (dados secundários), tanto a montante como jusante, oscilou muito entre os meses após o desastre, assim como constatado antes do desastre (Figura 52). Após o desastre, houve a redução desse atributo da comunidade de setembro de 2017 a junho de 2018, pois não foram registradas espécies neste trecho. Após esse período houve o aumento dos valores da diversidade de espécies, com resultados semelhantes ao período antes do desastre a montante e jusante da UHE em todas as estações, exceto na estação de amostragem AIM 20, onde os valores foram pouco maiores. Com exceção também desta estação, as demais estações de montante e a jusante apresentaram redução da diversidade de espécies no último mês de amostragem (janeiro de 2020) (Figura 52).

Figura 52 – Diversidade de espécies registrada no rio Doce, no monitoramento da UHE Aimorés, antes e após o desastre (a linha vertical indica o mês do desastre) (MICRA, 2011, 2012, 2013, 2014, 2016, 2017, 2018, 2019).



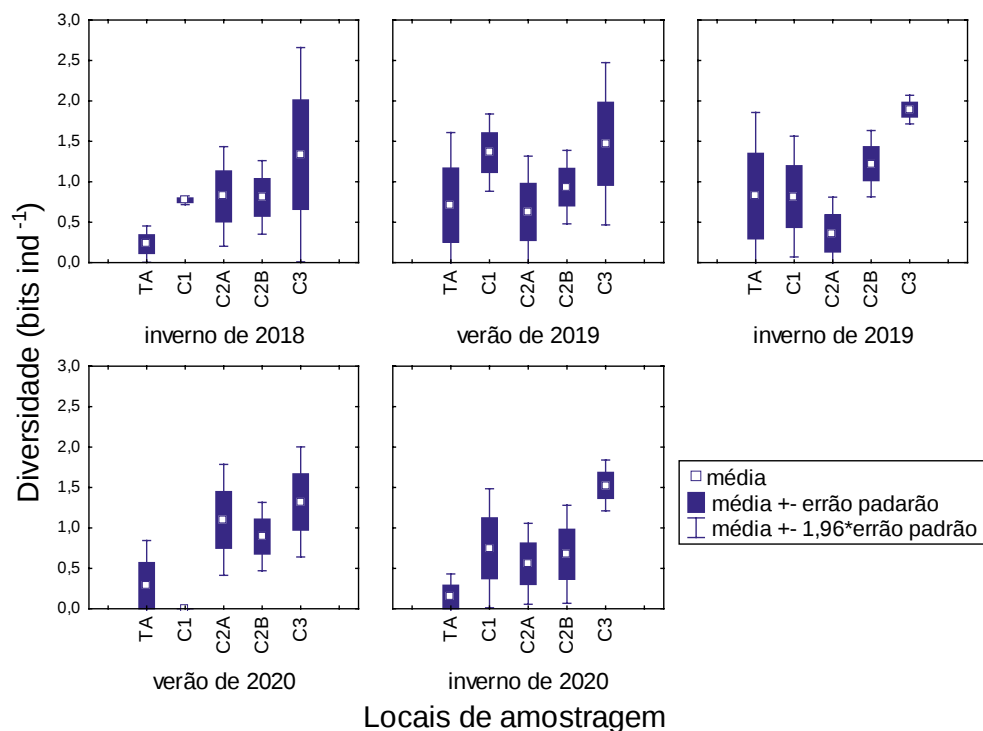
Considerando os dados primários complementares obtidos nas cinco amostragens, a diversidade de espécies foi baixa (entre 1 e 2 bits ind⁻¹) na maioria das estações e períodos de amostragem (Tabela 27).

Tabela 27 – Diversidade de espécies zooplancônicas máxima (índice de Shannon-Wiener) (bits ind⁻¹) nas estações da APDL, registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. Classificação da diversidade de espécies (C) de acordo com SHANNON; WIENER (1949), sendo MB = muito baixa, B = baixa, M = média.

Locais/período de amostragem	Inverno 2018	C	Verão 2019	C	Inverno 2019	C	Verão 2020	C	Inverno 2020	C
T1	0,355	MB	1,567	B	1,807	B	0,856	MB	0,437	MB
T3										
T4	0,333	MB	0,568	MB	0,662	MB				
C1 (R1 e R2)	0,799	MB	1,605	B	1,198	B			0,749	MB
C2A (R3 à R7)	1,845	B	1,780	B	1,238	B	1,987	B	0,577	MB
C2B (R8 à R13)	1,653	B	1,579	B	1,945	B	1,402	B	0,647	MB
C3 (R14 à R16)	2,187	M	2,454	M	1,995	B	1,892	B	1,526	B

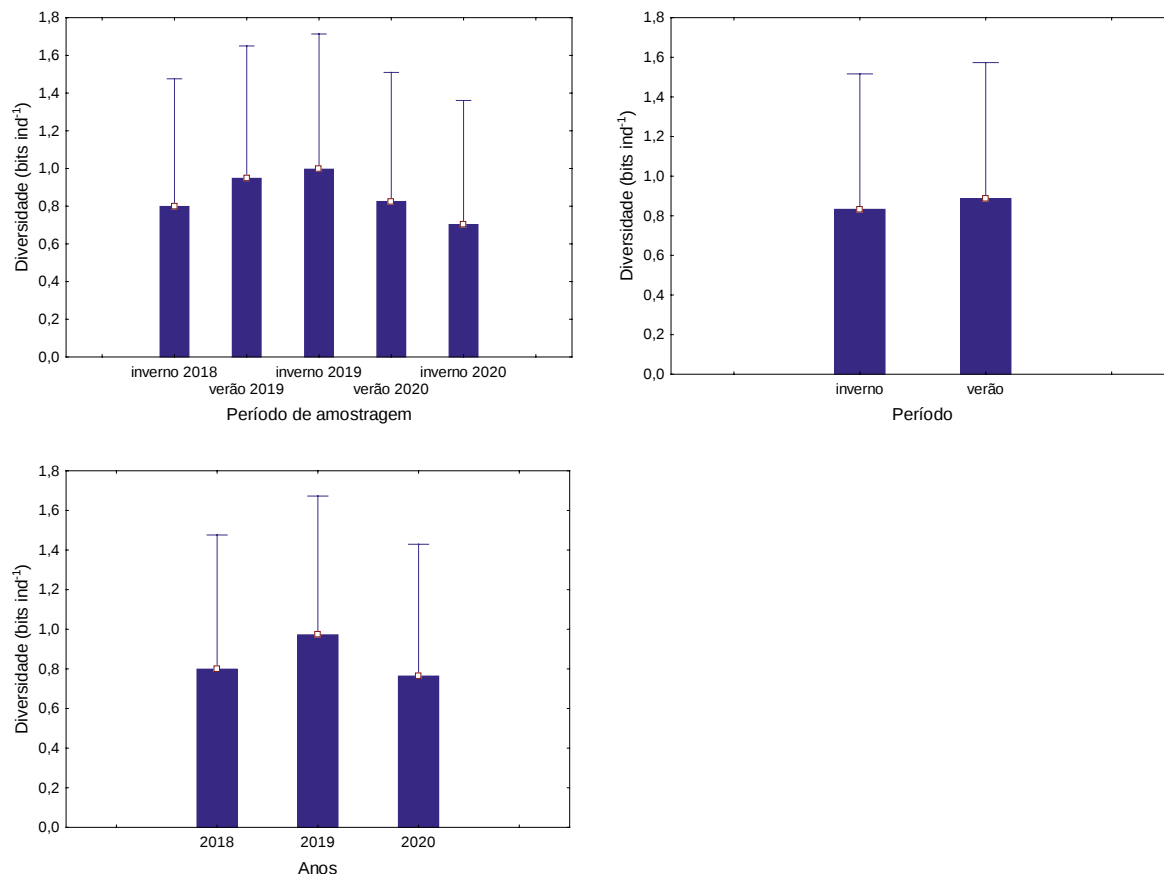
Assim, como verificado para a riqueza de espécies e abundância dos organismos, uma maior diversidade de espécie foi constatada no rio Doce, Compartimento 3, que foi classificada como média no inverno de 2018 e verão de 2019 (Figura 53). Esse resultado, mais uma vez, ressaltou a recuperação da comunidade nesse compartimento do rio Doce, e a importância da bacia de drenagem.

Figura 53 – Diversidade de espécies (bits ind⁻¹) registrada nos tributários (TA = T1, T3 e T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = compartimento 1, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 a R7; C2B = compartimento 2B, R8 a R13; e C3 = compartimento 3, R14 a R16), segundo o monitoramento do Lactec.



Analisando os períodos e anos de amostragem, independente das estações nos tributários e compartimentos, uma maior diversidade de espécies foi registrada no inverno de 2019, não foi observada diferença entre o inverno e o verão, e maiores valores foram verificados em 2019 (Tabela 27 e Figura 54).

Figura 54 – Diversidade de espécies (bits ind⁻¹) registrada nos períodos de amostragem (inverno de 2018, verão de 2019, inverno de 2019 e verão de 2020), períodos (inverno e verão) e ano (2018, 2019 e 2020), segundo o monitoramento do Lactec (Símbolo e coluna = média e barra = erro padrão). (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).



2.2.3.2.3 Alteração da equitabilidade da comunidade

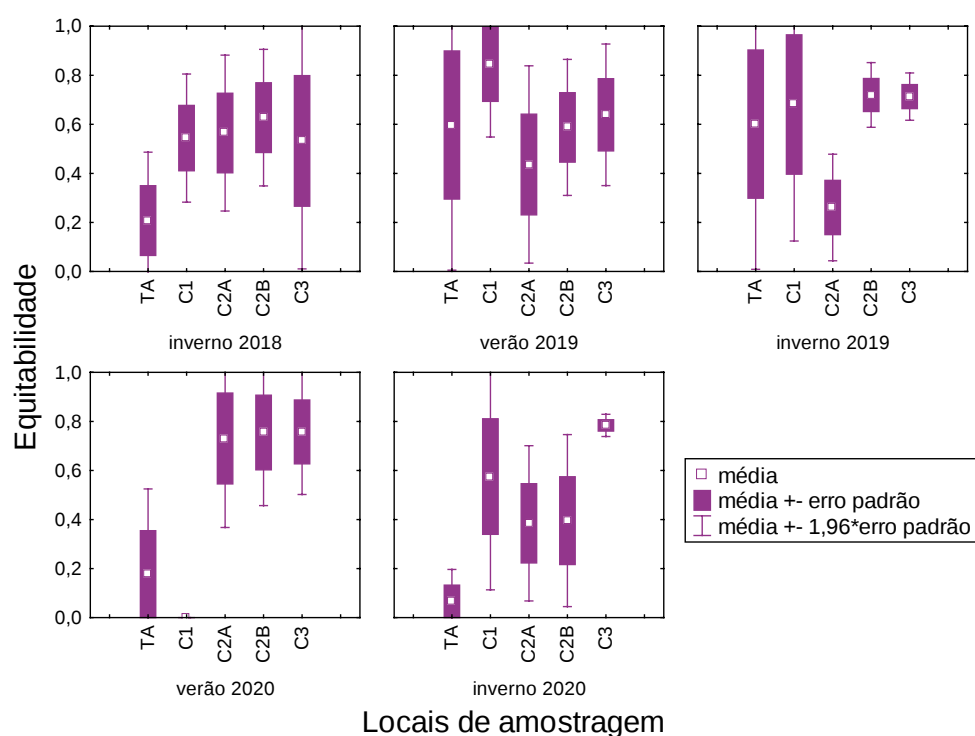
A equitabilidade da comunidade foi mais elevada nos compartimentos do rio Doce do que nos tributários, com exceção do verão e inverno de 2019, quando também foram observados elevados valores nos tributários (Tabela 28 e Figura 55).

A dominância das espécies na comunidade foi baixa na maioria das estações da APDL, nos quatro períodos de amostragem, com exceção do rio Santarém (T1), onde esse atributo da comunidade foi alto, no inverno de 2018 e 2020, e do Compartimento 2B, onde também foram encontrados menores valores de equitabilidade no verão de 2020 (Tabela 28). Nesse trecho do rio Doce, por outro lado, foi descrita no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) uma baixa dominância de espécies na comunidade.

Tabela 28 – Equitabilidade máxima da comunidade zooplancônica (índice de Pielou) nas estações da APDL, registrada no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. D = dominância de espécies na comunidade (A = alta, M= média, B =baixa).

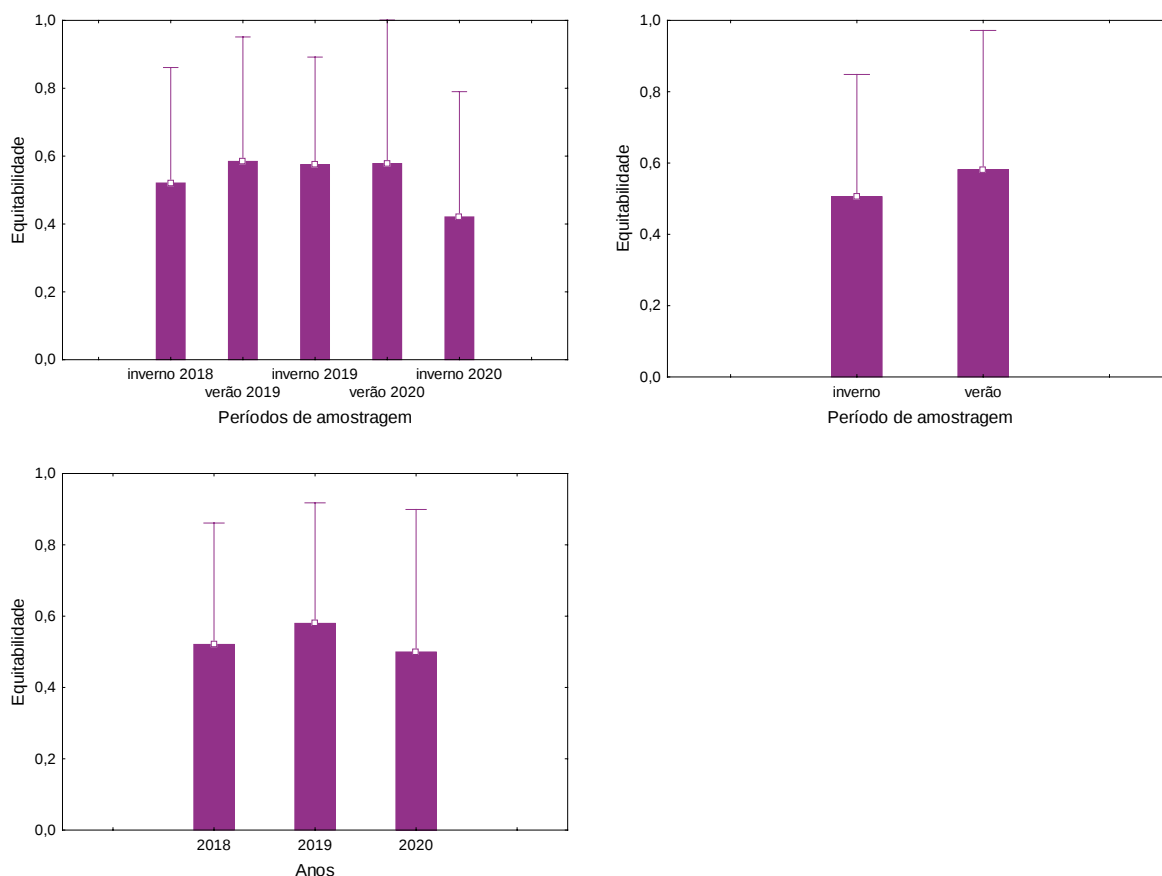
Locais/período de amostragem	Inverno 2018	D	Verão 2019	D	Inverno 2019	D	Verão 2020	D	Inverno 2020	D
T1	0,143	A	0,973	B	0,849	B	0,532	M	0,199	A
T3										
T4	0,480	M	0,819	B	0,954	B				
C1 (R1 e R2)	0,677	M	0,997	B	0,965	B			0,575	M
C2A (R3 à R7)	0,922	B	1,00	B	0,500	M	0,980	B	0,641	M
C2B (R8 à R13)	0,971	B	0,881	B	0,927	B	0,980	B	0,396	A
C3 (R14 à R16)	0,808	B	0,930	B	0,795	B	1,000	B	0,784	B

Figura 55 – Equitabilidade da comunidade registrada nos tributários (TA = T1, T3 e T4) e compartimentos do rio Doce (C1 = compartimento 1, R1 e R2; C2A = compartimento 2A, R3 a R7; C2B = compartimento 2B, R8 a R13; e C3 = compartimento 3, R14 a R16), segundo o monitoramento do Lactec.



Temporalmente, foi possível observar menores valores da equitabilidade da comunidade no inverno de 2020, devido a reduzida riqueza de espécies e abundância. Entre os demais períodos de amostragem, não foram constatadas diferenças desse atributo (Figura 56).

Figura 56 – Equitabilidade registrada nos períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), períodos (inverno e verão) e ano (2018, 2019 e 2020), segundo o monitoramento do Lactec (símbolo = média e barra = erro padrão).



Comparando somente os períodos, a maior equitabilidade foi verificada no verão, devido a contribuição dos resultados observados no verão de 2019 e 2020. Além disso, provavelmente, porque as chuvas favorecem uma maior distribuição das espécies entre as estações de amostragem, através da dispersão via curso de água, principalmente dos indivíduos de menor tamanho (DIAS et al., 2016), exatamente os que predominaram na comunidade.

Considerando apenas os anos, a maior equitabilidade da comunidade foi registrada em 2019, o que está relacionado aos elevados valores deste atributo observado neste ano (verão e inverno).

2.2.4 CONCLUSÕES

A partir do acompanhamento da avaliação dos danos associados à comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais, alterou-se a tendência do dano de estabilizado (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) para cessado para todas as estações da APDL, uma vez que as mudanças observadas na composição, distribuição e abundância das espécies em relação ao que era antes do rompimento vêm permanecendo inalteradas. Ou seja, a ocorrência do dano em si cessou, mas não houve necessariamente a recuperação da comunidade. Após o desastre, uma comunidade diferente se originou e se estabeleceu, muito provavelmente de forma permanente no local. Este cenário está relacionado às espécies descritoras que passaram a ocorrer após o impacto e foram beneficiadas com as características

ambientais decorrentes do desastre. A remoção de espécies, particularmente das espécies-chave de uma comunidade, reduz a resiliência do meio frente a uma perturbação ambiental (RICKLEFS, 2010). A área impactada pelo rejeito de minério foi recolonizada por diferentes grupos de organismos tolerantes a perturbação ambiental. Entretanto, vale destacar que, em ambientes impactados, a comunidade se reconstrói lentamente, passando por uma série de mudanças em sua composição. Espécies pioneiras, adaptadas a habitats perturbados, são sucessivamente substituídas por outras à medida que a comunidade tenta atingir a sua estrutura e composição originais (RICKLEFS, 2010). No entanto, a sucessão de espécies não segue um caminho predeterminado, pois os organismos que irão compor a comunidade, podem sofrer alterações dependendo das especificidades da situação, incluindo fatores abióticos, interações entre as espécies, nível do distúrbio e eventos aleatórios (MILLER; SPOOLMAN, 2009; KHAN ACADEMY, 2019). Vale ressaltar também, que se a perturbação ocasionada no meio tiver sido muito intensa, a comunidade local pode não retornar as suas condições prévias (RICKLEFS, 2010).

Até o momento, o fitoplâncton dos ambientes fluviais permanece constituído, especialmente por organismos de crescimento rápido com alta capacidade de colonização, característicos de início de sucessão, e por espécies ruderais. A quantidade de dados referentes a comunidade fitoplanctônica não possibilitou a aplicação de métodos de extrapolação que pudessem prever o tempo de recuperação do fitoplâncton. Contudo, como já discutido, diversos fatores regulam a dinâmica de uma comunidade, não sendo possível afirmar quantos anos seriam necessários para, ou mesmo se seria possível, o fitoplâncton se recuperar e voltar as condições de pré-desastre.

Ressalta-se que é possível que o fitoplâncton ainda apresente modificações em resposta ao impacto sofrido com a passagem da lama de rejeitos, caso ocorra algum evento que ocasione o aumento das concentrações de sólidos em suspensão na água. Esta situação pode ser exemplificada pelas intensas chuvas que ocorreram no início de 2020, que provocaram o carreamento do rejeito presente nas margens para dentro dos corpos hídricos e a ressuspensão do sedimento depositado no fundo dos rios. Com isso, a turbidez das águas do rio Doce se elevou, e valores acima do limite estabelecido para corpos d'água de classe 2 foram registrados na Campanha 04 de monitoramento do Lactec (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i). Consequentemente, houve redução na riqueza, diversidade de espécies e densidade fitoplanctônica neste ambiente, as quais foram apresentadas no Documento Suplementar ao presente tomo denominado "Resultados das Campanhas de Monitoramento da Comunidade Fitoplanctônica realizadas pelo Lactec".

Salienta-se que, se a perturbação causada no ambiente tiver sido muito intensa, a comunidade tenderá a se reconstruir mais lentamente e poderá não voltar a suas condições naturais. Desta forma, o acompanhamento dos parâmetros associados ao fitoplâncton faz-se necessário para averiguar as condições futuras da comunidade.

Para o zooplâncton, os resultados da riqueza de espécies e abundância dos indivíduos, descritos pelos dados secundários (monitoramento fluvial realizado pelas concessionárias de energia elétrica), apontaram que o dano foi gravíssimo (redução de mais de 50% do número de espécies e indivíduos) no Compartimento 1 (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). E, ainda, considerando os dados primários do verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, o padrão na calha do rio Doce continua semelhante, com ocorrência máxima de 5 espécies em 2019, uma espécie no verão de 2020 e 4 espécies no

inverno de 2020; e em relação abundância, valores máximos de 256 ind m⁻³, 18 ind m⁻³, 598 ind m⁻³, respectivamente.

Quanto à tendência do dano, o diagnóstico havia apontado para um dano estabilizado e irreversível, a partir da análise de dados secundários que abrangeram o período até março de 2018 (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Com os dados atualizados, do período de junho de 2018 a setembro de 2019, foi registrado o aumento do número de espécies nas estações de amostragem na calha do rio Doce (a montante e a jusante da UHE Risoleta Neves), e a redução do número de indivíduos foi menor em todas as estações, quando comparado ao diagnóstico de danos. Portanto, pode-se apontar nesse momento a tendência de redução do dano neste compartimento e a reversibilidade parcial, considerando que as comunidades podem se recuperar, porém nunca terão as mesmas características que apresentavam anteriormente.

Além disso, os dados primários apontaram a ocorrência de uma espécie no rio Gualaxo do Norte, no verão 2020, e o expressivo aumento da abundância de indivíduos (598 ind m⁻³), no rio Doce no inverno de 2020, quando comparado o período de amostragem anterior (18 ind m⁻³, verão de 2020). Elevados número de indivíduos também foram verificados no córrego Santarém (6.604 ind m⁻³), no inverno de 2020. Dessa forma, esses dados também apontam o estabelecimento e desenvolvimento da comunidade nesta região.

No Compartimento 2A, avaliando os dados do monitoramento das concessionárias de energia elétrica (dados secundários), o dano foi considerado grave, com redução de menos de 25% do número de espécies em quatro das cinco estações de amostragem do monitoramento, e de menos de 25% da abundância de indivíduos em três destas cinco estações de amostragem do monitoramento. Nessas estações, houve o aumento da riqueza de espécies e abundância dos indivíduos no acompanhamento de danos. Assim, pode-se classificar ainda o dano como parcialmente reversível e com tendência de redução. Esses resultados apontaram uma recuperação parcial da comunidade nesse compartimento se comparado ao período anteriormente analisado no diagnóstico de danos de dano, quando o dano foi classificado como grave, parcialmente reversível e com tendência de redução (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Alterações na riqueza de espécies e abundância dos indivíduos, constatadas através dos dados secundários, continuam ocorrendo nas estações de amostragem deste compartimento, o que não permite classificar o dano como cessado.

Para o Compartimento 2B, a partir dos secundários atualizados (dezembro de 2015 a setembro de 2019), a redução de mais de 50% do número de espécies e indivíduos se manteve, pelos menos em três das quatro estações de amostragem nesse compartimento (83%, e elevados valores de redução do número de indivíduos em duas estações (76% a jusante e a montante da UHE Aimorés). Essa classificação do dano também foi apontada no diagnóstico de danos de dano (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Esses dados permitiram classificar, ainda, o dano como parcialmente reversível e com tendência de redução neste compartimento. No diagnóstico (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), não havia sido possível afirmar que o dano apresentava tendência de redução, entretanto, com os novos dados, essa tendência fica clara.

No Compartimento 3, o dano não foi classificado pois não havia dados suficientes para essa mensuração, considerando que a região desse compartimento não possui dados históricos (BRASIL(MPF)/

LACTEC, 2020c). Os dados primários mostraram que a riqueza máxima de espécies vem reduzindo. Entretanto, o valor máximo de abundância de indivíduos no inverno de 2019 (113.001 ind m⁻³) foi muito mais elevado do que o máximo (16.539 ind m⁻³) registrado no diagnóstico de danos de danos (inverno de 2018 e verão de 2019) (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). No entanto, esses valores reduziram expressivamente no verão de 2020 (1.354 ind m⁻³), e voltaram a aumentar no inverno de 2020 (3.289 ind m⁻³). Com o acompanhamento das comunidades, a avaliação continua semelhante ao diagnóstico, de que a magnitude das alterações foi inferior se comparada aos outros compartimentos, entretanto a escassez de dados de linha-base dificulta conclusões nesse compartimento.

Considerando os dados primários e as demais análises realizadas ao longo de todo o trecho da APDL, a composição de espécies foi dissimilar entre os compartimentos no inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, porém a distribuição das espécies nas estações, de cada compartimento, foi similar. Esses resultados mostram que as condições ambientais na escala espacial “compartimento” foram semelhantes, favorecendo a ocorrência das mesmas espécies. Além disso, a variação das condições ambientais entre os períodos de amostragem foi importante para a ocorrência das espécies no tempo. Esse fato ressalta a importância dos estudos de monitoramento, visto que a observação de padrões pode ser dependente de longas escalas temporais.

Os dados primários complementares mostraram, ainda, que o Compartimento 3 continua apresentando o maior número de espécies e de indivíduos, como destacado no diagnóstico de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Foram verificadas também diferenças significativas da riqueza de espécies e abundância da comunidade entre os tributários e os compartimentos.

Considerando os períodos de amostragem (dados primários), a maior riqueza de espécies foi verificada, de maneira significativa, no inverno de 2019, e a maior abundância no inverno de 2018 e 2019. Em geral, o período de inverno é marcado por uma menor precipitação na região, o que reduz o transporte dos indivíduos verdadeiramente planctônicos na direção do fluxo (dispersão via curso de água).

Os modelos de tendência, que foram elaborados a partir dos dados secundários, apontaram que a riqueza de espécies continua reduzindo significativamente no Compartimento 1 e em uma das estações do Compartimento 2A (P08, a jusante da UHE Baguari). Por outro lado, a abundância reduziu significativamente nas estações do rio Doce, no Compartimento 1, à montante e à jusante da UHE Risoleta Neves. No Compartimento 2A, o número de indivíduos reduziu especialmente à jusante da UHE Baguari, e no Compartimento 2B, tanto à montante como à jusante da UHE Aimorés. Esses resultados apontaram a continuidade da redução da abundância dos indivíduos em todos os compartimentos, conforme descrito no diagnóstico de danos de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

A diversidade de espécies foi baixa na maioria das estações de APDL (dados primários complementares); ao contrário do descrito no diagnóstico de danos de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), que caracterizou a comunidade com diversidade de espécies muito baixa. Esse atributo da comunidade também foi, em geral, maior no Compartimento 3. Avaliando ainda os dados primários (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), uma maior diversidade média de espécies foi observada no verão de 2019, e, considerando apenas os anos, em 2019. A equitabilidade da comunidade também foi maior no Compartimento 3, e temporalmente, no verão de 2020, e, independente do período, e, 2019, pois os valores no inverno de 2020 foram reduzidos.

A classificação dos danos do desastre da Samarco ao longo do rio Doce foi avaliada a partir dos dados cedidos pelas concessionárias hidrelétricas. Esses dados se referem a uma longa série temporal da riqueza e abundância da comunidade, antes e após ao desastre, que propiciaram a robustez dessa avaliação. Juntamente com esse banco de dados, os dados primários do Lactec permitiram a interpretação especializada da variação da comunidade, pois foram analisadas mais estações de amostragem, ao longo da bacia, do que as concessionárias. Esse segundo grupo de dados descreveu também a composição da comunidade, diversidade de espécies, equitabilidade, e dominância de espécies.

A continuidade do estudo pelo Lactec foi importante para se verificar que, em algumas regiões da APDL, a comunidade zooplanctônica está se reestabelecendo e desenvolvendo suas populações. Portanto, a preservação, no mínimo, das condições atuais é necessária para a manutenção da comunidade. Infelizmente, o cenário ambiental anterior não será reestabelecido, mas, provavelmente, as populações irão se rearranjar no cenário futuro, principalmente se propágulos, agora estabelecidos, conseguirem permanecer no ambiente, e forem agregados novos propágulos a comunidade. A ampliação da escala temporal também foi muito importante para o entendimento da dinâmica da comunidade e para o registro de novas ocorrências de espécies.

2.2.5 CENÁRIO DE DANOS

Os danos à comunidade zooplanctônica não cessaram, ao menos nos compartimentos 1 e 2. Entretanto, a tendência de evolução ao longo de toda a APDL é de redução. Os dados mostram que há possibilidade de reversão parcial, ou seja, o que se espera em um cenário futuro é que a comunidade atinja um novo equilíbrio ecológico, mas não retorne à mesma conformação anterior ao desastre, assim como observado para o fitoplâncton. Isso quer dizer que a recuperação total não deve ocorrer, especialmente no compartimento 1, no qual os efeitos foram drásticos e a condição ambiental do entorno não parece favorecer a recolonização nessa área, sendo a recuperação muito lenta. Devido à dinâmica das comunidades biológicas aquáticas, relação com tributários e outras condições ambientais incluindo os danos no ambiente terrestre, apenas um monitoramento de longo prazo poderá elucidar sobre como essa comunidade irá se comportar.

2.3 DANOS ASSOCIADOS AO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

No Tomo II do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), foram indicados dois danos relacionados ao transporte de sedimentos: o assoreamento do canal do rio Doce e a alteração da dinâmica de transporte de sedimentos no rio Doce.

No que se refere ao assoreamento do canal do rio Doce, dois métodos distintos foram utilizados para sua determinação. 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. O dano foi considerado gravíssimo no Compartimento 1, com tendência à redução, e grave nos compartimentos 2 e 3, sendo que se entendeu que nesses últimos compartimentos foi atingida uma nova condição estável considerando os sedimentos que se depositaram. Visto que o maior acúmulo de sedimentos ocorreu no período logo após o rompimento da barragem de Fundão, que a adição de dados mais recentes não alterariam

os resultados já obtidos em Brasil (MPF)/Lactec (2020c) e que, especialmente no Compartimento 1, não foram obtidas novas medições relativas às sondagens, não foram realizadas novas discussões sobre o dano relativo ao assoreamento do canal do rio Doce, sendo que maiores detalhes sobre as análises já realizadas podem ser conferidos no capítulo 2.5 do Tomo II do Relatório de Diagnóstico dos Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

No referido relatório, o dano relacionado à alteração da dinâmica de transporte de sedimentos no rio Doce foi considerado como grave. Na análise realizada naquele documento, foi observada uma tendência de retorno às condições naturais, que inclusive já haviam sido sugeridas por outros trabalhos como Magris et al., (2019) e Rudorff et al., (2018).

Tendo isto em vista, nesse relatório procurou-se identificar o tempo necessário para a retirada dos rejeitos presentes na calha do rio Doce considerando-se duas alternativas: a remoção natural do rejeito da calha pela erosão fluvial e a retirada dos rejeitos por meio da realização de ações de dragagem. Essas análises são apresentadas no item de “Cenário de danos”.

2.3.1 CENÁRIO DE DANOS

Os danos associados ao transporte de sedimentos ao longo do rio Doce estão diretamente relacionados com a quantidade de sedimentos acumulada na calha e nas margens do rio, bem como à capacidade do corpo d’água de transportar este material.

Uma vez que a barragem da UHE Risoleta Neves não possui estruturas para proporcionar a passagem do rejeito para jusante, boa parte do material ficou retido na região deste reservatório.

Por este motivo, foram realizadas estimativas simplificadas do tempo hipotético para a remoção do rejeito depositado na calha do rio Doce, no trecho entre a barragem da UHE Risoleta Neves e a sua foz. Foram avaliadas duas abordagens: uma relativa à remoção natural dos rejeitos pela erosão fluvial e outra concernente à retirada dos rejeitos por ações de dragagem, sendo os métodos empregados nos cálculos e os respectivos resultados apresentados na sequência.

2.3.1.1 Remoção natural dos rejeitos depositados na calha do rio Doce pela ação da erosão fluvial

Para realização dos cálculos, consideraram-se os aportes apresentados na Tabela 72C do capítulo 2.5 do Tomo II do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) e os volumes de rejeito apresentados no Tomo I (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b). A Tabela 29 resume os dados aqui utilizados da Tabela 72C supracitada.

Tabela 29 – Aportes de sedimento nos períodos pré e pós-desastre em estações do rio Doce.

Estação	Aporte no período pré-desastre (10 ⁶ t/ano)	Aporte no período pós-desastre (10 ⁶ t/ano)
Rio Dantas	2,11	2,89
Cachoeira dos Óculos	3,03	3,57
Governador Valadares	0,86	6,78
Tumiritinga	7,48	11,40
Colatina	10,70	192,00

Fonte: BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c)

A estimativa do tempo necessário foi realizada pela diferença das taxas entre os períodos pós e pré-desastre. Aplicando isto ao volume de material a ser retirado, tem-se o tempo de retirada:

$$T_{\text{retirada}} = V_{\text{retirada}} / (A_{\text{pos}} - A_{\text{pre}})$$

onde T_{retirada} é o tempo para remoção natural do rejeito (em anos), V_{retirada} é o volume a ser retirado (hm^3), A_{pos} é a taxa de aporte pós-desastre (em hm^3/ano) e A_{pre} é a taxa de aporte do pré-desastre (em hm^3/ano).

De acordo com os dados apresentados no Tomo I do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b), com o rompimento da barragem de Fundão, foram liberados 44 hm^3 de rejeitos. Destes, $5,81 \text{ hm}^3$ permaneceram entre Fundão e Santarém e antes da UHE Risoleta Neves ficaram retidos na calha do rio $2,9 \text{ hm}^3$ e $10,75 \text{ hm}^3$ na porção extracalha. Cerca de $9,9 \text{ hm}^3$ ficaram acumulados na barragem da UHE Risoleta Neves, enquanto $14,64 \text{ hm}^3$ seguiram seu curso para jusante da barragem.

Segundo a caracterização de rejeitos apresentada no Tomo I (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b), a massa específica dos grãos possui valor em torno de $2,98 \text{ g/cm}^3$ na região entre Fundão e a UHE Risoleta Neves. Ramboll (2019), aplicou $1,8 \text{ t/m}^3$ para cálculos similares na mesma região. Considerando estes valores, foi aplicado o peso específico de $2,0 \text{ t/m}^3$ nos cálculos atuais.

Adotando-se os aportes de sedimentos dos períodos pré-desastre e pós-desastre obtidos do Tomo II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) e já apresentados na Tabela 29 (além do peso específico indicado no parágrafo anterior) foi possível fazer uma estimativa simplificada do tempo esperado (em anos, após o rompimento) para a retirada natural do rejeito do leito do rio Doce, conforme detalhado na Tabela 30. Não foram inseridas as estações de Tumiritinga, Governador Valadares e Colatina, por localizarem-se a jusante de barramentos com descarregador de fundo e por se entender que, nestes locais, altos aportes de sedimentos registrados podem ser mais um reflexo de possíveis lavagens de fundo, com a abertura de comportas para desassoreamento de depósitos de sedimentos anteriores ao desastre, do que somente da ruptura da barragem de Fundão.

Tabela 30 – Estimativa do tempo necessário para a retirada do rejeito do leito do rio Doce, entre a UHE Risoleta Neves e a foz do rio, considerando os volumes de $14,64 \text{ hm}^3$ e 44 hm^3 e o peso específico de 2 t/m^3 .

Estação	Aportes				Tempo (anos) para retirada do volume de:	
	Pré-desastre (10^6 t/ano)	Pós-desastre (10^6 t/ano)	Diferença		$14,64 \text{ hm}^3$	44 hm^3
Nome			(10^6 t/ano)	($10^6 \text{ m}^3/\text{ano}$)		
Rio Dantas	2,11	2,89	0,78	0,39	37,5	113
Cachoeira dos Óculos	3,03	3,57	0,54	0,27	54	163

Fonte: Brasil (MPF)/Lactec (2020b)

Com isso é possível prever entre 37 e 54 anos, para um volume de $14,64 \text{ hm}^3$, o tempo para retirada natural dos rejeitos do rio Doce depositados entre UHE Risoleta Neves e a foz do rio Doce caso eles tivessem sido depositados inteiramente no trecho analisado e estivessem disponíveis para serem removidos naturalmente pela erosão fluvial ao longo do tempo.

Caso essa estimativa fosse feita para todo o volume de rejeitos de Fundão, a previsão seria entre 113 e 163 anos, caso eles estivessem disponíveis para serem removidos naturalmente pela erosão fluvial ao longo do tempo.

Vale ressaltar que esta é uma análise simplificada do tempo hipotético necessário para a remoção dos rejeitos relativos ao rompimento entre o trecho de jusante da UHE Risoleta Neves e o exutório do rio Doce caso todo o material estivesse depositado no leito do rio e as taxas de transporte de sedimentos se mantivessem na mesma ordem de grandeza do que as calculadas para o pós-desastre, removendo este sedimento. Esta estimativa é válida para o sedimento que está disponível para ser removido. Ou seja:

- A análise considerou que todo sedimento que atingiu o rio Doce estava disponível para ser removido. Se essa hipótese não for válida, os tempos para remoção seriam muito maiores ou infinitos;
- A descarga sólida pós-desastre mostrou uma tendência de diminuir com o passar do tempo. Ou seja, o tempo necessário para retirada pode ser ainda maior;
- A análise foi realizada com base nos dados de monitoramento que embasaram as avaliações apresentadas no Tomo II do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Considerou-se que o monitoramento foi representativo do período pós-desastre. Entretanto, como a cobertura das amostragens não foi completa, devido aos intervalos entre as medições, é possível que em algumas estações a onda de rejeitos tenha sido monitorada e em outras apenas o período após a sua passagem.

Desta forma, é possível considerar, respeitadas as incertezas embutidas nos dados, que o tempo esperado de retirada da maioria dos rejeitos, entre UHE Risoleta Neves e a foz do rio Doce, resulta num período de pelo menos 37 anos.

2.3.1.2 Retirada dos rejeitos depositados na calha do rio Doce por ações de dragagem

Para o cálculo da estimativa do tempo necessário para a retirada do rejeito por ações de dragagem foram considerados dois cenários: no cenário 1, considerou-se a hipótese de que seria possível a separação e retirada de 14,64 hm³ de rejeitos, que é a estimativa do volume do material que transpôs a barragem da UHE Risoleta Neves (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b); no cenário 2, considerou-se a hipótese de que seria possível a separação e retirada de 44 hm³, que é a estimativa do volume total de rejeitos liberados no rompimento da barragem de Fundão (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b).

A partir dos cenários estabelecidos foi realizado um cálculo simplificado entre a quantidade de material a ser removida (em hm³ ou 10⁶m³) e a capacidade de dragagem em m³/mês.

A capacidade de dragagem aplicada foi de 50.000 m³/mês. Este valor foi considerado razoável uma vez que Ramboll (2020), na definição de custos de descomissionamento do dique S4, apresenta um valor médio de cerca de 53.900 m³/mês.

Na dragagem do reservatório da UHE Risoleta Neves, que ocorreu entre março de 2016 e julho de 2018, o valor total foi inferior a 1 x 10⁶ m³, o que representaria uma média de cerca de 35.000 m³/mês (RAMBOLL, 2019). Deste modo, considerou-se que o valor de 50.000 m³ é conservador, uma vez

que os valores obtidos em uma situação similar (e ainda que mais favorável em termos de logística) são inferiores ao volume de dragagem mensal definida para a presente estimativa.

No primeiro cenário definido, a estimativa para a retirada de 14,64 hm³ de rejeitos seria de 292,8 meses ou 24,4 anos. Já para o segundo cenário (44 hm³), seriam necessários 880 meses ou 73 anos.

Vale ressaltar que os valores apresentados não consideraram o aporte natural de sedimentos, o que acarretaria numa dificuldade maior para separação do material (caso fosse possível) e uma quantidade maior a ser dragada. A esta consideração soma-se ainda os desafios de logística de realizar uma dragagem ao longo de centenas de quilômetros na calha do rio Doce, que envolveriam o tráfego constante de veículos pesados, a real eficiência da dragagem dos rejeitos na prática, além da necessidade de definição de um local para disposição e/ou tratamento de todo o material, o que já tem sido um complicador no caso do material acumulado no reservatório da UHE Risoleta Neves. É importante mencionar também que as atividades relacionadas à dragagem propiciam a ressuspensão dos sedimentos depositados no leito dos corpos hídricos, elevando a turbidez da água.

Além disso, é muito importante esclarecer que as duas abordagens consideraram que seria possível separar o rejeito do sedimento e retirá-lo da calha do rio o que na prática é inexequível. O mais razoável seria considerar a retirada de sedimento junto com o rejeito, mas isso significaria um volume adicional à já elevada quantidade do material a ser dragado.

2.4 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

O extravasamento de lama de rejeito ocasionado pelo rompimento da barragem de Fundão, em toda a extensão do ambiente aquático continental teve o início na barragem, percorreu os rios Gualaxo do Norte, Carmo e rio Doce até o início do estuário no estado do Espírito Santo. Ao longo do percurso, passou por 4 reservatórios de usinas hidrelétricas, sendo eles da UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas e foi realizado estudo para avaliar se essa lama atingiu também as lagoas do Espírito Santo, denominadas de Lagoa do Limão, Lagoa Nova, Lagoa Juparanã, Lagoa do Areão (Pandolfi) e Lagoa Areal. Esse aporte do material provocou a ressuspensão e mistura dos sedimentos presentes no interior da calha das drenagens, nos reservatórios e nas lagoas, que ocasionou o aumento de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), a mudança na granulometria dos sedimentos e mortandade, bem como a alteração da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

A avaliação completa e detalhada dos danos ocasionados nos sedimentos, pelo rompimento da barragem foi apresentada no item “qualidade dos sedimentos” do relatório TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Para esse relatório, foram avaliados os dados da linha-base, que se referem ao período pré-desastre, e os dados do pós-desastre, que compreenderam dados secundários, ou seja, dados produzidos por outros autores ou instituições de pesquisa ou programas de monitoramento, como por exemplo o Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático (PMQQS) e campanhas de amostragem do Lactec entre junho de 2018 e janeiro de 2019. Nesse relatório (TOMO II), para os sedimentos, o período analisado foi de novembro de 2015 a início de 2019 (até o mês de março), nas quais os parâmetros investigados foram as alterações dos EPTs, da granulometria e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Na análise de sedimentos realizada, para os reservatórios e lagoas, no diagnóstico do dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), em função de não haver uma linha-base consistente, não houve a confirmação e classificação dos danos quanto aos EPTs e a granulometria.

Para o ambiente fluvial, a classificação do dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), sobre a alteração da granulometria foi grave no Compartimento 1, que se refere ao segmento entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves e pouco grave nos demais compartimentos, ou seja, entre a UHE Risoleta Neves e o início do estuário no estado do Espírito Santo. Para a alteração das concentrações dos EPTs a classificação, segundo a metodologia adotada, foi de pouco grave no Compartimento 1, grave no Compartimento C2A e gravíssimo no Compartimento 2B. O Compartimento 3 não foi classificado no relatório do diagnóstico do dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), em função de um número baixo de dados pré-desastre nesse compartimento que impossibilitou a comparação dos dados pós-desastre. Para o presente relatório de acompanhamento do dano, com a inserção de novos dados tanto primários, quanto secundários, foi possível a classificação no Compartimento 3 e será apresentada ao longo do presente relatório de acompanhamento do dano. Para isso foram incluídos os resultados dos levantamentos das campanhas de agosto de 2019, fevereiro e agosto de 2020, além de resultados obtidos por Duarte (2020), e do PMQQS até o final do ano de 2020.

Para os macroinvertebrados bentônicos foram utilizados como bioindicadores para a mensuração de dano à comunidade bentônica. Análises de riqueza de táxons, densidade de indivíduos por m²/ número total de indivíduos e índice de diversidade de Shannon do monitoramento realizados pelas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés foram utilizados como indicadores para a mensuração do dano decorrente do rompimento da barragem de Fundão na comunidade. Paralelamente foram analisados dados coletados após o desastre pela Fundação Renova assim como foram realizadas amostragens e análises de dados coletados pelo Lactec.

As análises realizadas e os resultados obtidos foram apresentados em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c). No Compartimento 1, em ambientes fluviais, e na UHE Risoleta Neves o dano às comunidades bentônicas foi classificado como grave, nos compartimentos 2A e 2B e na UHE Baguari foi considerado gravíssimo. Em todos os casos o dano apresentou tendência à redução e foi considerado parcialmente reversível (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c).

No presente relatório de acompanhamento de danos foi ampliado o período de análise de dados com a inclusão daqueles obtidos após a conclusão da elaboração do relatório de diagnóstico de dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). No Compartimento 1 e na UHE Risoleta Neves foram incluídos na análise dados coletados no período de junho de 2018 a dezembro de 2019, no compartimento 2A e UHE Baguari foram incluídos dados do período entre abril de 2018 e dezembro de 2019, no Compartimento 2B foram incluídos dados entre o período de setembro de 2017 a outubro de 2019. A classificação do dano à comunidade bentônica com a inclusão desses novos dados foi avaliada novamente. Para o Compartimento 2B foram revisados os laudos e resultados apresentados anteriormente, os indicadores e o índice BMWP foram recalculados.

Foram também incluídos na análise, os dados do PMQQS, realizado pela Fundação Renova, no período de agosto de 2018 a novembro de 2020 e a análise de três campanhas de amostragem realizadas pelo Lactec, duas em período seco (realizadas em agosto de 2019 e em agosto de 2020) e uma em período chuvoso (realizada entre fevereiro e março de 2020) (DOCUMENTOS SUPLEMENTARES).

No presente relatório de acompanhamento dos danos, as análises realizadas para a qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas, seguiram o mesmo critério apresentado no TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Esses critérios foram fundamentados na comparação dos dados de linha-base (pré-desastre) com os dados do período pós-desastre de origem primária e secundária, para o período de agosto de 2019 e agosto de 2020.

O acompanhamento aqui apresentado teve como objetivo avaliar a evolução, a tendência e a reversibilidade dos danos acima citados. Desta forma, são apresentadas as análises quanto às alterações nas frações granulométricas, nas concentrações dos EPTs e na comunidade bentônica com o distanciamento temporal do desastre.

2.4.1 METODOLOGIA

As análises realizadas para a qualidade dos sedimentos e comunidades bentônicas, manteve a mesma metodologia adotada no relatório do TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) e seguiu o mesmo critério de divisão em compartimentos, conforme apresenta a localização na Figura 57.

As amostras dos sedimentos foram coletadas desde a região do dique S4 nas proximidades da barragem de Santarém, no estado de Minas Gerais até a região estuarina no Distrito de Regência (ES). A localização das estações amostrais seguiu o plano amostral já adotado para as campanhas anteriores, como apresentada na Figura 58 e as respectivas coordenadas e nomenclaturas, são apresentadas na Tabela 31 e na Tabela 32.

Figura 57 – Distribuição dos compartimentos analisados na bacia do rio Doce.



Figura 58 – Localização das estações amostrais de qualidade de sedimentos e macroinvertebrados bentônicos.

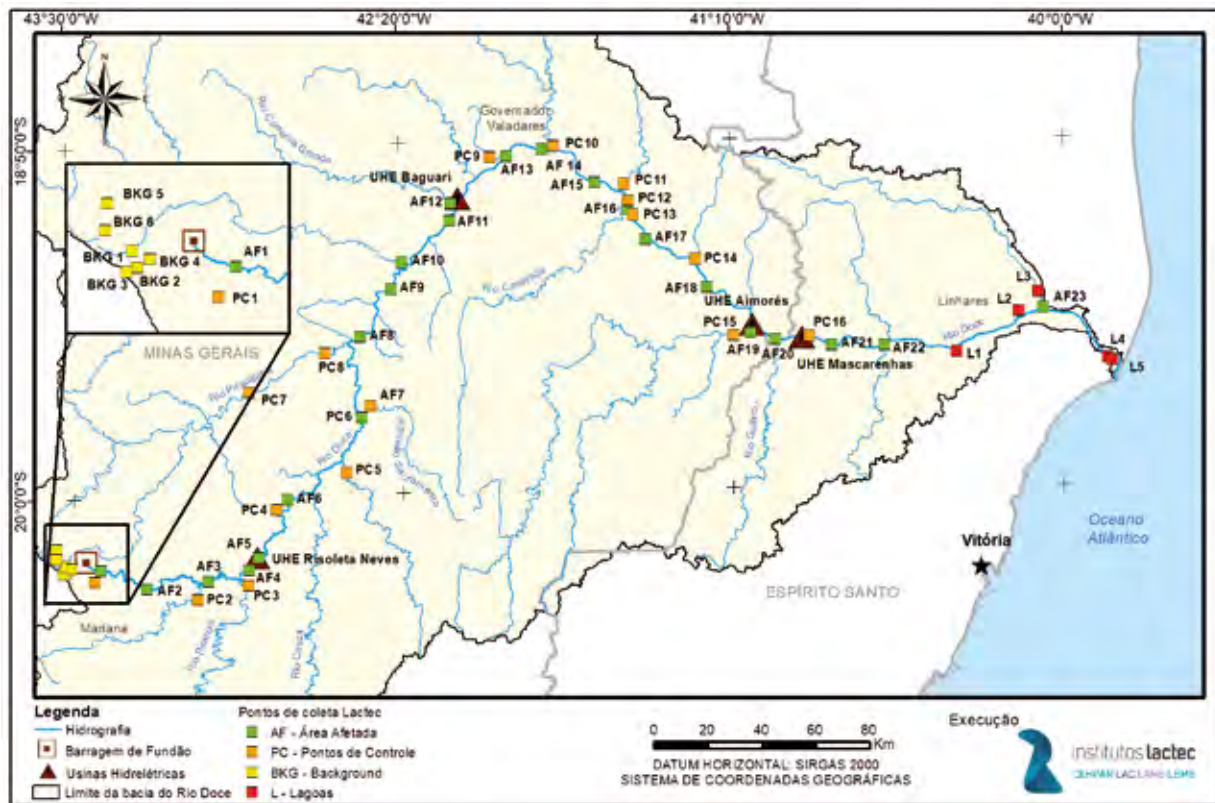


Tabela 31 – Coordenadas das estações amostrais das lagoas.

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

Tabela 32 – Coordenadas das estações amostrais AF, BKG, PC e UHEs (S – Sedimentos, MB – Macroinvertebrados bentônicos).

Estações de amostragem	Coleta	Fuso	X	Y	Estações de amostragem	Coleta	Fuso	X	Y
AF1	S/MB	23	665931	7761097	PC1	S/MB	23	663764	7757144
AF2	S/MB	23	682763	7754039	PC2	S	23	701509	7749243
AF3	S/MB	23	705470	7755982	PC3	S/MB	23	720421	7754016
AF4	S/MB	23	720877	7759674	PC4	S	23	731805	7781500
AF5	S/MB	23	724524	7763995	PC5	S	23	758039	7794348
AF6	S/MB	23	736031	7785152	PC6	S/MB	23	767771	7818694
AF7	S/MB	23	764309	7814474	PC7	S	23	723103	7825331
AF8	S/MB	23	764936	7844457	PC8	S/MB	23	751620	7838611
AF9	S/MB	23	776909	7861580	PC9	S	23	815105	7909043
AF10	S/MB	23	781088	7871403	PC10	S/MB	24	206464	7913396
AF11	S/MB	23	799357	7886162	PC11	S	24	232500	7899348
AF12	S/MB	23	800128	7892473	PC12	S	24	234175	7893307
AF13	S/MB	24	189078	7909452	PC13	S	24	235861	7887963
AF14	S/MB	24	202048	7912180	PC14	S	24	258968	7871506
AF15	S/MB	24	221809	7899870	PC15	S	24	273180	7843273
AF16	S/MB	24	233829	7890097	PC16	S	24	301176	7843099
AF17	S/MB	24	240574	7879037	UHE Risoleta Neves	S/MB	23	724200	7764151
AF18	S/MB	24	263320	7861253	UHE Baguari	S/MB	23	802390	7893728
AF19	S/MB	24	279499	7844246	UHE Aimorés	S/MB	24	279712	7847624
AF20	S/MB	24	288614	7842030	UHE Mascarenhas	S/MB	24	297882	7842430
AF21	S/MB	24	309573	7839796					
AF22	S/MB	24	328999	7839927					
AF23	S/MB	24	387900	7853842					

No que se refere a nomenclatura das estações, conforme indicado na Tabela 32 e Tabela 33, as mesmas correspondem a:

- 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, denominados “**pontos de controle**”;
- 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 ressaltar que as definições de cada uma destas áreas se encontram detalhadamente descritas no relatório BRASIL (MPF)/Lactec (2019e).

A caracterização da qualidade dos sedimentos, tanto fluviais, dos reservatórios, quanto das lagoas do Espírito Santo, avaliou os indicadores físicos, químicos e biológicos, conforme mostra a Tabela 33.

Tabela 33 – 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

Para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (invertebrados maiores de 0,20 mm que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos), a mensuração do dano proveniente do rompimento da barragem de Fundão foi realizada com base na análise de dados de monitoramentos trimestrais realizados por Visão Ambiental (2014) e Micra (2013, 2018) nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, entre 2011 e 2019 (de 09/12 a 12/19 nas estações da UHE Risoleta Neves, de 07/12 a 10/19 nas da UHE Baguari e de 03/11 a 09/19 nas da UHE Aimorés).

A partir dos resultados dos dados dos monitoramentos acima citados, foram analisados dados de 17 estações de amostragem de ambiente fluvial, sendo cinco estações no Compartimento 1 (CAN-01, CAN-02, CAN-03, CAN-04 e CAN-07), quatro no Compartimento 2A (P04, P05, P06 e CAN-06) e oito no Compartimento 2B (AIM008, AIM020, AIM023, AIM035, AIM040, AIM045, P07 e P08). Em todos os casos foram analisados os indicadores: riqueza (número total de táxons), diversidade (índice de diversidade de Shannon) e densidade (indivíduos/m²) ou número total de indivíduos. Também foi avaliada a abundância relativa dos grandes grupos que compõem a comunidade e índice *Biological Monitoring Work Party* (adaptado por JUNQUEIRA et al., 2000). Os períodos anterior e posterior ao desastre foram comparados, e o dano à comunidade bentônica foi classificado.

A avaliação dos laudos com os resultados dos monitoramentos das usinas foi revisada, os dados brutos de quantidade/densidade de indivíduos foram utilizados para a análise e os demais indicadores e métricas foram calculados.

Foram também analisados dados de 12 estações de amostragens do PMQQS (GOLDER ASSOCIATES, 2017). Assim como dados primários, coletados pelo Lactec, em 28 estações de amostragem em ambiente fluvial (com cinco campanhas de amostragem realizadas: entre junho e julho de 2018, em agosto de 2019 e em agosto de 2020 no período de seca; em janeiro de 2019 e entre fevereiro e março de 2020 no período chuvoso) cuja localização está apresentada na Figura 2. Entretanto esses estudos foram iniciados após o desastre, portanto não apresentam linha-base que possibilite a mensuração quantitativa do dano.

Detalhamentos da metodologia de coleta e análise estão descritos em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c).

2.4.1.1 Coleta e análise dos sedimentos

A metodologia de coleta e análise dos sedimentos é apresentada de forma detalhada no 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019) e no TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (Brasil (MPF)/LACTEC, 2020c). De maneira geral as amostragens foram realizadas com dragas tipo van-Veen ou Petersen, ou quando as condições permitiam, com tubos de acrílicos tipo liner. As amostras foram coletadas em média a uma profundidade de 10 a 20 cm.

Para o relatório do acompanhamento do dano, foi realizada a análise das variações das concentrações químicas e granulométricas no período compreendido entre agosto de 2019 e agosto de 2020 que correspondem às coletas 3, 4 e 5 do Lactec. As concentrações dos elementos analisados foram comparadas ao período pré-desastre e a classificação do dano quanto as alterações físico-químicas foram analisadas quanto ao atributo tendência e reversibilidade.

Ainda para estas análises e comparações, utilizou-se também o fator de contaminação (FC), que avalia o grau de poluição do ambiente através de um elemento químico. O FC é definido como o quociente entre a concentração do metal na amostra e a sua concentração natural de referência ou *background* no ambiente que está sendo avaliado (HAKANSON, 1980). O detalhamento do fator de contaminação está apresentado no TOMO I – Contextualização. Diagnóstico de Danos (Brasil (MPF)/LACTEC, 2020a).

Para os resultados de FC apresentados nesse relatório, foram utilizadas as concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), dos pontos de controle que são aqueles pontos não afetados pela lama de rejeitos, com as concentrações medidas nos sedimentos intracalha afetados pela passagem da lama, denominados de AF. O fator de contaminação foi subdividido nas seguintes classificações (Tabela 34):

Tabela 34 – Classificação do fator de contaminação.

FC	Contaminação
$FC < 1$	baixa
$1 \leq FC < 3$	moderada
$3 \leq FC < 6$	considerável
$FC \geq 6$	elevada

A partir das análises das amostras coletadas nas campanhas realizadas pelo Lactec, foi realizada comparação de forma quantitativa dos resultados obtidos com os dados secundários obtidos por outras fontes, tais como dissertações e dados oriundos do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimento - PMQQS. As fontes de dados utilizadas neste trabalho encontram-se indicadas na Tabela 35.

Estas comparações foram realizadas com dados de pré-desastre e pós-desastre e também com os dados primários de campanhas anteriores realizadas pelo Lactec. A base desses dados secundários está detalhada no TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (Brasil (MPF)/LACTEC, 2020c). Para os dados primários, foram realizadas até o momento 5 campanhas com datas de julho/2018, fevereiro/2019, agosto/2019, fevereiro/2020 e agosto/2020.

Tabela 35 – Resumo da origem dos dados utilizados para a análise de sedimentos.

	Ano	Sazonalidade do Período	Estudos
Pré desastre	1992	Chuvoso	Jordão et al., (1996)
	1993	Seco	Jordão et al., (1996)
	1999	Seco e Chuvoso	Costa (2001)
	2000	Chuvoso	Costa (2001)
	2002	Seco	Costa (2001)
	2006	Chuvoso	Varejão et al., (2011)
	2008	Seco	Rhodes (2010)
	2009	Seco	Rhodes (2010)
		Chuvoso	CPRM (2010)
	2010	Seco	CPRM (2010); Silva (2013)
		Chuvoso	CPRM (2010)
	2011	Chuvoso	Silva (2013) e Santolin (2015)
	2012	Seco	Santolin (2015)
	2013	Seco	Duarte (2020)
Pós desastre	2014	Chuvoso	UHE Mascarenhas
	2015	Chuvoso	CPRM, IEMA, IGAM, Golder e Renova, PMQQS
	2016	Chuvoso	Duarte (2020)
	2016	Seco e Chuvoso	IEMA, IGAM, Maia (2017), Golder e Renova, PMQQS
	2017	Seco e Chuvoso	CH2M, IGAM, Golder e Renova, PMQQS
	2018	Seco e Chuvoso	IGAM e Lactec, PMQQS
	2019	Chuvoso	Lactec
	2019	Seco e Chuvoso	PMQQS
	2020	Chuvoso	Lactec
	2020	Chuvoso	PMQQS

Para análise dos sedimentos coletados pelo Lactec da campanha 3 (agosto de 2019), campanha 4 (fevereiro de 2020) e campanha 5 (agosto de 2020), foram realizadas as seguintes análises:

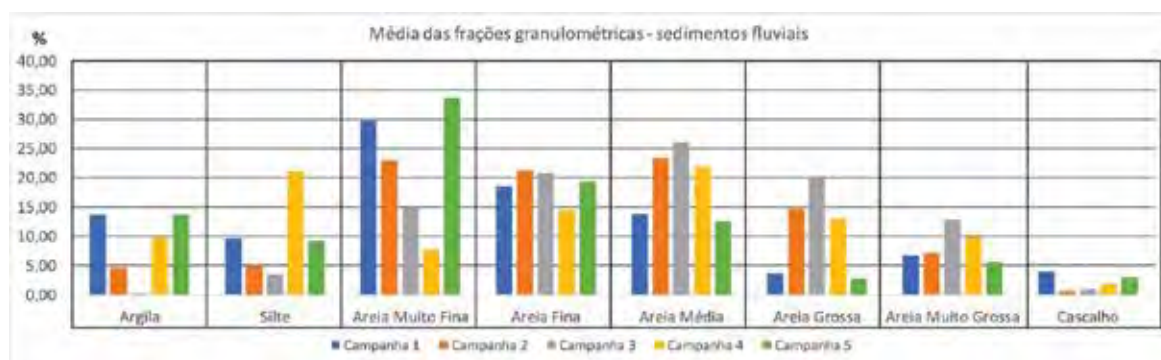
- **Caracterização química** por ICP-OES para a determinação das concentrações dos elementos (certificados da 3ª campanha ANEXO I, 4ª campanha ANEXO II e 5ª campanha ANEXO III);
- **Caracterização granulométrica** (certificados da 3ª campanha ANEXO I, 4ª campanha ANEXO II e 5ª campanha ANEXO III);
- **Caracterização mineralógica** para a determinação dos principais minerais constituintes dos sedimentos coletados pelo método de difratometria de raio X (DRX) (certificados da 3ª campanha APÊNDICE Q, 4ª campanha APÊNDICE R e 5ª campanha APÊNDICE S);
- **Determinação do grau de arredondamento** do grão realizado pela análise da fotomicrografia obtida por técnica de microscópio eletrônico de varredura (MEV) que está apresentada no APÊNDICE T.

2.4.2 ALTERAÇÃO DA GRANULOMETRIA NOS SEDIMENTOS DO AMBIENTE FLUVIAL

Para o acompanhamento do dano, realizou-se a análise da alteração da composição granulométrica, conforme metodologia apresentada no TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), com a comparação entre os dados pré e pós-desastre, adicionando-se dados relativos aos anos de 2019 e 2020, os quais foram também separados por compartimentos.

Para esse acompanhamento dos danos, de forma geral para as 5 campanhas realizadas, verificou-se no gráfico da Figura 59, que houve um aumento médio da fração argila nas campanhas 4 e 5, respectivamente logo após a cheia de 2020 (fevereiro de 2020) e no período seco (agosto de 2020) sendo que na 5ª campanha o valor médio ficou semelhante ao da 1ª campanha (julho de 2018). A fração silte teve um aumento expressivo (valor médio de 20%) comparado às demais campanhas cujo valor médio não ultrapassou 10%, logo após a cheia de 2020. A areia muito fina, na campanha 5 (34%), ultrapassou os resultados da 1ª campanha (29%) e para as demais frações arenosas a 4ª e 5ª campanha ficaram com valores semelhantes ou com redução como no caso da areia média e grossa. Esse resultado médio das frações analisadas, mostrou que a chuva do início do ano de 2020 promoveu um incremento das frações mais finas, ou seja, nas frações de argila, silte e areia muito fina.

Figura 59 – Valores médios das frações granulométrias dos sedimentos fluviais da bacia do rio Doce.



Na Figura 60 são apresentados os histogramas relativos aos dados de granulometria no período pré e pós-desastre e referem-se a todos os dados obtidos em literaturas (Tabela 35), coletas próprias do Lactec e programas de monitoramento (PMQQS). A separação temporal realizada entre o período dos anos 2015/2016, 2017, 2018 e agora no acompanhamento do dano, nos anos de 2019 e 2020, mostra que as frações arenosas em 2019 foram dominantes e não houve aumento das frações silte e argila. Já em 2020, que iniciou com as fortes chuvas no estado de Minas Gerais, com consequentes enchentes também no estado do Espírito Santo, foi identificado o aumento da fração argilosa (de 5 a 7%) em comparação ao pós-desastre (2015/2016), 2017 e 2019, com média de 3,5%, além do aumento da fração silte, que em média no ano de 2020 estava 13,2%, comparado ao ano de 2019 com média de 10,47%. Esse aumento identificado do ano de 2019 para 2020 foi melhor evidenciado nas comparações entre as coletas do Lactec, como já apresentado no gráfico da Figura 59, que indicam também essa variação na fração argila.

No relatório TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) o dano foi classificado como Grave no Compartimento 1 e Pouco Grave nos demais compartimentos. Nesse relatório, a análise dos dados foi quanto a avaliação da tendência e a reversibilidade do dano.

Uma vez que a lama de rejeito é um material de origem antrópica, que passou por um processo de moagem e beneficiamento, os grãos não passaram pelo processo natural de transporte e desgaste. No presente relatório manteve-se a classificação de tendência a redução, assim como feita no relatório do dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), porém, em função da análise da dinâmica do transporte dos sedimentos, esse mudou de parcialmente reversível para irreversível.

A classificação do atributo reversibilidade, que se refere à possibilidade de retorno à condição de linha-base, considera irreversível um dano que é capaz de retornar à condição inicial, porém demandaria um grande tempo para isso, no caso, maior que 70 anos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c).

A modelagem realizada com foco na dinâmica do transporte, afirma que o tempo esperado para a retirada natural do volume total do rejeito, está entre 113 e 163 anos. Com base nesses dados e conceitos aplicados, a categoria reversibilidade para o dano da alteração da granulometria passa a ser considerado irreversível, pois o tempo para o transporte total dos sedimentos intracalha, ultrapassará 70 anos. A síntese dessas classificações e ajustes é apresentada na Tabela 36.

Figura 60 – Gráfico das frações dos sedimentos fluviais no pré-desastre e pós-desastre.

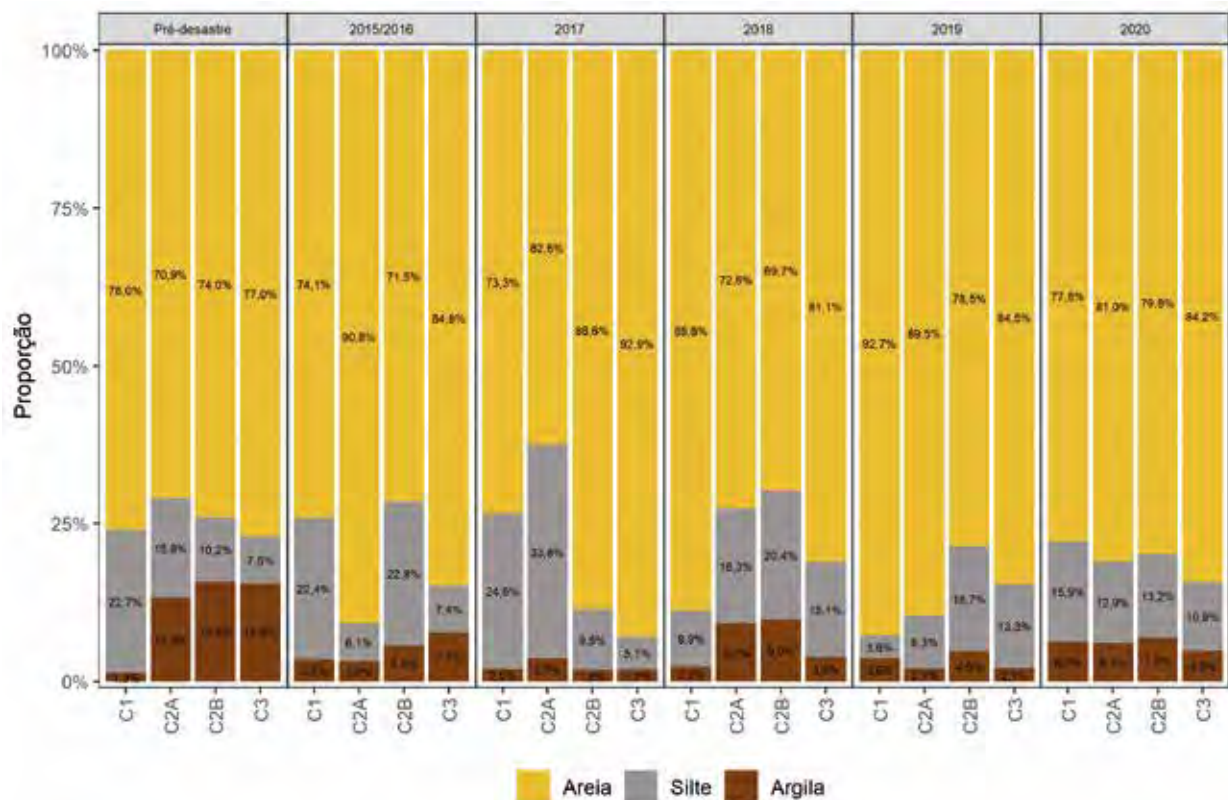


Tabela 36 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da composição granulométrica no relatório de acompanhamento do dano.

Compartimento	Classificação do dano TOMO II	Tendência TOMO II	Reversibilidade TOMO II	Mudança de classificação
C1	Grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C2A	Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C2B	Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C3	Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível

2.4.3 ALTERAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SEDIMENTOS FLUVIAIS

O acompanhamento da alteração das concentrações dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) foi realizado conforme descrito no item sobre a alteração da granulometria, com os dados da 3ª (período seco - agosto de 2019), 4ª (período chuvoso - fevereiro de 2020) e 5ª campanha (período seco - agosto de 2020) realizadas pelo Lactec e resultados dos programas de monitoramento sistemático como o PMQQS.

A metodologia de coleta e análise foi definida no TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (Brasil (MPF)/LACTEC, 2020c) e os elementos analisados foram os 13 elementos elencados pela caracterização do rejeito. Para as análises aqui apresentadas, foi utilizada a comparação das concentrações do período pré-desastre, o fator de contaminação (FC), o índice de carga de poluição (PLI) e grau de contaminação (GC) do ambiente.

Com a incorporação dos resultados obtidos no período pré-desastre e pós-desastre em 2016, no trabalho de Duarte (2020), o Compartimento 3, pôde ser avaliado quanto a alteração das concentrações. No relatório do dano, (Brasil (MPF)/LACTEC, 2020c), essa avaliação não pôde ser estabelecida em função de um número baixo de resultados de linha-base.

A descrição das concentrações dos EPTs dos sedimentos intracalha do ambiente fluvial está descrita a seguir.

2.4.3.1 Alumínio

Na comparação entre as campanhas semestrais realizadas pelo Lactec desde 2018, observou-se que o episódio de chuvas intensas em 2020, que ocorreu poucos dias antes da 4ª campanha de amostragem, propiciou o aumento da concentração do alumínio em todas as estações amostrais inseridas nos compartimentos analisados, a exceção das estações AF10, nas imediações de Naque - MG, na estação AF18 em Resplendor - MG e na estação AF19 nas proximidades de Aimorés - MG. Já para as concentrações de alumínio na 5ª campanha (agosto de 2020), houve o aumento do alumínio apenas na estação AF17 em Conselheiro Pena - MG. As concentrações do alumínio, a partir dos resultados primários do Lactec, são apresentadas na Figura 61.

O fator de contaminação realizado com os dados primários, indicou que na 4ª campanha de 2020, o FC foi classificado em moderado a considerável nos compartimentos 1, 2A e 2B, porém no Compartimento 3 o FC foi classificado como elevado. Para a 5ª campanha, com o retorno hidrológico em condições de menor vazão, o fator de contaminação foi classificado como considerável no Compartimento 3 e para os demais compartimentos ficou abaixo da contaminação moderada. De forma geral o FC apontou para a contaminação considerável e elevada apenas no período chuvoso, conforme mostra o gráfico da Figura 62.

Figura 61 – Concentrações de alumínio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

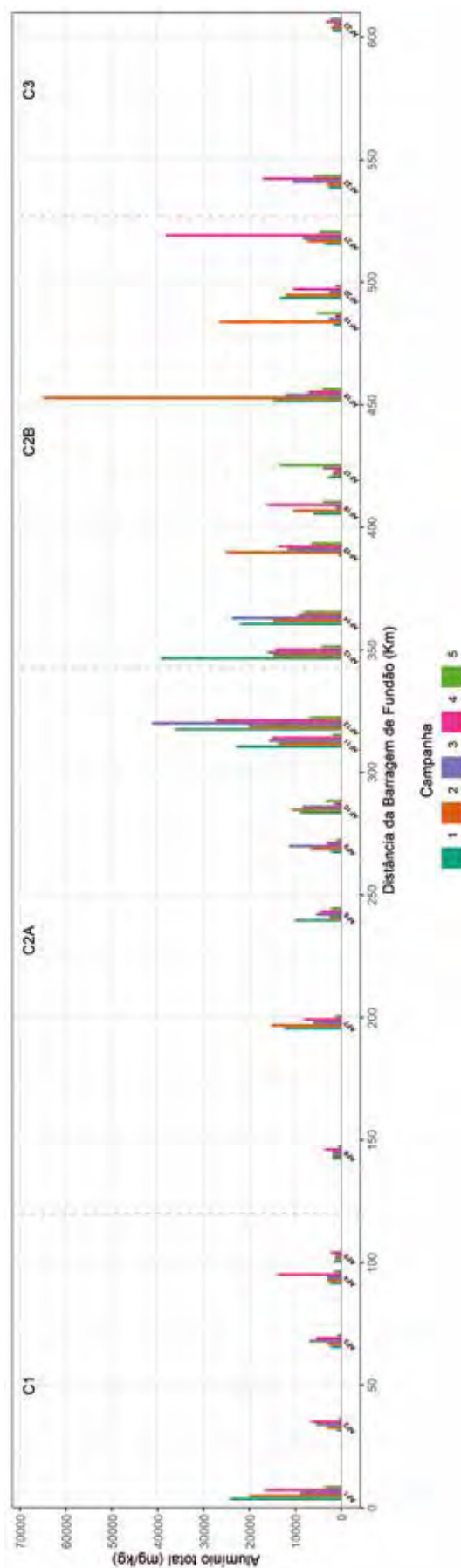
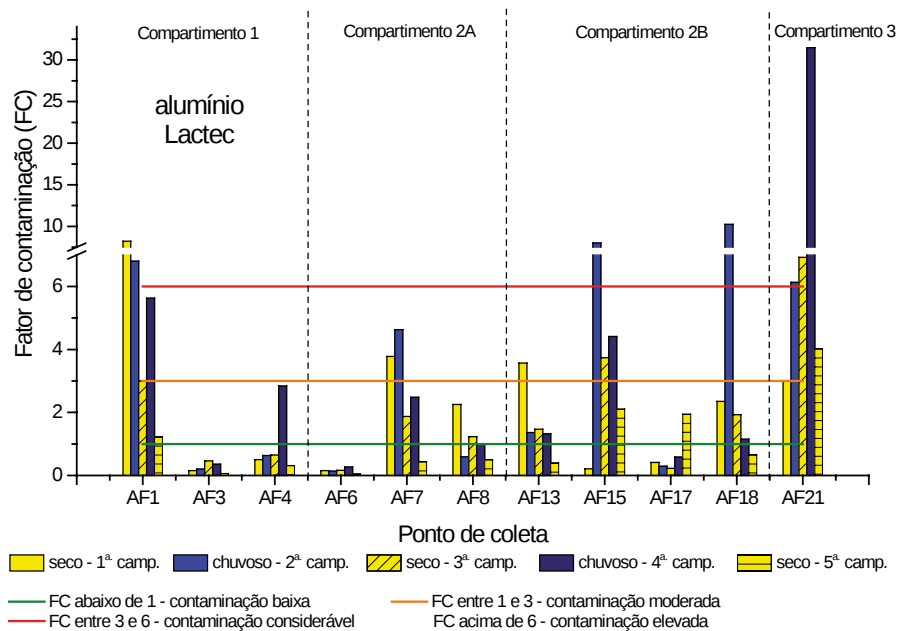


Figura 62 – Fatores de contaminação do alumínio realizada com base em dados primários.



A integração dos dados primários e secundários do período pré e pós-desastre, apresentada nos gráficos da Figura 63 e da Figura 64.

Para acompanhamento do dano, os resultados apresentados nos gráficos (Figura 63 e Figura 64), mostram que em 2019 e 2020, no Compartmento 3, as concentrações de alumínio continuaram alterados, ou seja, acima das concentrações de linha-base (pré-desastre), principalmente no período chuvoso de 2020.

As concentrações de alumínio no Compartmento 3, desde o rompimento da barragem, em grande parte das estações amostrais dos anos analisados, foi classificada como alterado, conforme identificação em vermelho no gráfico da Figura 63.

As proporções das amostras classificadas como alteradas (Figura 64) indica que desde o rompimento da barragem, há uma diminuição gradual de amostras alteradas (com concentrações acima da linha-base) até o ano de 2019. Devido a remobilização dos sedimentos de fundo com as chuvas de 2020 a proporção de amostras alteradas mudou de 12,5% para 15%, alterando a tendência estabelecida nos anos anteriores.

Figura 63 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento alumínio.

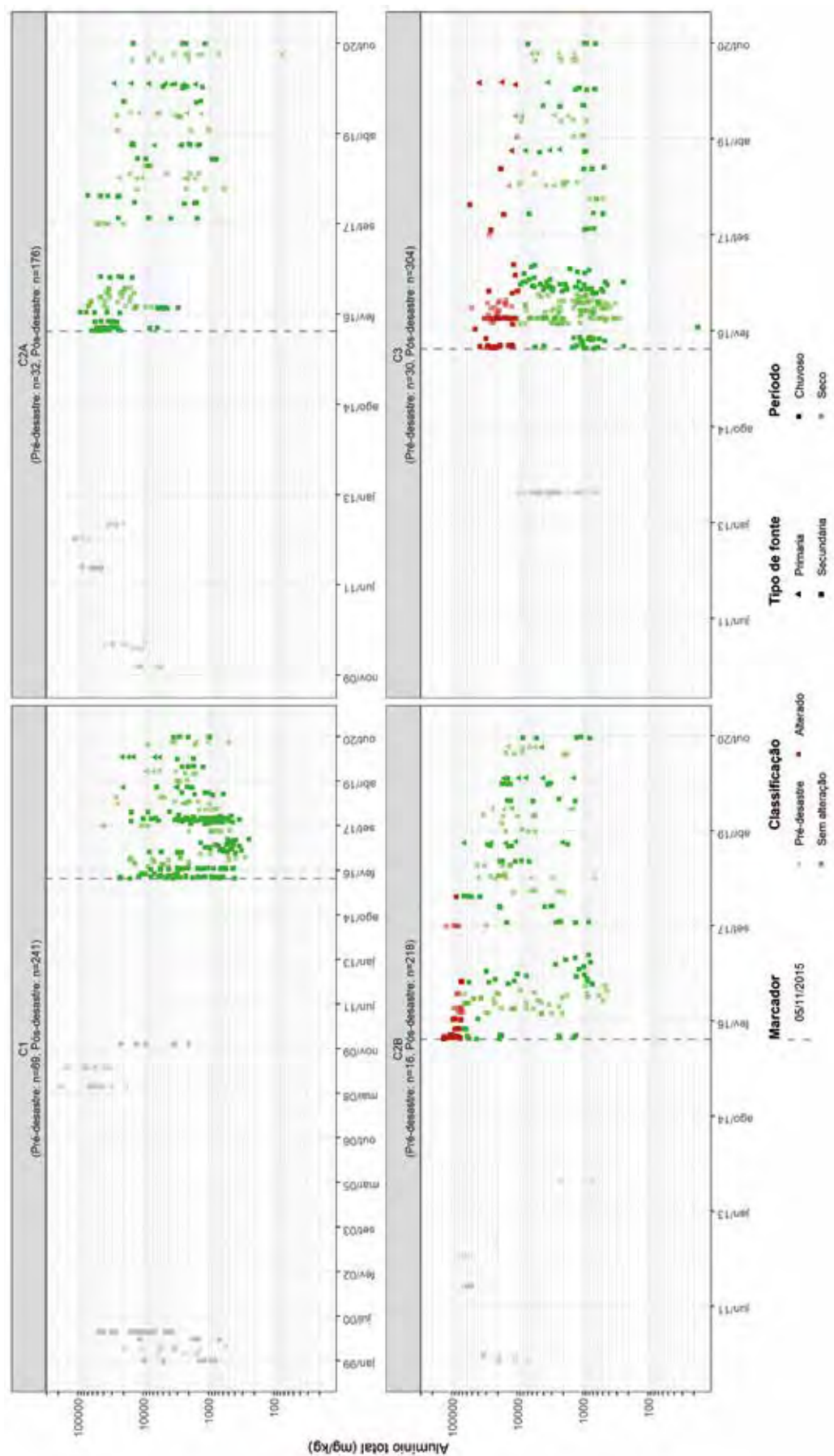
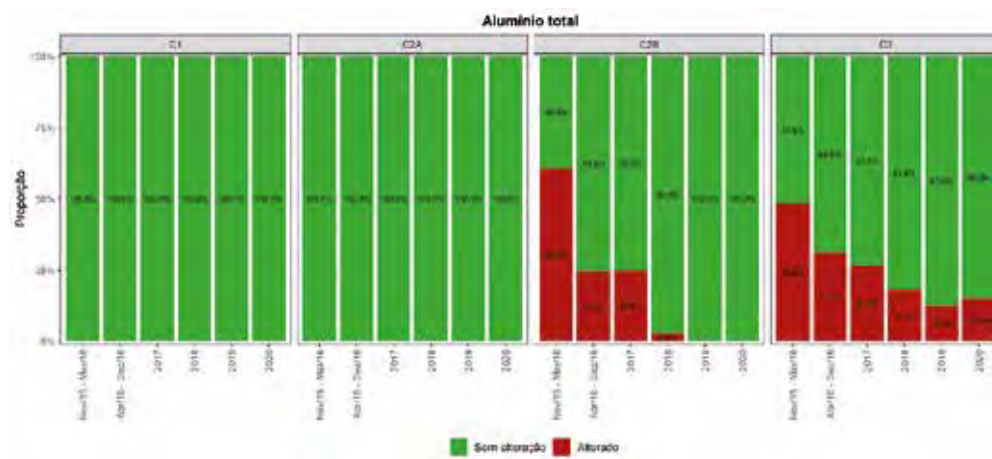


Figura 64 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento alumínio.



2.4.3.2 Arsênio

O resultado da comparação entre as campanhas realizadas pelo Lactec, indicou que para os sedimentos coletados em fevereiro de 2020 (4ª campanha), houve o aumento da concentração do arsênio no Compartimento 1 (estação AF3, nas imediações de Barra Longa – MG) e no Compartimento 2A (estação AF9 em Perpétuo Socorro – MG e AF11 perto de Pedra Corrida – MG). Estas concentrações foram superiores às obtidas em 2018, que ficaram acima do Nível 2 da Resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012), estabelecida em 17 mg/kg, como mostra o gráfico da Figura 65. Para a campanha realizada no período seco, agosto de 2020, não houve a alteração do arsênio.

A integração dos dados primários e secundários do período pré e pós-desastre, está apresentada no gráfico da Figura 66. Nesse gráfico, que indica que para os compartimentos 1 e 2 algumas amostras ficaram acima do limite legislado e pontualmente acima da linha-base e no Compartimento 3 ficaram abaixo do limite legislado e abaixo das concentrações da linha-base.

Para a análise do fator de contaminação, os resultados da 4ª campanha, referente ao período chuvoso, mostrou que no Compartimento 1 (estação AF4 nas proximidades da cidade de Rio Doce – MG) e no Compartimento 2A (estação AF6 e AF7 nas proximidades do Parque Estadual do Rio Doce) a classificação é de contaminação elevada. Na 5ª campanha, realizada no período seco, a contaminação ficou elevada apenas na estação AF6, sendo que nas demais ficou baixa, conforme mostra o gráfico da Figura 67.

Para as amostras coletadas na fase do acompanhamento do dano (2019 e 2020), os resultados proporcionais, mostram alterações no ano de 2019 no Compartimento 2B, que se refere às amostras coletadas na 3ª campanha (agosto de 2019).

Figura 65 – Concentrações de arsênio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

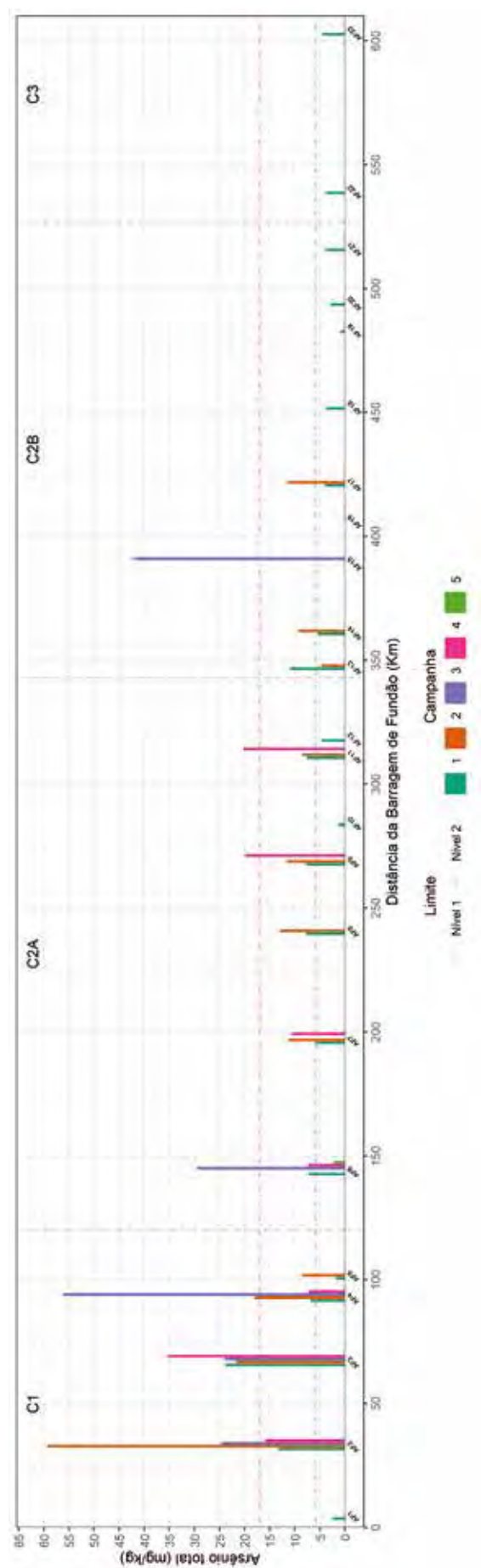


Figura 66 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento arsênio.

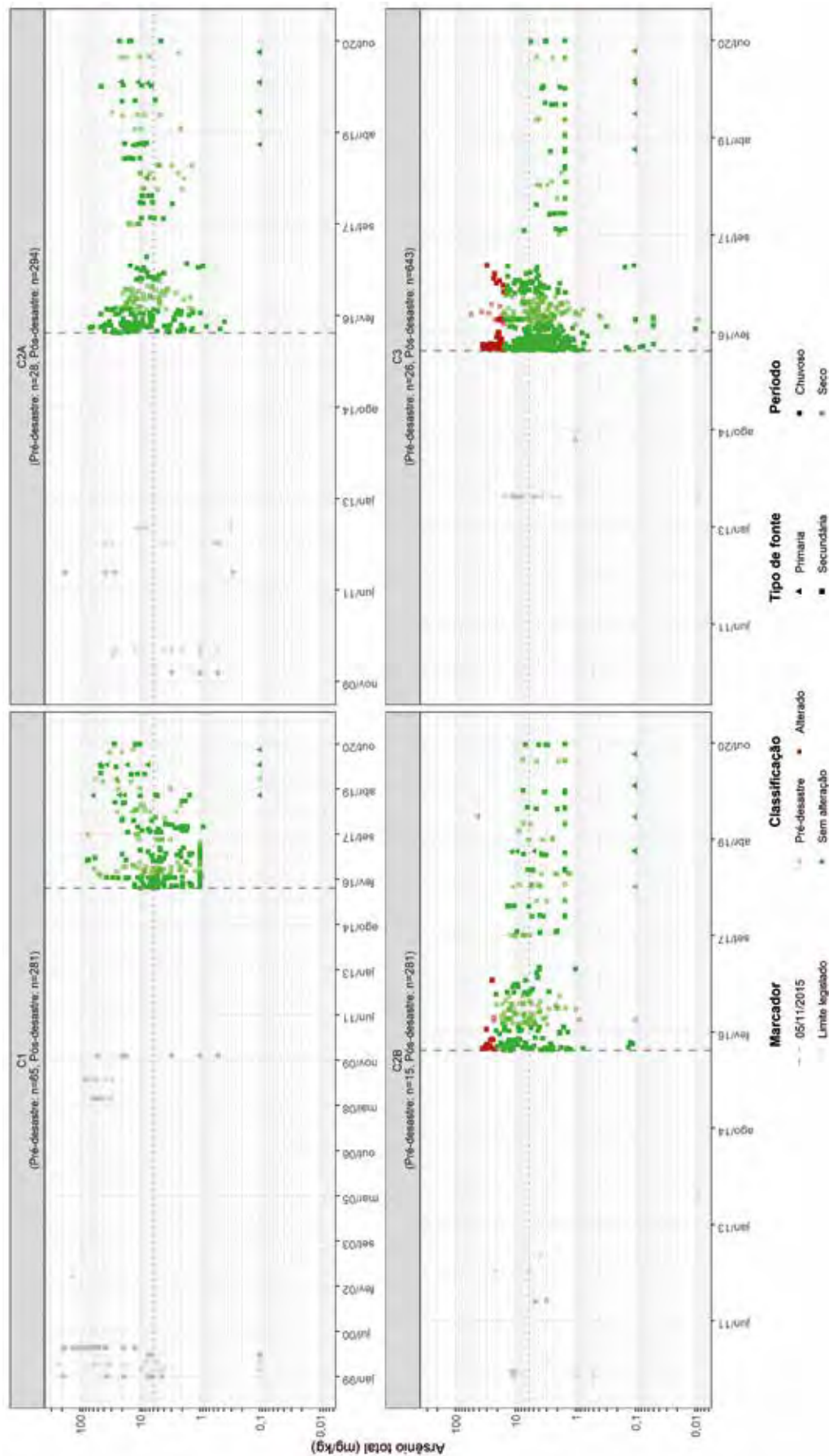
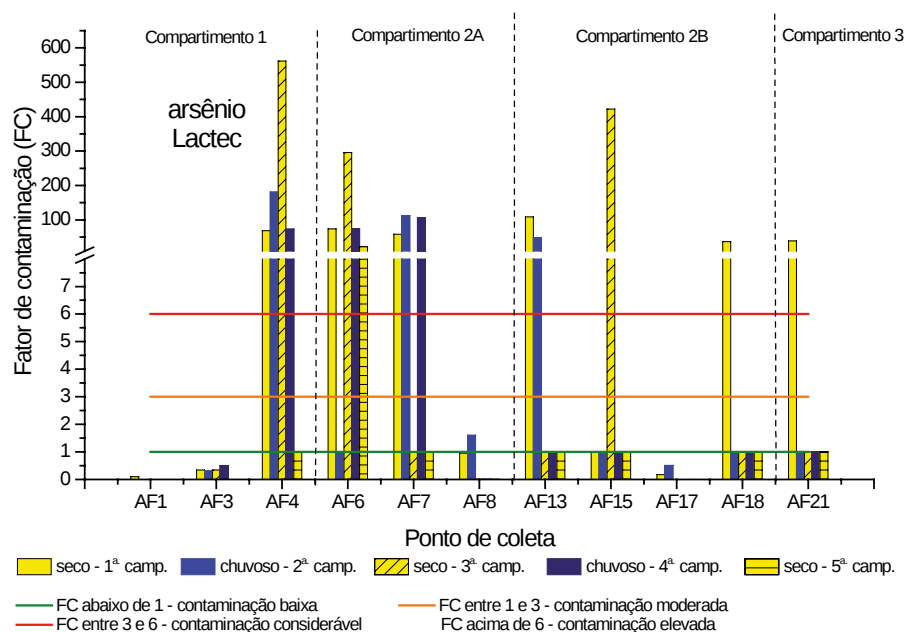
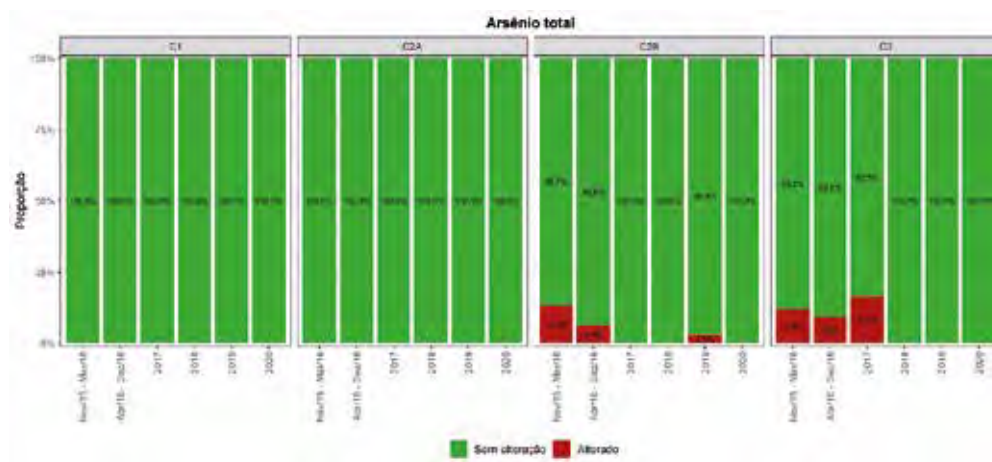


Figura 67 – Fatores de contaminação do arsênio realizada com base em dados primários.**Figura 68** – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento arsênio.

2.4.3.3 Bário

Na comparação entre as campanhas realizadas pelo Lactec, para o acompanhamento do dano, houve aumento da concentração do bário em todos os compartimentos na campanha 3 (agosto/2019). Porém, as concentrações foram mais evidentes na campanha do período chuvoso de 2020 como mostram as barras na cor rosa da Figura 69.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, está apresentada no gráfico da Figura 70.

O FC mostrou que no Compartimento 2B, na estação amostral AF15 em Tumiritinga - MG a contaminação foi classificada como considerável, e no Compartimento 3, devido ao evento da cheia, o fator de contaminação tornou-se elevado, ficando muito acima das demais medidas (Figura 71). No período seco de 2020 (5ª campanha) a contaminação foi classificada como considerável apenas no AF17 (Conselheiro Pena – MG).

O gráfico da Figura 72, mostra que desde o ano de 2017 havia uma tendência de redução, no Compartimento 3, das amostras com concentrações acima da linha-base até 2019. Já no ano de 2020 houve um aumento percentual dessas amostras alteradas registradas tanto nos dados obtidos das campanhas do Lactec, quanto dos dados do PMQQS.

Figura 69 – Concentrações de bário entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

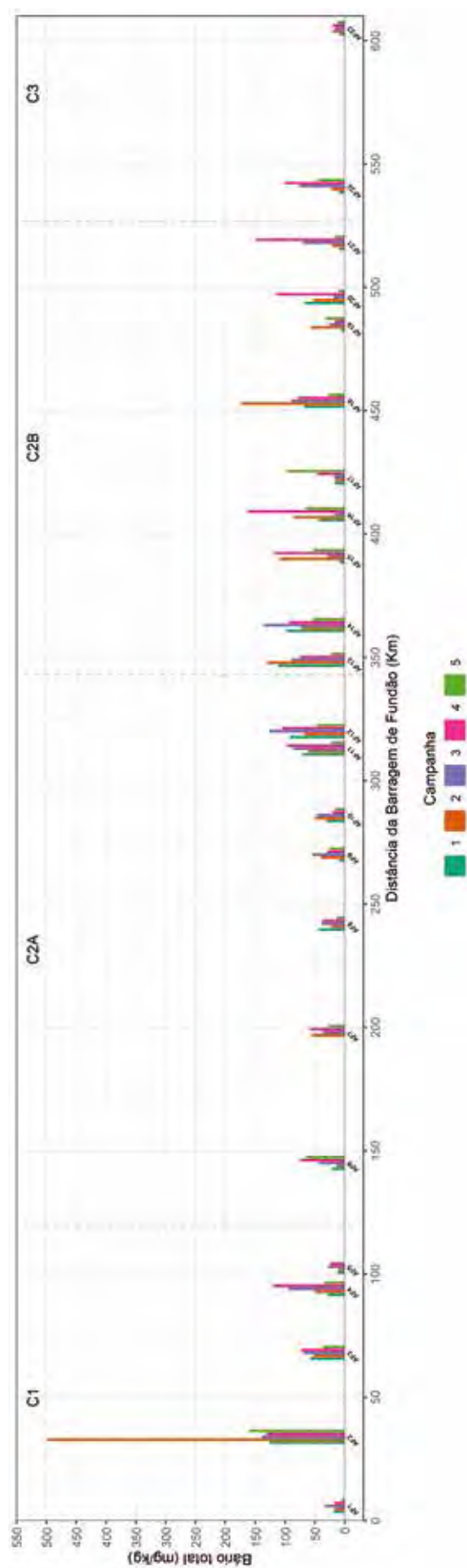
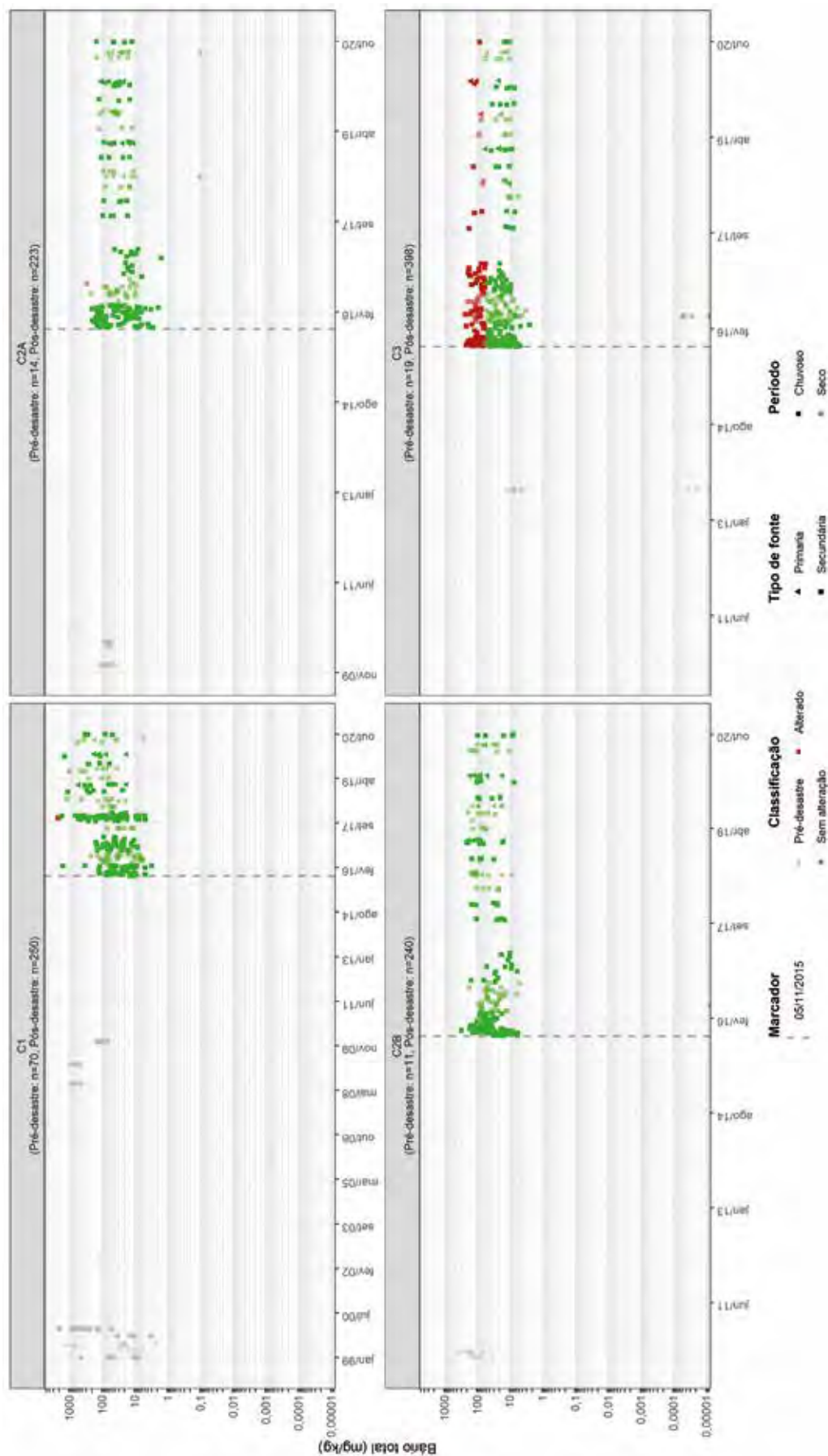


Figura 70 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento bário.



2.4.3.4 Cádmio

Para os resultados das coletas realizadas pelo Lactec, as concentrações de cádmio, na sua maioria, ficaram abaixo do limite de quantificação (Figura 73), exceto os resultados das campanhas 1 e 2, avaliadas no relatório do dano TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c).

O cádmio é considerado como um elemento carcinogênico e o seu acúmulo em organismos acarreta problema de saúde. Na integração entre todos os dados analisados (primários e secundários) entre o pré e pós-desastre, verificou-se que em todos os compartimentos os resultados ficaram acima do Nível 1 do CONAMA 454/2012 (0,6 mg/kg) que é indicado pela linha pontilhada (Limite legislado) mostrada na Figura 74. O acompanhamento do dano (anos de 2019 e 2020), indicou que houve alteração da concentração, ou seja, ultrapassou o máximo histórico da linha-base no Compartimento 2A.

O gráfico da Figura 75 apresenta a distribuição percentual do dano para o elemento cádmio distribuído no período de tempo. Na avaliação geral dos compartimentos, foi identificado que em 2019, no Compartimento 2A, 7,7% das amostras analisadas foram classificadas como alteradas. Para os demais compartimentos, nesse período do acompanhamento do dano (2019 e 2020), não houve registro de concentração superior à linha-base.

Figura 73 – Concentrações de cádmio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

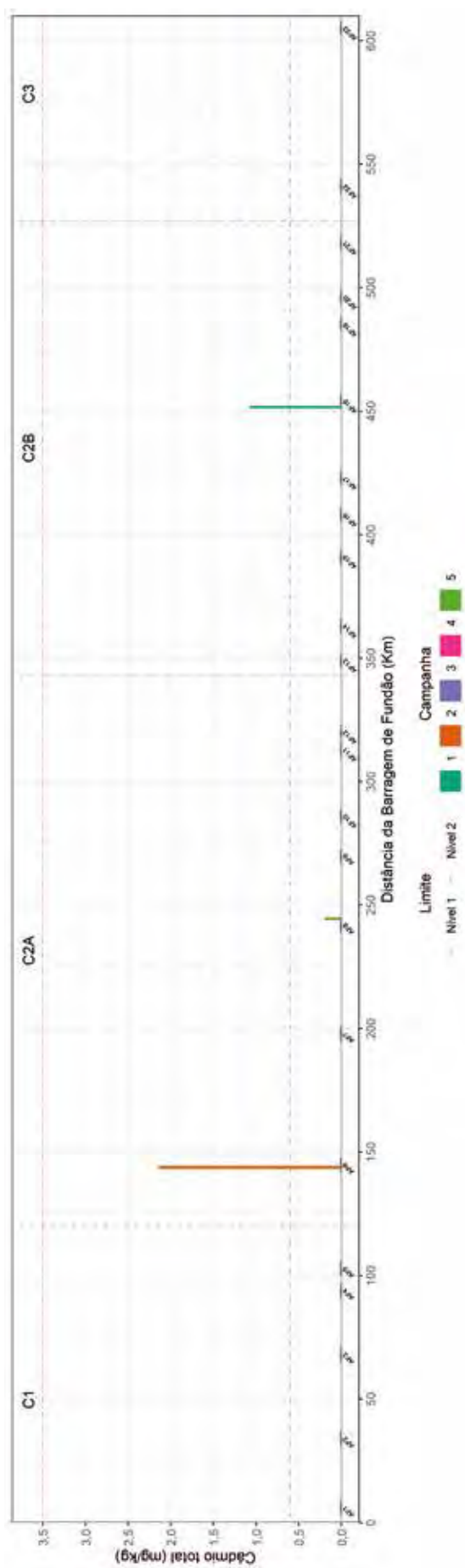


Figura 74 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cádmio.

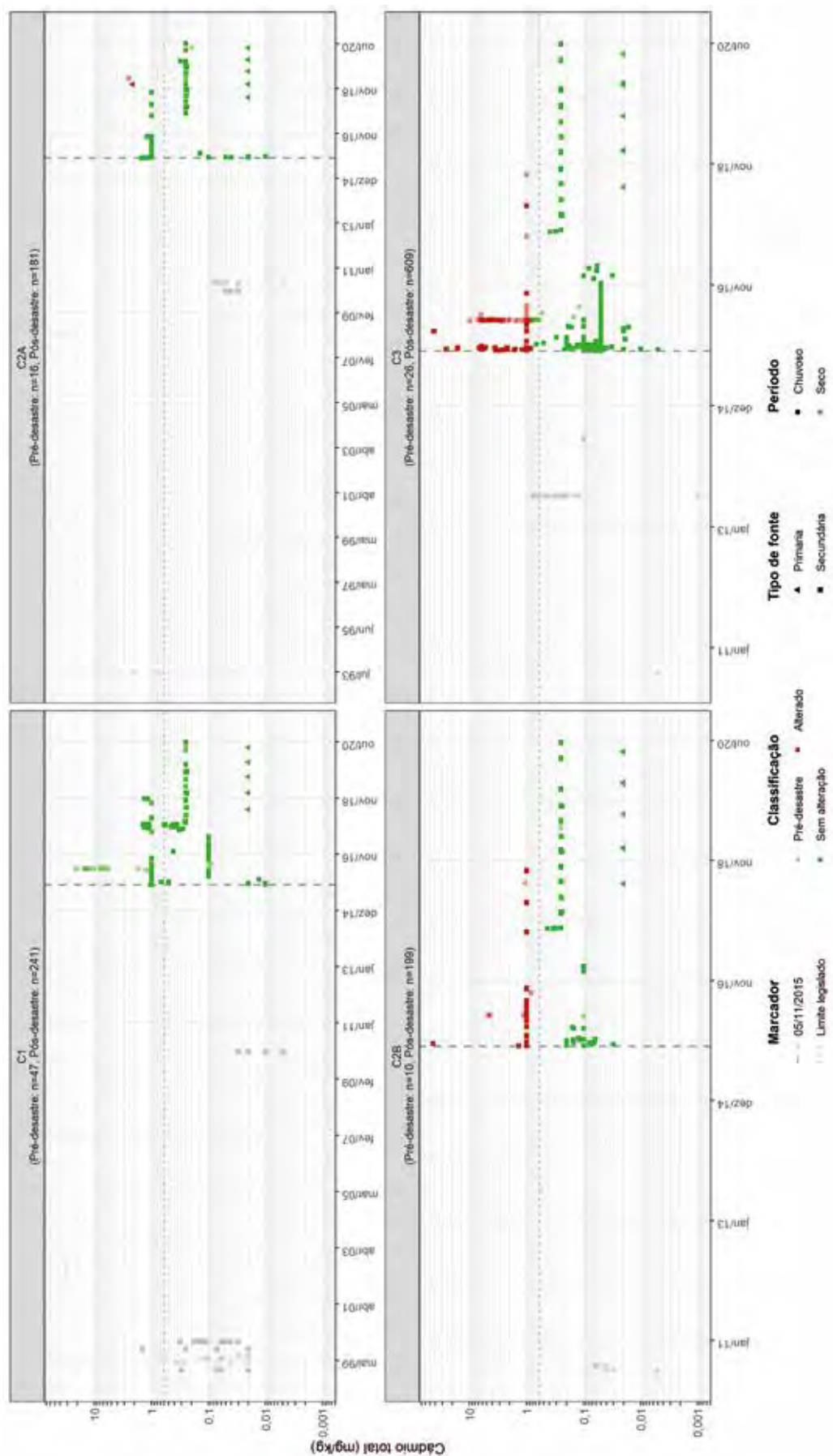
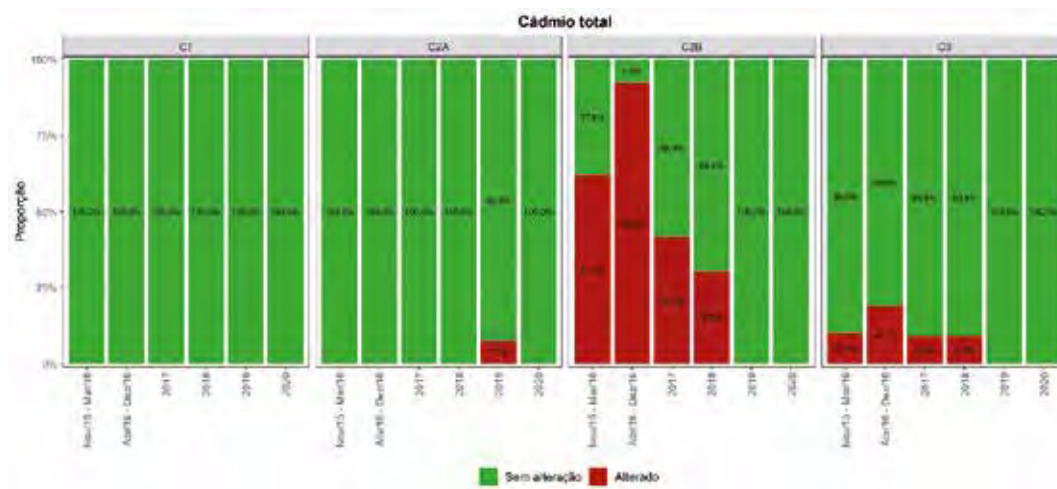
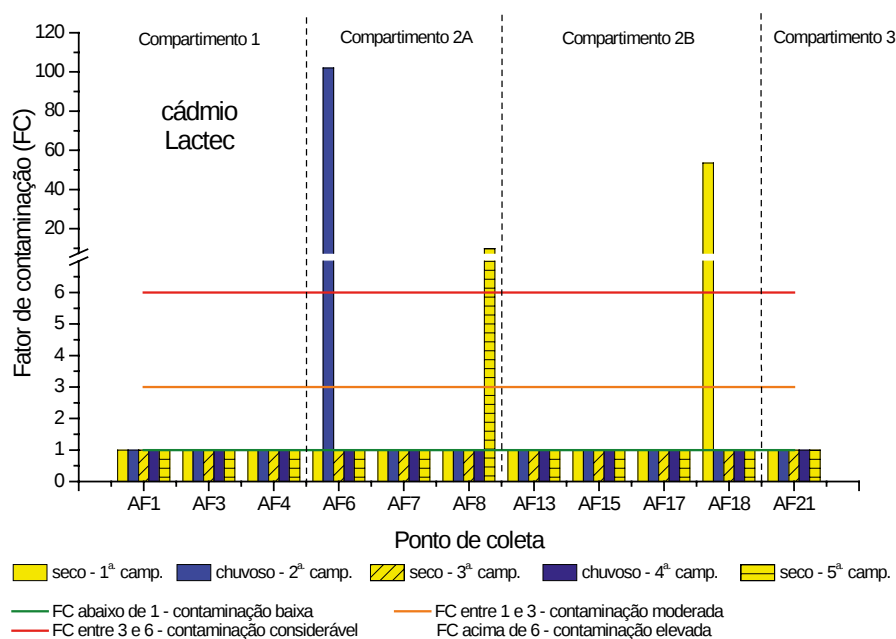


Figura 75 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cádmio.



No acompanhamento do dano, o cádmio apresentou fator de contaminação elevado na estação amostral AF8, que se situa nas imediações de Ipatinga – MG (Figura 76).

Figura 76 – Fatores de Contaminação para o cádmio dos dados primários.



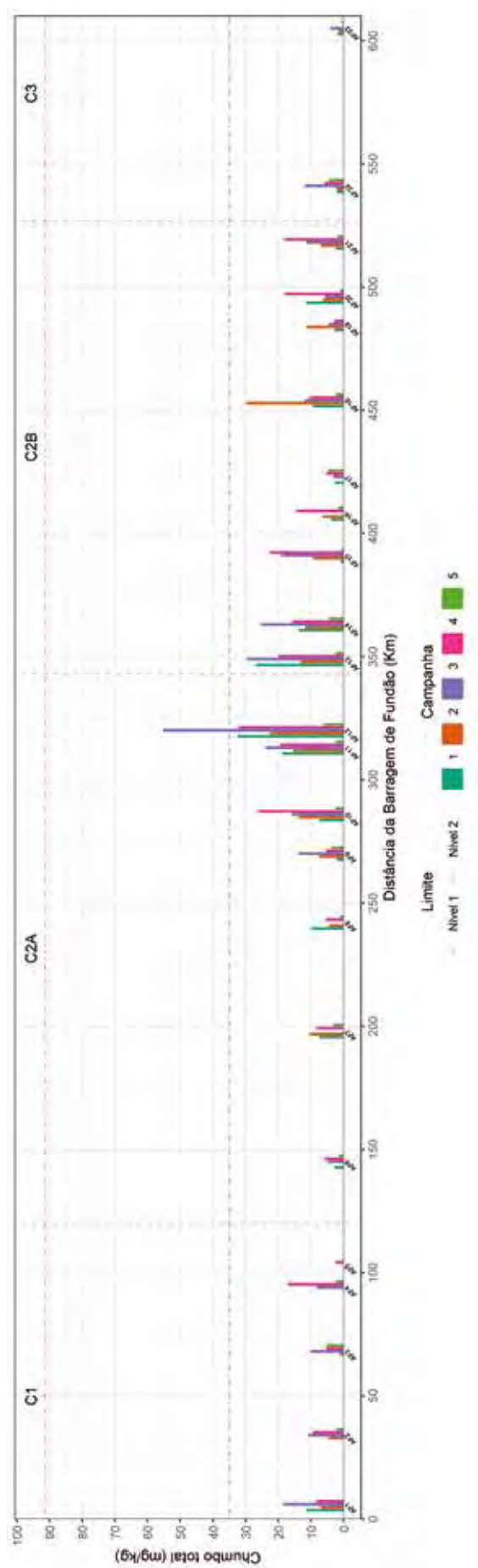
2.4.3.5 Chumbo

Na comparação entre as campanhas realizadas pelo Lactec, no período do acompanhamento do dano, verificou-se que houve o aumento da concentração do elemento chumbo em todos os compartimentos, principalmente na coleta do período após as chuvas de 2020, referente à 4ª campanha (Figura 77). Na análise realizada com base nos dados primários, verificou-se que em 2020 houve aumento superior a todas as campanhas anteriores, como destaque para as seguintes estações:

- AF4 – proximidades da cidade de Rio Doce- MG
- AF15 – Barra do Cuite - MG
- AF5 – Jusante da UHE Risoleta Neves- MG
- AF17 – Conselheiro Pena- MG
- AF6 – proximidades da cidade de Naque- MG
- AF20 – Baixo Guandu - ES
- AF10 – Tumiritinga- MG
- AF-21 Itapina- ES

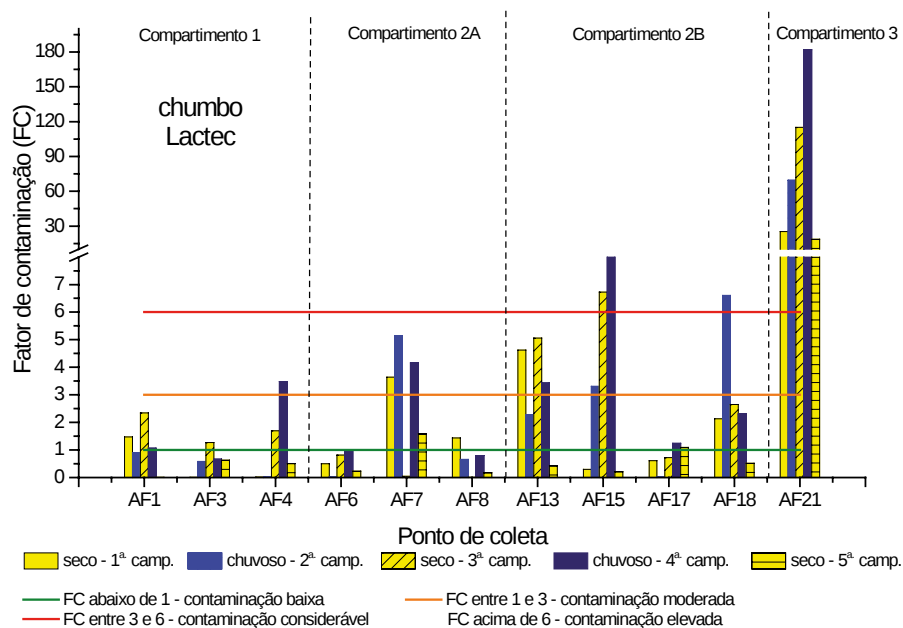
Já os dados do período seco subsequente (5ª campanha em agosto de 2020), as concentrações retornaram aos valores das campanhas anteriores, como pode verificar no histograma da Figura 77. Ainda nessa figura, é observado que os valores das concentrações medidas no acompanhamento do dano (agosto de 2019 a agosto de 2020), as concentrações ficaram abaixo do Nível 1- limite legislado do CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012), que é de 35 mg/kg.

Figura 77 – Concentrações de chumbo entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.



No acompanhamento do dano, após a chuva de fevereiro de 2020 (4ª campanha), o fator de contaminação foi classificado como considerável nas estações AF4, AF7 (limite do Parque Estadual do Rio Doce) e na estação AF13 (imediações de Governador Valadares - MG) e considerado elevado para as estações AF15 Tumiritinga – MG) e AF21 Itapina - ES. Já em agosto de 2020 (5ª campanha) o FC ficou elevado apenas no Compartimento 3 - AF 21. Esses resultados estão apresentados na Figura 78.

Figura 78 – Fatores de contaminação do chumbo realizada com base em dados primários.



A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários é apresentada nos gráficos da Figura 79 e da Figura 80. Esses gráficos indicam que no acompanhamento do dano não houve alteração das concentrações em relação à linha-base em todos os compartimentos analisados.

Figura 79 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento chumbo.

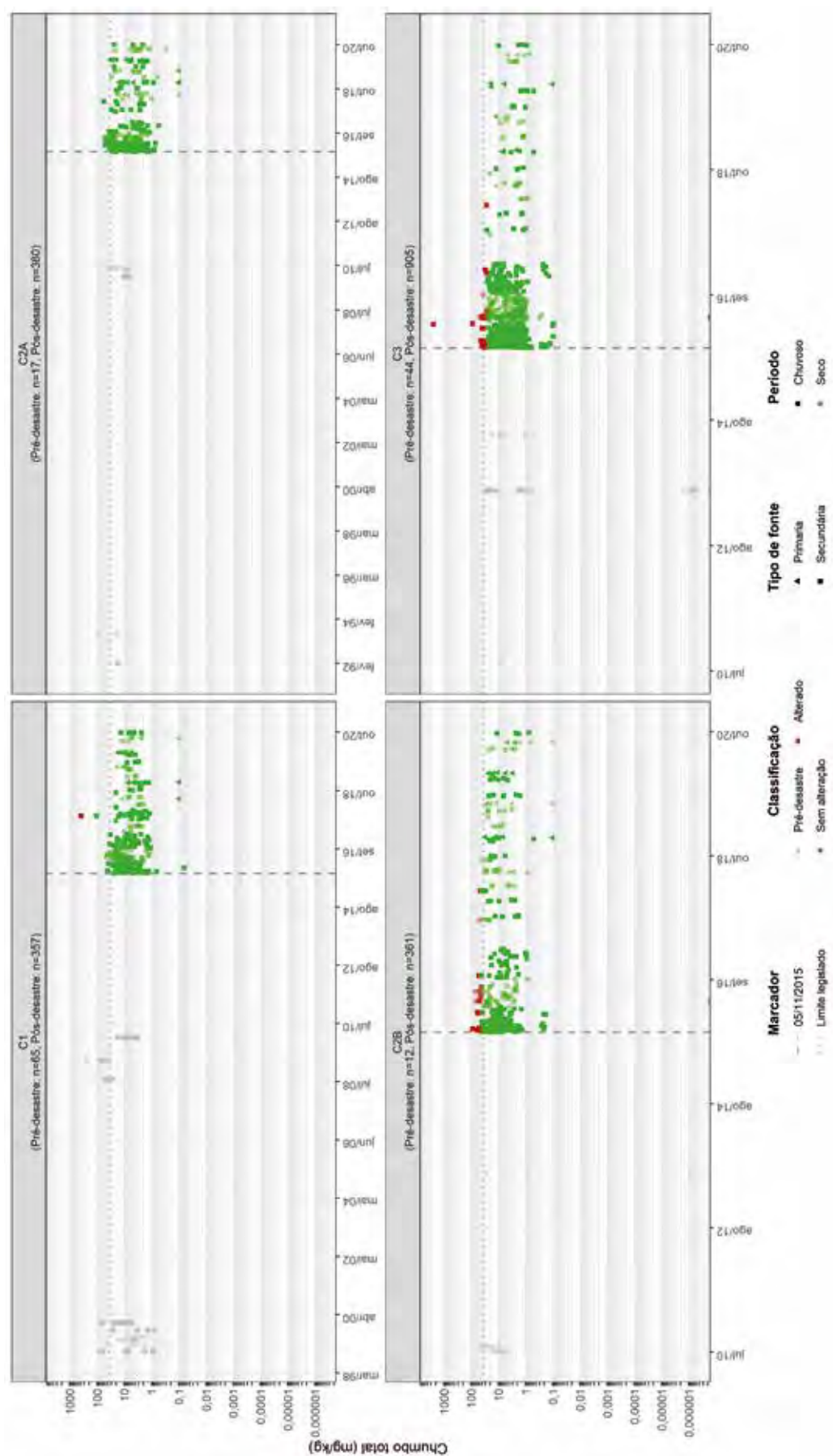
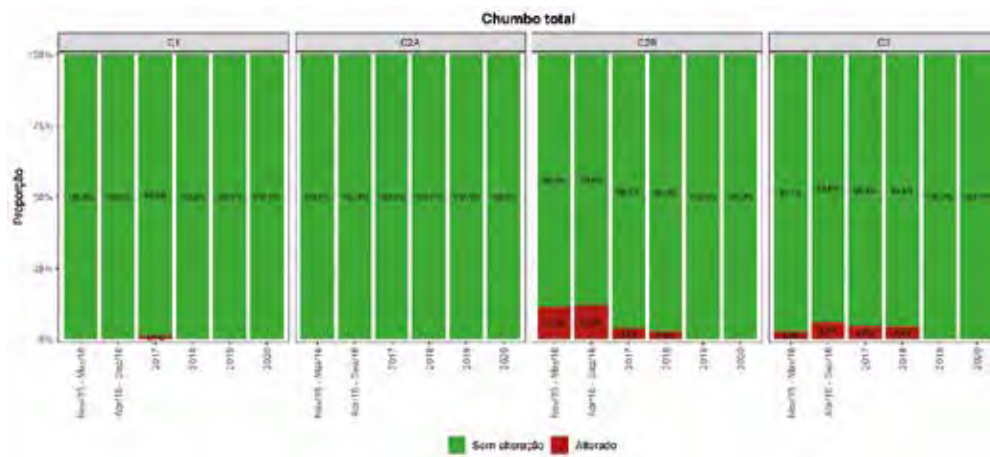


Figura 80 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento chumbo.



2.4.3.6 Cobalto

As concentrações de cobalto entre as campanhas realizadas pelo Lactec, no acompanhamento do dano, principalmente para os resultados da 3ª e 4ª campanha (período seco de 2019 e chuvoso de 2020), houve o aumento significativo em todos os compartimentos, conforme mostra o gráfico da Figura 81, pelas barras na cor roxa e rosa. Para a 5ª campanha (período seco de 2020), a estação AF17 (Conselheiro Pena – MG), as concentrações foram maiores que as demais campanhas.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, no acompanhamento do dano, apresentada nos gráficos da Figura 82 e da Figura 83, mostra que no Compartimento 3 as concentrações desse elemento em 2019 e em 2020 estão acima do máximo histórico (linha-base). O gráfico da Figura 83 mostra que, percentualmente, as amostras alteradas estavam reduzindo (de 25% para 21%), porém em 2020, ano o qual foi marcado por fortes chuvas no início do ano, esse percentual aumentou para 30%.

O fator de contaminação realizado para todas as campanhas, porém com análise do acompanhamento do dano entre as campanhas 3, 4 e 5, mostra que na 4ª campanha, as estações amostrais situadas na região de do Parque Estadual do Rio Doce e de Tumiritinga-MG, respectivamente AF7 e AF15 foi classificada como contaminação considerável e na estação AF21 em Itapina, ficou classificada como elevada. Já a 5ª campanha, referente ao período seco de 2020, foi medida contaminação considerável no AF17 no Compartimento 2B e elevada no AF21 (Itapina – ES) situado no Compartimento 3, conforme mostra os histogramas da Figura 84.

Figura 81 – Concentrações de cobalto entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

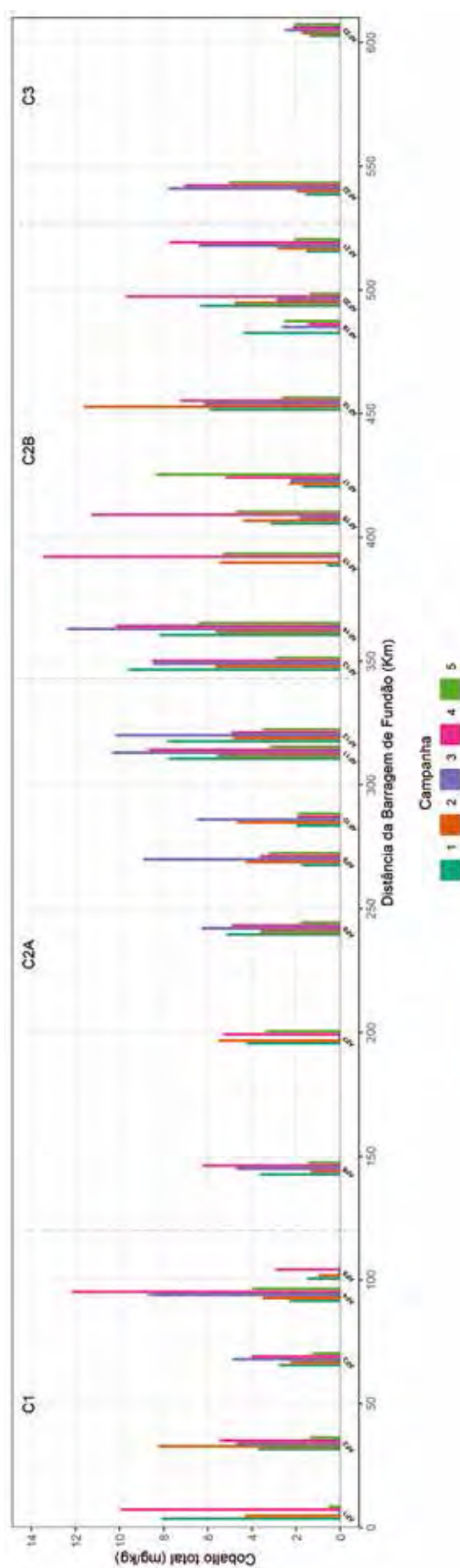


Figura 82 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cobalto.

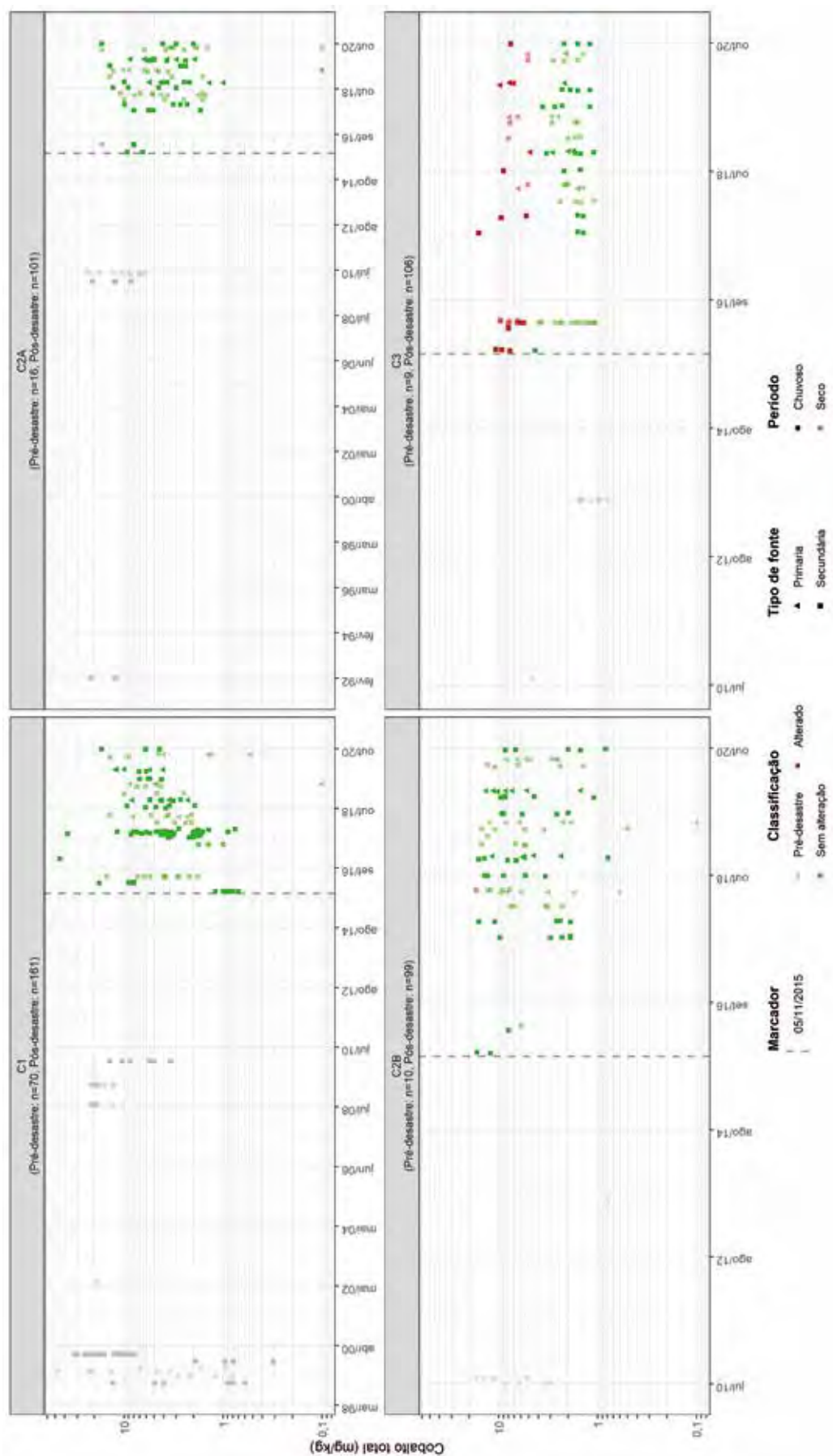
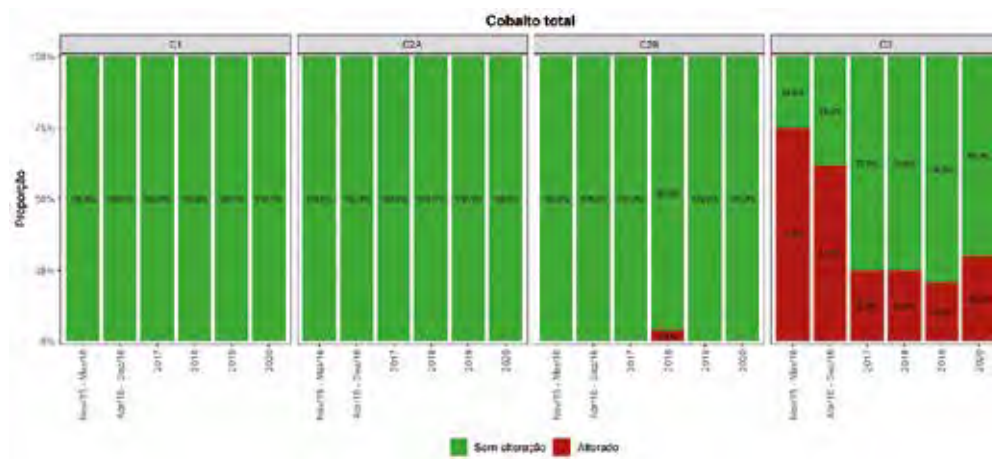
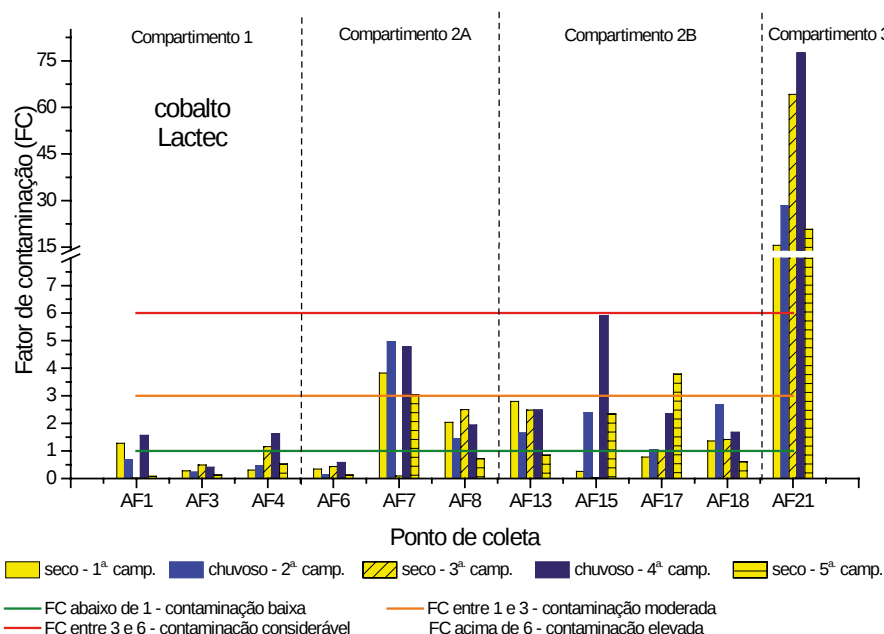


Figura 83 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cobalto.**Figura 84** – Fatores de contaminação do cobalto realizada com base em dados primários.

2.4.3.7 Cobre

Para o acompanhamento do dano, quanto a alteração das concentrações dos EPTs, principalmente para as campanhas 3 e 4, identificou o aumento da concentração do elemento cobre nos compartimentos 1, 2A e 2B, ilustrado no gráfico da Figura 85, porém abaixo dos máximos históricos e do Nível 1 (35,7 mg/kg) e Nível 2 (197 mg/kg) do CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012).

Para o período do acompanhamento do dano, 2019 e 2020, o fator de contaminação se apresentou elevado na estação AF15, situada na região de Tumiritinga - MG e na estação AF21 em Itapina-ES entre as campanhas analisadas, conforme mostra o gráfico da Figura 86.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, apresentada nos gráficos da Figura 87 e da Figura 88, mostram que as concentrações ficaram abaixo do máximo histórico e também abaixo do Nível 1 do CONAMA, ou seja, não mostraram alteração.

Figura 85 – Concentrações de cobre entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

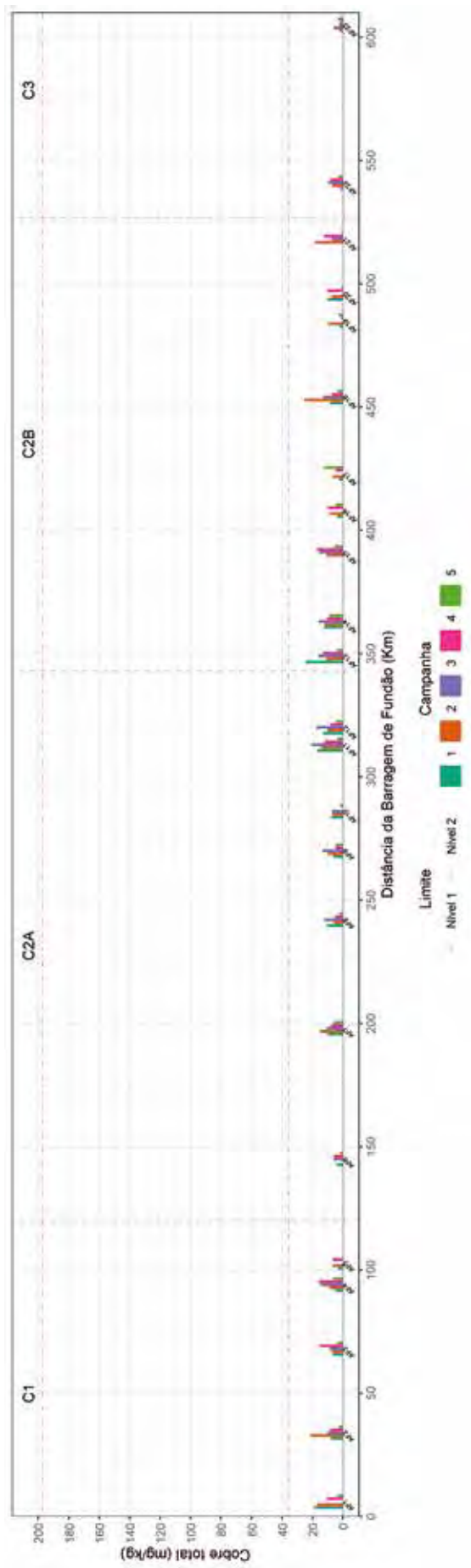


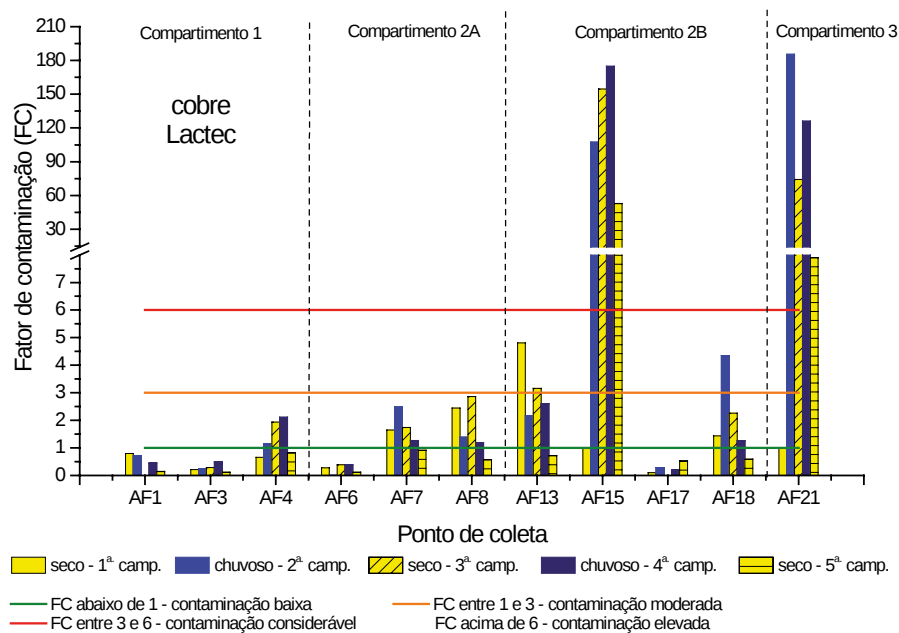
Figura 86 – Fatores de contaminação do cobre realizada com base em dados primários.

Figura 87 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cobre.

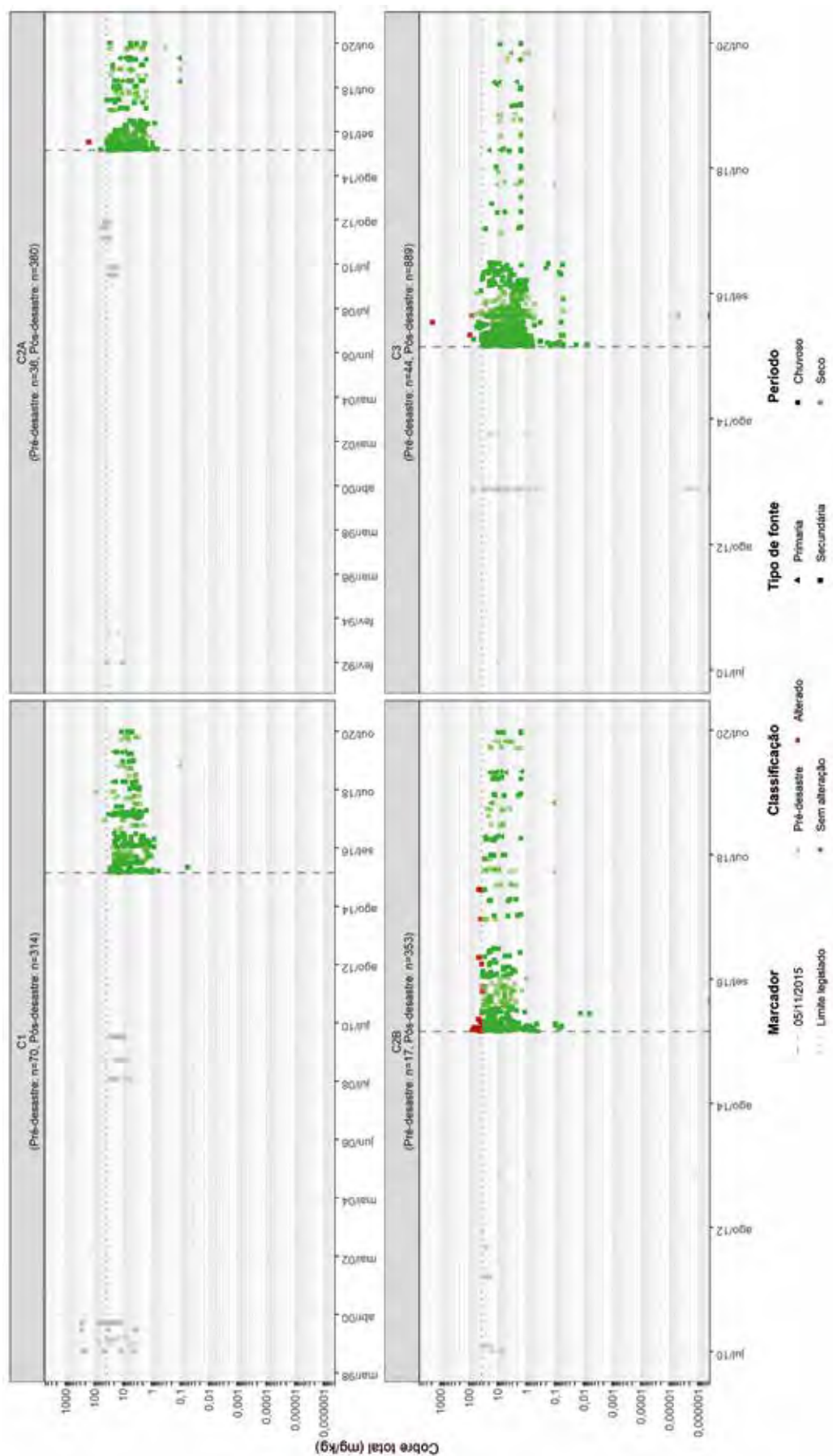
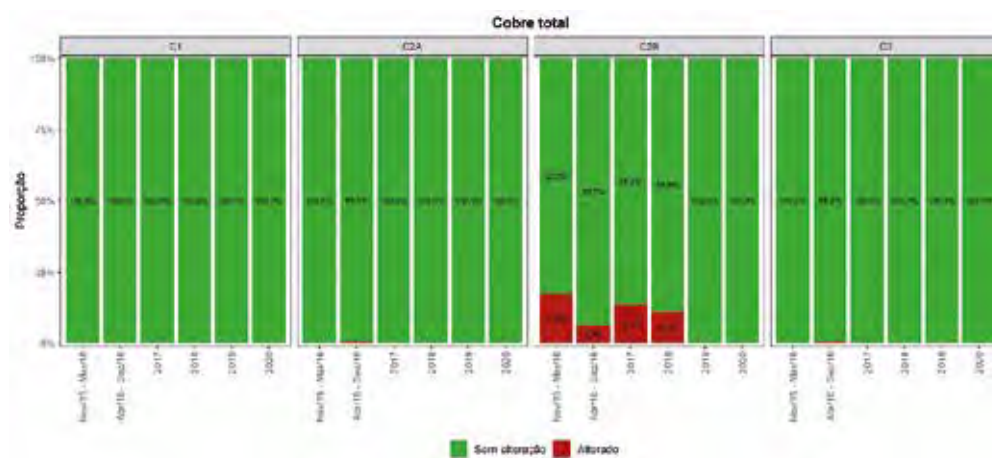


Figura 88 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cobre.

2.4.3.8 Cromo

As concentrações de cromo para as campanhas 3, 4 e 5, foram comparadas entre as campanhas executadas pelo Lactec, a qual identificou na campanha 3 (ago/2019) as maiores concentrações desse elemento no Compartimento 2A e 2B, que ficaram também acima do Nível 1 (37,3 mg/kg) do CONAMA 454/2012. Os resultados da campanha 4 (fev/2020), indicaram também concentrações elevadas, acima do Nível 1, nos compartimentos 1, 2A e 2B. Os resultados são apresentados na Figura 89.

Na avaliação realizada no acompanhamento do dano, o Compartimento 2B e 3 tiveram a classificação de contaminação elevada para os sedimentos das campanhas 3 e 4, respectivamente em agosto de 2019 e fevereiro de 2020. Em agosto de 2020 a contaminação ficou elevada apenas no ponto AF21, no Compartimento 3, conforme o gráfico da Figura 90.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, apresentada nos gráficos da Figura 91 e Figura 92, mostram que as concentrações ficaram abaixo do máximo histórico, ou seja, sem alteração.

Figura 89 – Concentrações de cromo entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

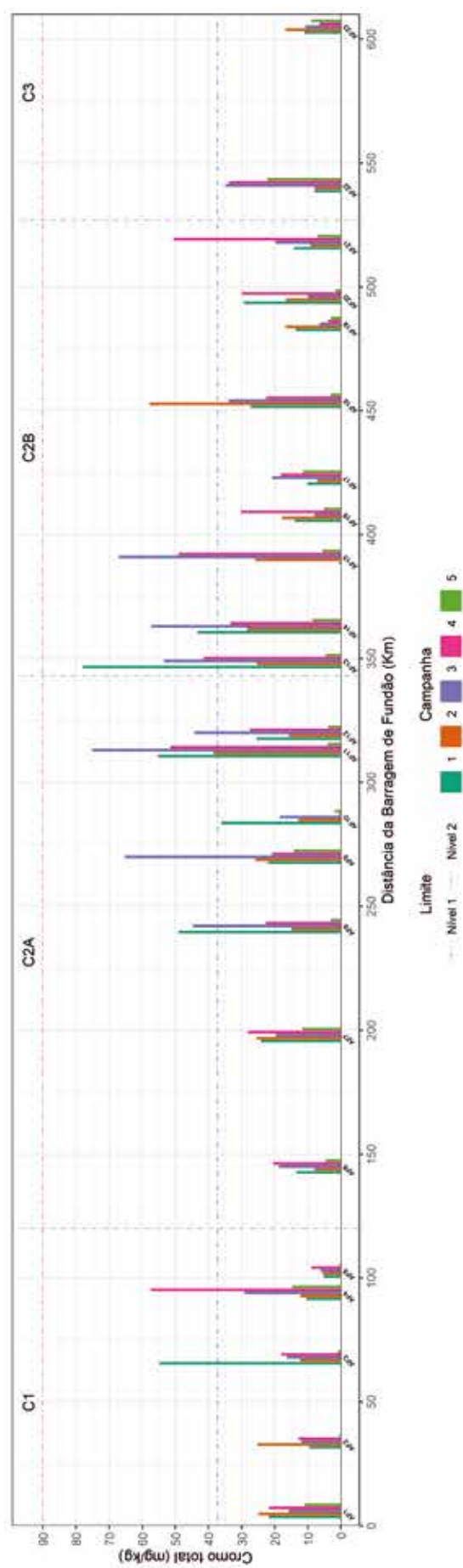


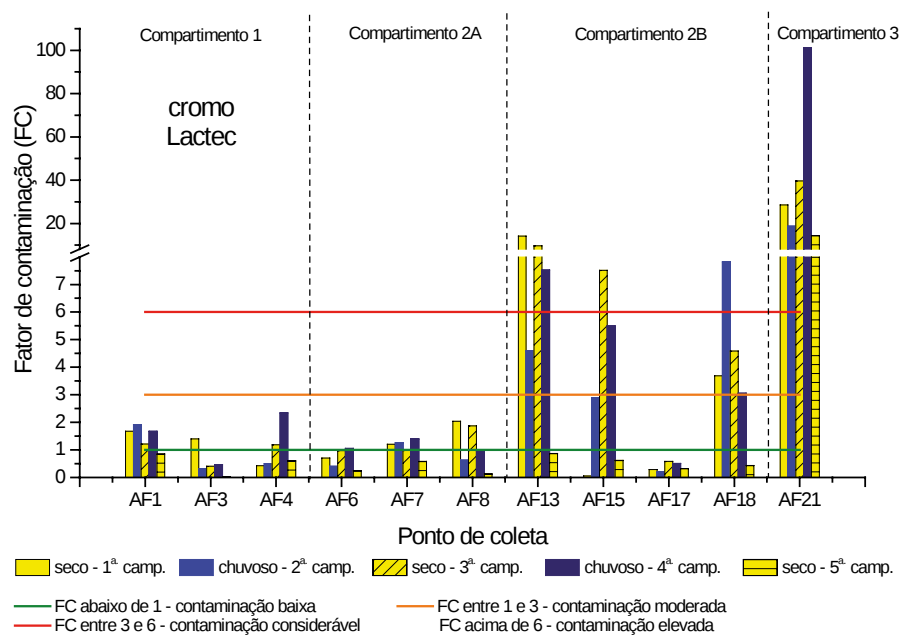
Figura 90 – Fatores de contaminação do cromo realizada com base em dados primários.

Figura 91 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento cromo.

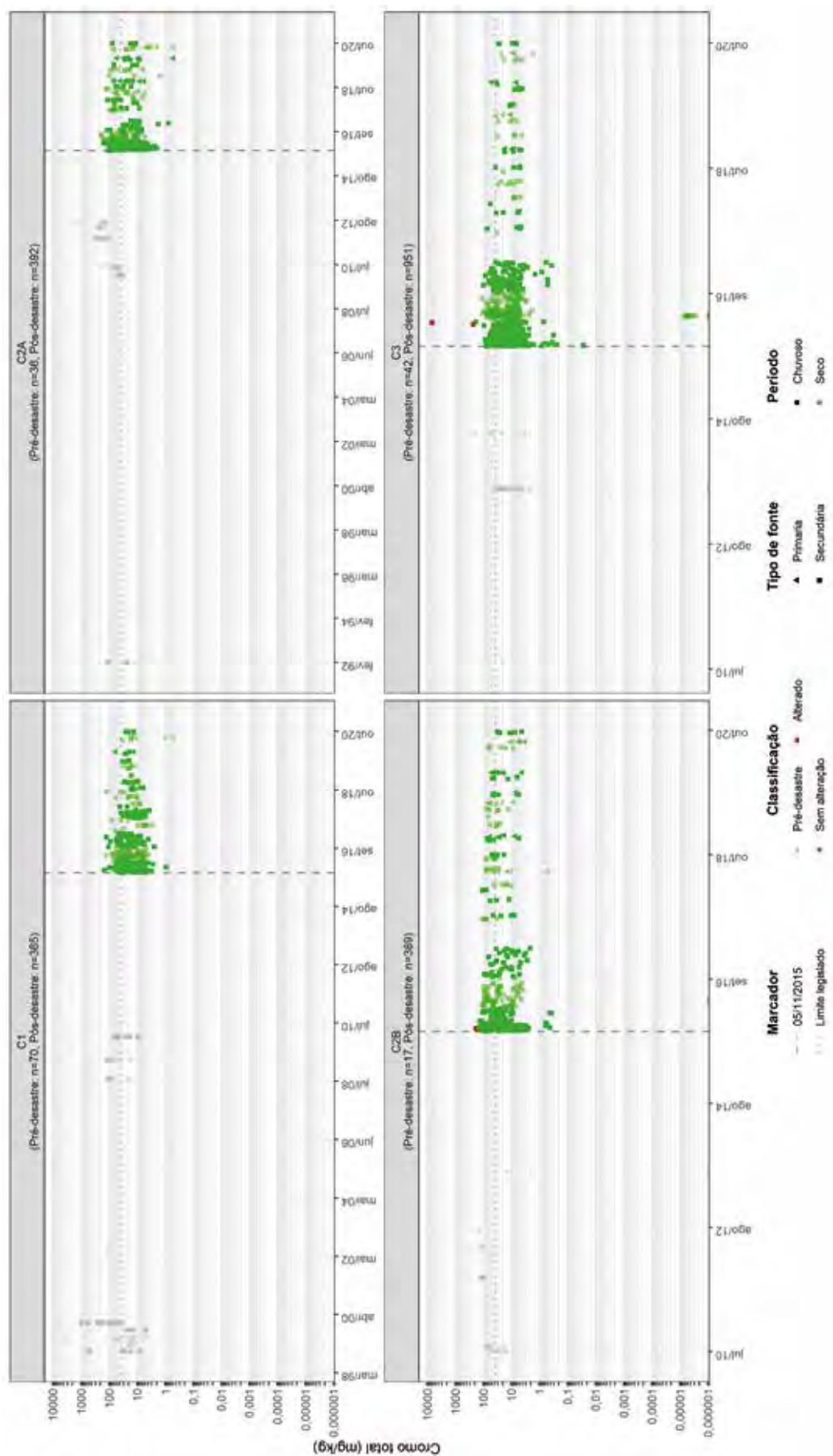
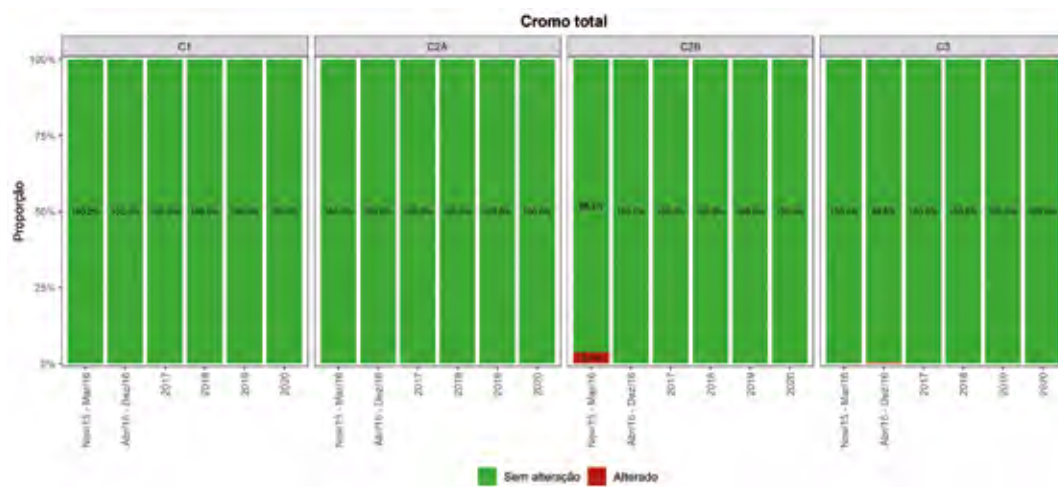


Figura 92 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento cromo.



2.4.3.9 Ferro

Na comparação entre as campanhas realizadas pelo Lactec, para o acompanhamento do dano, verificou-se o aumento da concentração do elemento ferro em todos os compartimentos. No Compartimento 1, especificamente na estação AF4 situada nas proximidades da cidade de Rio Doce - MG, a concentração analisada de ferro foi de 293.200 mg/kg, que corresponde ao maior valor entre todas as campanhas realizadas, conforme mostra a Figura 93. Ainda no Compartimento 1, as concentrações medidas na campanha 3 (ago/2019) e campanha 5 (ago/2020) ficaram superiores às demais medidas nas estações amostrais. No compartimento 2A e 2B, nas imediações da cidade de Perpétuo Socorro - MG, as concentrações de ferro das campanhas 3 e 4 também foram superiores às campanhas anteriores, assim como na região da cidade de Itapina (AF21) que está inserida no Compartimento 2B.

O fator de contaminação realizado a partir dos dados primários (Figura 94), corrobora com as análises realizadas nas estações AF4 e AF21 nas quais a classificação se apresentou como elevada para a campanha 4 (fevereiro/2020).

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, apresentada nos gráficos da Figura 95 e da Figura 96, indica que as concentrações ficaram elevadas nos compartimentos analisados, com destaque para os compartimentos 1, 2A e 3, nos quais as concentrações de algumas estações ficaram acima do limite estabelecido pelo *Upper effect threshold* (UET), que é de 40.000 mg/kg (BUCHMAN, 2008).

Para o Compartimento 1, embora as concentrações de ferro sejam elevadas, uma vez que as concentrações medidas em sedimentos da linha-base eram elevados também, os registros das concentrações no período pós-desastre, não ficaram acima da linha-base e está relacionado a uma região que naturalmente já recebia sedimentos oriundos de intemperismo natural das rochas do Quadrilátero Ferrífero e também de minerações existentes em drenagens à montante.

A avaliação percentual de amostras que foram classificadas como alteradas, indicou que no acompanhamento do dano, no ano de 2019, 3% das amostras no Compartimento 2B ficaram com concentrações acima da linha-base e no Compartimento 3 nos anos de 2019 e 2020 também, conforme os dados do gráfico da Figura 96.

Figura 93 – Concentrações de ferro entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

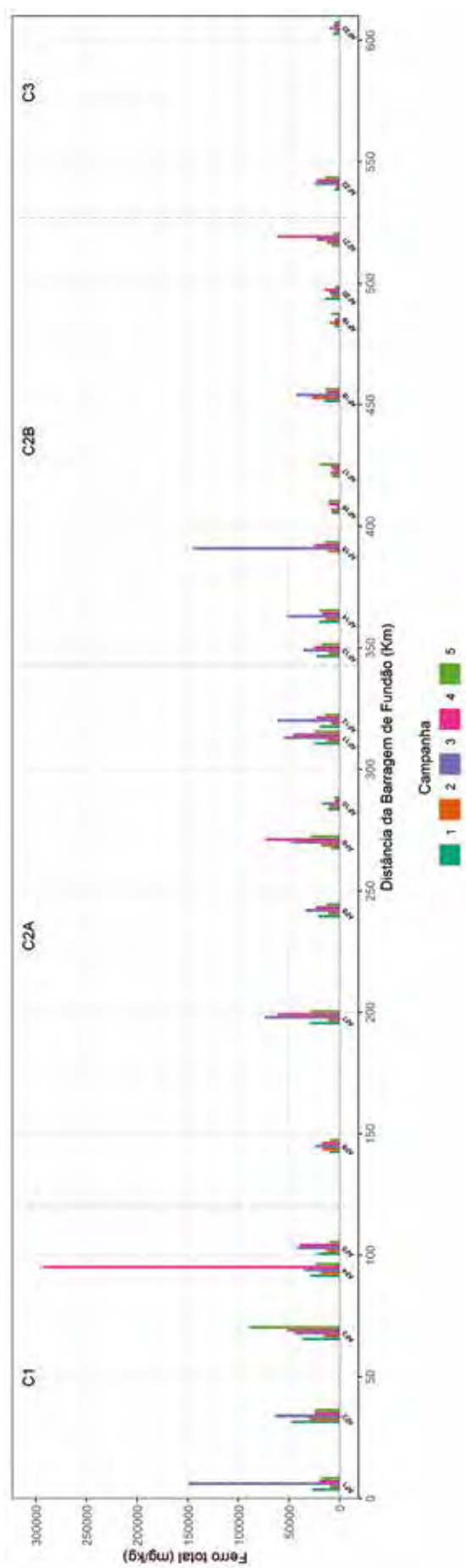


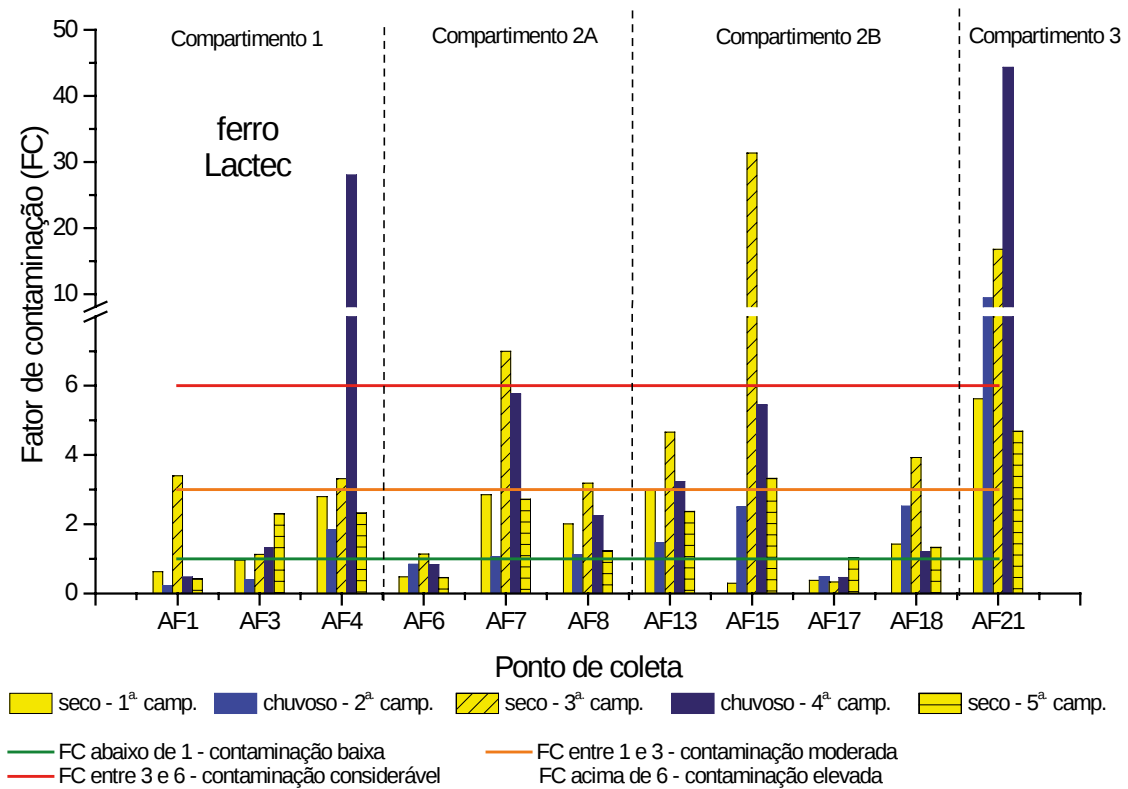
Figura 94 – Fatores de contaminação do ferro realizada com base em dados primários.

Figura 95 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento ferro.

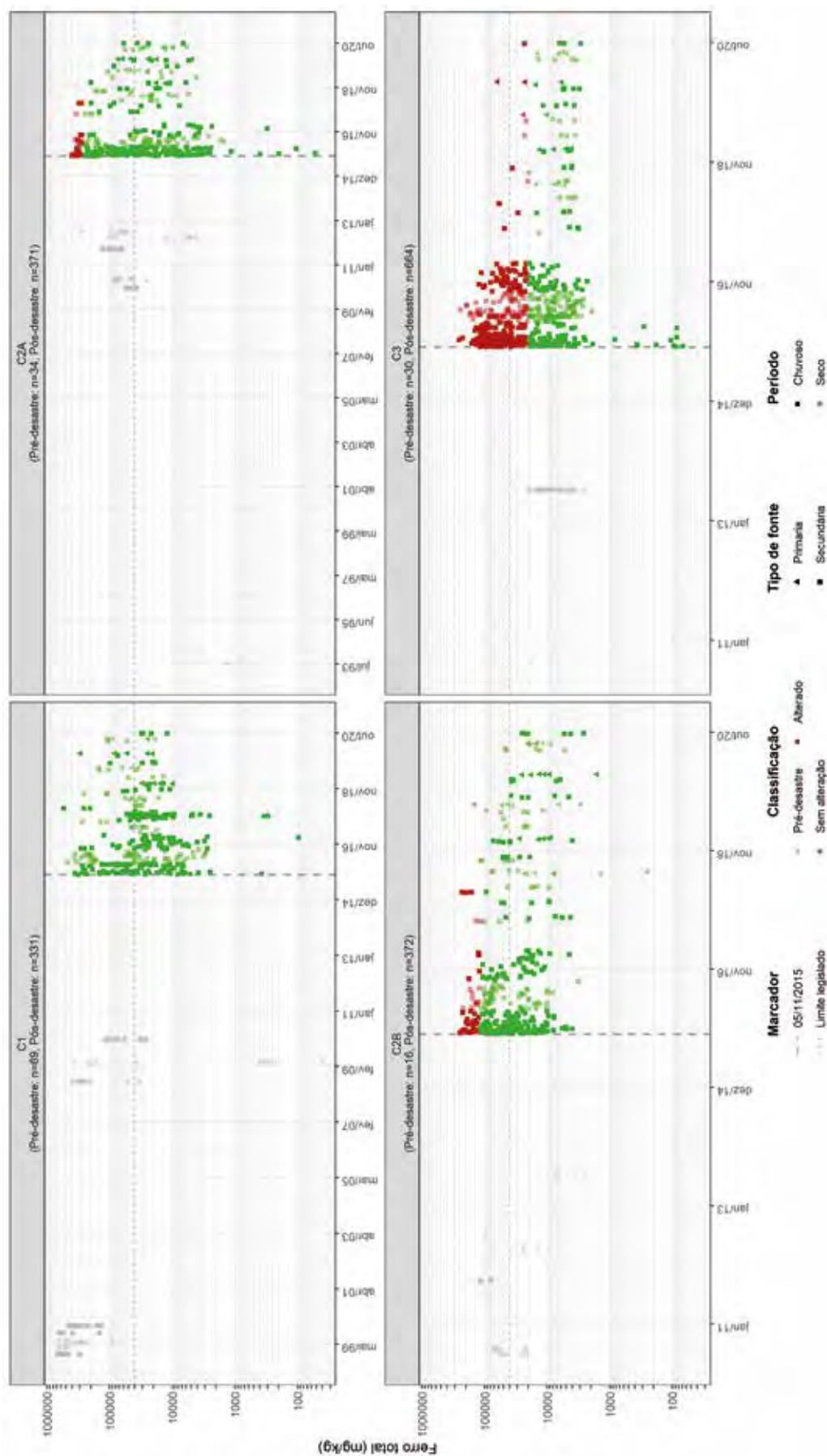
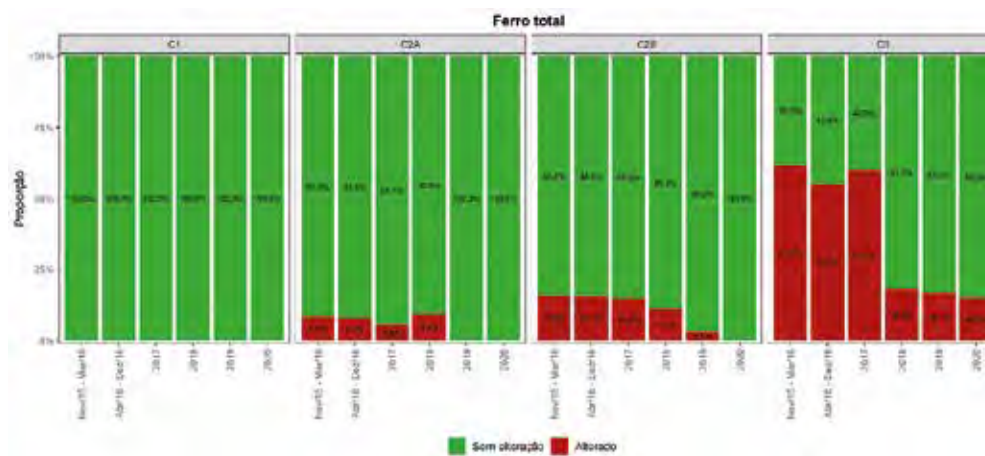


Figura 96 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento ferro.



2.4.3.10 Manganês

Na comparação realizada entre as campanhas realizadas pelo Lactec, identificou-se um aumento da concentração do elemento manganês na campanha 4 (fev/2020) em todos os compartimentos analisados que é resultante das fortes chuvas que atingiram a bacia hidrográfica do rio Doce. Essas concentrações ficaram superiores às demais medidas nas estações AF1, AF4, AF6, AF7, AF11, AF14 e AF18 que se situam respectivamente no Dique S4, nas imediações da cidade de Rio Doce, no rio Doce à montante do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), nas imediações de Pedra Corrida, à jusante de Governador Valadares - MG e em Resplendor - MG. Já as concentrações das estações AF15 (Tumiritinga-MG), AF16 (Barra do Cuité-MG), AF17 (Conselheiro Pena - MG), AF20 (Baixo Guandu), AF21 (Itapina-ES) e AF22 (Colatina-ES) ficaram significativamente mais elevadas, como mostra o gráfico da Figura 97. Os resultados da 5ª campanha, do período seco subsequente a essa chuva, indicaram aumento na estação amostral AF9 (Perpétuo Socorro-MG) e AF17 (Conselheiro Pena - MG).

O fator de contaminação, apresentado na Figura 98, indica que os sedimentos coletados após as chuvas do início de 2020 nas estações AF4, AF15 e AF21, foi classificado com contaminação elevada, já a estação AF13, situada à montante da cidade de Governador Valadares-MG, a classificação foi de considerável. Para o período seco (agosto/2020), o fator de contaminação ficou entre baixa e moderada.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários no período pré e pós-desastre, é apresentada nos gráficos da Figura 99. No Compartimento 3 os pontos em vermelho indicam que houve alteração das concentrações que ficaram acima da linha-base.

Figura 97 – Concentrações de manganês entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

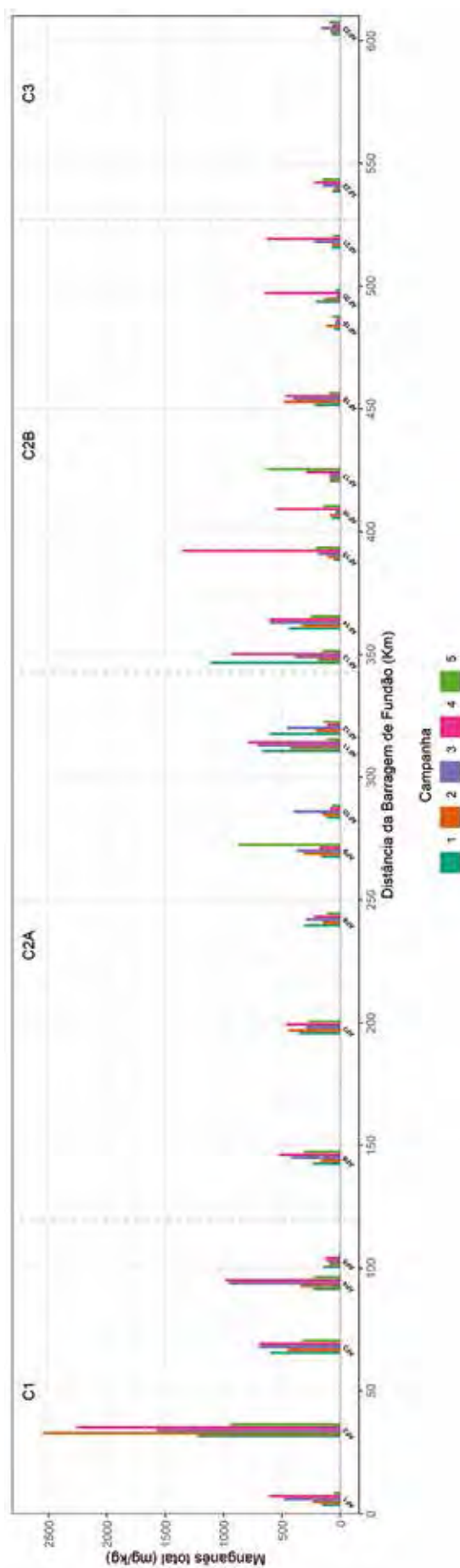


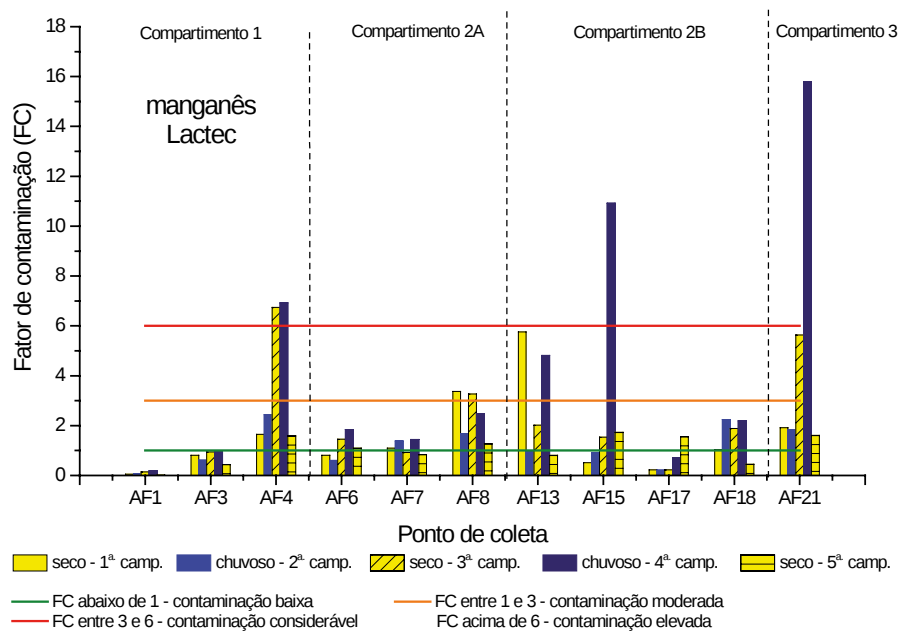
Figura 98 – Fatores de contaminação do manganês realizada com base em dados primários.

Figura 99 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento manganês.

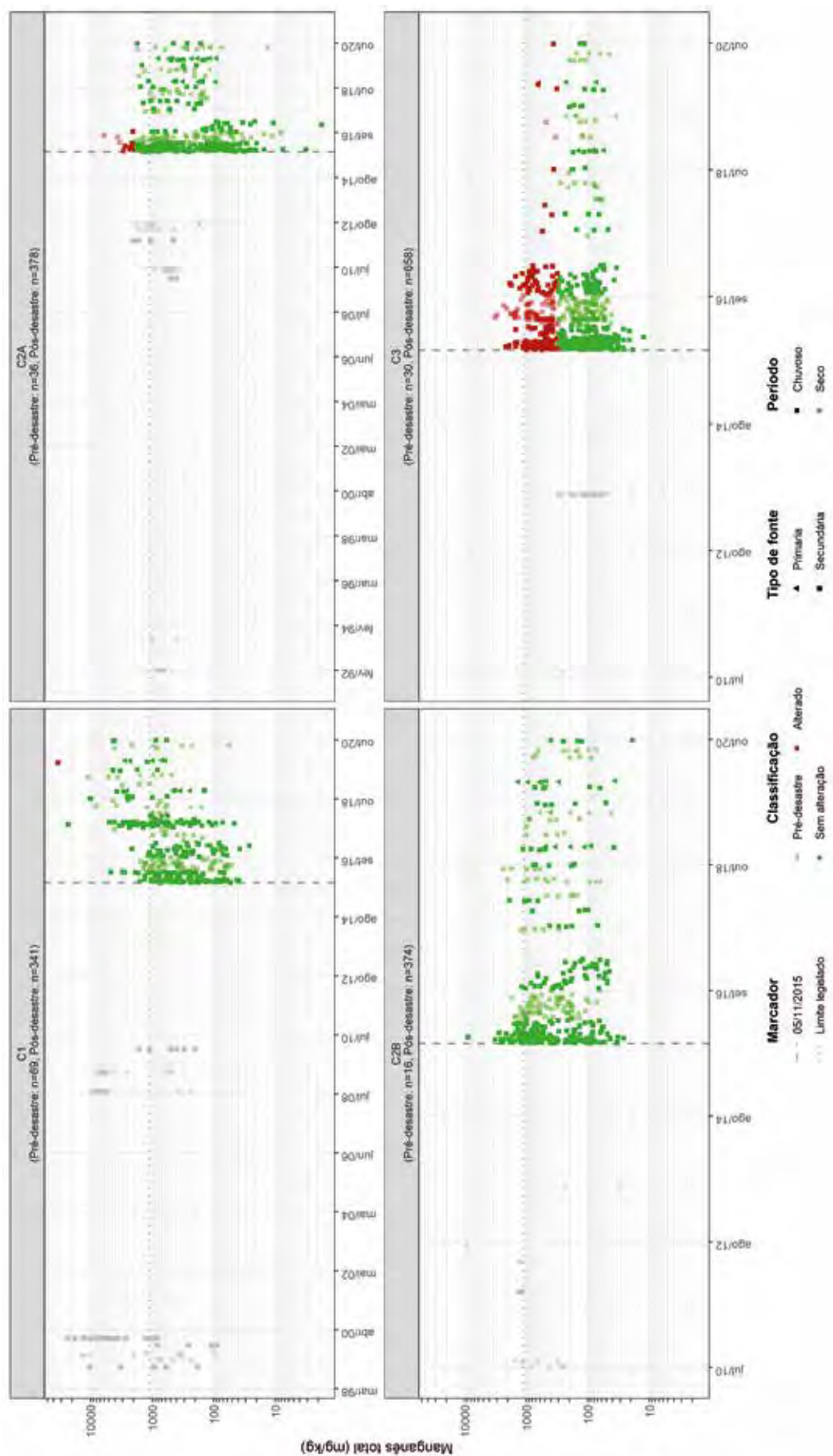
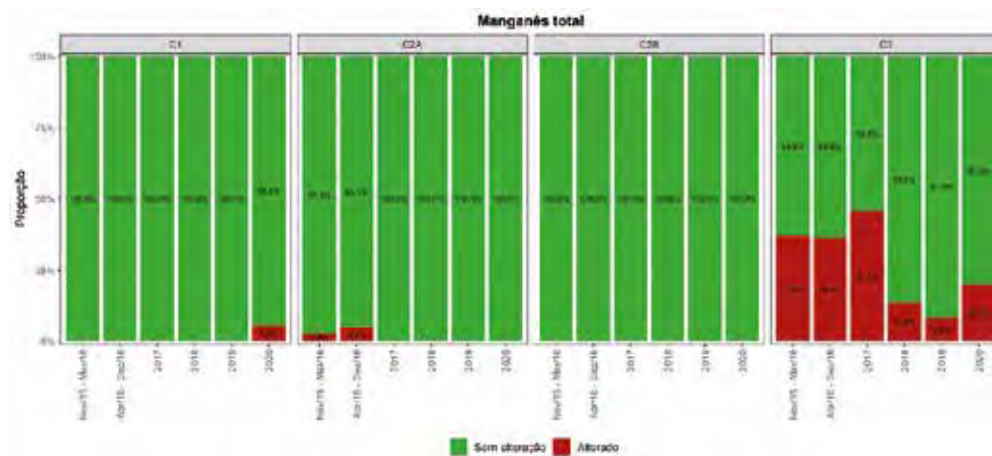


Figura 100 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento manganês.

O resultado da comparação entre os dados pré e pós-desastre (Figura 99), no acompanhamento do dano, indica que as concentrações ficaram elevadas nos Compartimentos 1, 2A e 2B, inclusive superiores aos limites estabelecidos para UET (1.000 mg/kg), conforme linha tracejada no gráfico, porém no Compartimento 3, as concentrações de manganês ficaram acima do máximo histórico (linha-base).

No Compartimento 1 e 3 algumas amostras foram classificadas como alteradas, conforme pode ser visto no gráfico da Figura 100. No Compartimento 1, no ano de 2020, 5,6 % das amostras analisadas ficaram acima da linha-base. Já no Compartimento 3, no ano de 2019 a porcentagem de amostras alteradas que tinha uma tendência de redução (8,3%) em relação aos anos anteriores (36,3%; 33,9%; 45,7% e 13,6%), em 2020, essa porcentagem teve um aumento significativo e 20% das amostras analisadas apresentaram concentrações acima da linha-base. Esse aumento percentual pode ter sido influenciado pelo evento da cheia de 2020.

2.4.3.11 Mercúrio

O elemento mercúrio é utilizado em garimpos ilegais e também foi amplamente utilizado em extrações históricas de minério de ouro.

A comparação entre as campanhas realizadas pelo Lactec, indica que a maioria dos resultados, a concentração ficou abaixo do limite de quantificação (LQ), ou seja, inferior a 0,002 mg/kg. Já na 5 campanha, no Compartimento 1, estações AF1 (Dique S4) e AF2 (proximidades de Pedras – MG), os resultados ficaram acima do LQ, porém abaixo do Nível 1 do CONAMA 454/2012 (0,17 mg/kg), conforme mostra a Figura 101.

Para o período do acompanhamento do dano, anos de 2019 e 2020, o elemento mercúrio teve as concentrações classificadas como alteradas, ou seja, ficaram acima dos máximos históricos no Compartimento 3, conforme gráfico da Figura 102.

No Compartimento 3, houve um pequeno decréscimo de 2018 (72,7%) para 2019 (66,7%) e em 2020 essa foi de 60%, conforme gráfico da Figura 103. Para os demais compartimentos, as concentrações ficaram abaixo das concentrações da linha-base.

Para o mercúrio, não foi realizado o fator de contaminação, uma vez que a maioria dos resultados das coletas realizadas pelo Lactec ficaram abaixo do limite de quantificação.

Figura 101 – Concentrações de mercúrio entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

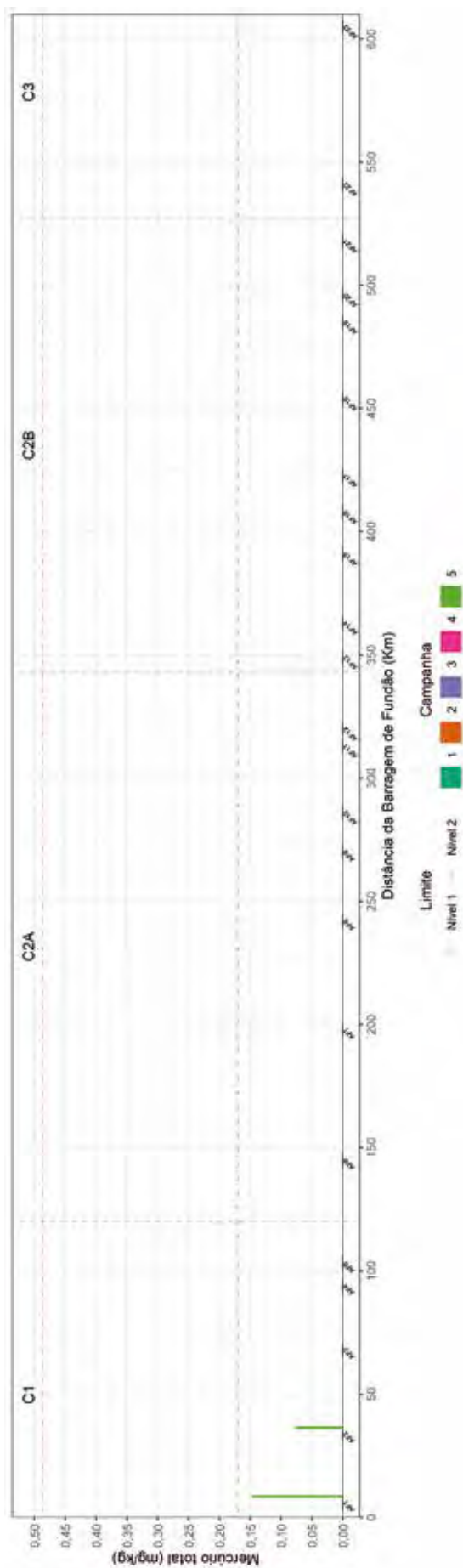


Figura 102 – Classificação dos danos em relação ao elemento mercúrio por compartimento.

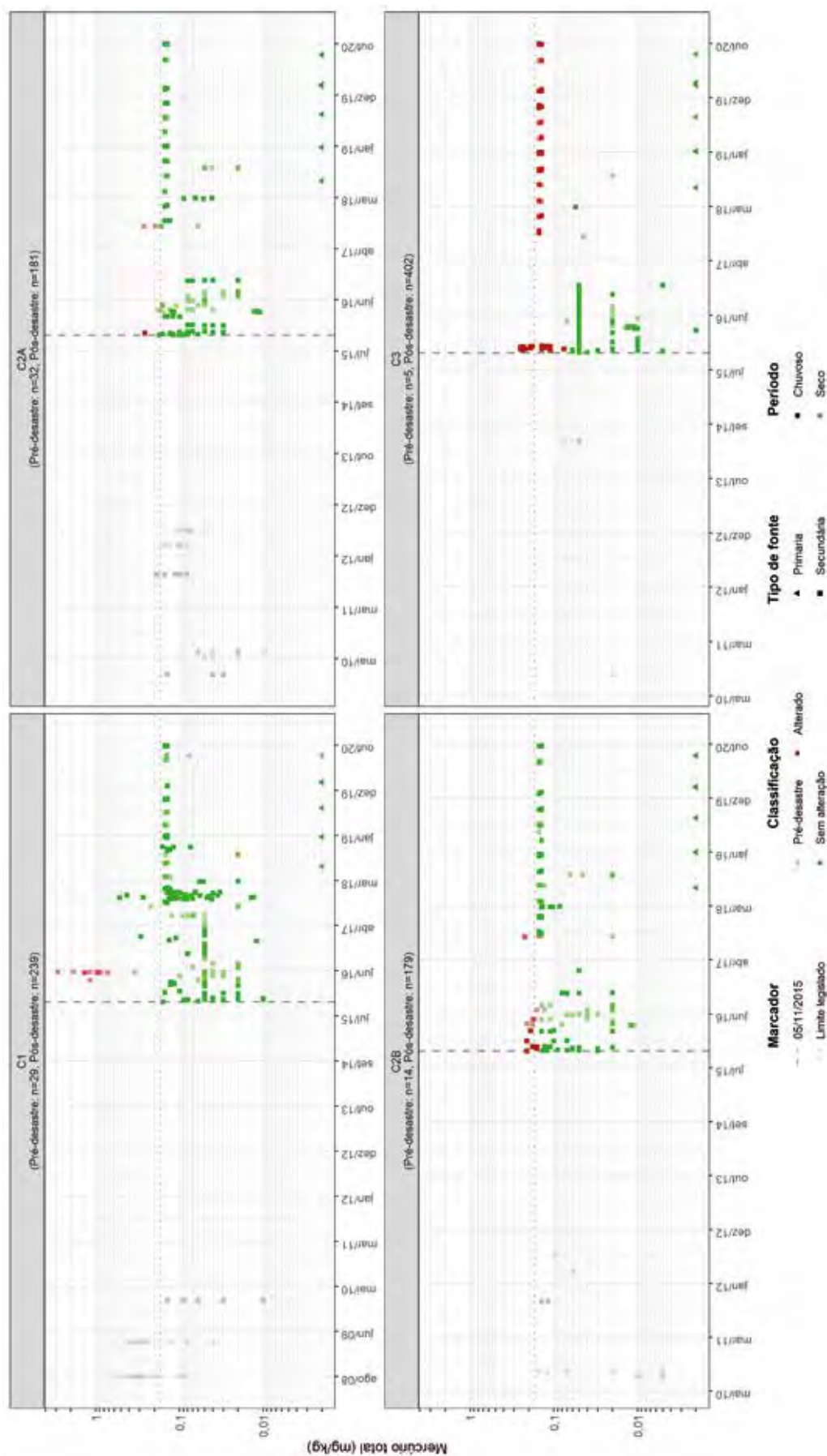
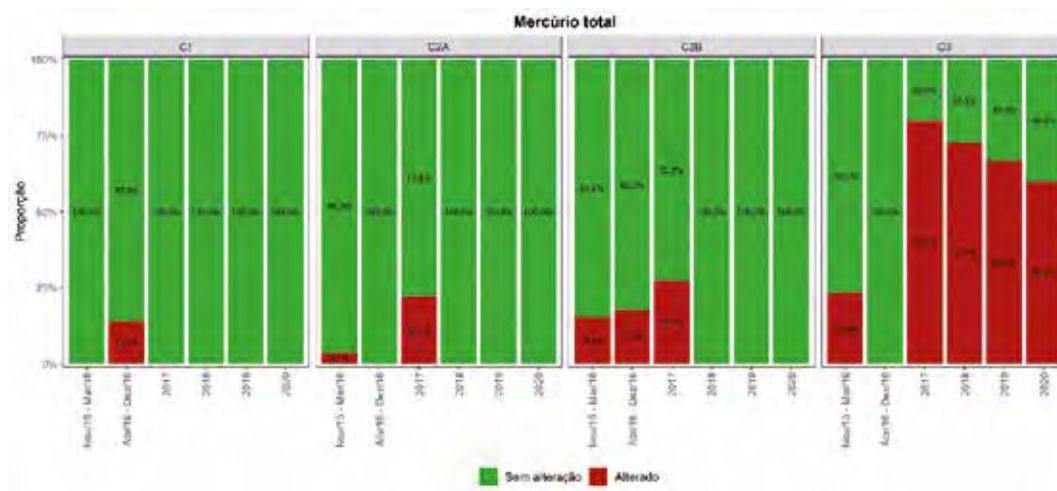


Figura 103 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento mercúrio.



2.4.3.12 Níquel

A análise das concentrações do níquel, no acompanhamento do dano, para as campanhas realizadas pelo Lactec, identificou que houve o aumento da concentração desse elemento em todos os compartimentos analisados para os dados da campanha 4 que foi realizada após a chuva de janeiro de 2020. O resultado da campanha 3 (agosto/2019) indica que na estação AF14 (Governador Valadares – MG) o resultado é o maior entre as campanhas e ficou acima do Nível 1 do CONAMA 454/2012 (18 mg/kg). Na estação AF17 as concentrações da 5ª campanha foram superiores às campanhas anteriores (Figura 104).

Para o fator de contaminação, as concentrações de níquel mostraram que na campanha após a chuva de 2020, no AF15 (Tumiritinga-MG) e AF21 (Itapina – ES) a classificação é de contaminação elevada (Figura 105). A contaminação considerável foi identificada na estação AF7 (imediações do Parque Estadual do Rio Doce), para as coletas de 2020, conforme mostra o gráfico da Figura 106.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, está apresentada nos gráficos da Figura 106 e da Figura 107.

O gráfico referente à integração de todos os dados ao longo do período analisado, apresentado na Figura 50, indica que as concentrações ficaram acima do Nível 1 (18 mg/kg), da Resolução CONAMA 454/2012 nos Compartimentos 1, 2A e 2B, porém inferiores à linha-base. Os resultados percentuais por compartimento, para os anos de 2019 e 2020, conforme apresentado na Figura 107, mostram que não houve alteração das concentrações de níquel, ou seja, as concentrações ficaram abaixo das concentrações medidas no período pré-desastre.

Figura 104 – Concentrações de níquel entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

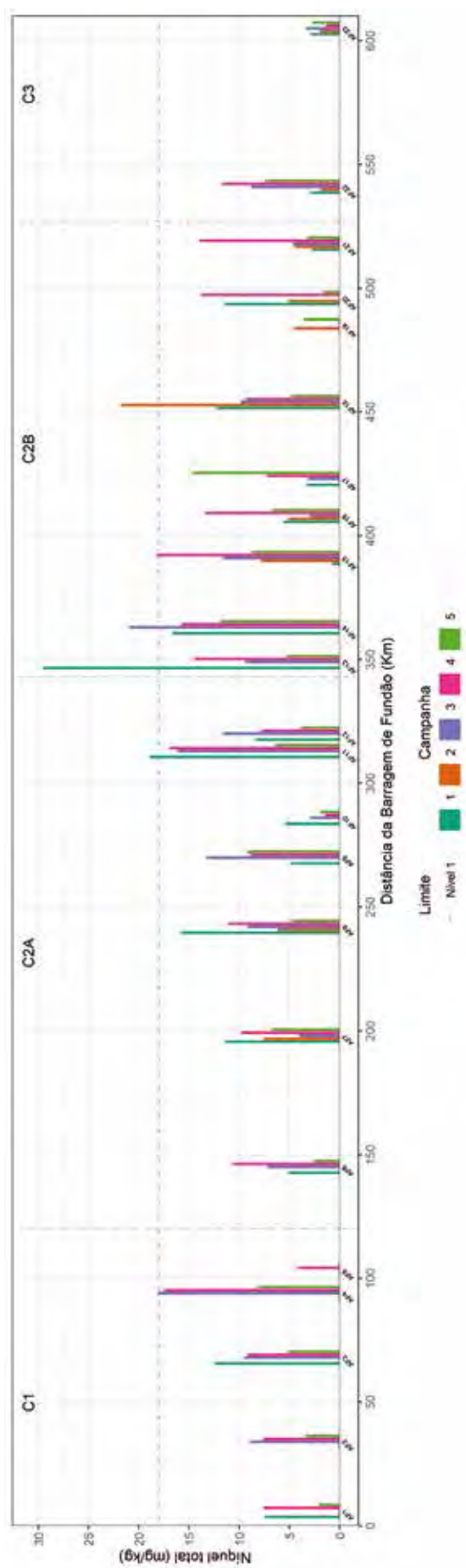


Figura 105 – Fatores de contaminação do níquel realizada com base em dados primários.

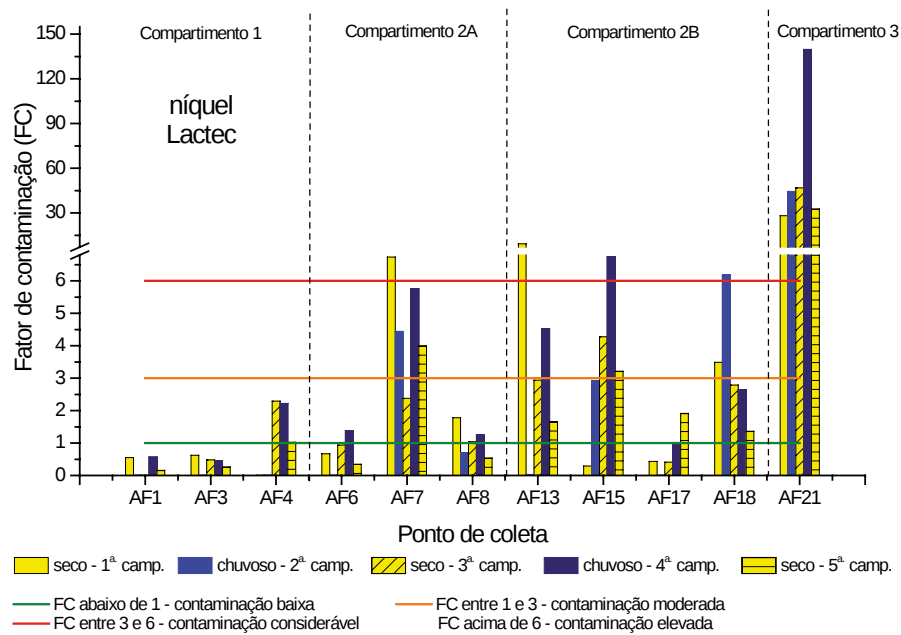


Figura 106 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento níquel.

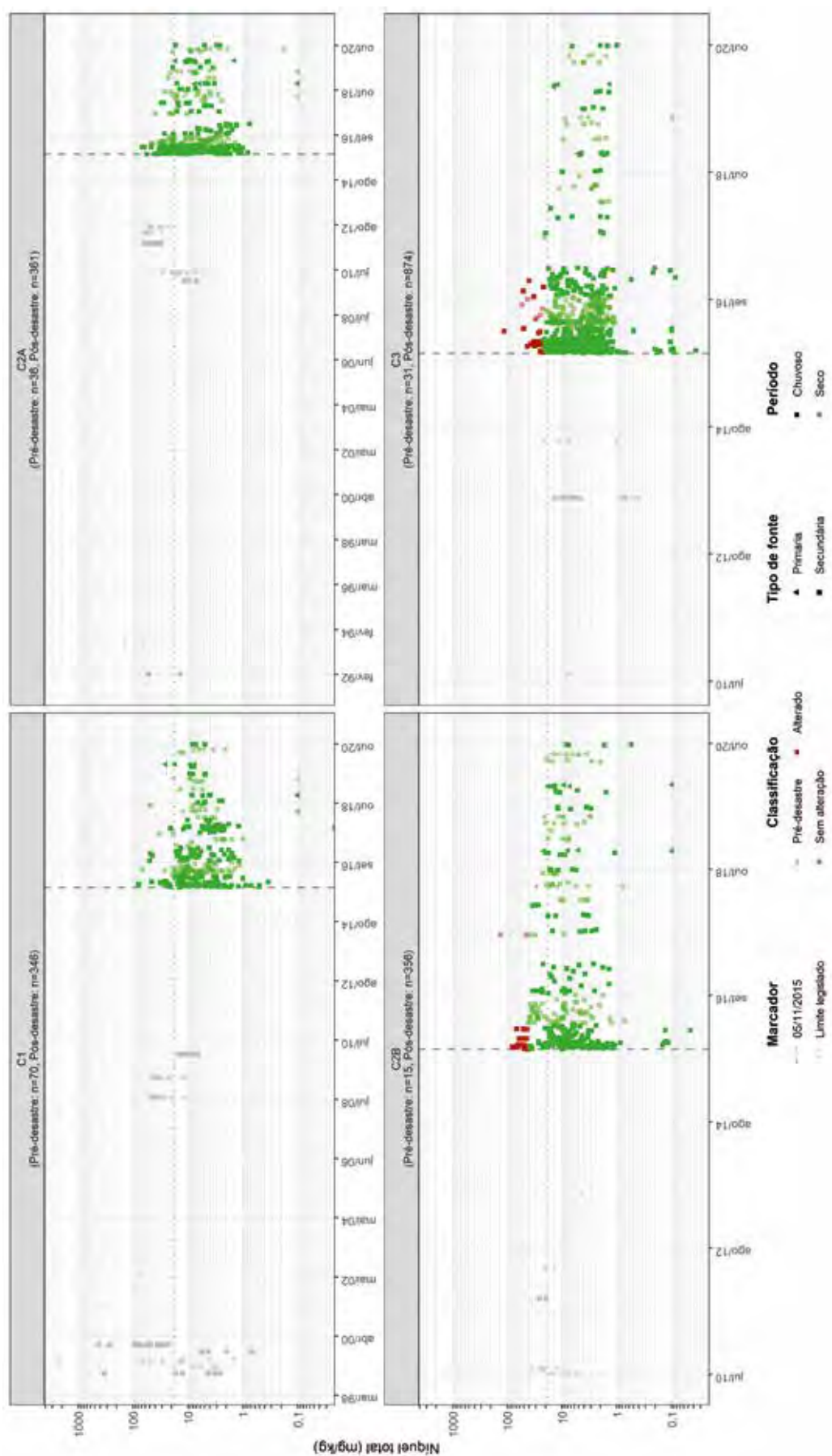
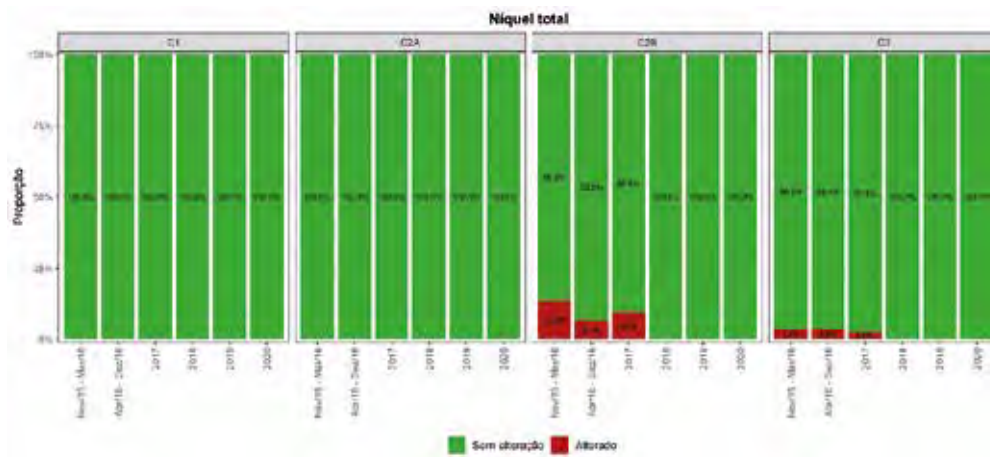


Figura 107 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento níquel.



2.4.3.13 Zinco

A comparação entre as campanhas realizadas pelo Lactec, os resultados obtidos para o período do acompanhamento do dano indicam que houve aumento da concentração do elemento zinco no Compartimento 1, 2B e 3, com destaque para a coleta da campanha 4 que foi posterior ao período das fortes chuvas de 2020. As concentrações dessa campanha ficaram superiores às demais medidas nas estações AF4, AF15, AF16, AF17, AF20, AF21, AF22 e AF23 que se situam respectivamente à jusante da UHE Risoleta Neves, nas mediações da cidade de Tumiritinga-MG, Barra do Cuieté-MG, Conselheiro Pena-MG, Baixo Guandu-ES, Itapina-ES, Colatina-ES e Linhares-ES (Figura 108). As concentrações de zinco na campanha 3 (agosto/2019) foram as maiores observadas nas estações AF9 (Perpétuo Socorro-MG), AF11 (Pedra Corrida – MG), AF12 (próximo ao reservatório da UHE Baguari) e AF14 (jusante de Governador Valadares-MG).

Para o fator de contaminação, as concentrações de zinco mostraram que para a 4ª campanha na estação amostral AF21 em Itapina – ES, a classificação é de contaminação elevada e na 5ª campanha é de contaminação moderada, conforme mostra o gráfico da Figura 109.

A análise temporal comparativa realizada entre os dados primários e secundários, apresentada nos gráficos da Figura 110 e da Figura 111, indica que as concentrações, nos compartimentos analisados, ficaram inferiores ao máximo histórico e ao Nível 1 (123 mg/kg) do CONAMA 454/2012.

Figura 108 – Concentrações de zinco entre as estações analisadas para as cinco campanhas realizadas pelo Lactec.

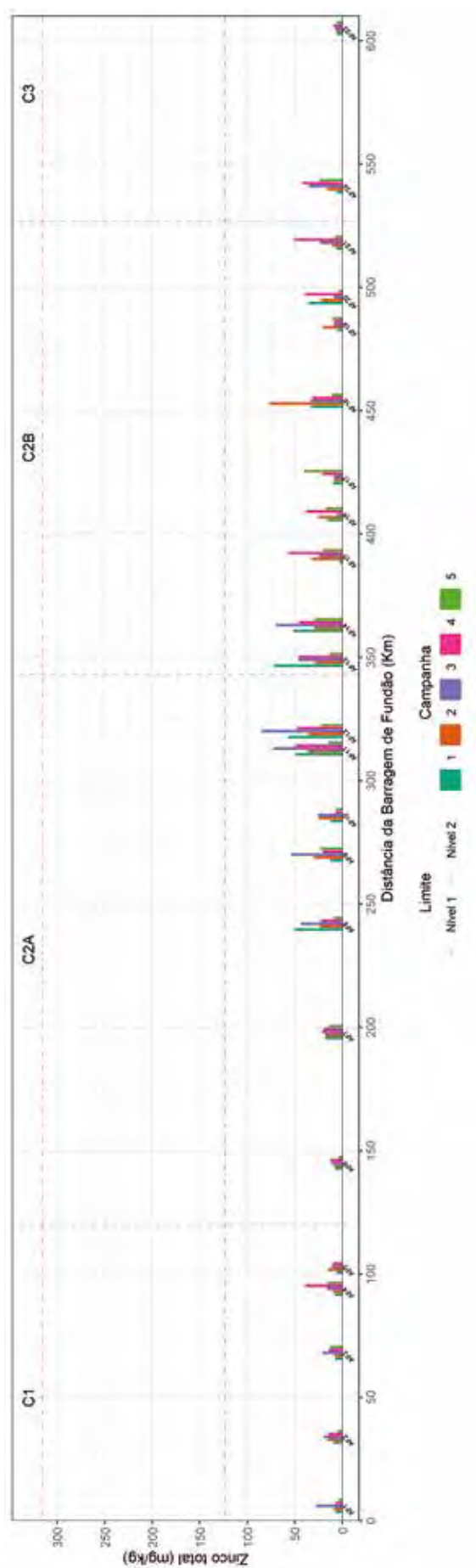


Figura 109 – Fatores de contaminação do zinco realizada com base em dados primários.

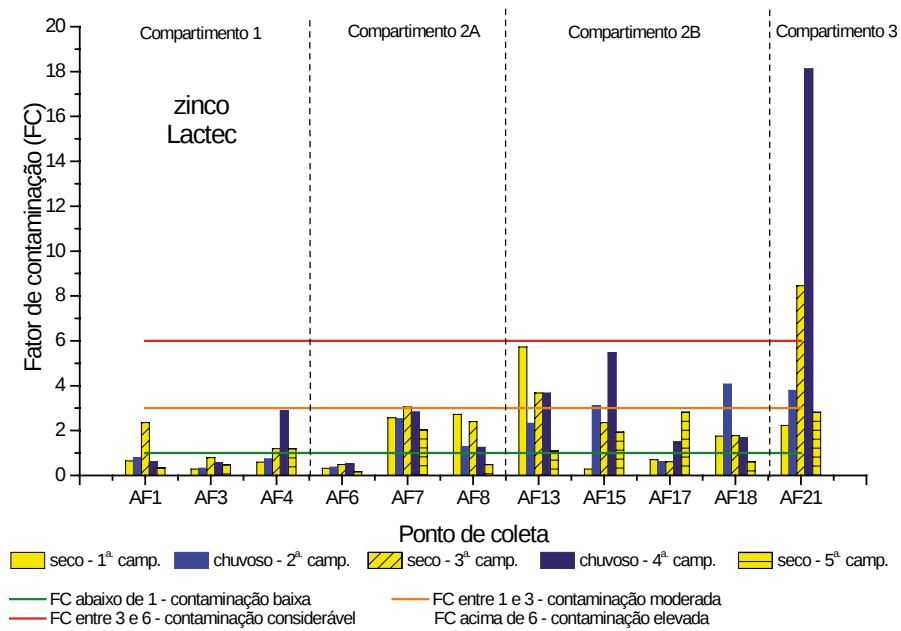


Figura 110 – Integração dos dados pré e pós-desastre para identificação dos valores que ficaram acima do limite histórico para o elemento zinco.

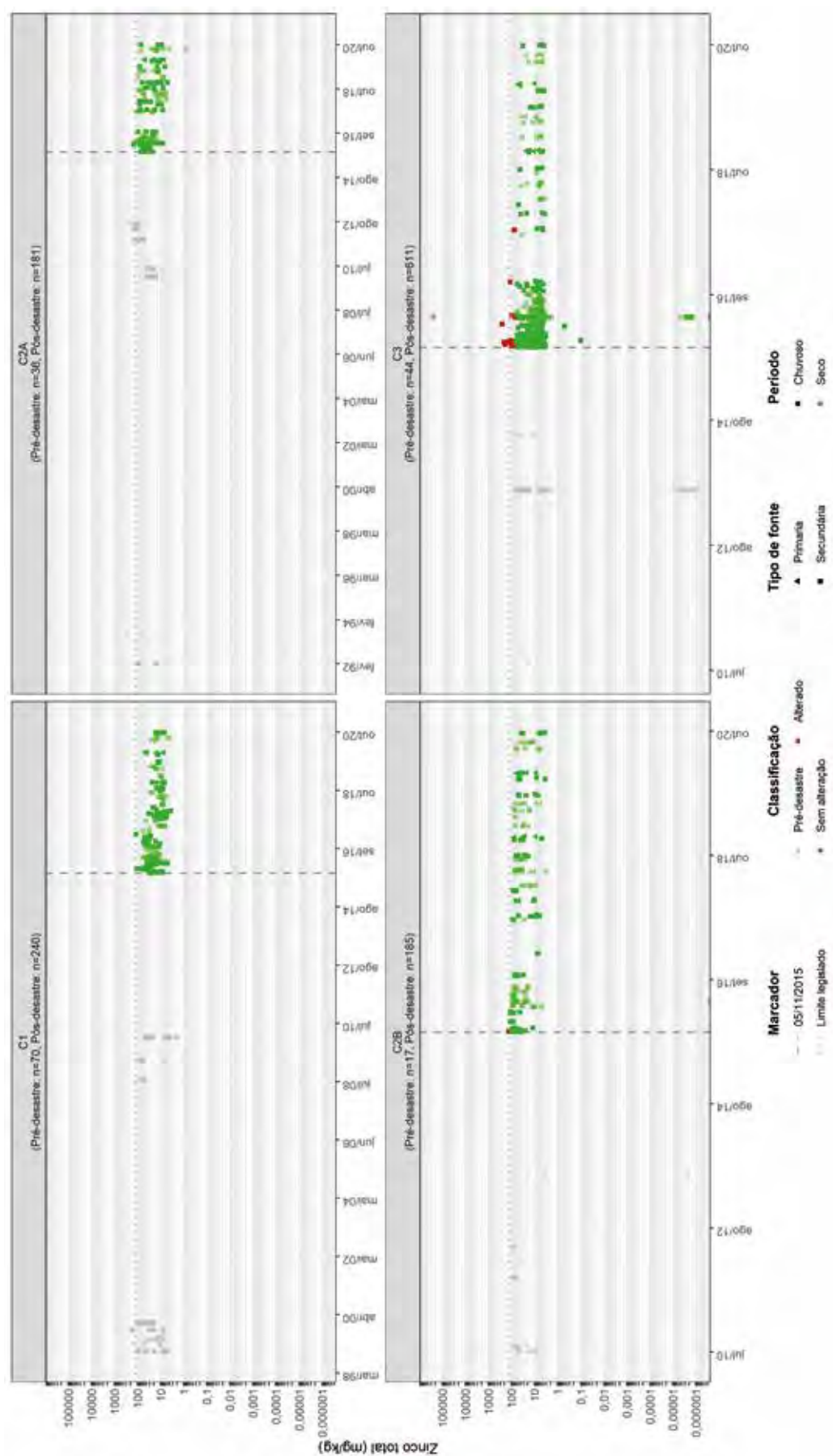
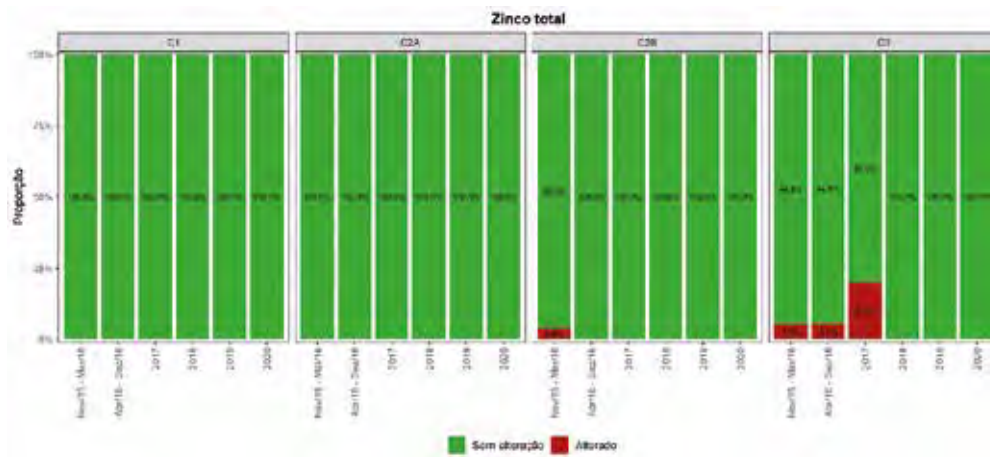


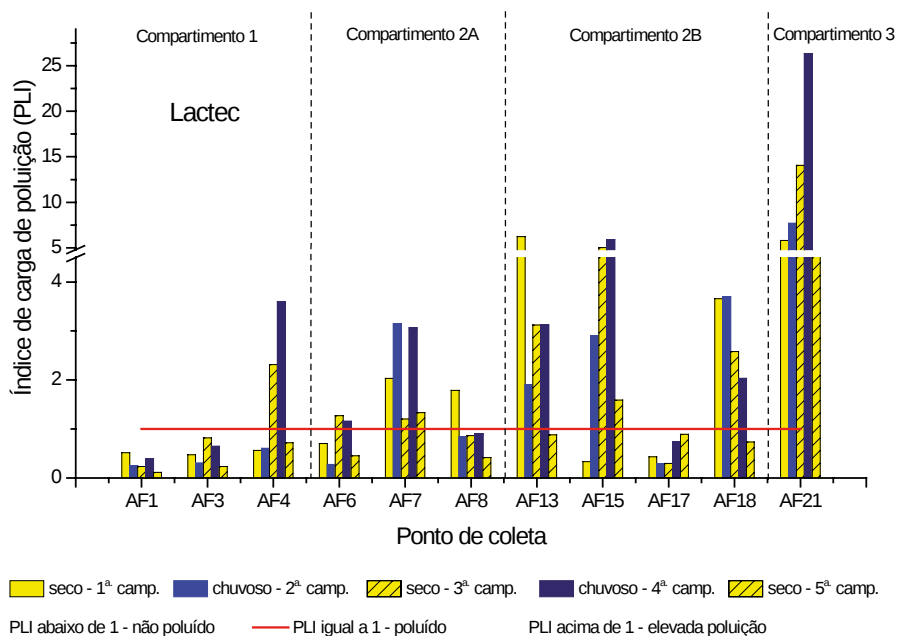
Figura 111 – Gráfico da distribuição percentual do dano para o elemento zinco.



2.4.3.14 Índice de carga de poluição e grau de contaminação

Com base nos resultados primários obtidos pelas coletas do Lactec, foram calculados o índice de carga de poluição e o grau de contaminação. O índice de carga de poluição mostra que para as campanhas relativas ao acompanhamento do dano, ou seja, nas campanhas 3, 4 e 5, as estações amostrais AF4 (Rio Doce – MG), AF6 (rio Doce nas proximidades de Ilhéus do Prata – MG), AF7 (imediações do Parque Estadual do rio Doce), AF13 (Governador Valadares – MG), AF15 (Tumiritinga – MG), AF18 (Resplendor – MG) e AF21 (Itapina – ES) têm elevada poluição, conforme mostra o gráfico da Figura 112.

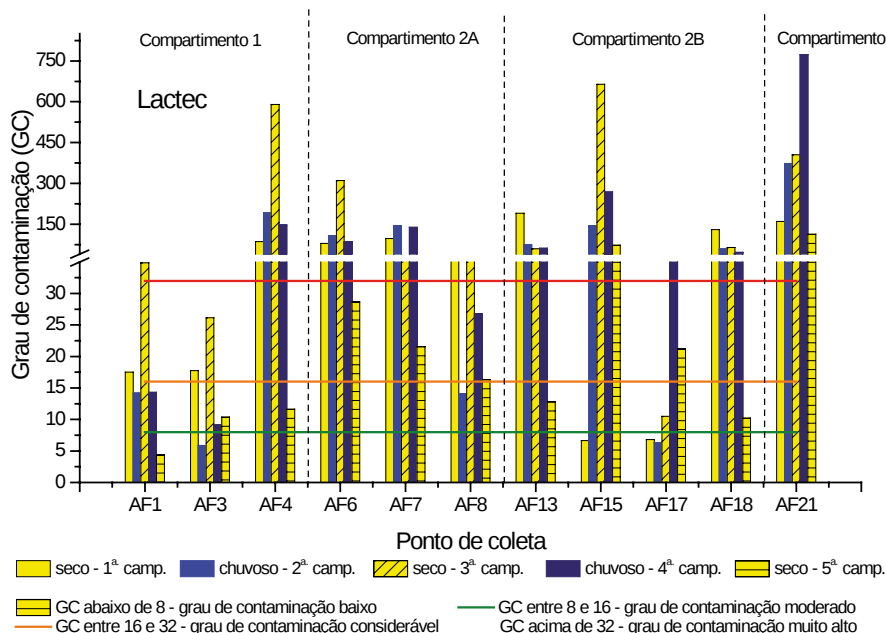
Figura 112 – Gráfico do índice de carga de poluição para os sedimentos fluviais da bacia do rio Doce.



O grau de contaminação (GC) realizado também para as campanhas relativas ao acompanhamento do dano, indicam que as estações amostrais AF1 (Dique S4), AF4 (Rio Doce – MG), AF6 (rio Doce nas proximidades de Ilhéus do Prata – MG), AF7 (imediações do Parque Estadual do rio Doce), AF8 (Ipatinga – MG), AF13 (Governador Valadares – MG), AF15 (Tumiritinga – MG), AF17 (Conselheiro

Pena – MG), AF18 (Resplendor – MG) e AF21 (Itapina – ES) apresentam grau de contaminação muito alto, conforme mostra o gráfico da Figura 113.

Figura 113 – Gráfico do grau de contaminação para os sedimentos fluviais da bacia do rio Doce.



Com base nos dados apresentados e conceitos aplicados, para a categoria reversibilidade, o dano da alteração da concentração de EPTs passa a ser considerado irreversível, pois o tempo para o transporte total dos sedimentos intracalha, ultrapassará 70 anos. A síntese dessas classificações e ajustes é apresentada na Tabela 37.

Tabela 37 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da concentração de EPTs no relatório de acompanhamento do dano.

Compart.	Classificação do dano no diagnóstico	Mudança de classificação	Tendência no diagnóstico	Reversibilidade no diagnóstico	Mudança de classificação
C1	Pouco grave	Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C2A	Grave	Grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C2B	Gravíssimo	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C3	-	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível

2.4.3.15 Caracterização mineralógica e morfométrica dos sedimentos

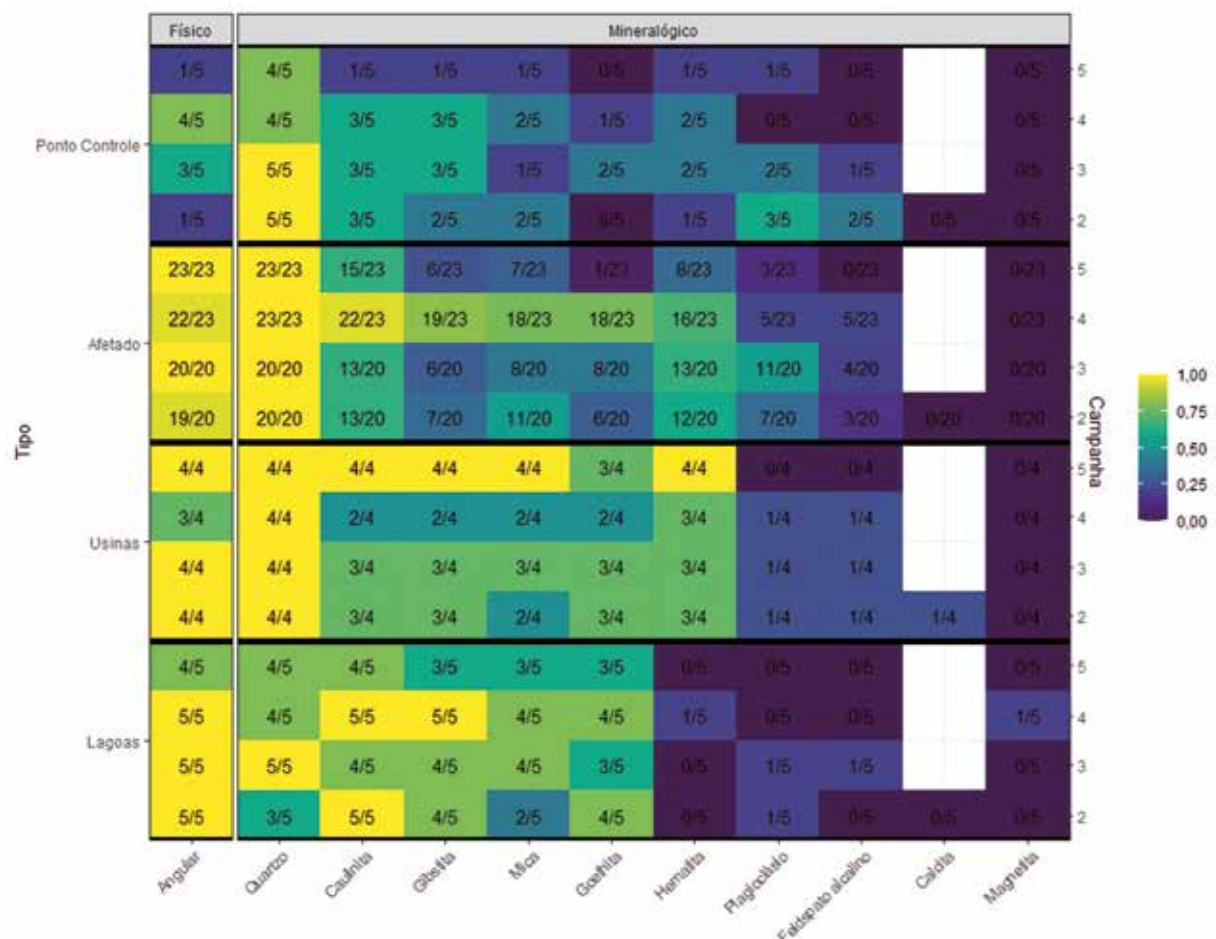
Para todas as estações amostrais apresentadas na Tabela 32 e na Tabela 32, além da caracterização química e granulométrica, foram realizadas para os sedimentos das campanhas 2, 3, 4 e 5 do Lactec, as caracterizações mineralógicas pela técnica de difratometria de raios X (DRX) e também as análises morfométricas que refere-se ao grau de arredondamento do grão. Essas análises foram realizadas de forma complementar para a análise da qualidade dos sedimentos.

A metodologia de análise mineralógica, bem como da classificação do grau de arredondamento, é apresentada no item análises complementares do TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c).

De forma geral os resultados obtidos nessa análise, foram realizados de forma integrada, ou seja, dados das matrizes dos ambientes fluviais, lacustres e dos reservatórios e também de forma individual para cada matriz. Os minerais encontrados nessa caracterização foram: calcita, caulinita, feldspato alcalino, gibstita, goethita, hematita, magnetita, mica, feldspato plagioclásio e quartzo.

A análise integrada entre todos os sedimentos analisados realizada a partir dos dados apresentados no gráfico de proporção da Figura 114, mostra que o quartzo é o mineral mais abundante nos sedimentos, seguido de caulinita, gibstita, mica, goethita, hematita, feldspato plagioclásio e alcalino, calcita e magnetita.

Figura 114 – Gráfico referente a proporção da presença das variáveis mineralógicas e da caracterização morfométrica do grão.



Para os sedimentos fluviais, considerados como afetados, (AF), ou seja, sedimentos coletados no interior da calha dos rios afetados pela lama de rejeito e inseridos na APDL, verificou-se a presença majoritária do mineral quartzo, seguido pela caulinita, gibstita, goethita, hematita, mica, plagioclásio e por último o feldspato. Na campanha 4, que é marcada pelo período da forte chuva de 2020, há um destaque da presença dos minerais goethita e hematita frente às demais campanhas, que corrobora que esse período de chuva, ressuspendeu os sedimentos misturados a lama de rejeito presentes no leito dos rios.

2.4.4 ALTERAÇÃO NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Nas análises realizadas com os dados do monitoramento da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos em ambiente fluvial, foi evidenciada queda nos indicadores de comunidade analisados (riqueza de táxons, densidade/número total de indivíduos e diversidade) após o rompimento da barragem de Fundão, o que indicou alterações na referida comunidade, como descrito em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c). Após os primeiros meses do desastre, houve tendência de aumento nos valores dos indicadores e consequente tendência de redução do dano, essa tendência se manteve com a inclusão do novo período de dados analisados.

No Compartimento 1, em todas as estações de amostragem em ambiente fluvial, a riqueza, a diversidade e o número de organismos apresentaram valores médios maiores que no período anterior ao desastre, com a inclusão do novo período de dados analisado (de junho de 2018 a dezembro de 2019) (Figura 116). Indicando continuidade na recuperação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Com relação às estações de amostragem localizadas no rio Doce (CAN-03, CAN-04 e CAN-07), após dois anos do desastre, na estação CAN-03 todos os indicadores apresentavam valores médios próximos ou maiores aqueles anteriores ao rompimento. Após o terceiro ano do desastre, o mesmo comportamento foi observado nas estações CAN-04 e CAN-07 (Figura 117). A recuperação da comunidade e consequente aumento nos valores dos indicadores se mantiveram nos anos seguintes, até o final do ano de 2019, período onde os dados foram analisados.

Para a maior parte das estações de monitoramento e dos indicadores, a análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) não apresentou diferença significativa entre o novo período de dados analisados e o período após o desastre analisado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c) (Figura 118).

Nas estações de amostragem analisadas no Compartimento 1, entre junho de 2018 e dezembro de 2019, destaca-se a predominância dos grupos Diptera (principalmente Chironomidae), Ephemeroptera (principalmente Baetidae) e Odonata (Figura 119). O grupo Diptera é classificado como resistente, Odonata como tolerante e algumas famílias de Ephemeroptera moderadamente tolerantes, como Baetidae. A grande abundância relativa de Chironomidae e grupos considerados tolerantes ou resistentes está relacionada a ambientes impactados (BRAGA; GUTJAHR, 2018; BARBOLA et al., 2011).

Figura 116 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 1. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

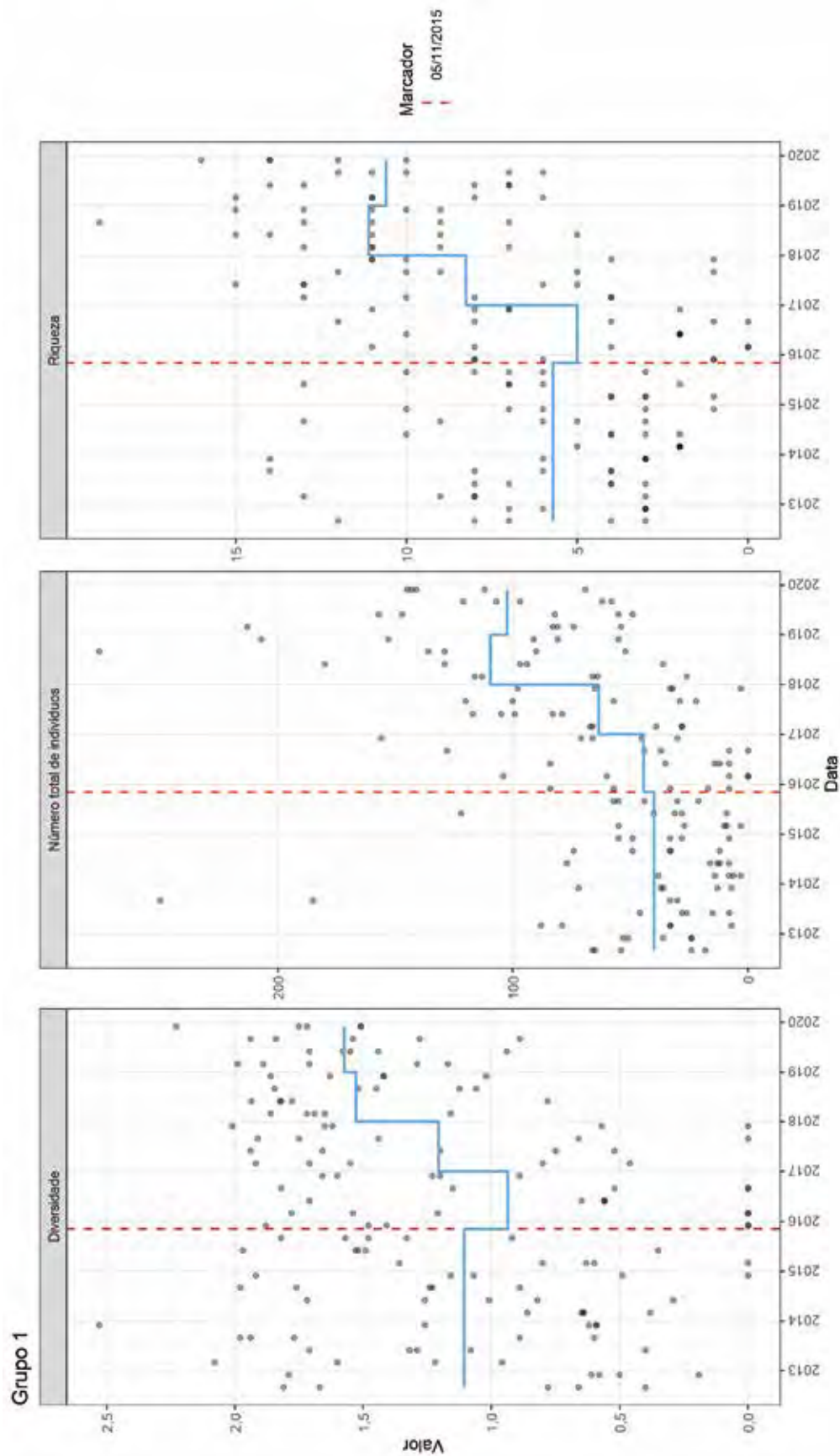


Figura 117 – Total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 1. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

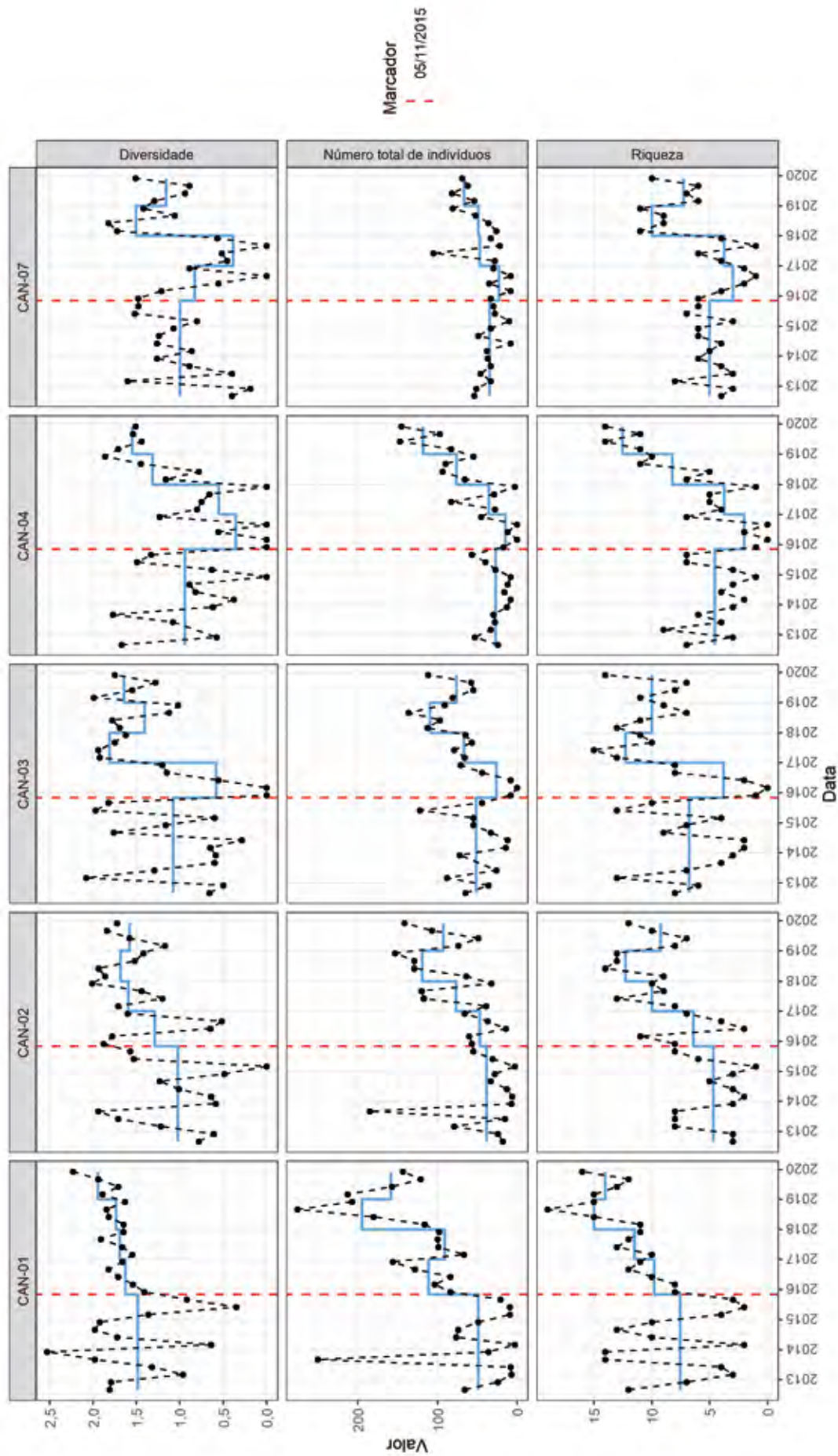


Figura 118 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos, diversidade (indivíduos/m²) e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 1.

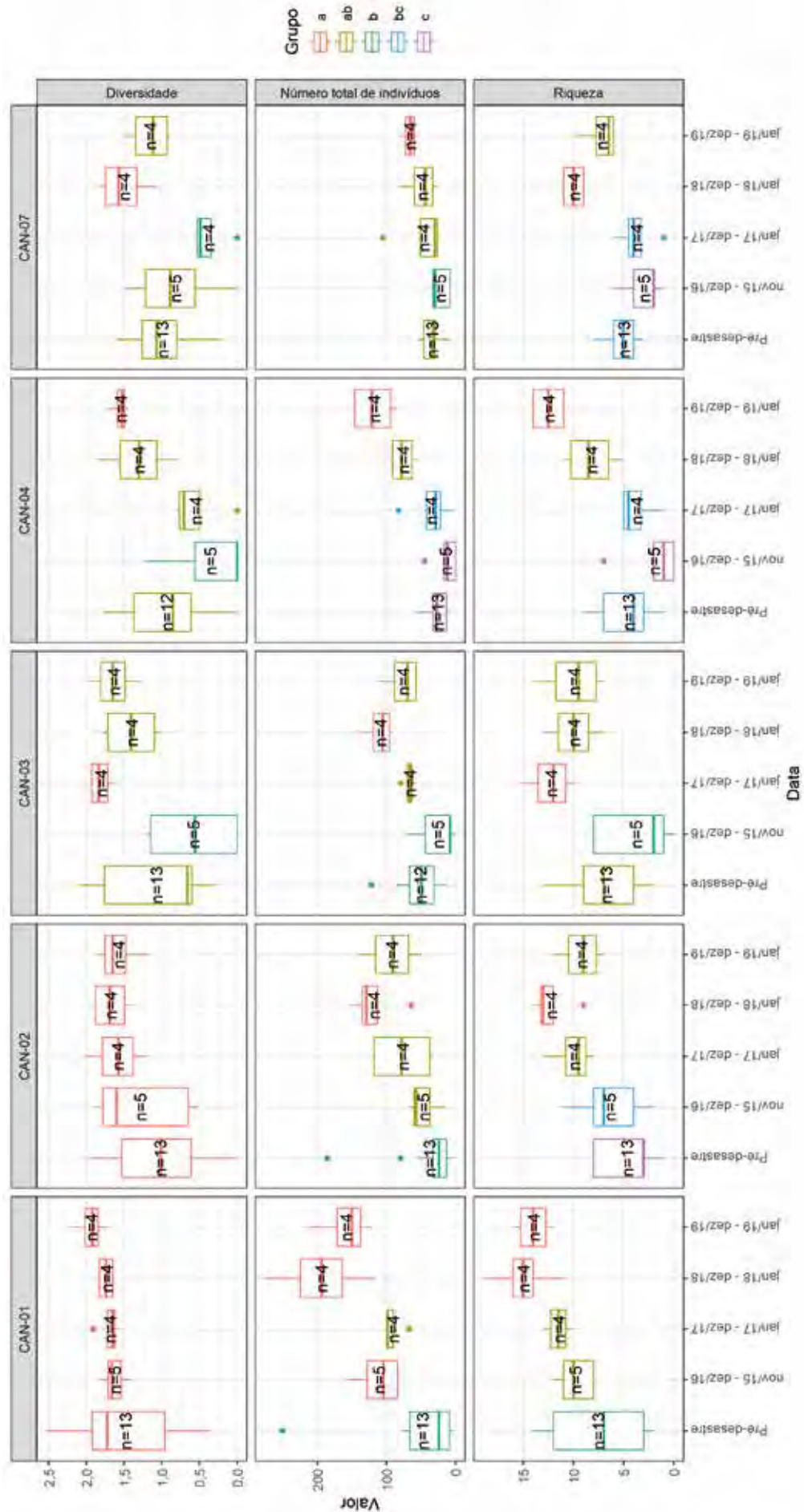
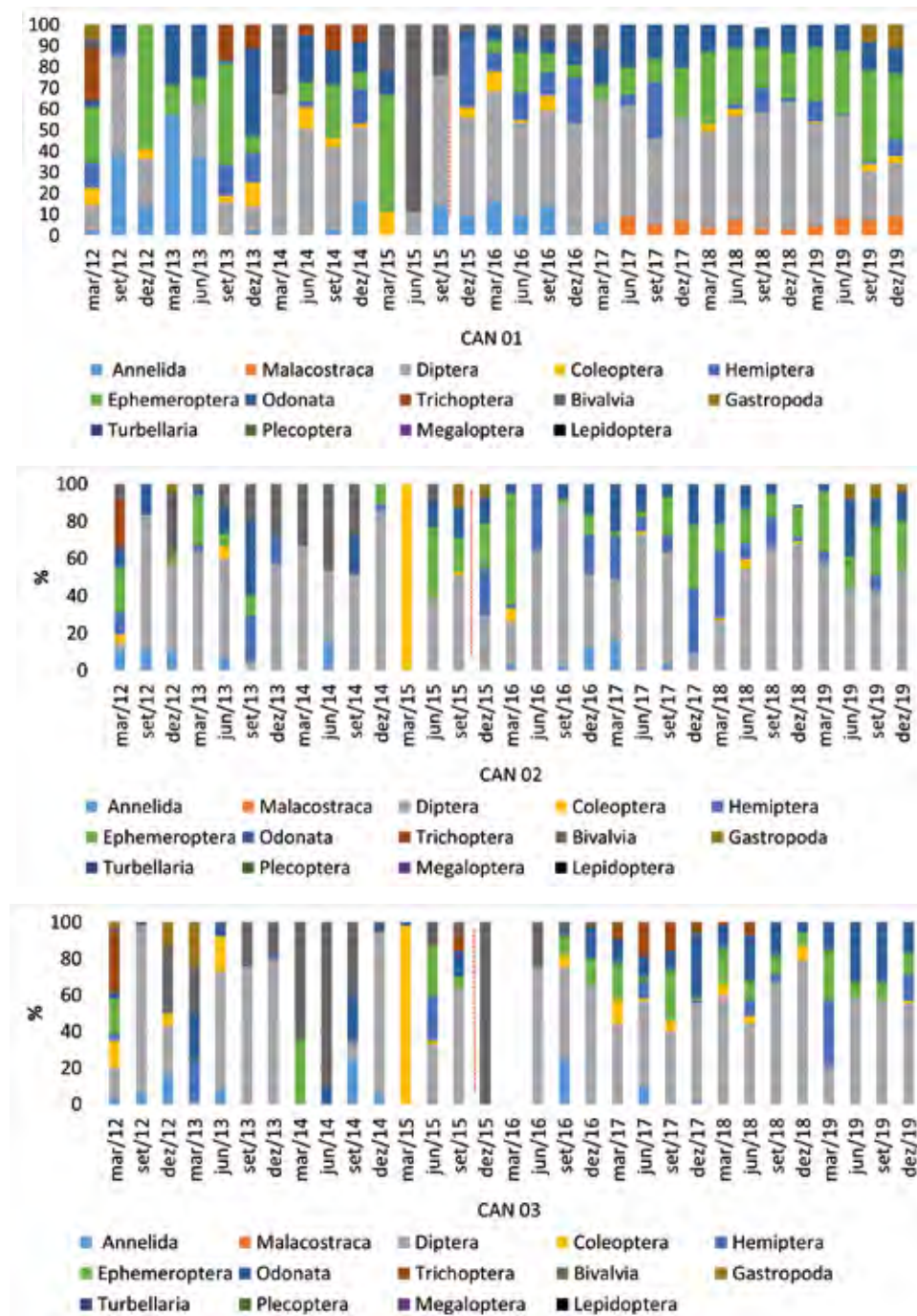
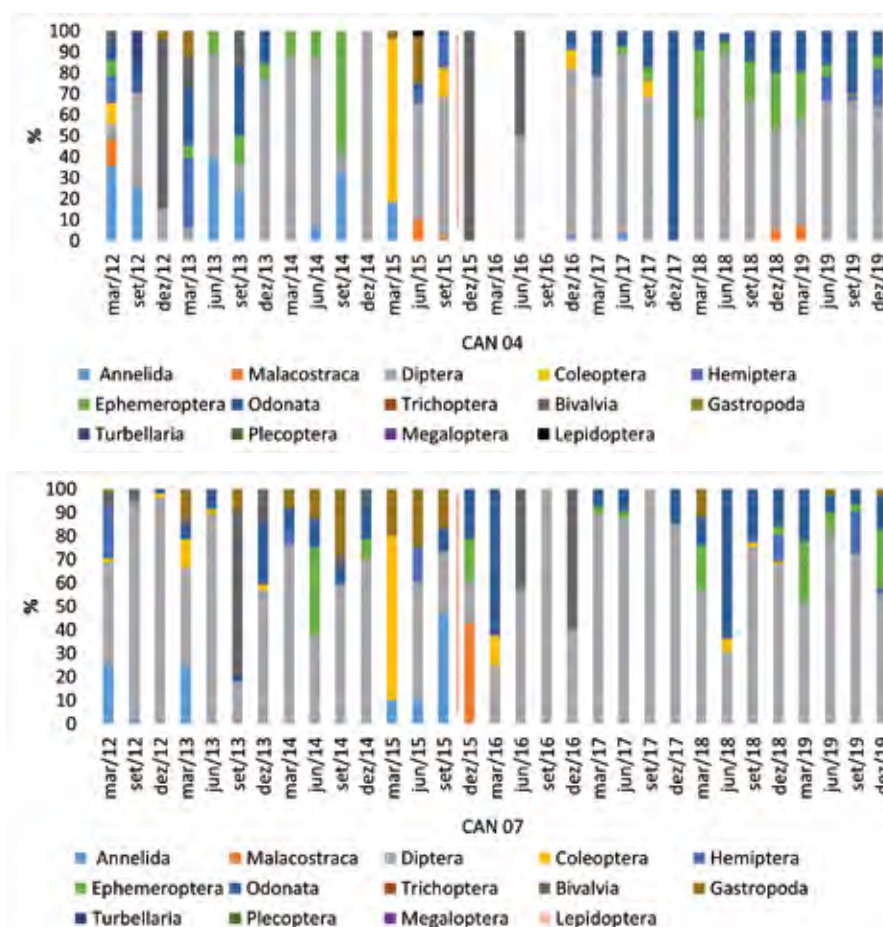


Figura 119 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 1 por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.





Nas estações CAN-03, CAN-04 e CAN-07, localizadas no rio Doce, após o desastre foi constatado um aumento significativo na proporção de valores mínimos dos indicadores analisados quando comparados à linha-base (Tabela 38). A proporção de estação de amostragem com riqueza de táxons menor ou igual a 1 passou de 3% no período anterior ao desastre para 27% no período analisado no Relatório de Diagnóstico dos Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), a diversidade menor ou igual a 1 passou de 15% para 30% e a proporção e o número total de indivíduos menor que 20 passou de 23% para 33%. Esse aumento na maioria dos indicadores se manteve em todo o período analisado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c). No novo período de dados analisado (de junho de 2018 a dezembro de 2019), em todos os casos, não houve registro de valores mínimos dos indicadores. Portanto, as proporções de valores mínimos dos indicadores chegaram a valores menores do que na linha-base (Tabela 38). Corroborando com a tendência de recuperação da comunidade.

A aparente recuperação da comunidade bentônica nesse compartimento, entretanto, pode ser alterada com a entrada de novos aportes do material depositado nas margens, em períodos de alta precipitação. Condições como essas podem influenciar na degradação do meio aquático, com potencial de alterar novamente a comunidade bentônica. Nessas situações, a tendência de recuperação que a comunidade tem apresentado pode ser revertida, com consequente redução nos indicadores analisados.

Tabela 38 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no rio Doce, Compartimento 1. Diag.: dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp.: complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre						
		Diag.	Acomp.	Total	12/15 a 12/16	2017	2018	2019
Riqueza menor igual a 1	3	27	0	16	40	13	0	0
Número de indivíduos menor que 20	23	33	0	20	60	8	0	0
Diversidade menor igual a 1	15	30	0	18	40	25	0	0

Nas estações no rio Piranga e rio do Carmo (CAN-01 e CAN-02), a riqueza de táxons, número de indivíduos amostrados e diversidade de Shannon não apresentaram redução após o desastre.

Os resultados da aplicação do índice BMWP para as três estações localizadas no rio Doce (CAN-03, CAN-04 e CAN-07) corroboraram com os demais indicadores analisados no compartimento 1. Após o primeiro ano do desastre os resultados do índice BMWP apresentaram início de recuperação, com aumento na frequência da classificação da qualidade de água como ruim ou regular e diminuição da frequência de classificação como péssima (Tabela 40). A partir do ano de 2017 para a CAN-03 e de 2018 para CAN-04 e CAN-07 a classificação como ruim ou regular foi expressivamente mais frequente do que no período anterior ao desastre.

Tabela 39 – 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

	CAN-01	CAN-02	CAN-03	CAN-04	CAN-07
mar/18	Ruim	Regular	Ruim	Péssima	Péssima
jun/18	Ruim	Regular	Ruim	Péssima	Ruim
set/18	Regular	Regular	Péssima	Ruim	Péssima
dez/18	Ruim	Regular	Ruim	Ruim	Regular
mar/19	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim
jun/19	Ruim	Péssima	Ruim	Regular	Ruim
set/19	Péssima	Péssima	Péssima	Ruim	Ruim
Dez/19	Regular	Ruim	Ruim	Regular	Péssima

No monitoramento realizado no Compartimento 2A (estação CAN-06 do monitoramento realizado pela UHE Risoleta Neves e estações P04, P05 e P06 do monitoramento realizado pela UHE Baguari), após a drástica queda em decorrência do desastre, observada logo após o desastre, a média dos indicadores riqueza e diversidade mantiveram a tendência de recuperação evidenciada em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c) (Figura 120). Entretanto não chegaram próximos aos valores médios observados antes do desastre. A média do indicador número total de organismos (no caso da estação CAN-06) e densidade de organismos/m² (nas estações P04, P05 e P06) não manteve a tendência de recuperação observada no ano de 2017, apresentando redução no ano de 2018 (Figura 120). Além da alteração da comunidade em si a baixa densidade de macroinvertebrados bentônicos, em relação à linha-base, evidencia continuidade de prejuízo no papel ecológico desenvolvido pelo grupo. A redução da biomassa do grupo tem impacto em seus consumidores diretos, podendo também causar desequilíbrio na teia trófica.

Na análise individual de cada estação de amostragem, as estações P04, P05 e P06 apresentam tendência crescente de recuperação da riqueza de táxons e diversidade de organismos (Figura 121). Em todos os casos, entretanto, os valores médios do período após o desastre não se aproximaram dos valores médios do período anterior ao desastre. A densidade de indivíduos/m² não acompanhou essa tendência (Figura 121), assim como ocorreu na análise geral do compartimento.

Na estação CAN-06 após indícios de recuperação dos indicadores, observados até final de 2017, ocorreu redução nos valores médios dos três indicadores analisados. Para riqueza de táxons e diversidade de Shannon, embora em alguns períodos os valores máximos fossem similares aos valores máximos encontrados na linha-base, houve aumento na proporção de valores baixos dos indicadores (Figura 121). O número total de indivíduos além de apresentar aumento na proporção de valores baixos não apresentou valores próximos aos valores máximos de antes do desastre, assim como a densidade de organismos/m² das demais estações de amostragem do Compartimento 2A.

Na maior parte das estações os diferentes indicadores apresentaram diferença não significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) entre o novo período de dados analisados e o período pós-desastre analisado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c) (Figura 122).

Nas quatro estações, no novo período analisado (entre 06/2018 e 12/2019 para Can-06 e entre 04/2018 e 12/2019 para P04, P05 e P06), houve predominância dos grupos Diptera (Chironomidea), Anellida (Oligochaeta), Gastropoda (*Melanoides Tuberculata*) e Ephemeroptera (Baetidae) organismos resistentes à baixa qualidade do ambiente (Figura 8). No compartimento 2A se destaca a presença da família Thiaridae (*Melanoides Tuberculata*), a espécie exótica *Melanoides Tuberculata* é considerada tolerante a grandes variações físicas e químicas no ambiente, apresentado alta plasticidade (DORNELAS, 2013).

Figura 120 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

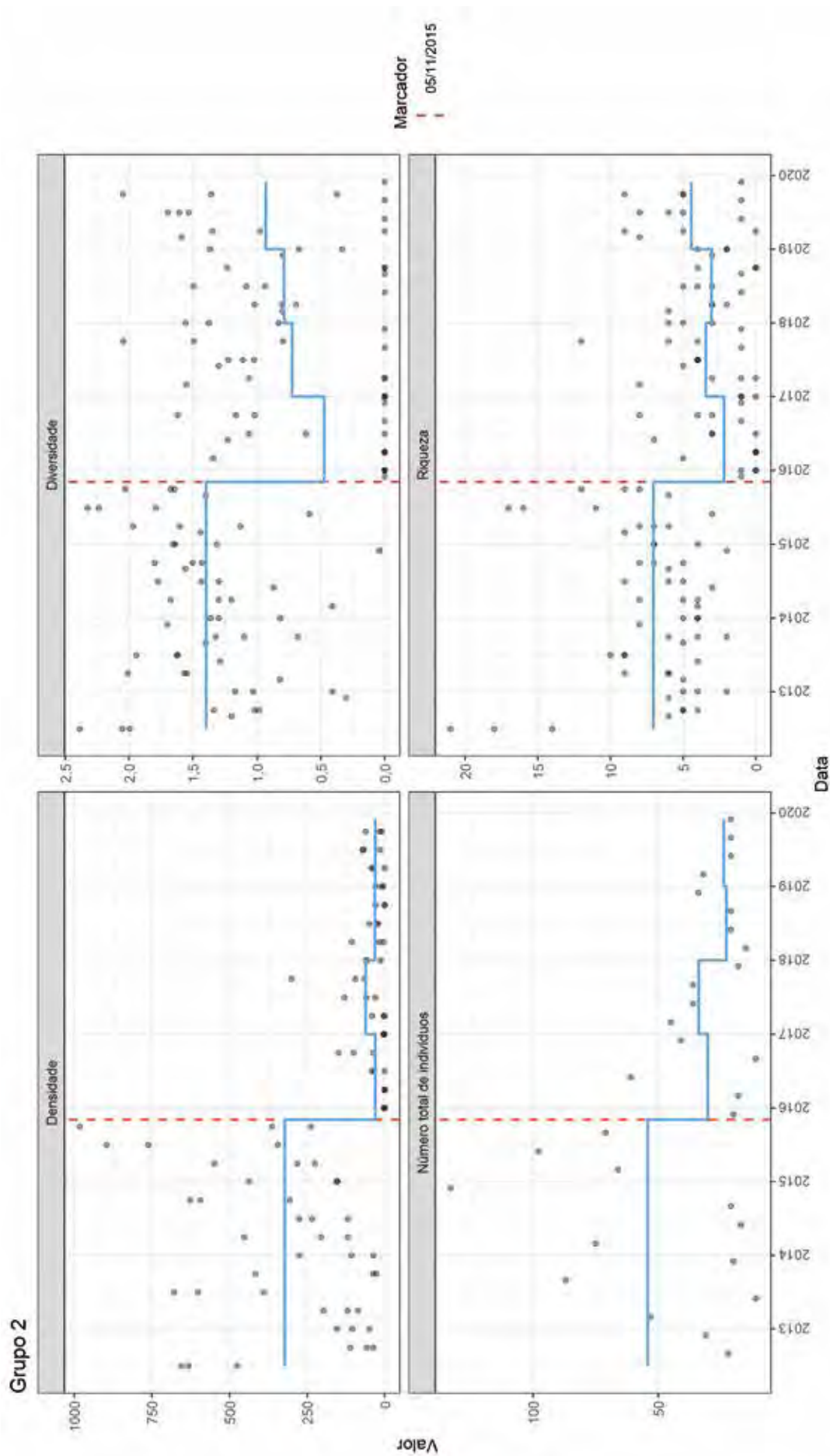


Figura 121 – Densidade (indivíduos/m²)/ Total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 07/2012 a 12/2019 no Compartimento 2A. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

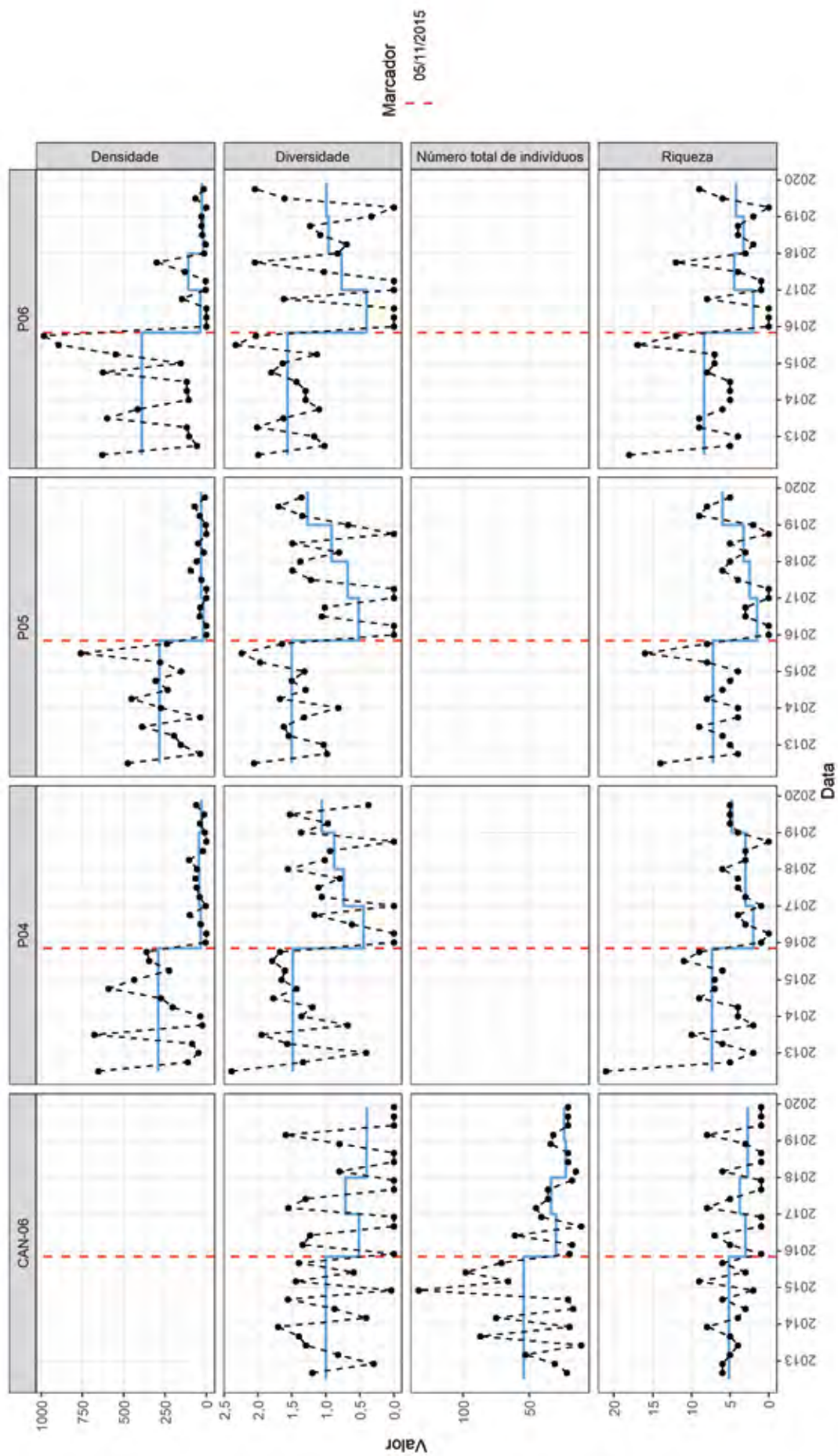
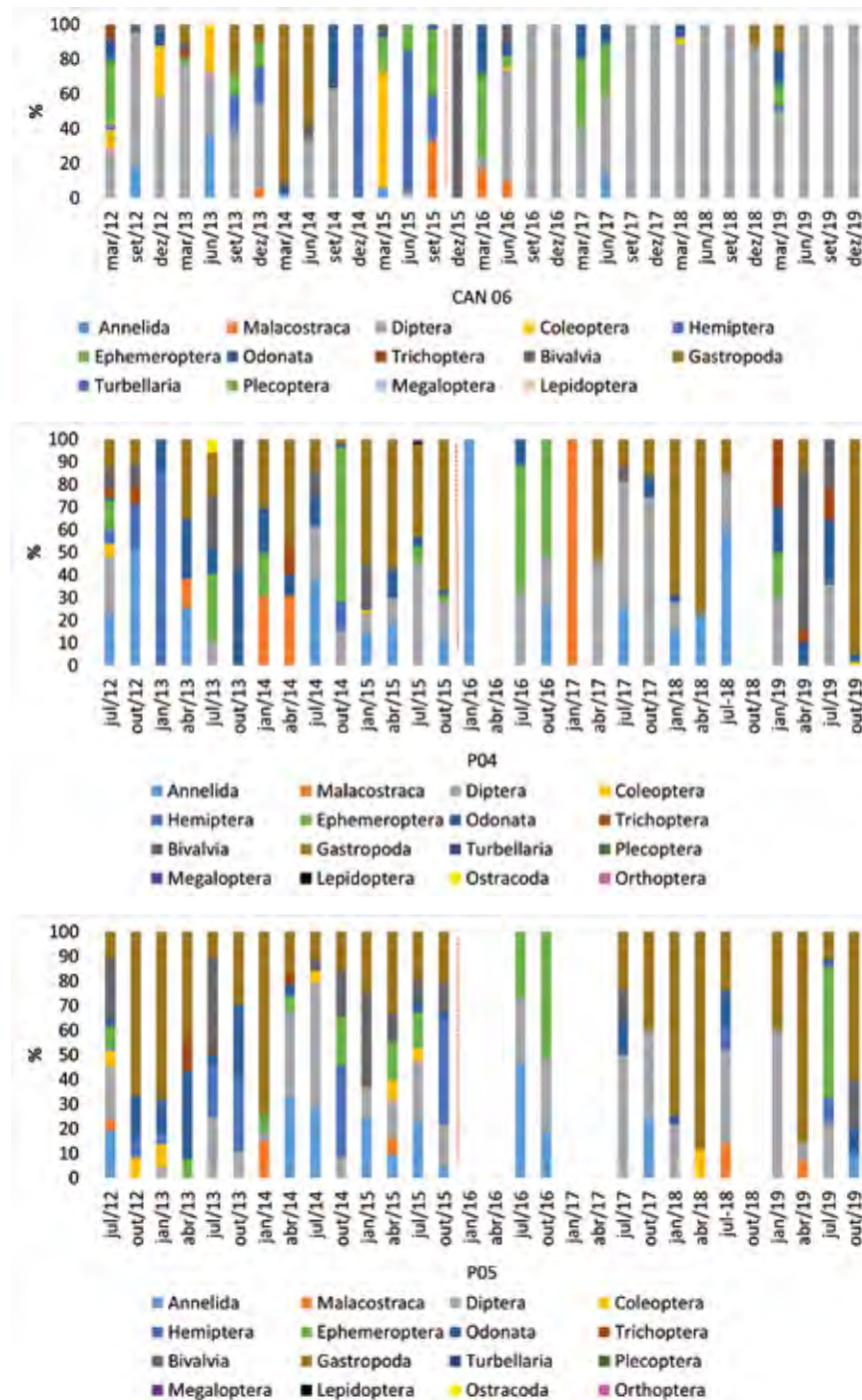
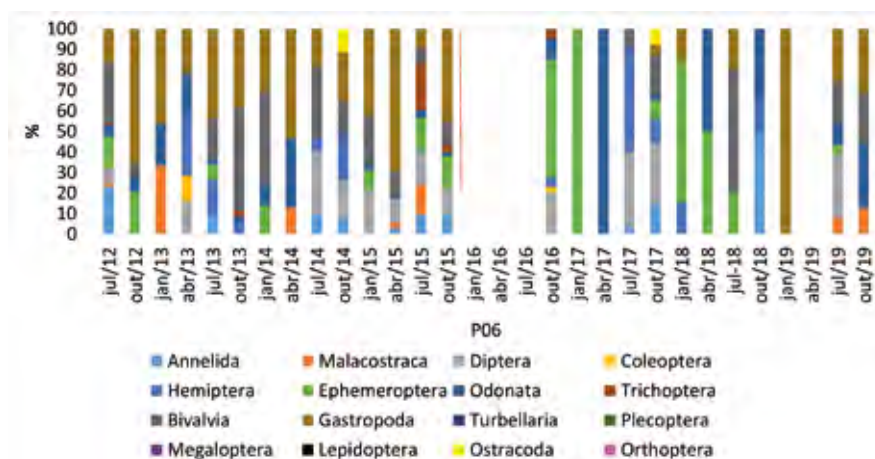


Figura 122 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos, diversidade (indivíduos/m²) e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 no Compartimento 2A.



Figura 123 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2A por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.





Nas estações localizadas no Compartimento 2A, com a inclusão do novo período de análise foi observada redução na proporção dos valores mínimos dos indicadores após o desastre (Tabela 40). A riqueza de táxons foi menor igual a 1 em 29% das estações ao longo do novo período analisado, incluído no presente relatório, enquanto 36% das estações ao longo do período apresentaram diversidade menor igual a 1 e densidade/número total de organismos apresentaram menor que 20. Em análise anterior apresentada em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c) 46% dos casos apresentaram valores mínimos de riqueza, enquanto 43% apresentaram valores mínimos de densidade/número total de organismos e 57% apresentaram valores mínimos de diversidade (Tabela 40).

Embora as proporções de valores mínimos dos indicadores de comunidade tendam a reduzir, o que indica recuperação da comunidade, não chegaram próximos ao período anterior ao desastre. Evidenciando a persistência do dano decorrente do desastre na comunidade bentônica. Antes do desastre não foram observados valores mínimos de riqueza de táxons. Valores mínimos de densidade / **número de indivíduos** foram observados em apenas 2% das estações ao longo do período analisado e valores mínimos de densidade foram observados em 18% dos casos (Tabela 40).

Tabela 40 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no compartimento 2A. Diag.- dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp. – complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre						
		Diag.	Acomp.	Total	12/15 a 12/16	2017	2018	2019
Riqueza menor igual a 1	0	46	29	38	59	44	25	25
Densidade /Número de indivíduos menor que 20	2	43	36	40	53	38	31	38
Diversidade menor igual a 1	18	57	36	48	65	50	44	31

Os resultados da aplicação do índice BMWP de maneira geral não evidenciaram recuperação da comunidade após o desastre (Tabela 41). É clara a redução na classificação do índice após o desastre (janeiro/2016), depois desse período não houve alterações significativas na classificação do índice que indicasse melhora do ambiente. Embora a riqueza de espécies esteja aumentando, o índice sugere que ocorre a predominância na comunidade de grupos com maior tolerância a alterações ambientais, com menor pontuação no índice BMWP. A aplicação do índice BMWP na estação CAN-06 que havia apresentado apenas classificação péssima, apresentou um caso com a classificação ruim em março de 2019.

Tabela 41 – 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.

Data	P04	P05	P06	Data	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
abr/18	Péssima	Péssima	Péssima	jun/18	Péssima
jul/18	Péssima	Péssima	Péssima	set/18	Péssima
out/18	Péssima	Péssima	Péssima	dez/18	Péssima
jan/19	Péssima	Péssima	Péssima	mar/19	Ruim
abr/19	Péssima	Péssima	Péssima	jun/19	Péssima
jul/19	Ruim	Péssima	Péssima	set/19	Péssima
out/19	Péssima	Péssima	Péssima	dez/19	Péssima

Com a inclusão do novo período de dados analisados 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) foi observada confirmação da tendência de recuperação da comunidade, após drástica queda em decorrência do desastre (Figura 124). Não chegando, entretanto, próximo a valores anteriores ao desastre.

Em análise realizada em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c), com dados até junho de 2017 a recuperação da comunidade não foi considerada expressiva. Com a inclusão do novo período de dados (a partir de setembro de 2017), entretanto, foi possível observar o aumento nos valores de riqueza de táxons e diversidade de Shannon (Figura 124). A densidade de organismos/m² continuou a apresentar recuperação pouco expressiva, tanto na análise conjunta quanto na análise por estação de amostragem (Figura 124, Figura 125), assim como observado no Compartimento 2A.

A maior parte das estações de amostragem apresenta diferença significativa entre o período anterior ao desastre e após o desastre, principalmente para os índices de riqueza e diversidade, demonstrando que houve alteração na comunidade de acordo com os indicadores analisados (Figura 126). O novo período de dados analisado não apresentou diferença significativa quando comparado ao período pós-desastre apresentado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c) (Figura 126).

O comportamento de recuperação da comunidade após os primeiros meses do desastre, entretanto, não foi comum a todas as estações de amostragem (Figura 125). As estações AIM020 e P08 não apresentaram tendência clara de recuperação, quando analisadas as médias dos indicadores riqueza de táxons e diversidade de Shannon. Na AIM020 houve um aumento expressivo na proporção de valores mínimos desses indicadores e os valores máximos dos indicadores após o desastre estão abaixo dos valores do período anterior ao desastre, essa estação se destaca por haver ausência de organismos durante vários períodos, inclusive na última campanha analisada (Figura 127). Na P08 valores máximos de riqueza e diversidade chegaram próximos a valores anteriores ao desastre, entretanto, se mantém o aumento na proporção de valores baixos dos indicadores (Figura 125).

Como descrito em Brasil (MPF) /LACTEC (2020c) após o desastre no compartimento 2B, se destaca a presença de Malacostraca (do gênero *Macrobrachium*) e Gastropoda (Figura 127). Sendo Gastropoda da espécie exótica invasora *Melanoides tuberculatus* que possui grande potencial de desestruturar comunidades bentônicas nativas, e tolerância a ambientes perturbados (DAS CHAGAS; BARROS; BEZZERRA, 2018).

Figura 124 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 10/2019 no Compartimento 2B. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

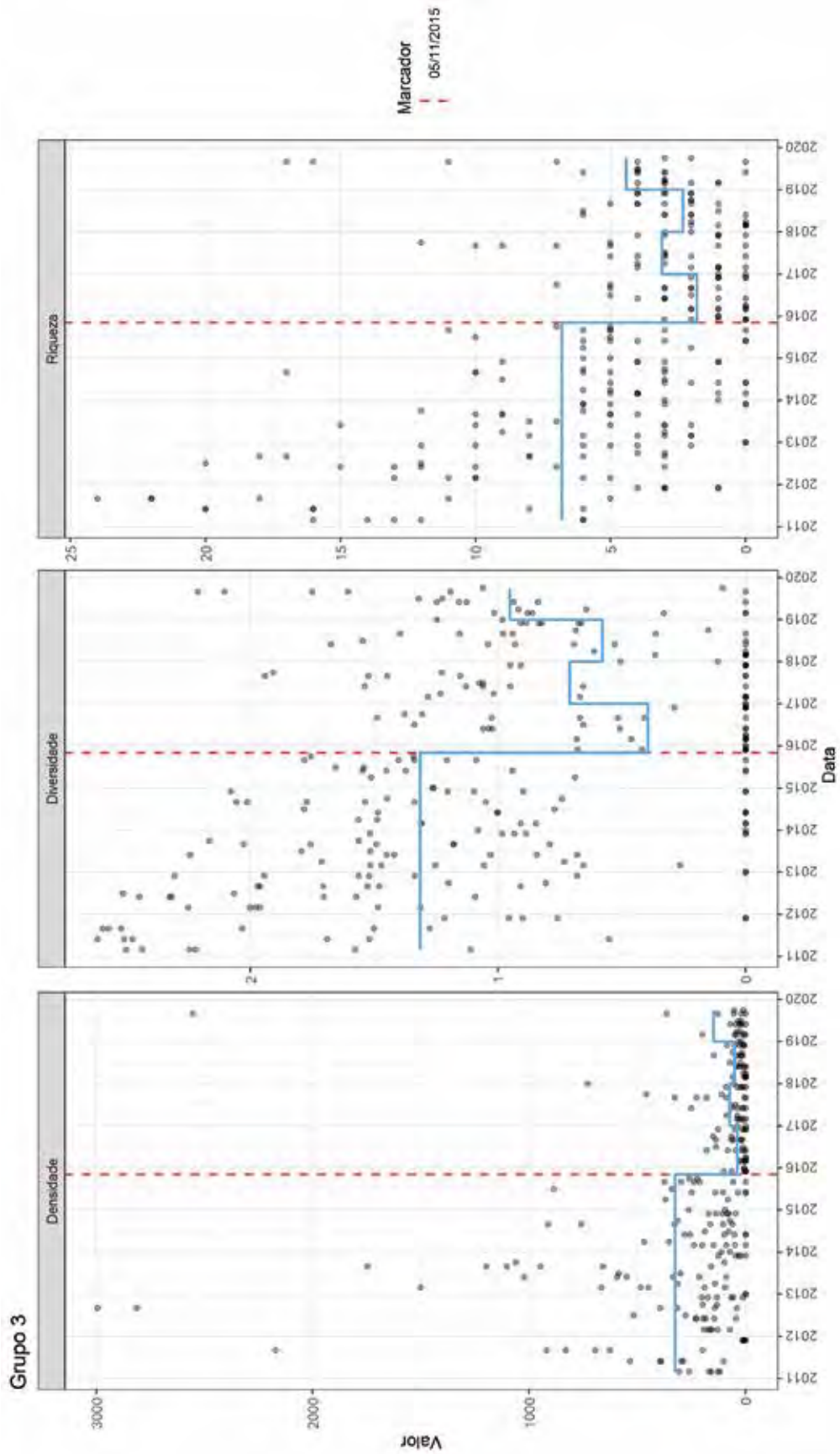


Figura 125 – Densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre e a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

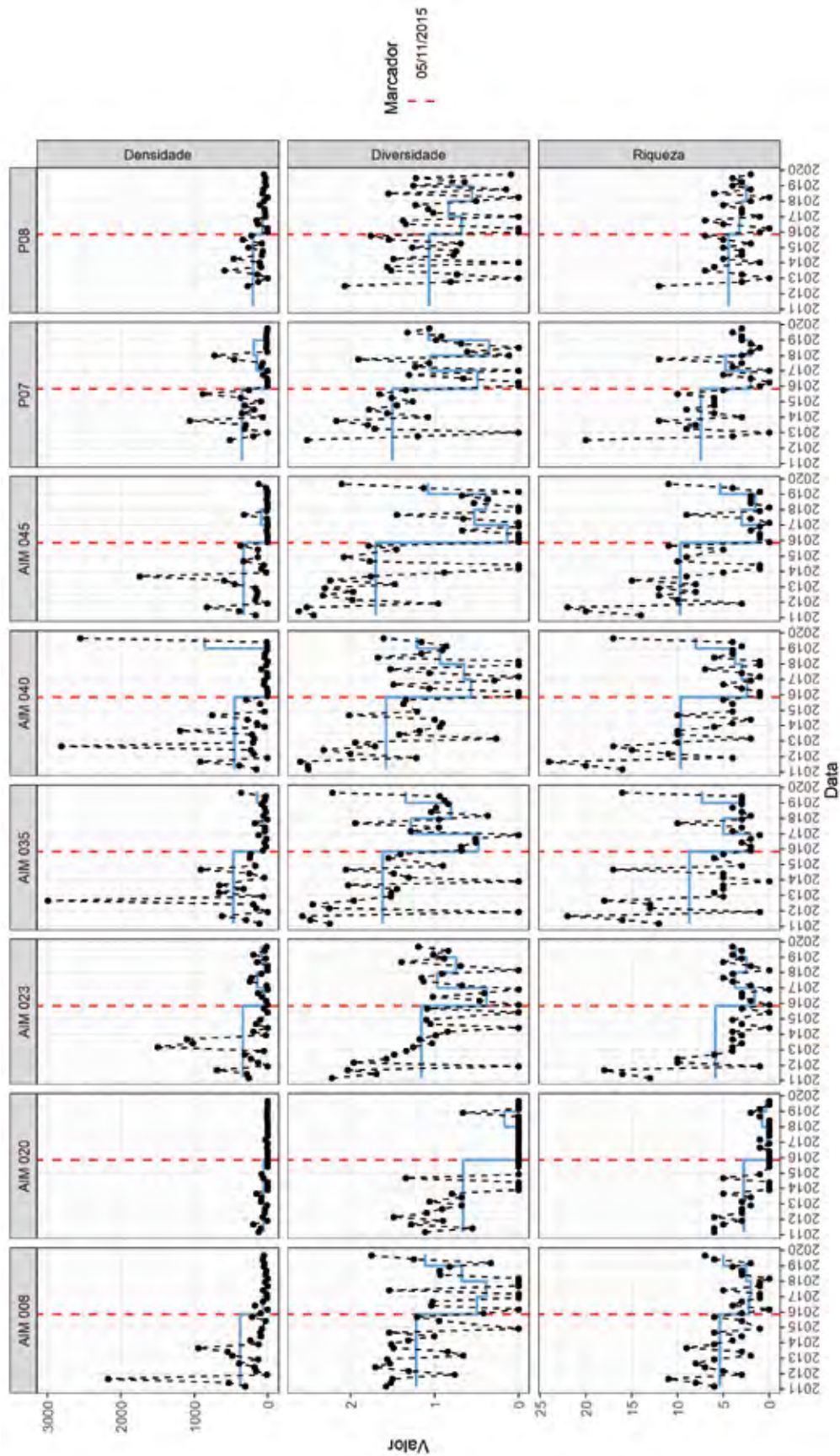


Figura 126 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade (indivíduos/m²), diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B.

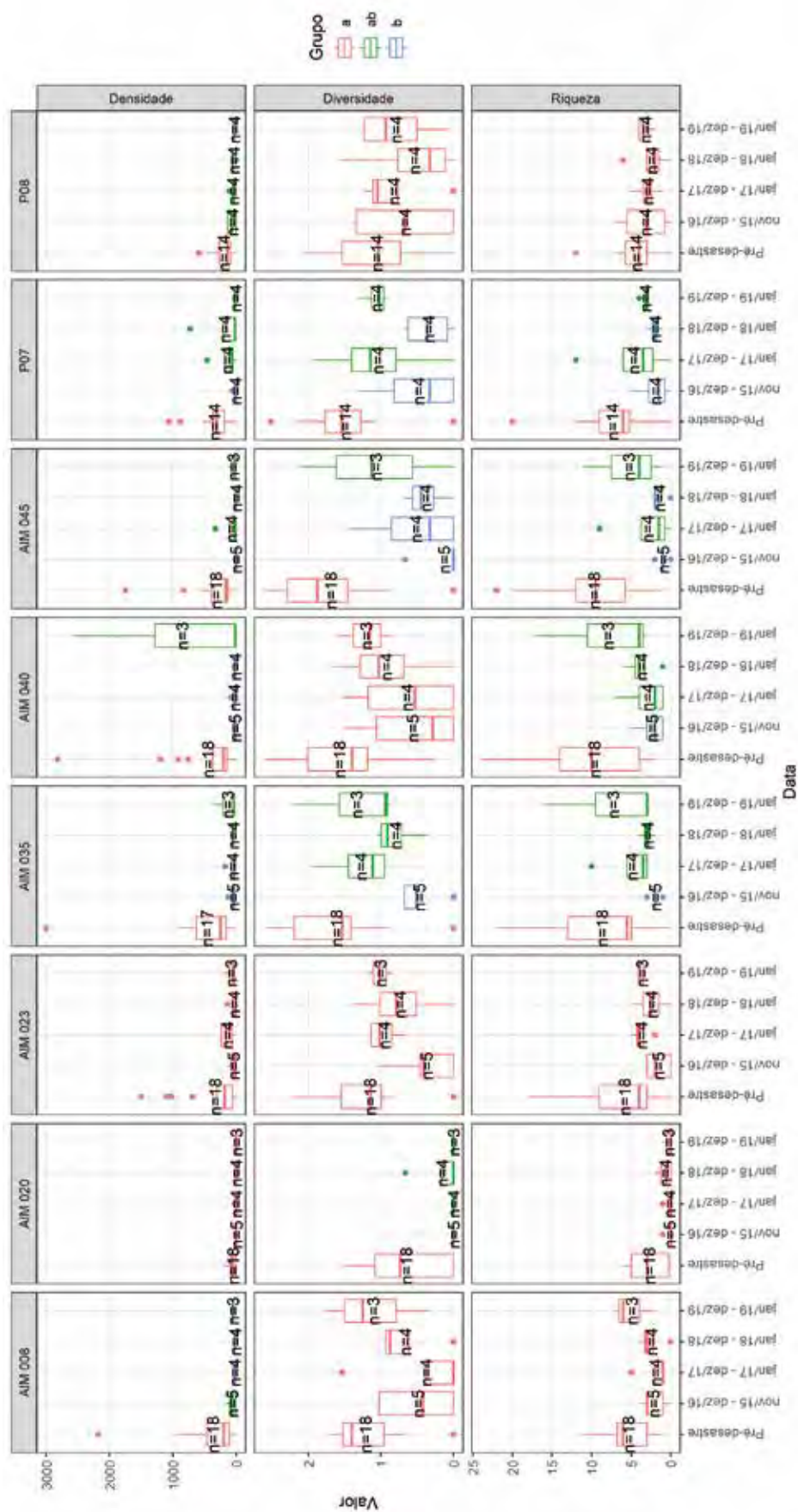
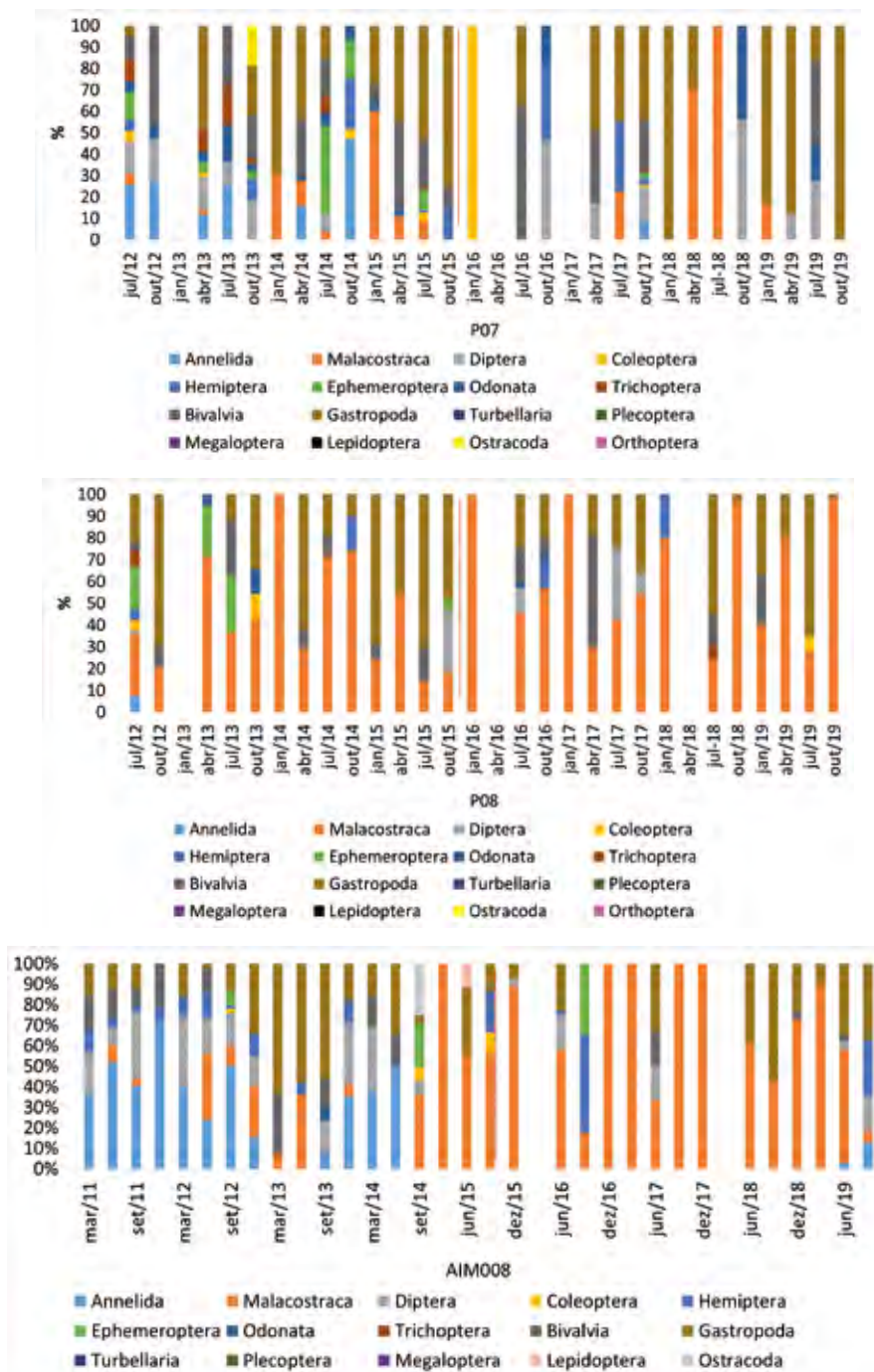
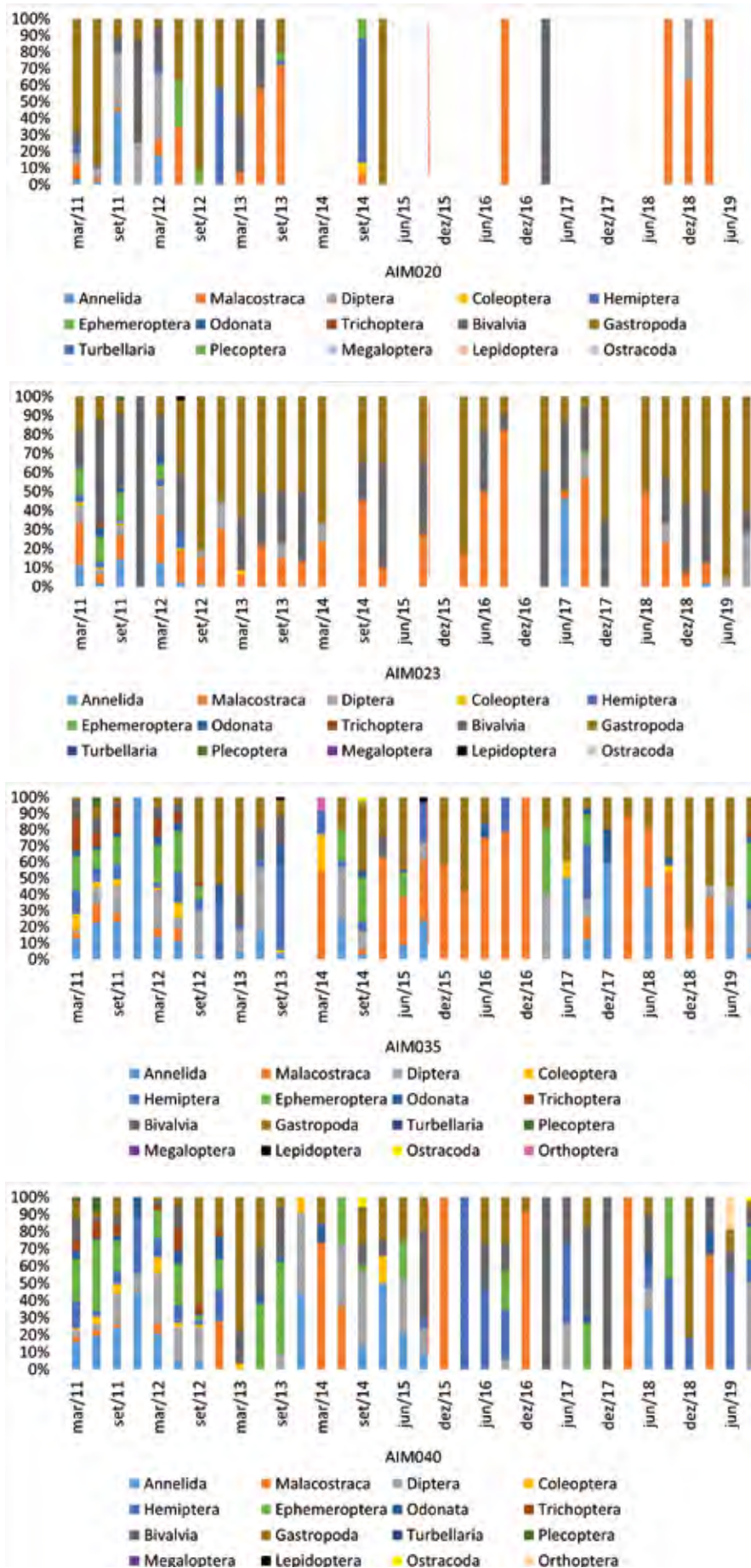
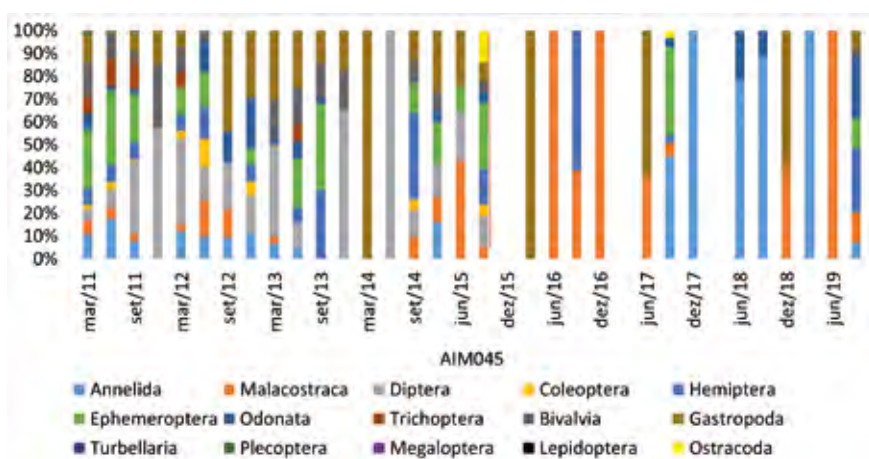


Figura 127 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos no Compartimento 2B por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.







Após revisão de laudos e das análises houve alteração nos valores absolutos das proporções dos valores mínimos dos indicadores analisados (Tabela 42), entretanto, a alteração dos valores não modificou os resultados das análises dos indicadores e conclusões apresentadas em Brasil (MPF) / LACTEC (2020c). A proporção de estações com riqueza menor ou igual a 1 antes do desastre foi de 11%, no período analisado anteriormente foi de 45% e com a inclusão do novo período de dados foi 26%. Densidade menor do que 20 indivíduos/m² foi observada em 11% das estações nas campanhas antes do desastre, no período analisado anteriormente a proporção foi de 52%, com a inclusão do novo período de dados a proporção foi de 46%. Para diversidade antes do desastre 29% das estações apresentaram resultado menor ou igual a 1, no primeiro período analisado 70% e com a inclusão do novo período 68% (Tabela 42). Embora seja observada redução na proporção dos valores mínimos dos indicadores, no Compartimento 2B essa redução foi menos expressiva. Indicando a permanência do dano decorrente do desastre na comunidade bentônica. Embora seja possível observar indícios de início da recuperação da comunidade, a comunidade bentônica ainda apresenta severas alterações em decorrência do desastre nesse compartimento.

Tabela 42 – Proporção dos valores mínimos dos indicadores analisados em ambiente fluvial no Compartimento 2B.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre						
		Diag.	Acomp.	Total	12/15 a 12/16	2017	2018	2019
Riqueza menor igual a 1	11	45	26	35	53	41	28	12
Densidade menor que 20	11	52	46	48	61	41	50	38
Diversidade menor igual a 1	29	70	68	69	79	56	84	50

Os resultados da aplicação do índice BMWP em ambiente fluvial no compartimento 2B não evidenciaram recuperação da classificação de qualidade da água (Tabela 43), assim como no Compartimento 2A.

Tabela 43 – 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 2B.

Data	AIM 008	AIM 020	AIM 023	AIM 035	AIM 040	AIM 045	Data	P07	P08
mar/11	Péssima	Péssima	Regular	Regular	Boa	Boa	jul/12	Excelente	Regular
jun/11	Péssima	Péssima	Excelente	Boa	Excelente	Excelente	out/12	Péssima	Péssima
set/11	Regular	Péssima	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	jan/13	Péssima	Péssima
dez/11	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	abr/13	Regular	Péssima
mar/12	Péssima	Péssima	Regular	Regular	Regular	Ruim	jul/13	Ruim	Péssima
jun/12	Péssima	Péssima	Regular	Regular	Boa	Regular	out/13	Regular	Péssima
set/12	Ruim	Péssima	Péssima	Boa	Boa	Ruim	jan/14	Péssima	Péssima
dez/12	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Regular	Regular	abr/14	Péssima	Péssima
mar/13	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Ruim	jul/14	Ruim	Péssima
jun/13	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Regular	Regular	out/14	Ruim	Péssima
set/13	Ruim	Péssima	Péssima	Regular	Regular	Ruim	jan/15	Péssima	Péssima
dez/13	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	abr/15	Ruim	Péssima
mar/14	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	jul/15	Ruim	Péssima
jun/14	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	out/15	Péssima	Péssima
set/14	Ruim	Péssima	Péssima	Regular	Ruim	Ruim	jan/16	Péssima	Péssima
dez/14	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Ruim	abr/16	Péssima	Péssima
mar/15	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Ruim	jul/16	Péssima	Péssima
jun/15	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	out/16	Péssima	Ruim
set/15	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Regular	jan/17	Péssima	Péssima
dez/15	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	abr/17	Péssima	Péssima
mar/16	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	jul/17	Péssima	Péssima
jun/16	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	out/17	Regular	Péssima
set/16	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	jan/18	Péssima	Péssima
dez/16	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	abr/18	Péssima	Péssima
mar/17	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	jul/18	Péssima	Ruim
jun/17	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	out/18	Péssima	Péssima
set/17	Péssima	Péssima	Péssima	Ruim	Péssima	Ruim	jan/19	Péssima	Péssima
dez/17	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	abr/19	Péssima	Péssima
mar/18	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	jul/19	Péssima	Péssima
jun/18	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	out/19	Péssima	Péssima
set/18	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima			
dez/18	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima			
mar/19	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima			
jun/19	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima			
set/19	Péssima	Péssima	Péssima	Regular	Regular	Regular			

No diagnóstico do dano, a alteração na comunidade bentônica foi classificada como um dano grave no Compartimento 1 e gravíssimo nos compartimentos 2A e 2B, diante da alteração nos indicadores analisados, evidenciando desestruturação inicial severa na comunidade bentônica (Tabela 44). A reversibilidade do dano foi classificada como parcialmente reversível nos três compartimentos analisados, pois mesmo com a recuperação da comunidade e reestabelecimento de funções ecológicas a comunidade pode se estruturar de forma diferente, podendo apresentar substituição de espécies, redução ou ausência local de alguns grupos e aumento de grupos oportunistas. Essas classificações não apresentaram alterações no acompanhamento do dano. No Compartimento 2A e 2B a tendência de redução do dano à comunidade bentônica também foi mantida, com a inclusão da nova série temporal de dados para o acompanhamento do dano.

No Compartimento 1 a tendência do dano foi alterada para cessada, diante da inclusão do novo período de dados analisados, que demonstram a recuperação da comunidade nesse compartimento, com os indicadores apresentando valores maiores do que na linha-base. Entretanto, ressalta-se que a entrada de novos aportes de lama em períodos de altas precipitações pode causar novas alterações na comunidade, alterando a tendência do dano novamente.

Tabela 44 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes no sedimento” nos compartimentos analisados, (*) classificação do dano que sofreu alteração no acompanhamento do dano.

Classificação do dano	Compartimento 1	Compartimento 2A	Compartimento 2B
Categoria	Grave	Gravíssimo	Gravíssimo
Tendência	Cessado*	Redução	Redução
Reversibilidade	Parcialmente reversível	Parcialmente reversível	Parcialmente reversível

2.4.5 CONCLUSÕES

Para o relatório do dano, apresentado no TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), inicialmente havia sido considerado os dados das estações amostrais AF10 (Naque – MG), AF12 (à montante e nas proximidades do reservatório da UHE Baguari) e AF19 (Aimorés – MG). Na primeira análise e seleção dos locais como afetados (AF), uma vez que não havia sido concluído ainda o traçado da área de passagem e deposição da lama de rejeito (APDL), essas estações foram classificadas como afetadas pela lama de rejeito. Com a finalização da modelagem sobre a dinâmica do transporte, realizada pelo Lactec, elaborada com informações das cotas de inundação provenientes da chuva no início do ano de 2016, foi gerada a versão final da APDL. Ao sobrepor esse perímetro e as localizações das estações amostrais, verificou-se que esses pontos estavam fora da APDL e foram desconsiderados como afetados. Com base nessa nova classificação dessas estações amostrais, os resultados foram novamente analisados e não houve alteração quando comparada à análise anterior (relatório TOMO II).

Com as fortes chuvas ocorridas no início do ano de 2020, ocorreu um novo extravasamento da coluna d’água. As cotas de inundação foram novamente avaliadas por equipes de campo e uma nova modelagem foi realizada após esse período. O produto dessa modelagem gerou um novo traçado e esse perímetro foi denominado de área de suscetibilidade ao extravasamento do rejeito (ASER). Conforme o mesmo procedimento adotado de sobreposição da APDL e dos locais das estações

amostrais, verificou-se que as estações, AF10, AF12 e AF19, ficaram contidas no perímetro do ASER e os resultados foram incorporados no presente relatório.

Outra análise realizada e que gerou uma mudança em comparação ao relatório do dano (TOMO II), foi quanto à classificação da gravidade do dano no Compartimento 3. Nesse relatório do dano, devido à baixa quantidade de dados químicos dos sedimentos no período pré-desastre, não foi realizada a classificação quanto sua gravidade. Com a publicação dos resultados obtidos por Duarte (2020), esses foram incorporados na análise do acompanhamento do dano e também na reanálise desse atributo no Compartimento 3. Desta forma, o resultado obtido foi de dano gravíssimo para este compartimento.

O dano aos macroinvertebrados bentônicos decorrente do desastre foi evidenciado através das análises dos indicadores de comunidade avaliados, apresentando picos de queda logo após e nos meses seguintes ao desastre. Após os primeiros meses do desastre, de maneira geral os indicadores demonstram início de recuperação da comunidade (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). A extensão do período de análise dos indicadores confirmou a tendência de redução do dano relacionada à recuperação da comunidade com o distanciamento temporal do desastre.

O Compartimento 1 apresentou mais expressiva recuperação da comunidade bentônica. Todos os indicadores de comunidade analisados apresentaram valores melhores que no período anterior ao desastre, com a extensão do período de análise dos dados. Embora em todo o rio Doce mesmo antes do desastre à comunidade de macroinvertebrados bentônicos pudesse ser relacionada a ambientes alterados, a comunidade presente antes do desastre no Compartimento 1 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.

Nos Compartimentos 2A, 2B, embora tenham apresentado melhoras nos indicadores, na maioria dos casos não chegaram a níveis anteriores ao desastre. Com a extensão do período de análise dos dados foi observada mais expressiva recuperação da comunidade no Compartimento 2B. Nos dados analisados anteriormente, para o diagnóstico do dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) a recuperação da comunidade no compartimento 2B encontrava-se em estágio inicial, nem sempre sendo evidente.

A classificação do dano à comunidade bentônica, como grave no Compartimento 1 e gravíssimo no Compartimento 2A e 2B se manteve, diante do impacto inicial do dano na comunidade com reflexos diretos no papel ecossistêmico desempenhado pelo grupo e na cadeia trófica. Em todos os compartimentos analisados foi mantida a classificação do dano como parcialmente reversível, pois mesmo com o reestabelecimento dos indicadores de qualidade da comunidade e das funções ecológicas, a comunidade não volta a ser exatamente como antes do desastre. Podendo ocorrer substituições de espécies, com ausência ou diminuição local de grupos encontrados antes do desastre.

Nos compartimentos 2A e 2B a tendência de redução do dano também foi mantida. No compartimento 1 a tendência do dano foi alterada para cessado pois, os indicadores apresentaram valores melhores que no período anterior ao desastre. Entretanto, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser novamente impactada, em períodos com alta precipitação e consequente movimentação e entrada de novos aportes de lama na bacia hidrográfica do rio Doce.

Estima-se que no Compartimento 3 o dano decorrente do desastre na comunidade de macro-invertebrados bentônicos apresente similaridade aos danos apresentados no Compartimento 2A e 2B. Diante da proximidade espacial e similaridade dos eventos a que foram expostas, entretanto, pela ausência de linha-base não foi possível à mensuração do dano nesse compartimento.

2.4.5.1 Acompanhamento do dano

Com base em todos os resultados das análises químicas apresentadas para os sedimentos fluviais, a Figura 128 mostra, de forma gráfica, que o Compartimento 1 apresenta contaminação considerável para os elementos alumínio e chumbo e contaminação elevada para arsênio, ferro e manganês. O elemento manganês no Compartimento 1, além de ter contaminação elevada, para o acompanhamento do dano, ficou com as concentrações acima da linha-base, por isso seu tamanho é maior na referida figura. Ainda nesse compartimento o índice de carga de poluição (PLI), Figura 112 e grau de contaminação (GC), Figura 113, indicaram que esse compartimento tem elevada poluição e grau de contaminação muito alto.

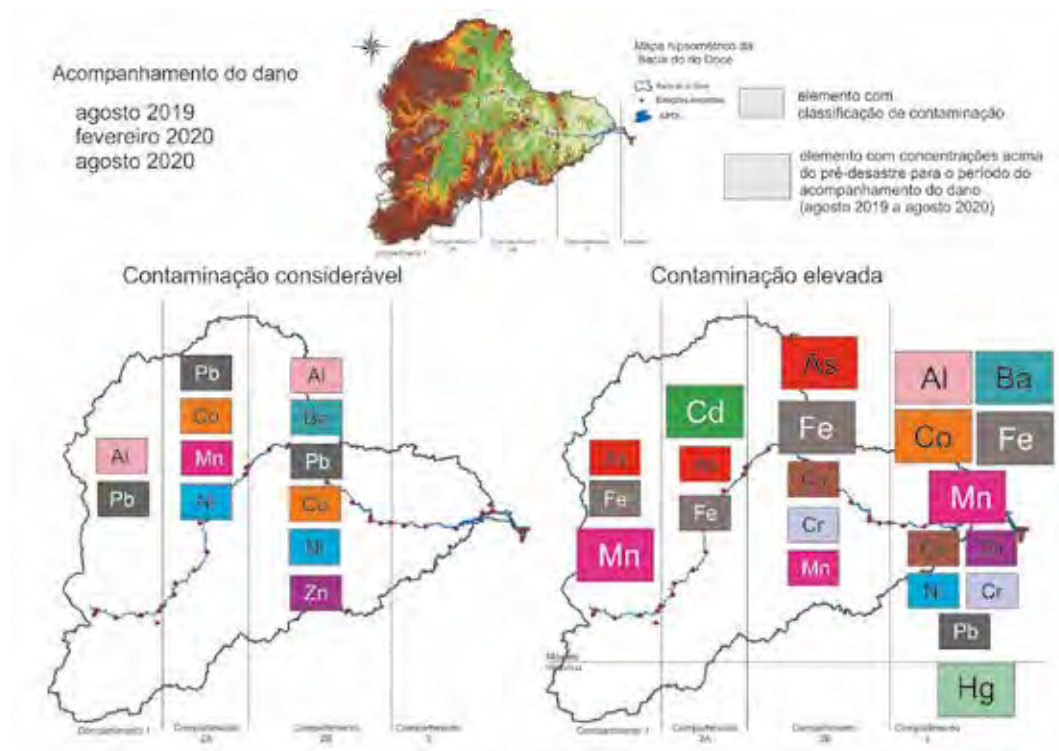
O Compartimento 2A tem os elementos chumbo, cobalto, manganês e níquel classificados com contaminação considerável e arsênio, ferro, e cádmio com contaminação elevada. O cádmio ainda apresentou concentrações acima do máximo histórico (linha-base). A análise do PLI indica que há uma contaminação elevada nas imediações do Parque Estadual do rio Doce (PERD), que é a estação amostral AF7 e para todas as estações analisadas nesse compartimento o grau de contaminação é muito alto.

Para o Compartimento 2B, os elementos alumínio, bário, chumbo, cobalto, níquel e zinco apresentaram contaminação considerável e o arsênio, cobre, cromo, manganês e ferro tiveram a contaminação elevada. Os elementos arsênio e ferro apresentaram concentrações que ficaram acima do máximo histórico. Com relação ao índice de carga e grau de contaminação, esse compartimento, foi classificado com elevada poluição e grau de contaminação muito alto.

Por fim, o Compartimento 3, que compreende a região do rio Doce entre a UHE Mascarenhas e o início do estuário, é o compartimento com a maior quantidade de elementos com contaminação elevada e elementos com concentrações acima do máximo histórico. Nesse compartimento o elemento cobre, zinco, níquel, cromo e chumbo apresentaram a contaminação elevada e ainda o alumínio, bário, cobalto, ferro e manganês, além da contaminação elevada, apresentaram as concentrações acima do máximo histórico. O elemento mercúrio, que não teve a classificação de contaminação em função dos dados primários estarem abaixo do limite de quantificação, foi classificado como alterado uma vez que suas concentrações ficaram acima do máximo histórico.

A síntese desses resultados descritos acima é apresentada na Figura 128.

Figura 128 – Síntese das análises químicas quanto à comparação com dados do pré-desastre e do fator de contaminação.



Ao longo do período de acompanhamento do dano (agosto de 2019 e agosto de 2020), verificou-se que alguns elementos não apresentaram alteração, ou seja, ficaram abaixo das concentrações do máximo histórico, que confirma a classificação de tendência à redução, já apontada no relatório do dano (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Esse atributo “tendência à redução” refere-se que o dano continua acontecendo, que o mesmo não foi cessado, porém tende a reduzir ao longo do tempo.

O resultado da análise dos EPTs que ficaram acima do máximo histórico ao longo dos anos, é apresentado na Figura 129, a qual mostra que as classificações de alterado (concentrações acima do máximo histórico) e não alterado (concentrações abaixo do máximo histórico), para os anos de 2019 e 2020, referente ao acompanhamento do dano. De forma resumida os elementos alumínio, bário, cobalto, ferro e manganês no Compartimento 3 ficaram com contaminação elevada e acima das concentrações da linha-base e o mercúrio também apresentou registro de concentrações acima dessa linha-base.

O dano não foi classificado como cessado, uma vez que o rejeito ainda se encontra no interior da calha dos rios afetados pelo desastre e que, mesmo estando misturados aos sedimentos naturais, são ressuspensos em períodos chuvosos. Essa classificação passa pela premissa que o rejeito tem a origem antrópica, passou por um processo de moagem que resultou em grãos angulosos e que esse grão por não ter passado por um processo de transporte, desgaste e condições termodinâmicas ao longo do tempo, as condições de intemperismo atuantes, diferem-se das condições naturais dos sedimentos.

Figura 129 – Síntese das classificações de alterado e não alterado para os elementos analisados ao longo do tempo.



Para o atributo reversibilidade, que se refere à possibilidade de retorno à condição de linha-base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), houve a alteração da classificação, em relação ao relatório do dano. Nesse relatório o atributo foi classificado como parcialmente reversível.

A modelagem realizada pelo Lactec, para a dinâmica de transporte de sedimentos indicou que o volume de rejeito liberado no desastre foi de 44 hm³. Desse total, o volume retido no Compartimento 1, foi de 29,36 hm³ e nos Compartimentos 2 e 3, foi de 14,64 hm³. Quanto à dinâmica do transporte, o tempo esperado para a retirada natural do rejeito nos Compartimentos 2 e 3, é entre 37 e 54 anos e o volume total, entre 112 e 162 anos. Com base no resultado dessa modelagem, a classificação quanto à reversibilidade, foi considerada irreversível uma vez que o tempo estimado ultrapassa os 70 anos, que é a escala de tempo que levou em consideração o tempo de uma vida humana a retornar à condição pré-desastre. A Tabela 45 sintetiza a mudança da classificação do diagnóstico do dano, com base em novos dados inseridos no acompanhamento do dano.

Tabela 45 – Síntese dos resultados da classificação do dano sobre a alteração da alteração da concentração dos elementos no relatório de acompanhamento do dano.

Compartimento	Classificação do dano TOMO II	Mudança de classificação	Tendência TOMO II	Reversibilidade TOMO II	Mudança de classificação
C1	Pouco grave	Pouco grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C2A	Grave	Grave	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C2B	Gravíssimo	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível
C3	Sem classificação	Gravíssimo	Redução	Parcialmente reversível	Irreversível

2.4.6 CENÁRIO DE DANOS

Para os sedimentos analisados no ambiente fluvial a alteração na concentração de elementos potencialmente tóxicos e na granulometria foram classificados com tendência a redução, não foram cessados até o presente momento e foram objeto de análise nesse relatório do acompanhamento do dano. Para esses sedimentos, as alterações nas concentrações dos EPTs e na granulometria, apontam indícios de melhora, a dinâmica do transporte aponta que o tempo de retirada natural desse sedimento misturado ao rejeito total para todos os compartimentos é de 112 a 162 anos.

A alteração da comunidade bentônica em decorrência do desastre não foi considerada um dano cessado nos compartimentos 2A e 2B. Foram observados indícios de recuperação da comunidade após o impacto agudo do desastre, entretanto os indicadores não chegaram próximos a valores anteriores ao desastre, indicando que a comunidade necessita de um intervalo maior do tempo para se recuperar. O retorno de espécies consideradas mais sensíveis, está relacionado à melhor qualidade ambiental e a recolonização local, algumas dessas espécies podem não voltar a compor a comunidade do local. Embora o índice de riqueza e diversidade tenham apresentado melhoras, a densidade de indivíduos/m² se mantém consideravelmente abaixo do período anterior ao desastre nesses dois compartimentos. Estima-se que resultado semelhante ocorra no Compartimento 3, diante da proximidade geográfica, similaridade dos eventos a que a comunidade foi exposta, semelhança de variáveis físicas e químicas e semelhanças na composição da comunidade (observados no estudo realizado pelo Lactec, DOCUMENTOS SUPLEMENTARES).

O cálculo da estimativa de tempo para o dano à comunidade bentônica cessar nos compartimentos 2A e 2B não é trivial, em estimativa otimista o dano pode vir a ser considerado cessado no período de uma década após o desastre, entretanto mesmo nesse caso a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode vir a ser diferente da que ocorria antes do desastre, com substituição de espécies. Em estimativa pessimista o dano cessaria no período de centenas de ano após o desastre, especialmente diante da possível entrada de novos aportes de lama em período de altas precipitações que causariam novas alterações a comunidade, com potencial de reverter à tendência de recuperação observada. O cálculo de uma estimativa realista para a recuperação da comunidade não é possível com as análises realizadas para esse diagnóstico, sendo recomendado o contínuo monitoramento da comunidade, sobretudo após períodos de alta precipitação.

A recuperação do dano aos sedimentos e à comunidade bentônica pode ser acelerada com a melhora da qualidade ambiental em todos os níveis. Em especial com melhoria da qualidade de água e reflorestamento da vegetação marginal do rio. O tratamento de cargas de efluentes doméstico e industrial despejado no rio Doce e seus afluentes aceleraria consideravelmente o tempo de recuperação da comunidade, junto à recuperação da qualidade de sedimentos, impedimento da entrada de novos aportes de lama e ao reflorestamento da mata ciliar do rio Doce e afluentes com vegetação nativa. Em caso de todas as ações citadas serem realizadas em combinado, a estimativa positiva para a recuperação da comunidade passaria a ser na escala de anos e estimativa pessimista em décadas pós a implantação das medidas.

2.5 DANOS À ICTIOFAUNA

As alterações no ambiente aquático causadas pela deposição de sedimentos, assoreamento e aumento da turbidez, como aquelas causadas ao rio Doce pelo rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015, podem provocar danos permanentes à diversidade das assembleias de peixes (BERKMAN e RABENI, 1987; RABENI e SMALE, 1995; CASATTI, 2004; GOCH, 2007), em decorrência do desaparecimento de espécies sensíveis (BOJSEN e BARRIGA, 2002; CASATTI et al., 2012), da simplificação trófica (ANGERMEIER e KARR, 1983) e do aumento de organismos tolerantes na comunidade (TEJERINA-GARRO et al., 2005; CASATTI, FERREIRA e CARVALHO, 2009).

Nos ecossistemas aquáticos continentais, os distúrbios ambientais interferem diretamente na composição e estrutura das assembleias de peixes, tanto em função da perda da diversidade por causa da degradação das condições locais como pelo ajuste das espécies ao ambiente modificado (VILLÉGER et al., 2010). Na bacia do rio Doce, além da degradação do habitat e da consequente modificação nas estruturas das comunidades de peixes, que revelaram uma significativa diminuição em relação aos dados de referência ou uma grave indicação de estresse ambiental, o desastre provocou alterações nas interações tróficas e danos sobre a diversidade genética, a dinâmica populacional e a saúde das comunidades de peixes monitoradas entre julho de 2018 e fevereiro de 2019 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Os danos sobre a ictiofauna considerando os diferentes níveis hierárquicos de organização biológica, como unidades funcionais e estruturais dos indivíduos (e.g. tecidos e órgãos), populações e comunidades, tiveram como consequências a simplificação da biodiversidade aquática, redução da diversidade genética de espécies e alterações nos mais diferentes biomarcadores de avaliação de saúde, comprometendo 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).

Com o objetivo de acompanhar a tendência e evolução dos danos apresentados em Brasil(MPF)/Lactec (2020c), o monitoramento da composição e estrutura da comunidade de peixes foi realizado entre maio de 2019 e dezembro de 2020, buscando informações sobre a influência da degradação da qualidade ambiental sobre a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes nos três compartimentos do rio Doce. A continuidade do monitoramento dos danos que não foram cessados é importante, pois resultados observados em diversos estudos realizados no rio Doce (e.g. SEGURA et al., 2016; WANDERLEY et al., 2016; CARMO et al., 2017; GARCIA et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018; WEBER et al., 2020) corroboram o diagnóstico apresentado em Brasil(MPF)/Lactec (2020c), indicando que os efeitos dos distúrbios ambientais causaram uma simplificação na riqueza e uma perda da complexidade das assembleias de peixes, assim como provocaram graves alterações na saúde dos organismos, sem sinais de retorno às condições anteriores ao desastre. A continuidade dos estudos de avaliação genética da ictiofauna foi selecionada apenas uma espécie (*Astyanax bifasciatus*). Essa espécie foi escolhida por ter ampla distribuição ao longo do rio Doce em diferentes corpos hídricos (reservatórios, rios, riachos, açudes e lagoas) (VIEIRA et al., 2015a), por realizar pequenas migrações, hábito generalista e atividades reprodutivas ao longo do ano, com maior intensidade durante a época chuvosa (CAROLSFELD et al., 2003).

Os danos de “mortandade de peixes nos corpos hídricos afetados” e “alterações na composição e estrutura da comunidade de peixes (modelagem ecossistêmica)” foram avaliados apenas no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). O dano denominado como de “alteração na composição e estrutura da comunidade de peixes” foi avaliado no referido diagnóstico e não foi continuado, em razão de ser uma modelagem ecossistêmica que foi utilizada para identificar os elementos formadores das populações, assembleias, comunidades e ecossistemas, e também compreender a respeito de suas inter-relações. Essa avaliação permitiu o melhor entendimento da área e da ictiofauna estudada.

2.5.1 METODOLOGIA

As coletas da ictiofauna realizadas entre maio de 2019 e dezembro de 2020 mantiveram seu esforço de pesca sistematizado e padronizado ao longo da bacia do rio Doce em acordo com os estudos realizados entre julho de 2018 e fevereiro de 2019 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Foram realizadas coletas em sete pontos amostrais no Compartimento 3, excluindo o ambiente estuarino, oito no Compartimento 2 e oito no Compartimento 1, os quais foram amostrados em julho (Fase 1), setembro (Fase 2) e novembro (Fase 3) de 2018; fevereiro (Fase 4), maio (Fase 5), agosto (Fase 6), e novembro (Fase 7) de 2019; setembro (Fase 8) e dezembro (Fase 9) de 2020.

A nomenclatura científica utilizada segue os catálogos e referências tradicionais dos grupos aquáticos (BUCKUP, MENEZES e GHAZZI, 2007), incluindo a revisão recente do gênero *Astyanax* (TERÁN, BENITEZ, MIRANDE, 2020). A classificação das ordens, clados e grupos de “Perciformes” segue Betancur-Rodriguez et al., (2017).

Para a avaliação dos danos foram utilizados como dados de referência as informações disponíveis sobre os índices ecológicos obtidos na linha-base, que compilaram dados de fontes de informação primária e secundária e de sistemas informatizados de coleções científicas (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Também foram utilizados como referência apenas os resultados dos inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia do rio Doce (e.g. VIEIRA, 2009/2010; MARQUES, BELEI e SAMPAIO, 2013; VIEIRA et al., 2015b). Além da utilização destas fontes de dados atualizadas, 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. Os valores de referência foram comparados com os indicadores ecológicos obtidos nas amostragens realizadas em 2018/2019 pelo Lactec.

Estimadores não-paramétricos (curvas de rarefação) foram utilizados para estimar a riqueza em relação ao esforço amostral empregado. Os estimadores que utilizam a riqueza observada e o número de espécies raras são considerados ferramentas eficientes para estimar a riqueza de espécies em um conjunto amostral, mesmo considerando o grau de agregação dos indivíduos, a heterogeneidade espacial, o tamanho da amostra e a distribuição de frequência de ocorrência das espécies (COLWELL e CODDINGTON, 1994; MAGURRAN, 2011). Esta análise foi realizada com auxílio do programa *EstimateS* 7.5 (COLWELL, 2016), empregando diversos estimadores e 500 casualizações (COLWELL e CODDINGTON, 1994).

Modelos foram utilizados para extrapolar a riqueza acumulada de espécies a partir da adição aleatória de uma quantidade teórica maior de esforço amostral (COLWELL e CODDINGTON, 1994). As estimativas de riqueza pelas curvas de interpolação (rarefação) e extrapolação dos números de Hill para os dados de incidência das espécies nas amostras foram realizadas por meio dos procedimentos e funções propostas por Chao et al. (2014), utilizando o software online iNEXT (HSIEH, MA e CHAO, 2016). Os números de Hill são uma família de índices de diversidade que integram a riqueza e a abundância de espécies em classes de medidas de diversidade, que se diferenciam entre si pelo expoente “q” (CHAO et al., 2014). Os intervalos de confiança em torno dos números de Hill foram estimados com método de reamostragem (*bootstrap*) proposto por Chao et al., (2014).

Análises multivariadas foram utilizadas para análise dos padrões de distribuição das espécies em relação aos fatores espaciais (compartimentos). 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 *Bray-Curtis*.

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 foram comparadas por meio dos índices de Distinção Taxonômica média (AvTD ou Δ^+) e de variação da Distinção Taxonômica (VarTD ou Δ^+).

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 trófica das comunidades também foi utilizada para a identificação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades. As categorias tróficas (grupos funcionais) consideradas para o agrupamento das espécies de peixes seguem o proposto em Vazzoler, Agostinho e Hahn (1997) e Elliot et al., (2007). Foram realizadas comparações qualitativas e quantitativas dos percentuais de ocorrência das guildas tróficas, utilizando dados obtidos na linha base (dados secundários)

como referência. 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, ALBRECHT e HAHN, 2011).

Para a avaliação genética da espécie *Astyanax bimaculatus* os indivíduos foram coletados juntamente com as coletas para os estudos de Ictiologia e de Ecotoxicologia. Amostras de tecidos das espécies-alvo tiveram seu DNA extraídos pelo método Fenol/Clorofórmio/Álcool Isoamílico (SAMBROOK e RUSSEL, 2001). Os indivíduos de *Astyanax bimaculatus* que tiveram seu DNA mitocondrial parcialmente sequenciados são provenientes dos pontos amostrais RD16, RD17, RD19, RD24, RD26 e Dique S4 (Tabela 46).

Tabela 46 – Descrição dos pontos amostrais de coleta de *Astyanax bimaculatus*.

ÁREA	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
RIO DOCE	RD16	23K	814608	7904703	Ponto localizado no rio Doce, em Governador Valadares MG.
RIO DOCE	RD17	23K	799721	7892899	Ponto localizado no rio Corrente, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG.
RIO DOCE	RD19	23K	754834	7840882	Ponto localizado no rio Piracicaba, afluente do rio Doce, em Ipatinga.
RIO DOCE	RD24	23K	708913	7740444	Ponto localizado no rio Doce, em Ponte Nova MG.
RIO DOCE	RD26	23K	702243	774458	Ponto localizado no rio do Carmo, afluente do rio Gualaxo, afluente do rio Doce, em Barra Longa MG.
Dique	Dique S4	23K	665938	7761244	Ponto localizado no Dique S4 da Samarco, afluente do rio Gualaxo do Norte, no distrito de Bento Rodrigues

Inicialmente, fragmentos mitocondriais com aproximadamente 7,5 mil pares de bases (kpb), que compreende os genes mitocondriais NAD5, NAD6, Cyt B e 12S rRNA, parte do gene 16S rRNA e a região controladora do DNA mitocondrial; e 4 kpb, compreendendo os genes mitocondriais Cyt B, 12S rRNA, parte do gene 16S rRNA e a região controladora do DNA mitocondrial (Figura 130), foram amplificados pela técnica de Reação em Cadeia de Polimerase (PCR) de fragmentos longos. O fragmento de aproximadamente 7,5 kpb foi amplificado com os primers iniciadores L12329 (senso) - 5' CTC TTG GTG CAA MTC CAA GT 3' (MIYA e NISHIDA, 1999) e 16SLRprcr_R (anti-senso) – 5' ATC CAA CAT CGA GGT CGT AAA C 3' (DEINER et al., 2017). As amostras negativas para os fragmentos de 7,5 kpb foram então amplificadas para o fragmento de 4,5 kpb com os primers iniciadores GLUDG.L (senso) e 16SLRprcr_R (anti-senso). Para todos os PCRs, as reações de 25 µl com esses iniciadores continham cada 20 pmoles de cada primer iniciador, 12,5 ul da LongAmp Taq 2X Master Mix (New England BioLabs, Ipswich, MA) e aproximadamente 100 ng/µl de DNA, com volume complementado com água livre de nuclease.

As reações da PCR compuseram um ciclo inicial de 94°C por 30 segundos, seguidos por 35 ciclos a 94°C por 30 segundos para desnaturação, 55°C por 60 segundos para anelamento do iniciador e 65°C por 14 minutos e 10 segundos para extensão. Por fim, um ciclo de extensão final a 65°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 ultravioleta (no equipamento Vilber Lourmat). As amostras que foram visivelmente amplificadas através do aparecimento de bandas nos

Para aquelas amostras negativas para o PCR de fragmentos longos e para as amostras utilizadas no relatório diagnóstico, um fragmento de aproximadamente 1200 pares de bases do gene mitocondrial Citocromo Oxidase subunidade B (CytB) foi sequenciado pelo método de Sanger. Para isso, os 60 indivíduos de *A. bimaculatus* tiveram seu fragmento CytB amplificados 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, 52°C 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 ultravioleta (no equipamento Vilber Lourmat). 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 (Applied Biosystems®), 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 mitocondriais foram editadas no software Geneious Prime 2019.2.1 e alinhadas no servidor online Guidance 2 (Sela et al., 2015) através do algoritmo MAFFT 7.110 (Katoh and Standley, 2013). Devido à presença de regiões complexas com alinhamento ambíguo, sítios com gaps foram retirados dos alinhamentos para as análises populacionais.

Cinco loci de microssatélites descritos por Zaganini et al. (2012) e outros quatro comercialmente desenvolvidos foram utilizados para *A. bimaculatus* (Tabela 47). Reações de PCR de 10 µl foram realizadas com respectivas concentrações finais: 0,2 µM do primer iniciador senso (fluorescente), 0,2 µM do primer iniciador anti-senso, 0,2 mM dNTP, 0,03 U Taq Platinum, 1x Buffer, 1,5 mM MgCl e 0,5 ng/µl de DNA template. O programa de PCR compôs 3 min de desnaturação inicial a 94 °C, seguido por 35 ciclos de 30s de desnaturação a 95°C, 60s de anelamento dos primers a 48°C e 60 s de extensão a 70° C, finalizado por 1h de extensão final a 70°C. A genotipagem foi realizada em um sequenciador ABI 3130 (Applied Biosystems) e a definição dos alelos foi realizada no software GeneMarker 1.6 (SoftGenetics).

Tabela 47 – Marcadores microssatélites utilizados para genotipar indivíduos de *Astyanax bimaculatus*.

Marcadores		Sequência dos Primers	Referências
Asty 12	F	Hex - 5' AGACACAATCAGCCGCCGAAATG 3'	Zaganini et al. (2012)
	R	5' ATCCCCTCTCCACAACCCAACACA 3'	
Asty 27	F	Fam - 5' GCATTGTTCTCAGGTTGGGTCT 3'	Zaganini et al. (2012)
	R	5' AAACGTGGTGAGAGGGGAGTG 3'	
Asty 13	F	Hex - 5' AAATGGGTGCAAGCAACG 3'	Zaganini et al. (2012)
	R	5' TGCCTGTCTGTAAGCATGTG 3'	
Asty	F	Hex - 5' GGTCCTGGAGGACAGATGTT 3'	Zaganini et al. (2012)
	R	5' GGCATGTGCTTGAATGGA 3'	
Asty 21	F	Hex - 5' TTTATGGGGACCGTGAGATGTGC 3'	Zaganini et al. (2012)
	R	5' CAGGGGCGAGCGGTGATACCT 3'	
Ast C108	F	Fam - 5' CTGTGGTTCTCAAGTGTGTCC 3'	LEMPE
	R	5' TAGTGCCCACTGGTCAAT 3'	
Ast A4	F	Hex - 5' CACGAGCAGCTCTGAAAC 3'	LEMPE
	R	5' CCTTCCCACTGTAGGGTC 3'	
Ast B104	F	Hex - 5' AACCACTTCAACCACTGCTAC 3'	LEMPE
	R	5' CACAGAAATAAAGGCACACTG 3'	
Ast B115a	F	Fam - 5' CAGAAAGCAGGATAAACTCCTG 3'	LEMPE
	R	5' GGAGGAGCACTTCAAACAC 3'	

Todos os indivíduos sequenciados tiveram sua identificação confirmada através da ferramenta Basic Local Alignment Search Tool (BLAST), (ALTSCHUL et al., 1990). Uma vez que *A. bimaculatus* representa um complexo de espécies (VIEIRA et al., 2015b), 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 à presença de espécies crípticas. As análises filogenéticas do fragmento utilizado para *A. bimaculatus* foram realizadas sob os critérios de inferência Bayesiana com o programa BEAST 1.7 (DRUMMOND e RAMBAUT, 2007) no servidor CIPRES Science Gateway (<http://www.phylo.org/index.php>), através de 4 corridas independentes com 108 gerações, amostradas a cada 104 gerações, com burn-in de 10% (10 milhões de gerações). O modelo de substituição de nucleotídeos GTR+G+I foi definido como o mais adequado no programa MEGA X (TAMURA et al., 2013). Uma árvore consenso e os suportes de ramos por probabilidade posterior foram calculados a partir das árvores restantes. A árvore foi enraizada com sequências de *Psalidodon fasciatus* (número de acesso do GenBank AY639045, AY639084, AY639092 e HQ263230).

As diversidades nucleotídicas (probabilidade de que dois nucleotídeos homólogos escolhidos ao acaso sejam diferentes entre si, (TAJIMA 1983; NEI, 1987) foram calculados no software Arlequin 3.5.2.2. (EXCOFFIER e LISCHER, 2010). O número de haplótipos foi estimado por contagem direta através das redes de haplótipos, construída através dos programas PopArt 1.7 (LEIGH e BRYANT, 2015) com o

algoritmo median-joining (BANDELT; FORSTER e RÖHL, 1999). Comparações dos valores de diversidade nucleotídica entre as populações da APDL e controle foram realizadas através de testes t (comparações entre 2 populações) e ANOVAs (comparações entre mais de 2 populações) no ambiente R (R CoreTeam 2019), através do pacote HH (HEIBERG, 2020).

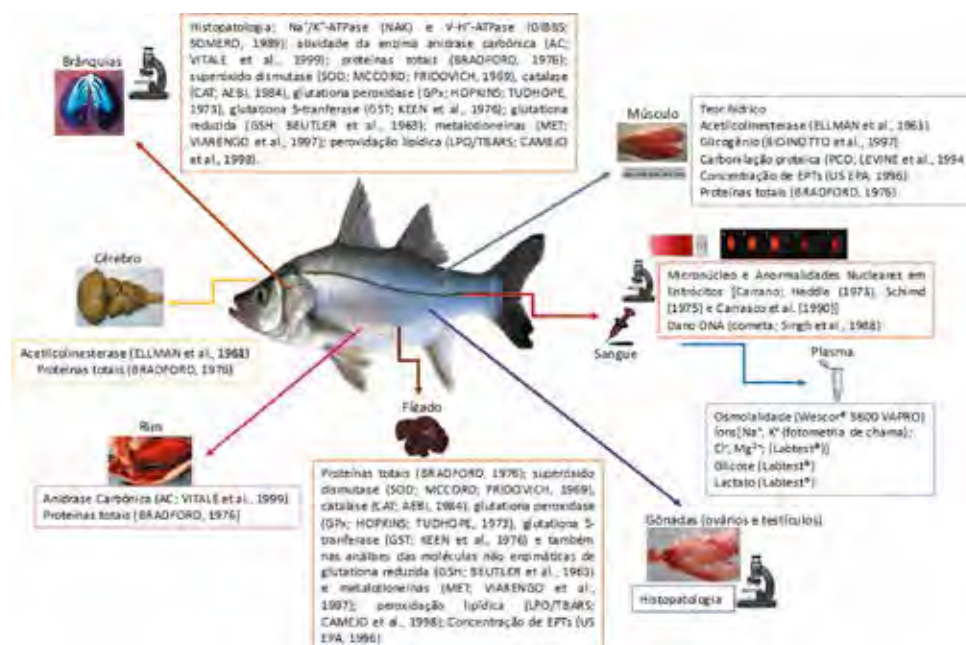
Os marcadores microssatélites foram testados para presença de alelos nulos, allele dropout e scoring error no software Microchecker 2.2.3 (<http://www.nrp.ac.uk/nrp-strategic-alliances/elsa/software/microchecker/>) e FreeNA (CHAPUIS e ESTOUP, 2007). Testes de equilíbrio de Hardy-Weinberg, diversidade gênica, heterozigosidade esperada (H_e) e diferenciação genética (F_{st}) foram implementadas no programa Arlequin 3.5. A riqueza alélica das populações foram estimadas no software Fstat (GOUDET, 2001). Comparações entre os valores de diversidade gênica, riqueza alélica e heterozigosidade esperada entre as populações da APDL e controle foram realizadas através de testes t (comparações entre 2 populações) e ANOVAs (comparações entre mais de 2 populações) no ambiente R, através do pacote HH. O software Bottleneck (PIRY et al., 1999) foi utilizado para testar a hipótese de gargalo populacional das populações através das análises que testam para o excesso de heterozigotos (segundo o algoritmo de WILCOXON, de autoria de Luikart e Cornuet (1998)) e distorções na distribuição das frequências alélicas nas populações (LUIKART et al., 1998). Por fim, o tamanho efetivo populacional foi estimado utilizando o método de desequilíbrio de ligação (HILL, 1981) no software NeEstimator 2.1 (DO et al., 2014).

2.5.1.1.1 Análises ecotoxicológicas

Para o diagnóstico foram realizadas quatro fases de campo, de periodicidade trimestral, entre os anos de 2018-2019, contemplando duas campanhas na estação seca (junho/julho de 2018 e julho/agosto de 2019) e duas campanhas na estação chuvosa (outubro/novembro de 2018 e fevereiro/março de 2019). Para a avaliação ecotoxicológica da ictiofauna (peixes) de água doce foram definidos pontos distribuídos ao longo dos três (3) compartimentos da bacia do rio Doce, ou seja, alto, médio e baixo rio Doce. 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, o mais livre possível de 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. No compartimento 1 (alto rio Doce), além dos três pontos citados, peixes foi amostrado o 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 com seringas heparinizadas (anticoagulante heparina sódica, Hemofol®). 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 do aumento da concentração de EPTs) conforme resumido no esquema da Figura 131.

Figura 131 – Esquema de todas as análises realizadas em cada um dos tecidos retirados dos peixes amostrados.



Fonte: LACTEC

Os resultados 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 diretamente 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.

2.5.1.1.2 Classificação dos danos

Em acordo com a análise realizada para o diagnóstico (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), 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.

2.5.2 ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES DE PEIXES

As informações levantadas para os três compartimentos da bacia do rio Doce indicaram a ocorrência de 82 espécies nas nove amostragens realizadas entre julho de 2018 e dezembro de 2020, distribuídas em 14 ordens e 28 famílias, sendo as ordens Characiformes (42,7%; 35 espécies), Siluriformes (25,6%; 21 espécies) e Cichliformes (9,7%; 8 espécies) as mais representativas. A ictiofauna registrada é composta por espécies de pequeno (< 20 cm), médio (entre 20 e 40 cm) e grande porte (> 40 cm), e o domínio dos Characiformes (lambaris, piaus, saicangas, piabanhas, traíras) e Siluriformes (bagres e cascudos) reflete a situação descrita para os rios neotropicais por LOWE-McCONNELL (1987).

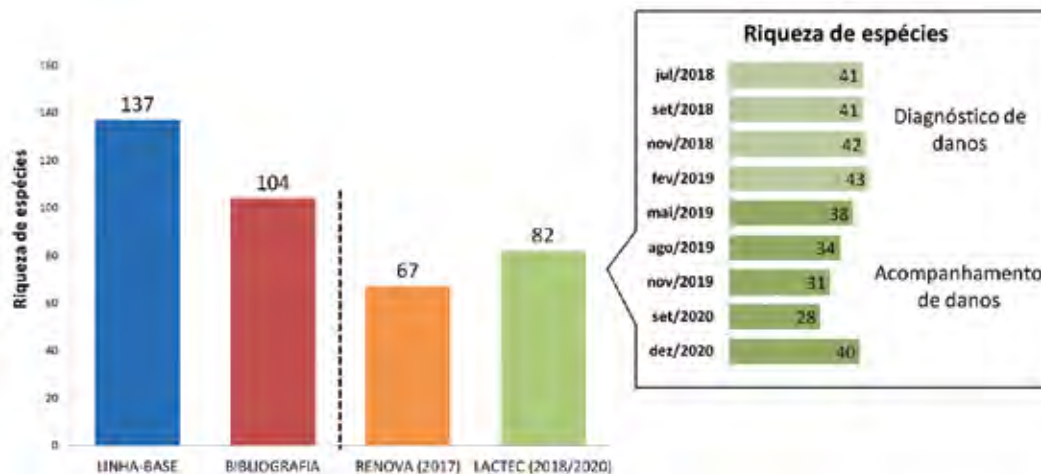
O número de espécies de peixes registrados para os ambientes lóticos (rio Doce e tributários) e lênticos (lagoas e reservatórios) amostrados na bacia do rio Doce entre 2018 e 2020 foi 40% menor que os dados abrangentes obtidos para a linha-base, que são dados compilados em diferentes fontes e sistemas informatizados de coleções científicas, e foi 20% menor que os dados obtidos em inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia do rio Doce (chamados de “bibliografia”) (Figura 132). O número de espécies obtido pelo Lactec foi superior a riqueza registrada pela Fundação Renova em 2017, mesmo considerando que a comparação destes valores é dependente de cada protocolo amostral empregado (WILLOT, 2001). A diminuição dos valores de riqueza em relação aos dados de referência e também ao longo das amostragens realizadas entre 2018 e 2020 indicam que a degradação do ambiente aquático promoveu o estabelecimento e a permanência local de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, constatações típicas de ambientes impactados (NORKKO et al., 2002; HYLAND et al., 2005).

A falta de sinais evidentes de recuperação e retorno aos valores de riqueza observados nos dados de referência é discordante dos resultados apresentados por Hobbs, Bigot e Smith (2020), os quais, por meio de métodos hidroacústicos não invasivos para a detecção da biomassa de peixes, indicaram estimativas de densidade e níveis de habitat similares entre pontos impactados e controles no rio Doce. Embora promissores e de importância crescente (BRANDT, 1996), os métodos hidroacústicos são dependentes do conhecimento prévio das populações de peixes e apresentam limitações para a identificação das espécies detectadas (PRADO, 2012). Desta forma, como coletas controle para a determinação da composição de espécies e tamanho dos peixes (estrutura dimensional) não foram realizadas e as espécies bentônicas (que representam 25% das espécies registradas na bacia) foram subamostradas pelo método hidroacústico, os resultados observados por Hobbs, Bigot e Smith (2020), não são conclusivos e podem não refletir o atual estado de degradação ambiental registrado.

Os dados gerados pelo estimador não-paramétrico *Jackknife 1* (**101,9 espécies**) apresentou estimativa de riqueza muito superior ao obtido em campo, provavelmente porque a proporção de espécies raras decresceu ao longo da amostragem e este estimador utiliza este número em seus cálculos (BURNHAM e OVERTON, 1978). As estimativas de riqueza registradas pelos estimadores *Bootstrap* (**91,2 espécies**) e *Chao 2* (**98,7 espécies**), que são métodos de interpolação (rarefação) que podem estimar a riqueza de espécies por meio de repetidas re-amostragens aleatórias do conjunto de dados, representam 70% dos valores registrados na abrangente linha de base (137 espécies) e 90% das informações obtidas apenas em inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia (104

espécies). Os estimadores evidenciam que as técnicas de amostragens utilizadas entre 2018 e 2019 foram apropriadas para registrar a riqueza de peixes da região.

Figura 132 – Riqueza da ictiofauna registrada no ambiente aquático continental considerando o levantamento de dados primários entre 2018 e 2020 (LACTEC 2018/2020), os dados compilados em fontes primárias e secundárias e sistemas informatizados de coleções científicas (LINHA-BASE), as informações obtidas apenas em inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia (BIBLIOGRAFIA) e os dados obtidos da Fundação Renova em 2017. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.



A análise de ordenamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição específica (diversidade β) considerando cada compartimento (Compartimento 1, Compartimento 2 e Compartimento 3) indica que a distribuição das amostras (composição das comunidades) está associada ao gradiente longitudinal do rio (Figura 133), 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 48), considerando todas as comparações (Tabela 49). A análise de SIMPER, que foi utilizada para identificar as espécies que apresentam a maior contribuição na diferenciação entre grupos de amostras (compartimentos), indicou que a variação observada entre os compartimentos foi causada pela alternância na dominância de várias espécies em cada trecho amostrado (Tabela 50). Dentre as espécies que mais contribuíram para as similaridades médias observadas nos compartimentos destaque pode ser dado para *Astyanax bimaculatus*, *Knodus moenkhausii*, *Oligosarcus acutirostris*, *Geophagus* aff. *brasiliensis*, *Hoplosternum littorale*, *Hoplias intermedius*, *Hoplias brasiliensis*, *Hypostomus affinis*, *Pachyrus adspersus* e *Pimelodus maculatus*.

Figura 133 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrico (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 pelo LACTEC, 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.

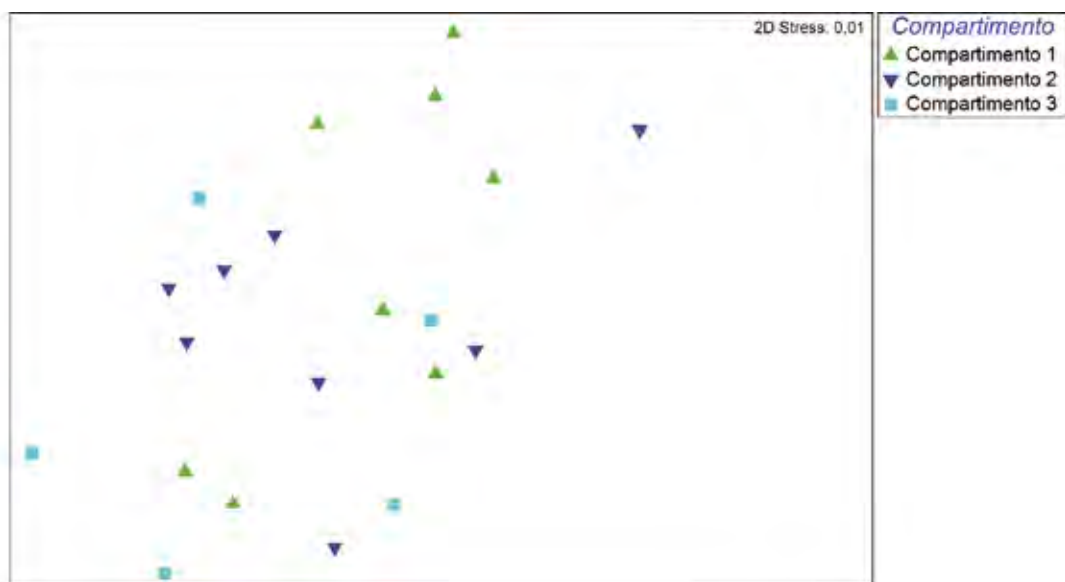


Tabela 48 – PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna registrada nos diferentes compartimentos da bacia do rio Doce. Itens em negrito representam diferenças significativas. GL – Graus de liberdade, SQ – Soma dos quadrados, QM – Quadrados médios.

	GL	SQ	QM	Pseudo-F	P	PU
Áreas de amostragem	2	11887	5943,4	2,9295	0,001	998
Resíduo	20	40577	2028,8			
Total	22	52463				

Tabela 49 – 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	1,6899	0,002	938
Compartimento 1, Compartimento 2	2,1297	0,001	911
Compartimento 2, Compartimento 3	1,2743	0,035	920

Tabela 50 – Resultados da análise de SIMPER indicando 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 = 49,2%)	Compartimento 2 (SM = 38,2%)	Compartimento 3 (SM = 27,6%)
<i>Astyanax bimaculatus</i>	18,34	12,31	9,85
<i>Oligosarcus acutirostris</i>	9,64	8,98	
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	8,21		1,99
<i>Hoplias intermedius</i>	8,23	5,39	3,90
<i>Hoplias brasiliensis</i>	8,21	6,76	
<i>Oligosarcus argenteus</i>	7,29	4,79	
<i>Hypostomus affinis</i>	5,92	5,89	2,15
<i>Megaleporinus conirostris</i>	5,25	1,62	2,16
<i>Loricariichthys castaneus</i>	5,43	6,31	3,62
<i>Psalidodon fasciatus</i>	2,64		
<i>Knodus moenkhausii</i>	5,34	3,56	
<i>Oreochromis niloticus**</i>	2,59		2,49
<i>Rhamdia quelen</i>	3,06		
<i>Coptodon rendalli**</i>	2,81		2,05
<i>Pimelodus maculatus</i>		5,25	8,52
<i>Trachelyopterus striatulus</i>		5,97	6,76
<i>Pygocentrus nattereri**</i>		3,11	2,87
<i>Metynnis lippincottianus**</i>		2,56	
<i>Cichla kelberi**</i>		2,62	5,15
<i>Pachyurus adspersus</i>		3,19	4,01
<i>Crenicichla sp.</i>		2,85	
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>		3,48	9,38
<i>Pygocentrus piraya**</i>		2,09	3,52
<i>Hypostomus luetkeni</i>		1,95	
<i>Hoplosternum littorale**</i>		1,58	17,49
<i>Poecilia vivipara*</i>			5,19

* espécie costeira/estuarina registrada no ambiente fluvial

** espécie exótica

Os resultados da Média da Distinção Taxonômica (AvTD) (Figura 134) e da Variação da Distinção Taxonômica (VarTD) (Figura 135) mostraram que as estruturas e relações taxonômicas das comunidades de peixes amostradas em 2018 e 2020 pelo Lactec ficaram dentro do intervalo de confiança, entretanto, algumas amostragens realizadas no Compartimento 1 se afastaram significativamente da média calculada para a lista geral de espécies, considerando quatro categorias na estrutura taxonômica (Ordem, Família, Gênero e Espécie). Estas amostragens realizadas no trecho superior da bacia apresentaram 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 134 – Distinção taxonômica média (AvTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 pelo LACTEC. 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.

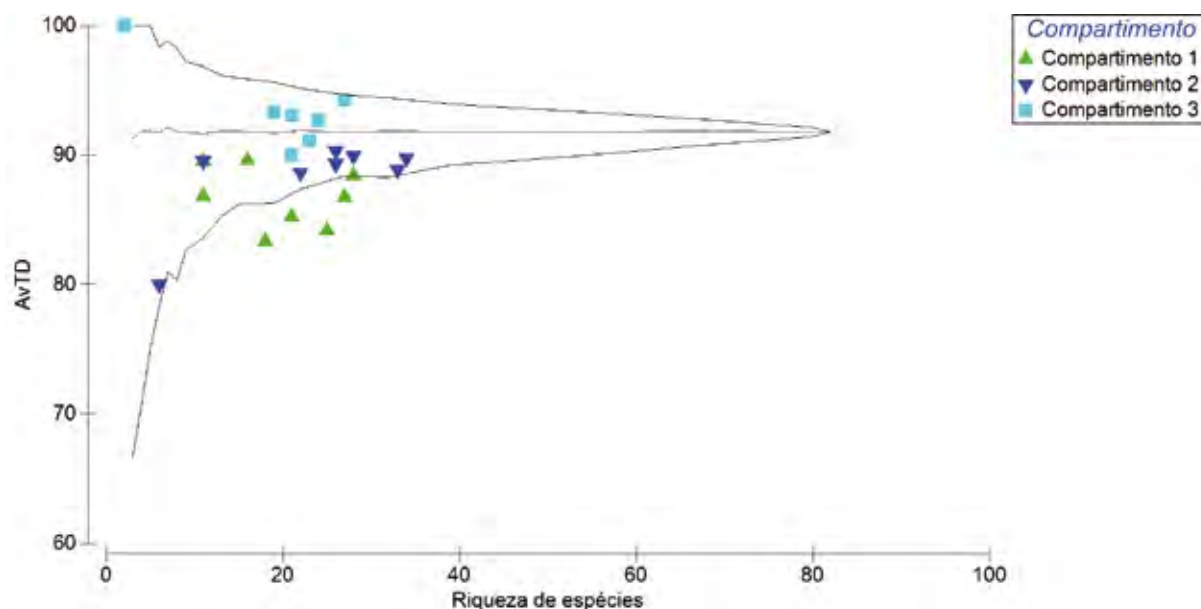
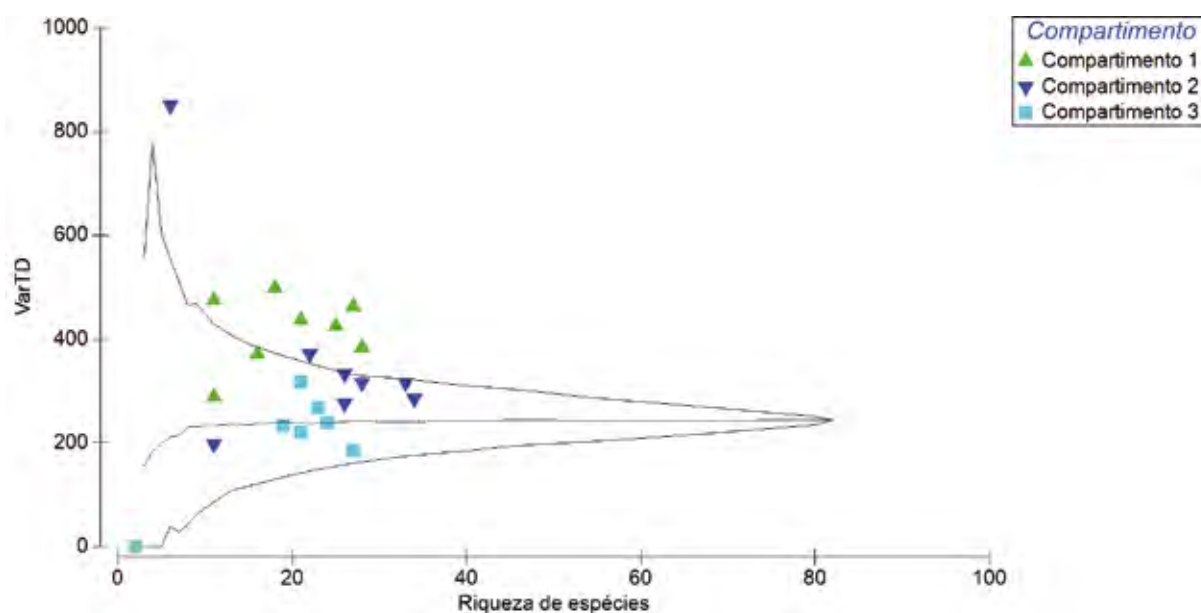


Figura 135 – Variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 pelo LACTEC. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas 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, 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 entre 2018 e 2020 apresentaram uma configuração de ambientes perturbados em todos os compartimentos (considerando todas as fases realizadas), com valores de *W* negativo ou próximos de zero (Figura 136). A informação visual das curvas ABC em cada compartimento, comparando locais amostrados que foram afetados pelos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão 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 137).

Figura 136 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas entre 2018 e 2020 pelo 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).

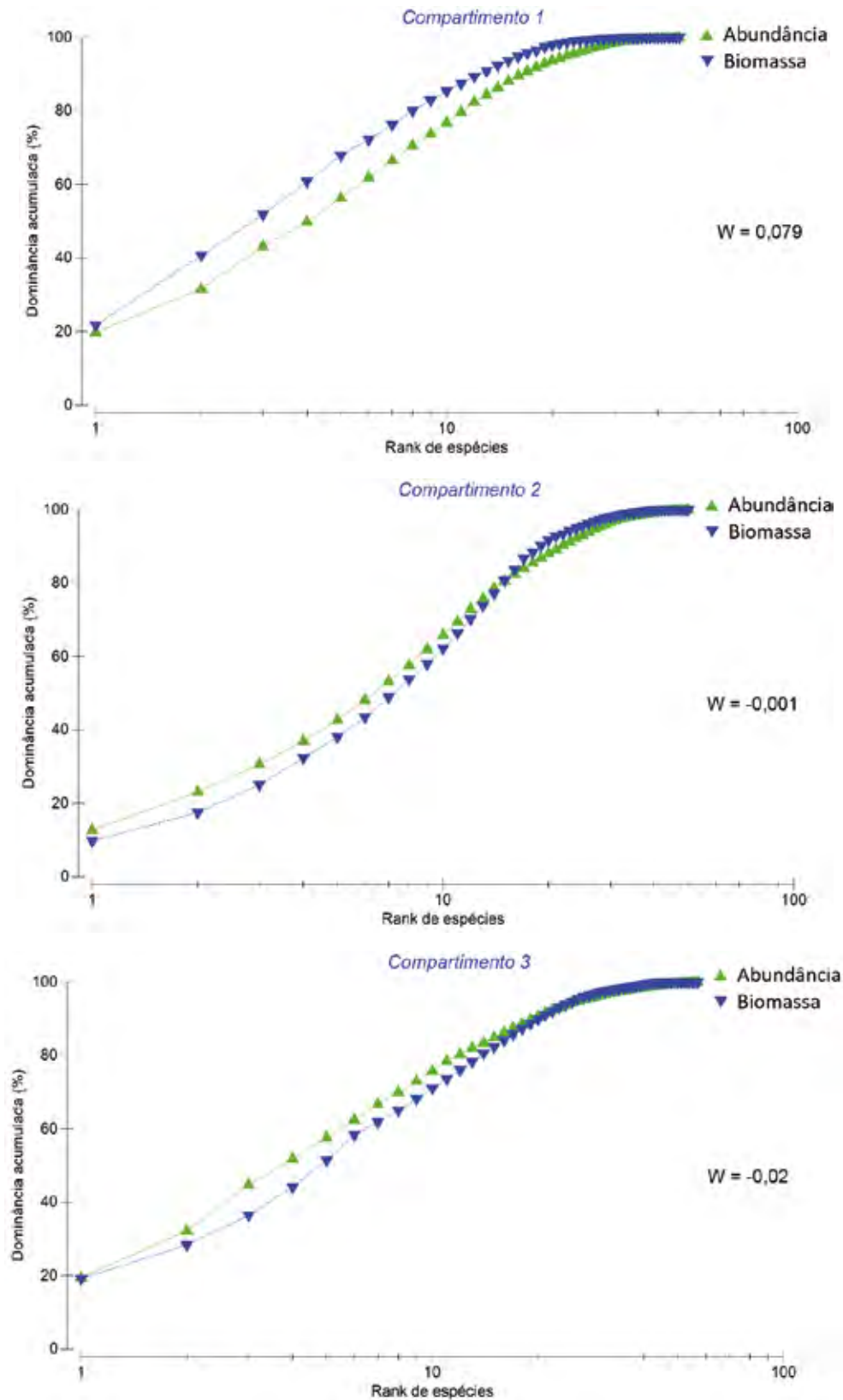
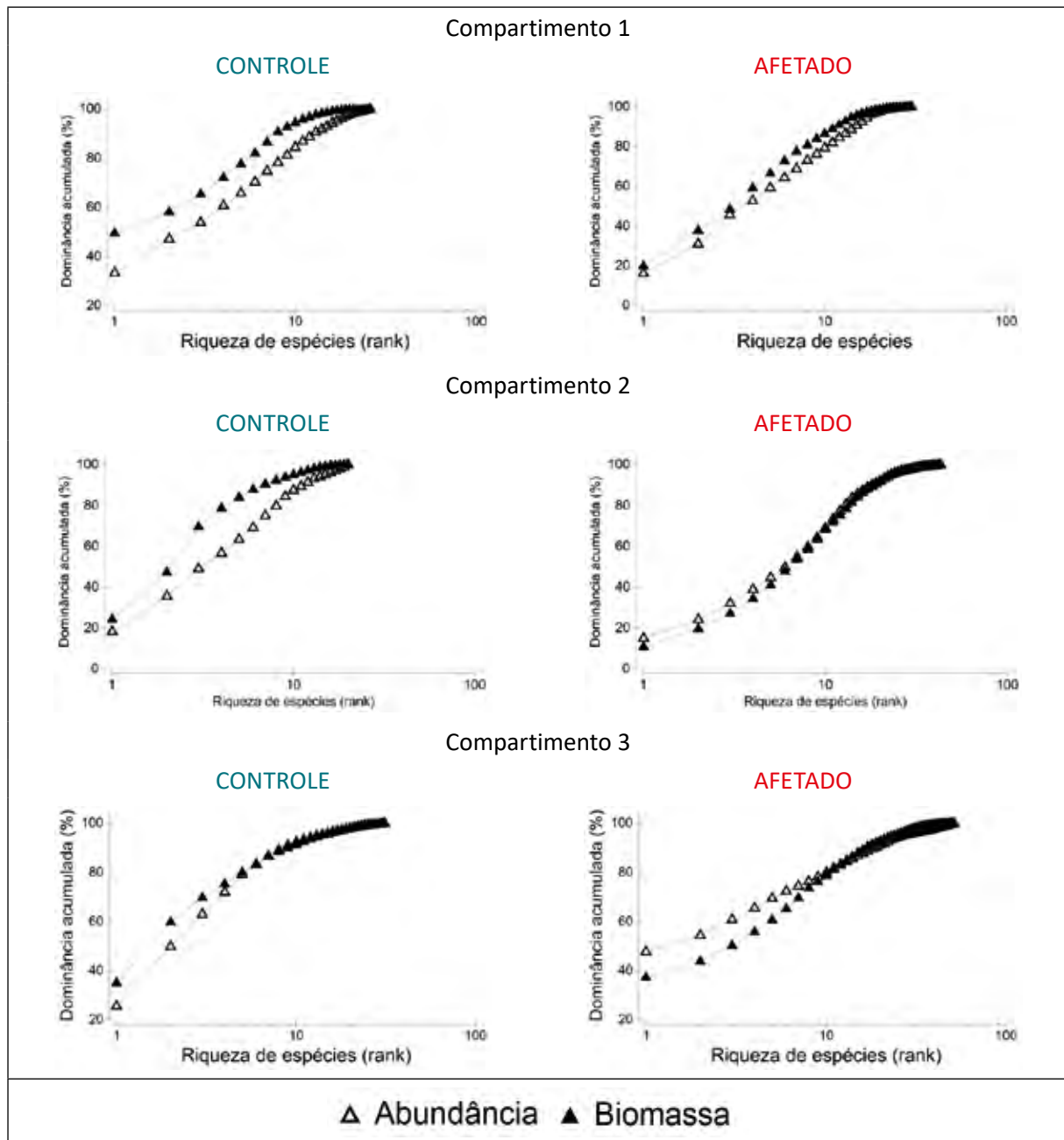


Figura 137 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas entre 2018 e 2020 pelo Lactec nos ambientes denominados de controle e afetado nos três compartimentos da bacia do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto 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 nos dados de referência (linha-base) e do diagnóstico apresentado em Brasil(MPF)/Lactec (2020c). Embora exista a possibilidade de reversibilidade dos índices às condições iniciais, a composição de espécies possivelmente será diferente daquela registrada na linha-base. A redução nos índices de riqueza e de diversidade não apresentou sinais de retorno às condições anteriores ao desastre.

2.5.3 SIMPLIFICAÇÃO DA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA

Considerando os hábitos alimentares levantados, foram registradas espécies detritívoras, herbívoras, invertívoras bentônicas, onívoras, zoobentívoras, zooplancatófagas e ictiófagas na bacia do rio Doce. Embora as espécies invertívoras bentônicas, onívoras e ictiófagas tenham dominado as amostragens em termos de riqueza (Figura 138) e abundância (Figura 139), a análise da diversidade de guildas tróficas com base em todas as amostragens realizadas entre 2018 e 2020 pelo LACTEC indica que a riqueza de espécies invertívoras bentônicas e zooplancívoras no ambiente aquático continental ainda é menor que aquela obtida pelos dados de referência (Figura 140).

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, 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, causaram alterações na dieta da ictiofauna, com destaque para os peixes invertívoros bentônicos. 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, FERREIRA e BARBOSA, 1999; BARBOSA, CALLISTO e GALDEAN, 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, RALL e BROSE, 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 138 – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce.

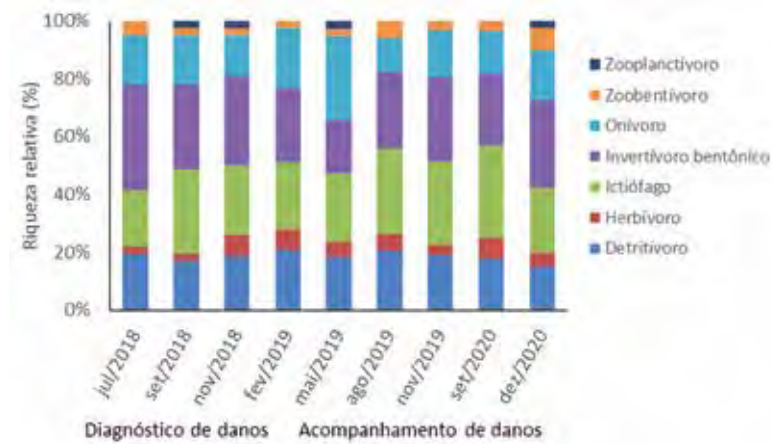


Figura 139 – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce.

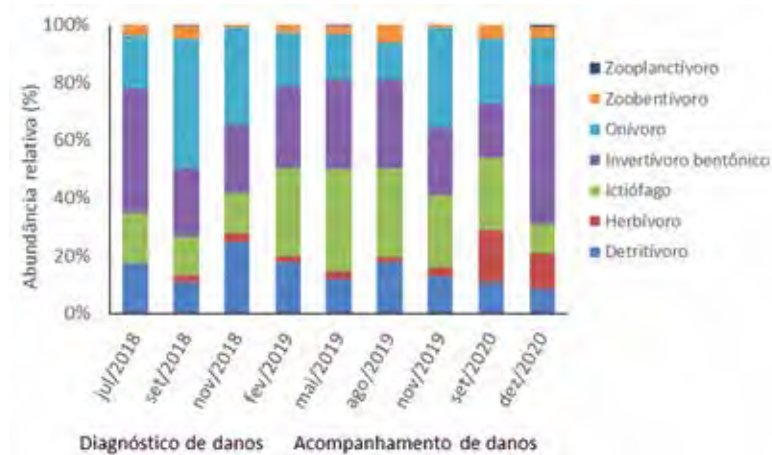
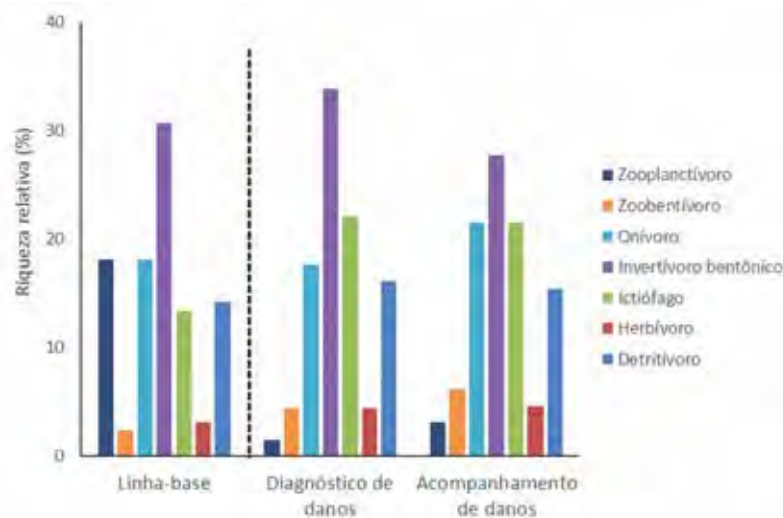


Figura 140 – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce e na Linha-Base. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.



2.5.4 AUMENTO DA RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE PEIXES INTRODUZIDOS (EXÓTICOS)

Foram registradas 20 espécies de peixes “introduzidas” (não-nativas) nas amostragens realizadas entre 2018 e 2020 (Figura 141) pelo Lactec no rio Doce, com destaque para aquelas que têm origem em outras bacias hidrográficas 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).

O aumento na proporção (riqueza e abundância) de espécies exóticas nas comunidades de peixes (Figura 142), foi considerado como um dano grave, com tendência de redução em função da diminuição geral da diversidade e com ocorrência nos compartimentos continentais amostrados. Embora este dano seja parcialmente reversível, ainda não apresenta sinais evidentes de retorno aos valores observados nos dados de referência.

Figura 141 – Proporção entre as categorias de espécies de peixes endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce, Linha-Base e programas de monitoramento das UHE Baguari e Aimorés. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.

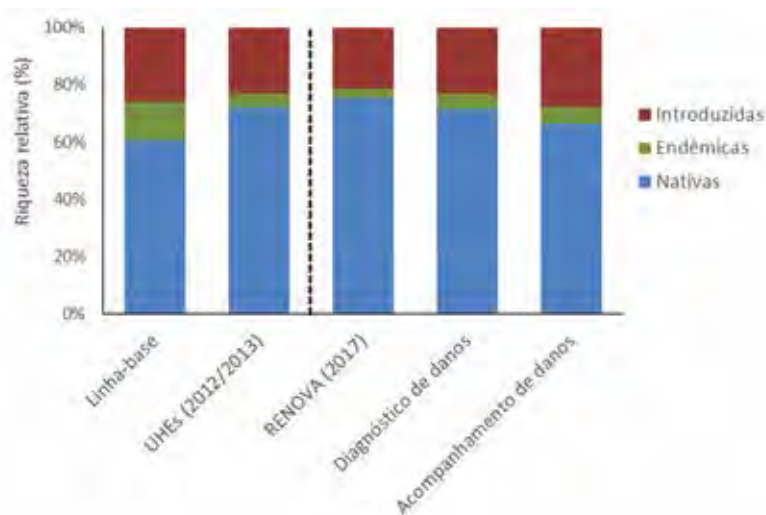
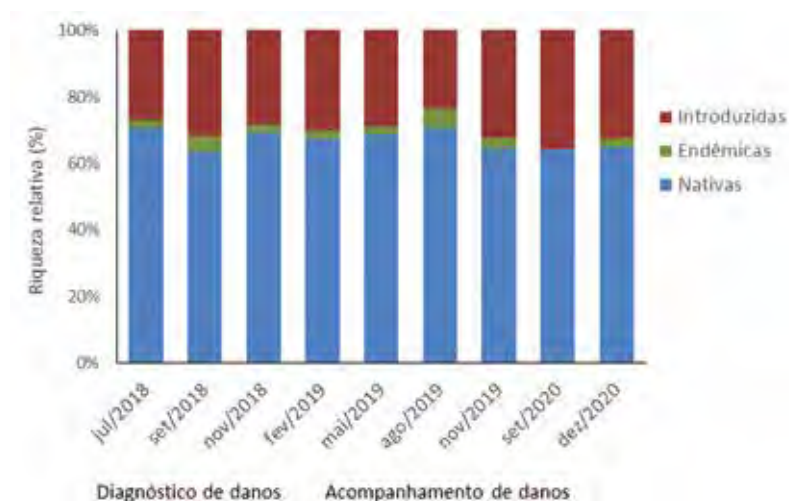


Figura 142 – Proporção entre as categorias de espécies de peixes nativos, endêmicos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec na bacia do rio Doce.



2.5.5 REDUÇÃO DA DIVERSIDADE GENÉTICA DA ICTIOFAUNA

Populações afetadas por eventos catastróficos, como o desastre da Samarco, apresentam redução em seu tamanho populacional total. Durante eventos de gargalo populacionais, apenas uma fração da diversidade genética de uma população é transmitida para a próxima geração (fenômeno chamado deriva genética), resultando em redução do tamanho efetivo populacional e da diversidade genética dessa população (ver FREELAND; KIRK e PETERSEN, 2011 para detalhes). Contudo, eventos de gargalo populacionais acontecem ao longo do tempo e sua detecção depende de sua duração e severidade. Assim, a influência desses eventos sobre a diversidade genética de uma população pode não estar completamente consolidada em eventos muito recentes, como o possível dano decorrente do desastre da Samarco sobre as populações de peixes da Bacia do Rio Doce, diminuindo a sensibilidade de marcadores moleculares em os detectar, e aumentando a ocorrência de falsos negativos. Como consequência da dificuldade de detecção de gargalos populacionais em eventos recentes, esse estudo considerou três diferentes abordagens para testar o dano de redução do tamanho populacional, e consequente dano sobre a diversidade genética das populações *A. bimaculatus* na bacia do Rio Doce como resultado do Desastre da Samarco (Tabela 51).

Uma vez que reduções no tamanho populacional ocorrem diferentemente em regiões do genoma da espécie, essas abordagens foram aplicadas em dois marcadores genéticos: marcadores mitocondriais e marcadores microssatélites. Marcadores mitocondriais são derivados do DNA presente na mitocôndria, que apresenta taxas de mutação maiores do que o DNA nuclear, o que resulta em maiores diversidades em nível populacional (FREELAND; KIRK e PETERSEN, 2011). Assim, marcadores mitocondriais têm sido frequentemente utilizados em estudos populacionais com peixes (e.g. SONG; NEAR; PAGE, 1998; HARDMAN e LUNDBERG, 2006, WILLIS et al., 2007, TSCHÁ et al., 2017). Marcadores microssatélites são marcadores nucleares que apresentam alta diversidade, uma vez que seu mecanismo de mutação que acarreta em taxas 10 ordens de magnitude maiores do que mutações pontuais (OLIVEIRA et al., 2006, FREELAND; KIRK e PETERSEN, 2011). Dessa forma, marcadores

microssatélites têm sido repetidamente utilizados em estudos populacionais e genética da conservação (ABDUL-MUNEER, 2014; VIEIRA et al., 2015a). Portanto, devido as suas diferentes características, a utilização desses dois marcadores se mostra interessante na presente avaliação. Enquanto marcadores mitocondriais, por ser um marcador haploide, são mais sensíveis a eventos de redução do tamanho populacional pontual, como o evento do rompimento de Fundão, a característica diploide e multilocos de marcadores microssatélites permite utilização de diferentes análises, incluindo aquelas específicas para reduções populacionais recentes (FREELAND; KIRK e PETERSEN, 2011).

Brevemente, para o marcador mitocondrial, a diversidade nucleotídica foi utilizada como indicador de redução significativa da diversidade genética das populações analisadas (primeira abordagem). Para os marcadores microssatélites, redução significativa da diversidade genética (i.e. diversidade gênica, riqueza alélica ou heterozigosidade, ver primeira abordagem) e dos tamanhos efetivos populacionais (segunda abordagem), e suporte do teste de redução do tamanho efetivo populacional das populações da APDL (terceira abordagem) foram considerados evidência de dano do Desastre da Samarco sobre *A. bimaculatus* (os testes de hipóteses de cada uma das abordagens são explicados abaixo).

Contudo, alterações no tamanho populacional e na diversidade genética podem refletir eventos recentes, como alterações ambientais de origem antrópica (e.g. BANHOS et al., 2016, BAILLIE et al., 2016), e eventos antigos de uma população (e.g. PIL et al., 2018). No caso do desastre da Samarco, a comparação da diversidade genética de populações de *A. bimaculatus* da área de passagem e deposição da lama (APDL) pré-desastre com as mesmas pós-desastre permitiria avaliar diretamente o dano do desastre sobre a diversidade genética das espécies. Uma vez que, até onde conhecemos, não há estudo genéticos pretéritos com as populações de *A. bimaculatus* da bacia do rio Doce que permitissem a definição do cenário pré-desastre, populações de trechos da bacia do rio Doce capturadas fora da APDL foram consideradas como populações controle, que refletem o estágio pré-desastre de diversidade genética das populações da APDL. Dessa forma, a comparação dos resultados dos testes implementados para as populações controle e populações da APDL foram usados para testar se houve dano resultante do rompimento da barragem de Fundão sobre as populações de peixe da bacia do rio Doce. Essas comparações foram realizadas dentro de cada compartimento, uma vez que compartimentos diferentes podem apresentar isolamento populacional, e consequentemente diferenças nas diversidades genéticas, em decorrência das barragens existentes entre elas (i.e. Usina Hidrelétrica Mascarenhas e Usina Hidrelétrica Risoleta Neves). Além disso, populações nas regiões baixas das bacias podem apresentar acúmulo de diversidade genética pela dispersão de indivíduos das populações nas regiões altas das bacias (PAZ-VINAS e BLANCHET, 2015). Dessa forma, diferenças nas diversidades genéticas entre populações de diferentes compartimentos podem ser resultados de mecanismos naturais, especialmente para espécies que apresentam limitações de dispersão, e não por eventos de redução de diversidade genética em populações específicas, como o desastre da Samarco.

Na primeira abordagem (Tabela 51), eventos de gargalo populacional foram avaliados através da comparação da diversidade genética das populações afetadas (i.e. dentro da APDL) e no cenário anterior ao desastre (i.e. populações controle). Eventos de gargalo populacional causam perdas de alelos em marcadores diploides (e.g. marcadores microssatélites), ou de haplótipos em marcadores haploides (e.g. marcadores mitocondriais), o que pode ser testado comparando as diversidades genéticas

entre as populações que sofreram o dano e aquelas consideradas controle. Assim, caso as populações da ADPL de *A. bimaculatus* apresentem redução na diversidade genética (i.e., diversidade nucleotídica para marcadores mitocondriais; diversidade gênica, riqueza alélica e heterozigosidade esperada para marcadores microssatélites) quando comparadas às populações controle, a hipótese de dano é suportada. Caso as populações da APDL apresentem diversidades genéticas iguais ou maiores do que aquelas encontradas nas populações controle, a hipótese de dano não é suportada.

Na segunda abordagem, a comparação dos tamanhos efetivos populacionais entre populações afetadas pelo Desastre da Samarco e aquelas não afetadas foi utilizada para testar a ocorrência de dano em decorrência do Desastre da Samarco. Alguns métodos têm sido propostos para estimar o tamanho efetivo populacional contemporâneo de uma população (ver WANG, 2005 para detalhes), com destaque para aqueles baseados em desequilíbrio de ligação entre marcadores diploides (e.g. marcadores microssatélites) (HILL, 1981). Esse método considera que quanto menor o tamanho efetivo populacional de uma população, menor será o número de indivíduos parentais contribuindo para a próxima geração, acarretando em aumento na probabilidade de cruzamento entre indivíduos geneticamente semelhantes e no aumento do desequilíbrio de ligação entre os loci (FREELAND et al., 2011). Dessa forma, é possível estimar o tamanho efetivo populacional das populações através do seu grau de desequilíbrio de ligação. Portanto, caso o tamanho efetivo populacional da população da APDL seja menor do que aquela encontrada para a população controle, a hipótese de dano é suportada.

Na terceira abordagem, utilizamos testes que objetivam efetivamente detectar eventos de gargalos genéticos. Em tais eventos, a diversidade de alelos e de haplótipos geralmente é reduzida devido à perda de alelos raros, o que acarreta em aumento da heterozigosidade em comparação àquela esperada para as populações em equilíbrio de Hardy-Weinberg (e.g. LUIKART e CORNUET, 1998). Dessa forma, o excesso de heterozigotos em uma população é indicativo que tal população tenha sofrido uma redução recente em seu tamanho populacional (FREELAND; KIRK e PETERSEN, 2011), tal qual aquela esperada para as populações da APDL. Similarmente, eventos de gargalos genéticos causam distorções na distribuição das frequências alélicas devido à perda de alelos raros em maior taxa do que alelos de distribuição intermediárias, o que pode ser observado em análises de frequência das classes de alelos (LUIKART et al., 1998). Uma vez que essas duas análises têm sensibilidades intermediárias (ver PEERY et al., 2012 para detalhes), especialmente quando o evento é bastante recente, como no caso do Desastre da Samarco, foram consideradas evidências de gargalos populacionais quando ao menos uma dessas análises suportam essa hipótese. Portanto, caso as populações da APDL apresentem evidência de gargalo genético enquanto as populações controle não a apresentem, suporta-se a hipótese de dano. Caso as populações da APDL não apresentem evidências de redução no tamanho efetivo populacional, ou as populações controle apresentem evidências de gargalos populacionais, a hipótese de dano não é suportada.

Por fim, uma abordagem integrativa dos diferentes análises e marcadores evidência foi realizada para definição da evidência total de dano ou ausência de evidência de dano sobre diversidade genética de *A. bimaculatus*. Nesse caso, se ao menos 50% das análises suportarem a hipótese de dano, as populações analisadas foram consideradas afetadas negativamente pelo Desastre da Samarco.

Tabela 51 – Tabela de hipóteses de dano e ausência de dano do Desastre da Samarco sobre a diversidade genética de *Astyanax bimaculatus* da bacia do Rio Doce para cada marcador e análise. O cenário suportado será aquele que apresente suporte de dano para ao menos 3 análises.

Marcador	Análise	Hipóteses	
		Evidência de dano	Sem evidência de dano
Marcador mitocondrial	Diversidade nucleotídica	Diversidade nucleotídica reduzida em populações da APDL em comparação às controle	Diversidade nucleotídica maior ou igual em populações da APDL em comparação às controle
	Diversidade genética	Diversidade gênica, heterozigosidade ou riqueza alélica reduzida em populações da APDL em comparação às controle	Diversidade gênica, heterozigosidade ou riqueza alélica maior ou igual em populações da APDL em comparação às controle
	Redução Populacional recente	Evidência de redução recente do tamanho populacional das populações da APDL em pelo menos um teste, sem suporte de redução populacional recente em populações controle	Ausência de evidência de redução recente do tamanho populacional das populações da APDL em pelo menos um teste, ou suporte para redução populacional recente também em populações controle
Marcadores microsatélites	Tamanho Efetivo Populacional	Tamanho efetivo populacional reduzido em populações da APDL em comparação às controle	Tamanho efetivo populacional igual ou maior em populações da APDL em comparação às controle
Hipótese suportada		EVIDÊNCIA DE DANO	AUSÊNCIA DE EVIDÊNCIA DE DANO

A espécie escolhida para a avaliação do dano do desastre da Samarco sobre a diversidade genética de populações de peixes da APDL da bacia do rio Doce foi o Lambari-do-Rabo-Amarelo, *Astyanax bimaculatus*. *Astyanax bimaculatus* (LINNAEUS, 1758) (Figura 143) é um complexo de espécies de pequeno porte amplamente distribuído ao longo do rio Doce em diferentes ambientes (e.g. reservatórios, rios, riachos, açudes e lagoas) (VIEIRA et al., 2015a). Realizam migrações de pequenas distâncias, com atividade reprodutiva mais intensa durante a época de chuvosa (CAROLSFELD et al., 2003).

O gênero *Astyanax*, que compreende os lambaris, é o mais diversificado da família Characidae, esse gênero está amplamente distribuído nas bacias hidrográficas brasileiras em altas abundâncias (SILVA; ALBANO; CHELLAPPA, 2007).

De forma geral, as espécies pertencentes ao gênero *Astyanax* são de pequeno porte, apresentam alta fecundidade, desenvolvimento rápido, comportamento oportunista e uma plasticidade adaptativa alta (FUGI, 1998). Estas características permitem que as espécies desse gênero realizem uma rápida colonização de novos ambientes e ambientes alterados (AGOSTINHO et al., 1999).

Para a avaliação do dano genético sobre as espécies de peixes em decorrência do rompimento da barragem de Fundão da Samarco foi utilizado a espécie de lambari *Astyanax bimaculatus*. Essa espécie é de pequeno porte, variando entre 10 a 15 cm na fase adulta. Habita grandes rios de fluxo livre, pequenos riachos, valas de drenagem e lagoas artificiais. O hábito alimentar é generalista (alimentam-se de zooplâncton, vegetais, insetos e detritos) (FISHBASE). Estima-se que esta espécie atinja a maturidade sexual com o tamanho entre 7,8 a 10,4 cm (SANTOS; BARROS e MENEZES, 1996) e a primeira maturação gonadal ocorra em torno de três anos em condições naturais (SILVA; ANDRADE e OKANO, 1996). A reprodução do *Astyanax bimaculatus* depende das condições ambientais, podendo ocorrer

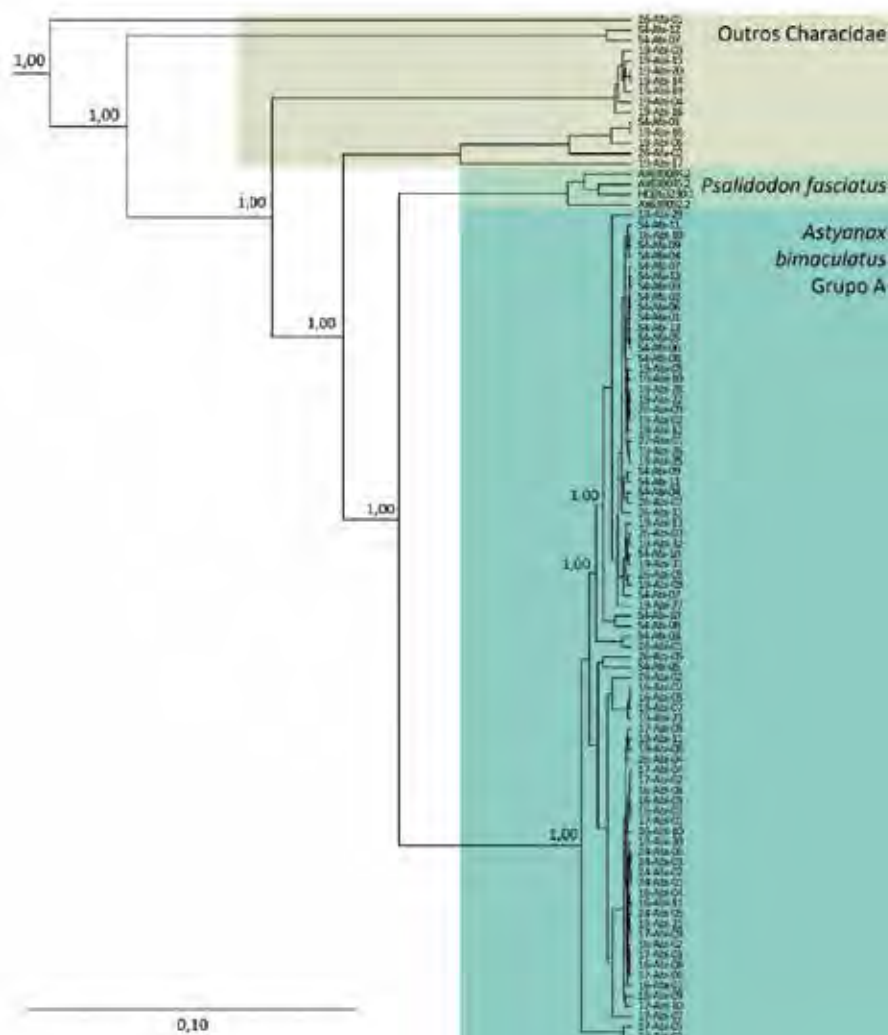
desova total ou parcial, ou seja, apresenta estratégia reprodutiva oportunista (tendência r-estrategista) (SATO et al., 2006). Essas características tornam *A. bimaculatus* interessante para estudos de dano de eventos catastróficos recentes. Espécies com menores tempos de geração, como *A. bimaculatus* tendem a apresentar dano de eventos catastróficos recentes mais rapidamente do que espécies com tempos de geração maiores, sendo uma das espécies escolhidas para avaliação do dano do Desastre da Samarco sobre a diversidade genética de peixes da bacia do rio Doce.

Figura 143 – Espécime de *Astyanax bimaculatus*. Fonte: R. Earkins, disponível em Fishbase.



Os indivíduos de *Astyanax bimaculatus* coletados tiveram seu DNA mitocondrial parcialmente sequenciados são provenientes das estações RD16, RD17, RD19, RD24, RD26 e Dique S4. Através da árvore de Inferência Bayesiana (Figura 144), foram definidos 81 indivíduos ao grupo aqui nominado de *A. bimaculatus* Grupo A, que foram utilizados nas análises populacionais. Uma vez que apenas 5 indivíduos de *A. bimaculatus* Grupo A coletados na população RD24 foram sequenciados e genotipados, essa população foi retirada das análises populacionais.

Figura 144 – Árvore de Inferência para delimitação genética dos indivíduos de *Astyanax bimaculatus* coletados bacia do rio Doce utilizado nas análises populacionais. O tamanho dos ramos é proporcional ao número de substituições por sítio. O grupo A compõe espécimes que foram utilizados nas análises populacionais.



No total, 15 diferentes haplótipos foram encontrados no Compartimento 1, enquanto 13 diferentes haplótipos foram amostrados no Compartimento 2 (Tabela 52, Figura 145 e Figura 146). Em ambos os compartimentos, os haplótipos mais abundantes nas áreas afetadas também estavam presentes nas populações controle.

Tabela 52 – Número de indivíduos sequenciados (Ns) de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, dos Compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o fragmento mitocondrial, seus respectivos números de haplótipos (NH), sua diversidade nucleotídica (π) e desvio padrão da diversidade nucleotídica (DP).

População	Ponto Amostral	Ns	NH	π	π (DP)
Dentro da APDL	RD16	12	4	0,005	0,003
Controle	RD17	10	4	0,007	0,004
Controle	RD19	21	8	0,009	0,005
Controle	RD26	10	10	0,013	0,007
Dentro da APDL	S4	22	8	0,003	0,002

Figura 145 – Rede de haplótipos do DNA mitocondrial parcialmente sequenciado das populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, do Compartimento 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. Os círculos representam cada haplótipo, e seu tamanho é proporcional à sua frequência. Círculos pretos representam haplótipos não amostrados. As linhas que ligam cada haplótipo representam ligações entre os haplótipos e cada traço perpendicular a elas representa uma mutação. RD16 compreende estações dentro da APDL, enquanto RD17 e RD19 compreende estações controle.

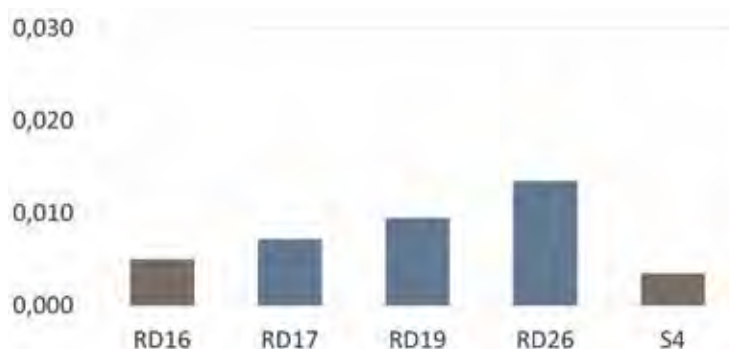


Figura 146 – Rede de haplótipos do DNA mitocondrial parcialmente sequenciado das populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, do compartimento I (RD26 e S4) da bacia do rio Doce. Os círculos representam cada haplótipo, e seu tamanho é proporcional à sua frequência. Círculos pretos representam haplótipos não amostrados. As linhas que ligam cada haplótipo representam ligações entre os haplótipos e cada traço perpendicular a elas representa uma mutação. RD16 compreende estações dentro da APDL, enquanto RD17 e RD19 compreende estações controle.



As diversidades nucleotídicas de *A. bimaculatus* grupo A variaram entre 0,003 (Dique S4, DP = 0,002) e 0,013 (RD26, DP = 0,007) (Tabela 53 e Figura 147). As populações do Compartimento 2 apresentaram valores diferentes de diversidade nucleotídica (ANOVA, $p = 0,015$), com a população da APDL RD16 apresentando menor diversidade genética do que a população controle RD19 (teste t, $p = 0,002$), mas não apresentando menor diferenciação genética do que a população controle RD17 (teste t, $p = 0,153$). Entre as populações do compartimento 1, a população controle RD26 apresentou maior diversidade nucleotídica do que a população da APDL S4 (teste t, $p = 0,002$).

Figura 147 – Diversidade nucleotídica e desvio padrão de indivíduos sequenciados de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce para o DNA mitocondrial parcialmente sequenciado. Em marrom, populações controle.

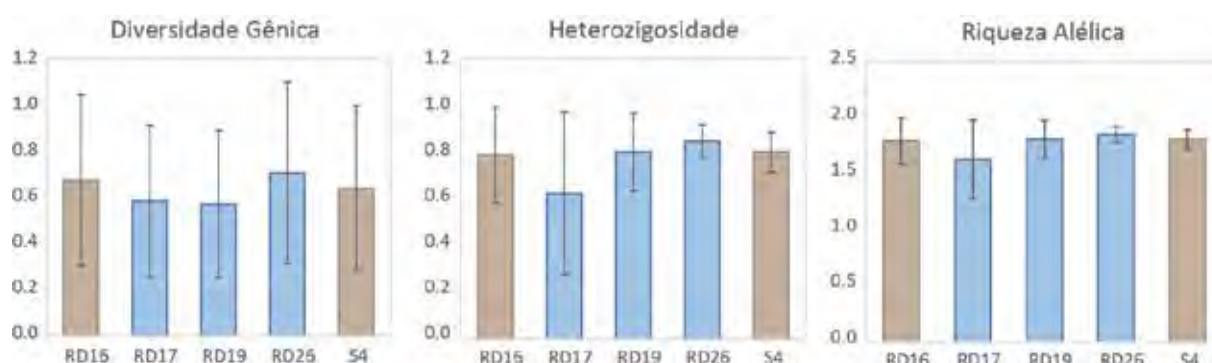


As diversidades gênicas variaram entre 0,572 (DP = 0,319) e 0,708 (DP = 0,394) para as populações RD19 e RD26, respectivamente, enquanto a heterozigosidade esperada média variou entre 0,624 (DP = 0,349) na população RD17 e 0,849 (DP = 0,071) na população RD26, e a riqueza alélica média variou entre 1,6 (RD17) e 1,8 (RD16, RD19, RD26 e S4) (Tabela 53; Figura 148). Dentro do Compartimento 1, a população controle RD26 apresentou significativamente maiores heterozigosidade esperada (teste t, $p = 0,013$) e riqueza alélica (teste t, $p = 0,000$) em relação à população da APDL S4, mas não apresentaram diferenças na diversidade gênica (teste t, $p = 0,659$). Alternativamente, as populações do compartimento 2 não apresentaram diferenças significativas na diversidade gênica, heterozigosidade esperada e riqueza alélica (ANOVA, $p = 0,683$, $p = 0,379$, $p = 0,379$, respectivamente).

Tabela 53 – Número de indivíduos genotipados (Ng), diversidade gênica (DG), heterozigosidade esperada (He) e riqueza alélica (RA) e seus respectivos desvios padrão (DP) das populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce.

População	Ponto Amostral	Ng	DG	DG (DP)	He	He (DP)	RA	RA (DP)
Dentro da APDL	RD16	12	0,676	0,372	0,790	0,207	1,8	0,2
Controle	RD17	10	0,585	0,330	0,624	0,349	1,6	0,3
Controle	RD19	21	0,572	0,319	0,801	0,167	1,8	0,2
Controle	RD26	11	0,708	0,394	0,849	0,071	1,8	0,1
Dentro da APDL	S4	22	0,643	0,358	0,801	0,087	1,8	0,1

Figura 148 – Diversidade gênica, heterozigosidade, riqueza alélica e respectivos desvios padrão das populações genotipadas de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, para 9 marcadores microssatélites dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce.



A população da RD16, localizada na APDL, apresentou evidência de redução de diversidade genética recente pela presença de excesso de heterozigotos ($p = 0.014$), sem evidência de redução no tamanho populacional nas populações controle RD17 e RD19 para esse teste (Tabela 8). Nenhuma população desse compartimento apresentou distorções na distribuição das frequências alélicas nas populações. Essas populações apresentaram tamanho efetivo populacional grande o bastante para não apresentar desequilíbrio de ligação.

Para o Compartimento 1, houve distorção na distribuição das frequências alélicas apenas na população da APDL – Dique - S4, compatível como gargalos genéticos recentes. Essa população apresentou, ainda, menor tamanho efetivo populacional quando comparado com a população controle RD26.

Tabela 54 – Tamanho efetivo populacional e evidências de redução recente no tamanho populacional segundo os critérios de excesso de heterozigotos e de distorção das frequências alélicas das populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, dos compartimentos 1 (RD26 e S4) e 2 (RD16, RD17 e RD19) da bacia do rio Doce. * indica que a população é grande o suficiente para não apresentar desequilíbrio de ligação. Em negrito, valores significativos.

População	Ponto Amostral	Ne	Excesso de Heterozigotos (valor de p)	Distorção na distribuição das frequências alélicas
Dentro da APDL	RD16	*	0,014	Não
Controle	RD17	*	0,191	Não
Controle	RD19	*	0,285	Não
Controle	RD26	*	0,367	Não
Dentro da APDL	S4	86,6	0,102	Sim

Portanto, a população de *Astyanax bimaculatus* da APDL RD16 apresentou reduzida diversidade nucleotídica em relação à população controle RD19, e evidência de redução recente na diversidade genética (Tabela 55). Alternativamente, não foi encontrada redução na diversidade genética dos marcadores microssatélites e não foi possível fazer inferências do tamanho efetivo populacional dessas populações, uma vez que tais valores não puderam ser estimados devido às populações apresentarem tamanho efetivo grande o suficiente para não apresentar evidências de desequilíbrio de ligação entre os loci genotipados. Dessa forma, os testes dos cenários indicam que a população da APDL RD16 sofreu redução da diversidade genética compatível com aquela esperada em decorrência do desastre

da Samarco. Assim, a ausência de evidência de redução da diversidade genética dos marcadores microssatélites, pode ser decorrente do desastre ser um evento muito recente para sua detecção. Sabe-se que a característica haploide de marcadores mitocondriais os torna mais sensíveis a eventos de redução populacional recente (FREELAND; KIRK e PETERSEN, 2011).

A redução da diversidade nucleotídica da população controle RD17 quando comparada à população RD19, similarmente, indica que essa população também pode ter sido afetada parcialmente pelo desastre da Samarco. As espécies de *Astyanax* são espécies migradoras de pequenas distâncias (CAROLSFELD et al., 2003), de forma que a população amostrada no ponto RD17, distantes a poucos quilômetros da calha principal do rio Doce, provavelmente também se utiliza da APDL. Dessa forma, a extensão do dano do desastre da Samarco possivelmente também acarretou em redução da diversidade genética da população controle RD17.

Tabela 55 – Teste de hipótese de presença ou ausência de dano do desastre da Samarco sobre a diversidade genética de populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, com Compartimento 2 do rio Doce. Em destaque, as hipóteses suportadas.

Marcador	Análise	Hipóteses	
		Evidência de dano	Sem evidência de dano
Marcador mitocondrial	Diversidade nucleotídica	Diversidade nucleotídica reduzida em populações da APDL em comparação às controle	Diversidade nucleotídica maior ou igual em populações da APDL em comparação às controle
	Diversidade genética	Diversidade gênica, heterozigossidade ou riqueza alélica reduzida em populações da APDL em comparação às controle	Diversidade gênica, heterozigossidade ou riqueza alélica maior ou igual em populações da APDL em comparação às controle
Marcadores microssatélites	Redução Populacional recente	Evidência de redução recente do tamanho populacional das populações da APDL em pelo menos um teste, sem suporte de redução populacional recente em populações controle	Ausência de evidência de redução recente do tamanho populacional das populações da APDL em pelo menos um teste, ou suporte para redução populacional recente também em populações controle
	Tamanho Efetivo Populacional	Tamanho efetivo populacional reduzido em populações da APDL em comparação às controle	Tamanho efetivo populacional igual ou maior em populações da APDL em comparação às controle
Hipótese suportada		EVIDÊNCIA DE DANO	

Para as populações de *Astyanax bimaculatus* do Compartimento 1 da bacia, a população da APDL – Dique - S4 apresentou redução das diversidades nucleotídicas do marcador mitocondrial e gênica dos marcadores microssatélites, e reduzido tamanho efetivo populacional quando comparada à população controle RD26, além de evidência de redução do tamanho populacional recente (Tabela 10). Esses resultados indicam que a população do Dique S4 apresentou redução no seu tamanho populacional e diversidade genética compatível com aquele esperado pelo desastre da Samarco.

Portanto, os resultados das análises genéticas de *A. bimaculatus* da bacia do rio Doce indicam dano de redução da diversidade genética das populações da APDL dos compartimentos 1 e 2 em comparação às controle. Contudo, esse resultado deve ser considerado com parcimônia em decorrência dos problemas taxonômicos de complexo *A. bimaculatus*³.

Tabela 56 – Teste de hipótese de presença ou ausência de dano do Desastre da Samarco sobre a diversidade genética de populações de *Astyanax bimaculatus*, grupo A, do Compartimento 1 do Rio Doce. Em destaque, as hipóteses suportadas.

Marcador	Análise	Hipóteses	
		Evidência de dano	Sem evidência de dano
Marcadores microsatélites	Diversidade nucleotídica	Diversidade nucleotídica reduzida em populações da APDL em comparação às controle	Diversidade nucleotídica maior ou igual em populações da APDL em comparação às controle
	Diversidade genética	Diversidade gênica, heterozigosidade ou riqueza alélica reduzida em populações da APDL em comparação às controle	Diversidade gênica, heterozigosidade ou riqueza alélica maior ou igual em populações da APDL em comparação às controle
	Redução Populacional recente	Evidência de redução recente do tamanho populacional das populações da APDL em pelo menos um teste, sem suporte de redução populacional recente em populações controle	Ausência de evidência de redução recente do tamanho populacional das populações da APDL em pelo menos um teste, ou suporte para redução populacional recente também em populações controle
	Tamanho Efetivo Populacional	Tamanho efetivo populacional reduzido em populações da APDL em comparação às controle	Tamanho efetivo populacional igual ou maior em populações da APDL em comparação às controle
Hipótese suportada		EVIDÊNCIA DE DANO	

³*Astyanax bimaculatus* representa um complexo de espécies (VIEIRA et al., 2015 (b), ROSSINI et al., 2016), o que limita as inferências que podem ser realizadas sobre a diversidade genética em nível populacional devido a possível presença de espécies crípticas. Para diminuir a possibilidade de enviesamento das análises pela presença de espécies crípticas, foi adotada uma abordagem conservadora, considerando apenas grupos de indivíduos de *A. bimaculatus* (i.e. grupos A) com menor variabilidade dentro dos grupos quando comparadas a variabilidade entre grupos, o que permitiu a realização de análises populacionais pela presença de tamanhos amostrais suficiente para a realização dessas análises. Contudo, uma vez que a taxonomia de *A. bimaculatus* (ver ROSSINI et al., 2016 para detalhes) não está completamente definida, não é possível descartar a presença de espécies crípticas dentro dos grupos analisados no presente trabalho. Portanto, a interpretação dos resultados de diversidade nucleotídica e diferenciação genética de *A. bimaculatus* deve ser realizada com parcimônia.

2.5.6 ALTERAÇÃO DA DINÂMICA POPULACIONAL DA ICTIOFAUNA

A avaliação da alteração da dinâmica populacional foi apresentada no TOMO II do Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) em virtude da escassez de estudos pretéritos e para aferir os efeitos dos rejeitos sobre a ictiofauna. Para tanto, foram desenvolvidas modelagens populacionais (modelagens matemáticas) para a identificação desses efeitos e realizar prognósticos dos cenários pós-desastre. Os modelos matemáticos compreendem expressões matemáticas que podem ser utilizadas para descrever ou prever processos ecológicos.

Os modelos buscaram simular a influência de variáveis como recrutamento, mortalidade, recuperação natural, densidade populacional, pesca, entre outros, sobre a população de peixes.

A continuação das modelagens populacionais foi inserida no relatório de Valoração Econômica dos Danos Socioambientais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2021b) e devido a isso não são apresentadas no presente relatório.

Na etapa de valoração, foi utilizada para a modelagem a espécie *Hypostomus affinis*. A seleção dessa espécie considerou o número de indivíduos coletados, histograma de frequência de idades nas populações, de esforço de coleta e de literatura da espécie-alvo. Com isso a probabilidade de captura de um indivíduo é proporcional ao tamanho populacional da espécie na área de amostragem. A *H. affinis* foi capturada em toda a extensão do rio Doce, desta forma o tamanho populacional de *H. affinis* foi estimado considerando o número de indivíduos coletados entre os anos 2018 e 2019 nas áreas de cobertura das redes.

Os resultados obtidos mantiveram a classificação do dano como **gravíssimo** para todos os compartimentos da bacia, sem sinais de recuperação às condições iniciais pré-desastre. Para um maior detalhamento metodológico e dos resultados se faz necessária a consulta ao relatório de Valoração Econômica dos Danos Socioambientais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2021b).

2.5.7 AUMENTO DO ESTRESSE E ALTERAÇÕES NAS CONDIÇÕES CORPORAIS E/OU DE SAÚDE NA ICTIOFAUNA

Este resumo corresponde a apresentação dos resultados obtidos ao longo de um ano de Diagnóstico ecotoxicológico. Para o diagnóstico foram realizadas quatro fases de campo, de periodicidade trimestral, entre os anos de 2018-2019, contemplando duas campanhas na estação seca (junho/julho de 2018 e julho/agosto de 2019) e duas campanhas na estação chuvosa (outubro/novembro de 2018 e fevereiro/março de 2019). Embora dados parciais tenham sido apresentados no relatório de Diagnóstico de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), na ocasião os mesmos não haviam sido classificados.

Somente com a avaliação dos resultados que serão apresentados neste documento é que foi possível classificar os danos, conforme descrito a seguir. Para melhor detalhamento quanto aos danos aqui resumidos consultar o TOMO I – Contextualização, item Ecotoxicologia.

Para o Compartimento 1, foi evidenciado o comprometimento de diversos sistemas biológicos por meio da observação da ocorrência de alterações nos biomarcadores avaliados nos peixes dos pontos DA e/ou DQ (pontos localizados na APDL) em relação aos peixes do ponto CN (controle negativo, livre de possíveis interferentes antrópicos diretos), sendo tais alterações, inclusive, mais expressivas do que as observadas para os peixes do ponto CP (controle positivo).

Uma vez que os biomarcadores afetados estão relacionados a diversos sistemas essenciais para a manutenção da homeostase dos organismos, como os sistemas fisiológicos de osmorregulação, equilíbrio ácido-base, de metabolismo energético, antioxidante, de biotransformação e colinérgico, pode-se afirmar que o dano à saúde dos peixes provenientes dos pontos DA e DQ, ambos impactados pela lama de rejeitos provenientes do desastre, é considerado **gravíssimo**.

Ainda, considerando que a maioria das alterações nos biomarcadores foram observadas nas quatro campanhas amostrais e, diante das condições em que se encontra o meio, os danos observados à saúde dos peixes de DA e DQ foram classificados como **irreversíveis**, com **tendência de aumento** uma vez que alterações nos biomarcadores avaliados podem desencadear prejuízos à reprodução, promover a morte dos indivíduos e, conseqüentemente, declínio populacional e, até mesmo, perda da biodiversidade.

No Compartimento 2, novamente, todos os biomarcadores avaliados apresentaram alterações no ponto DA em relação às respostas observadas no ponto CN. No entanto, diferentemente do observado no compartimento 1, neste compartimento algumas alterações foram mais expressivas nos animais capturados no ponto CP que no DA. Ainda assim, dado que os biomarcadores afetados estão relacionados a diversos sistemas essenciais para a manutenção da homeostase dos organismos, como os sistemas fisiológicos de osmorregulação, equilíbrio ácido-base, de metabolismo energético, antioxidante, de biotransformação e colinérgico, pode-se afirmar que o dano à saúde dos peixes provenientes dos pontos DA é considerado **gravíssimo**.

Porém, devido ao compartimento 2 ser considerado um dos mais impactados previamente ao desastre, uma vez que contém os dois dos corpos d'água mais contaminados da bacia do rio Doce (o rio Piracicaba e rio Piranga) e abranger o chamado "Vale-do-Aço", o qual aporta grande quantidade de contaminantes para os leitos dos rios, não foi possível afirmar se o comprometimento apresentado pelos animais dos pontos DA e CP, ao longo das quatro campanhas amostrais, decorreram, exclusivamente, do desastre. Deste modo, o dano não foi classificado quanto a reversibilidade e tendência sendo necessário, portanto, monitoramento por maior período de tempo deste compartimento, especialmente o ponto DA, para que se possa obter uma melhor avaliação das respostas normalmente apresentadas pelos peixes deste compartimento em relação as que eles passaram a apresentar após o desastre, bem como da tendência desse dano em cada um dos pontos ao longo do tempo.

Por fim, para o Compartimento 3, todos os biomarcadores avaliados apresentaram alterações no ponto DA em relação ao observado no ponto CN, no entanto, por vezes, o ponto CP apresentou alterações mais expressivas que o DA. Ainda assim, dado que os biomarcadores afetados estão relacionados à diversos sistemas essenciais para a manutenção da homeostase dos organismos, como os sistemas fisiológicos de osmorregulação, equilíbrio ácido-base, de metabolismo energético, antioxidante, de biotransformação e colinérgico, pode-se afirmar que o dano à saúde dos peixes provenientes dos pontos DA é considerado **gravíssimo**. Além disso, como os marcadores fisiológicos envolvidos com a osmorregulação e equilíbrio ácido-base foram os que apresentaram maiores prejuízos nos peixes do ponto DA deste compartimento e, sendo estes processos fisiológicos essenciais à manutenção da vida, o dano também foi considerado **irreversível**. No entanto, embora seja certo que o dano não tenha sido cessado, sugere-se monitoramento a longo prazo para melhor avaliação da tendência desse dano e da influência que este pode exercer sobre a condição populacional e da biodiversidade deste compartimento.

2.5.8 AUMENTO NA BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO

Este resumo corresponde a apresentação dos resultados obtidos ao longo de um ano de Diagnóstico ecotoxicológico. Para o diagnóstico foram realizadas quatro fases de campo, de periodicidade trimestral, entre os anos de 2018-2019, contemplando duas campanhas na estação seca (junho/julho de 2018 e julho/agosto de 2019) e duas campanhas na estação chuvosa (outubro/novembro de 2018 e fevereiro/março de 2019). Embora dados parciais tenham sido apresentados no relatório de Diagnóstico de danos, na ocasião os mesmos não haviam sido classificados. Somente com a avaliação dos resultados que serão apresentados neste documento é que foi possível classificar os danos,

conforme descrito a seguir. Para melhor detalhamento quanto aos danos aqui resumidos consultar o TOMO I – Contextualização, item Ecotoxicologia.

No Compartimento 1, foi detectada a presença dos 19 EPTs avaliados tanto no tecido muscular quanto no tecido hepático dos peixes capturados no compartimento 1. Destaca-se que nos pontos DA e DQ os peixes apresentaram concentrações dos diferentes EPTs mais elevadas do que as observadas nos pontos CN e CP. Ainda, considerando que não há diretrizes que determinam quais os níveis seguros destes EPTs à saúde animal e, somando-se ao fato de que diversos estudos, avaliando os efeitos destes contaminantes no ambiente, demonstram que concentrações por vezes na ordem de micro ou nanograma são suficientes para promover prejuízos à saúde dos organismos avaliados conclui-se que a bioacumulação observada no peixes dos pontos DA e DQ representa um dano **gravíssimo**.

O mecanismo de bioacumulação de EPTs se dá, de maneira resumida, pelo desbalanço entre o processo de absorção e a capacidade de excreção/eliminação que cada organismo apresenta. Desse modo, uma vez que esses EPTS são provenientes tanto do ambiente em que o peixe está imerso quanto do recurso alimentar que ele utiliza, que o processo de bioacumulação ocorre ao longo do tempo e que grande parte desses elementos permanecem disponíveis no ambiente, o dano foi considerado **irreversível** e com **tendência de aumento**.

Assim como no compartimento 1, os 19 EPTs avaliados no Compartimento 2 foram determinados tanto no tecido muscular quanto no tecido hepático dos peixes capturados no compartimento 2, embora, apenas para alguns as concentrações observadas no ponto DA tenham sido superiores as observadas nos pontos CP e CN. No entanto, novamente, levando em consideração a ausência de diretrizes que determinem quais os níveis de EPTs são considerados seguros à saúde animal e, somando-se ao fato de que diversos estudos, avaliando os efeitos destes contaminantes no ambiente, demonstram que concentrações por vezes na ordem de micro ou nanograma são suficientes para promover prejuízos à saúde dos organismos avaliados conclui-se que a bioacumulação observada nos peixes do ponto DA representa um dano **grave**. Como a bioacumulação reflete tanto o ambiente ao qual os peixes estão imersos quanto a qualidade do recurso alimentar que estes tem utilizado e, ainda, que é um processo que ocorre ao longo do tempo, esse dano foi considerado **irreversível** e com **tendência de aumento**, especialmente, diante do fato de que grande parte desses elementos permanecem disponíveis no ambiente e que novos aportes podem ocorrer.

Para o Compartimento 3, assim como nos demais compartimentos, todos os EPTs avaliados foram determinados tanto no tecido muscular quanto no tecido hepático dos peixes capturados neste compartimento, embora, apenas poucos EPTs tenham apresentado concentrações superiores nos animais do ponto DA em relação aos animais capturados nos pontos CP e CN. Porém, assim como já mencionado anteriormente, não existem diretrizes que determinem quais as concentrações de EPTs consideradas seguras à saúde animal e, somando-se ao fato de que diversos estudos, avaliando os efeitos destes contaminantes no ambiente, demonstram que concentrações por vezes na ordem de micro ou nanograma são suficientes para promover prejuízos à saúde dos organismos avaliados conclui-se que a bioacumulação observada nos peixes do ponto DA representa um dano **grave, irreversível** e com **tendência de aumento**, especialmente, diante do fato de que grande parte desses elementos permanecem disponíveis no ambiente e que novos aportes podem ocorrer.

2.5.9 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. 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, RASIN e NOE, 1983; BERKMAN e RABENI, 1987; RABENI e SMALE, 1995; WANTZEN, 2006; BELLOTTO, KUROSHIMA E CECANHO, 2009; FREEDMAN, CARLINE E STAUFFER, 2013) e de mineração (e.g. MOL e OUBOTER, 2004; BROSE 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 diminuição da riqueza, também foram constatados 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, onde o acúmulo de rejeitos foi maior (FUNDAÇÃO RENOVA, 2017). 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 congênicas, 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). Estas alterações também foram acompanhadas pelo aumento da proporção de espécies de peixes “exóticas” nas comunidades, que apesar de atuarem muitas vezes como recursos pesqueiros na bacia, principalmente nas áreas de influência dos reservatórios, podem promover a diminuição (ou extinção) local de espécies nativas (LATINI e PETRERE, 2004; LATINI et al., 2004).

As curvas de comparação de dominância entre abundância e biomassa (ABC) também indicaram que os distúrbios provocados pelo desastre nas comunidades de peixes ainda ocorrem nos compartimentos amostrados. As curvas ABC devem ser interpretadas levando-se em consideração as estratégias “r” e “k” das espécies. Em ambientes relativamente estáveis, a curva de biomassa se localiza acima da curva de abundância numérica, indicando a dominância de espécies do tipo “k-estrategistas”, que são usualmente aquelas de maior porte e ciclo de vida longo. Normalmente, estão representadas por poucas espécies, porém em termos de biomassa são dominantes no ambiente (CASATTI et al., 2016). Quando a curva de abundância se posiciona acima da curva de biomassa, as espécies com tendências “r-estrategistas” são dominantes. Estas espécies apresentam menor porte e ciclo de vida curto, refletindo um ambiente com distúrbio. Nos locais impactados, onde a curva de abundância foi superior à curva de biomassa, a abundância de espécies oportunistas de pequeno porte foi favorecida, com destaque 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, 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, 1993). 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. Além disso, considerando diferentes biomarcadores de avaliação de saúde, embora diferentes espécies tenham sido afetadas, os resultados demonstram que as espécies bentônicas, ou seja, aquelas com hábito de vida associado ao substrato (fundo), são as que apresentaram os piores efeitos deletérios dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b).

Considerando o desenho amostral definido para as avaliações genéticas, os resultados dos testes de hipóteses desenvolvidos indicaram que as populações de *Astyanax bimaculatus* da APDL dos compartimentos 1 e 2 da bacia do rio Doce tiveram redução da sua diversidade genética, compatível com aquele esperado como resultado do desastre da Samarco. *Astyanax bimaculatus* é uma espécie de pequeno porte com migração de pequenas distâncias (CAROLSFELD et al., 2003), de forma que o fluxo gênico ou mesmo a recolonização da APDL após o desastre deve ser mais demorado do que espécies vágéis e migradoras. Assim, para essa espécie, além da manutenção da dispersão entre populações, a recuperação da diversidade genética pode ser acelerada através da translocação de indivíduos de populações próximas e não afetadas pela lama de rejeitos, permitindo a recomposição da atualmente reduzida diversidade genética pelo gargalo populacional e reduzindo os efeitos deletérios do endocruzamento. Contudo, alguns aspectos devem ser considerados para resultado efetivo de tais ações. Primeiramente, devem ser realizados estudos taxonômicos que definam efetivamente se as populações analisadas representam espécies biologicamente válidas, especialmente para as espécies de *Astyanax*. Segundo análises genéticas populacionais com maiores quantidades de indivíduos e populações de diferentes trechos da bacia do rio Doce deverão ser realizadas, de forma a se determinar a estrutura genética das populações dessas espécies. Translocação de indivíduos de estoques muito dissimilares geneticamente pode resultar em possível redução da aptidão dessas populações devido a formação de híbridos (ver Freeland et al., 2011 para detalhes). Dessa forma, a translocação deve ser realizada utilizando indivíduos de estoques similares geneticamente.

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. Para maiores detalhes quanto aos danos verificar o item Ecotoxicologia no TOMO I, do acompanhamento do dano.

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, os quais ainda afetam diretamente a diversidade das assembleias de peixes nos três compartimentos do rio Doce, sem sinais de retorno às condições anteriores ao desastre, indicando a necessidade da continuidade do monitoramento dos danos que não foram cessados.

2.5.10 CENÁRIO DE DANOS

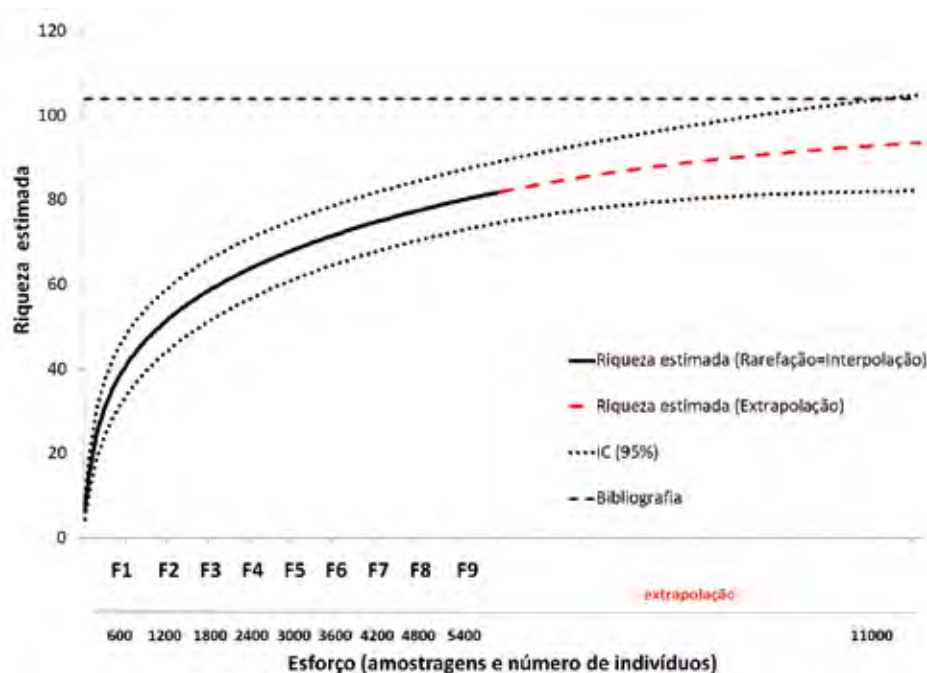
A degradação do ambiente aquático fluvial em decorrência do rompimento da barragem de Fundão promoveu o estabelecimento de uma assembleia de peixes simplificada, a qual ainda não apresenta sinais evidentes de retorno aos valores de riqueza e de composição de espécies observadas nos dados de referência. A diminuição na riqueza e a simplificação das comunidades (perda de diversidade) foram provocadas pela perda de organismos com hábitos especializados (e.g. diminuição de peixes com hábitos alimentares zoobentívoros e invertívoros bentônicos), pelo aumento na riqueza e na abundância de organismos tolerantes às novas condições e oportunidades que foram oferecidas pelo ambiente degradado, incluindo o aumento na proporção de espécies introduzidas (exóticas) nas assembleias, e pelas alterações nos mais diferentes biomarcadores de avaliação de saúde.

De acordo com os resultados gerados pelas curvas de interpolação e extrapolação dos números de Hill ($q=0$) para os dados de incidência, as estimativas de riqueza (extrapolação) com o aumento teórico (duplicação) do esforço amostral não alcançaram uma assíntota, indicando que novos registros de espécies ainda devem ser incorporados ao inventário. A riqueza estimada com a duplicação do esforço amostral empregado entre 2018 e 2020 foi de 93,6 espécies, e este valor é menor que aquele apresentado pelas informações obtidas nos inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia (104 espécies). Embora o limite superior do intervalo de confiança seja 104,9 espécies, este valor foi provavelmente superestimado devido ao grande número de *singletons* (13 espécies com um único indivíduo) nas amostragens realizadas entre 2018 e 2020. A riqueza estimada representa 70% dos dados mais abrangentes compilados para a linha-base (Figura 149).

Desta forma, além da perda da biodiversidade aquática ilustrada pela extrapolação dos valores de riqueza, a composição de espécies possivelmente será diferente daquela registrada nos dados de referência, mesmo considerando a possibilidade de recuperação ambiental e a reversibilidade dos índices ecológicos às condições próximas do pré-desastre, estimulados pelo Programa de Coleta e

Tratamento de Esgoto e de Destinação de Resíduos Sólidos e pelo Plano de Manejo de Rejeitos da Fundação Renova. A continuidade de programas de monitoramento da ictiofauna pode auxiliar na detecção de tendências espaciais e temporais de recuperação ambiental, sendo um instrumento eficiente no gerenciamento dos ecossistemas aquáticos.

Figura 149 – Curvas de rarefação (linha preta contínua) e extrapolação (linha vermelha tracejada) da riqueza da ictiofauna por meio do método que utiliza os números de Hill, considerando o esforço amostral e o número de indivíduos. Os dados extrapolados indicam o número de espécies que será atingido com um esforço amostral (ou abundância) adicional. Os intervalos de confiança (IC) de 95% (linha preta tracejada) foram obtidos através do método Bootstrap. A linha pontilhada horizontal representa as informações obtidas em inventários que sistematizam o conhecimento da ictiofauna da bacia (Bibliografia).



2.6 DANOS À FLORA AQUÁTICA

O diagnóstico da flora aquática do rio Doce contemplou grupos de macrófitas e reófitas presentes ao longo do rio e na vegetação conhecida como pioneira de influência fluvial, ou várzeas. Foram verificados três danos a esta vegetação: a supressão da vegetação, perda de biodiversidade de flora e perda de recursos florestais não madeireiros. Os referidos danos foram cessados conforme apresentado em Brasil(MPF)/Lactec (2020c), entretanto, devido à conexão que estas formações possuem com o rio, restou como dúvida se os elementos potencialmente tóxicos poderiam ainda estar exercendo algum tipo de influência na flora. Este relatório tem como finalidade apresentar o acompanhamento dos danos causados à flora aquática do rio Doce, mais especificamente à vegetação de várzeas, ambiente no qual foi desenvolvido um estudo com o objetivo de entender se houve contaminação da vegetação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs). As metodologias e resultados deste estudo estão apresentadas a seguir.

2.6.1 METODOLOGIA

2.6.1.1 Seleção de espécies

As espécies selecionadas são típicas dos ambientes de várzea e já haviam sido observadas no rio Doce dentro da etapa de diagnóstico dos danos.

O gênero *Grazielia* engloba ervas, arbustos e subarbustos densamente ramificados ou não. A espécie possui folhas opostas, curto-pecioladas, com lâmina ovada a lanceolada, margem serrada, face adaxial com nervuras proeminentes ou submersas (CONTRO e NAKAJIMA, 2017). Segundo Flora do Brasil (2020), a face abaxial de suas folhas é tomentosa, glanduloso-pontuada e penínérvea. Seus capítulos são discóides e curto pedunculados. Possui involúcro campanulado, 2-3-seriado, brácteas involucrais (de 10 a 12), externas lineares ou subuladas, glabras, internas oblongas, com ápice obtuso, dorso pubescente e glanduloso-pontuado. Suas flores são alvas, com corola esparso glandulosa estipitada. Possui ainda cipsela prismática e glabra e papus cerdoso com cerdas espessas. É uma espécie nativa e não endêmica, com ocorrência confirmada no Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina) e Sudeste do Brasil (Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo), sendo inclusa no domínio fitogeográfico da Mata Atlântica e sendo encontrada em diversos tipos de vegetação, como áreas antrópicas, campos de altitude, campos limpos, Floresta Ombrófila e Floresta Ombrófila Mista (FLORA DO BRASIL, 2020).

A espécie *Eleocharis acutangula*, segundo Gil e Bove (2007), possui caule em colmos sólidos trígonos com lados côncavos e septos transversais inconspícuos. Suas folhas possuem os ápices das bainhas acuminados ou oblíquos. As inflorescências se apresentam em espiguetas solitárias cilíndricas. Suas glumas são espiraladas, obtusas e coriáceas, de cor verde a castanha clara. Com flores apresentando de 6 a 7 cerdas perigoniais, 3 estames e estiletes bifidos ou trifidos. Os frutos são lenticulares, com forma obovoide e cor de castanho a verde e estilópódios cônicos a triangulares de cor castanho escuro a castanho claro. Sua floração e frutificação ocorre em janeiro, abril, maio, outubro e novembro e já foi reportada desde o nível do mar até mais de 2200 metros de altitude, nos mais diversos ambientes (ROSEN et al., 2007). Sendo nativa e não endêmica, no Brasil, a espécie possui ocorrência confirmada no Norte (Amazonas, Pará, Roraima, Tocantins), Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba,

Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe), Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso), Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo) e Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina) e é pertencente ao domínio fitogeográfico da Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (FLORA DO BRASIL, 2020).

A espécie *Cyclosorus interruptus*, segundo Spooner (1997 citado por FLORA DO BRASIL, 2020), é uma erva ou samambaia rizomatosa e perene, de até 1,6 metros de altura, possuindo pinas com glândulas alaranjadas e folhas com esporos distribuídos em zigue-zague, interrompido próximo das margens, e com floração de junho a agosto, sendo geralmente encontradas em turfa preta e areia e solos aluviais. Possuem caule longo-reptante negro, com pecíolos de 20 a 22,5 cm de comprimento, glabro a levemente pubescente e com tricomas simples. Suas folhas variam de 15,5 a 21 cm de comprimento, são elípticas e com ápices abruptamente reduzidos. Possui raque glabra a levemente pubescente. Com pinas de 8 a 15 pares ascendentes, curto-pecioluladas, lineares, base truncada a cuneada e ápice arredondado, agudo ou obtuso (MOURA, ARRUDA e SALINO, 2016). Segundo Prado et al. (2015), a espécie apresenta distribuição Pantropical e no Brasil é encontrada no Amazonas, Amapá, Pará, Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, em campos brejosos sobre canga nos topos de serra, sempre em ambientes bastante ensolarados, entre 330 e 820 m de altitude.

Typha é um Gênero de ervas emergentes. Segundo Flora do Brasil (2020), são espécies com rizoma simples e folhas coriáceas, cartáceas ou esponjosas. Apresentam inflorescência em espiga, cilíndrica, contínua ou separada por raque. As flores estaminadas possuem (1)2-3(9) estames, anteras oblongas, romboides, pólen em mônades ou tétrades. Já suas flores pistiladas podem ser bracteoladas ou não, com ginóforo com tricomas numerosos, ovário oblongo ou fusiforme, estilete simples, estigma alongado, filiforme ou lanceolado. Seus frutos são aquênios fusiformes, com embrião cilíndrico ou linear. Um exemplo de espécie pertencente a esse gênero, não necessariamente a utilizada nesse estudo, é a *Typha latifolia*, planta perene ereta e rizomatosa, com flores nascidas em estacas cilíndricas, em caule robusto de até 3 metros de altura. Suas folhas são longas, lineares, planas e verde claras, com largura variando de 8 a 15 mm, mas chegando até 25 mm (GRACE; HARRISON, 1986). O gênero é nativo e não endêmico no país. Pode ser encontrado no Norte (Pará, Tocantins), Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe), Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso), Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo) e Sul do Brasil (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Seu domínio fitogeográfico compreende a Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, ocorrendo em vegetação de áreas antrópicas, Cerrado (lato sensu), Floresta Estacional Perenifólia, Floresta Ombrófila, Restinga e vegetação aquática (FLORA DO BRASIL, 2020).

O Lírio-do-Brejo (*Hedychium coronarium*) tem sua parte aérea organizada em um caule herbáceo e cilíndrico, avermelhado na base, com folhas lanceoladas, coriáceas, alternadas e com lígula (MARTINS et al., 2010). Possui inflorescência em espiga, com brácteas imbricadas e flores com corolas brancas ou amarelopálidas, com estaminódios petalóides (KISSMANN; GROTH, 1991). Segundo Tunison (1991 citado por SANTOS, PEDRALI e MEYER, 2005), sua reprodução acontece tanto de forma sexuada,

através de sementes, quanto assexuada, pela produção de hastes aéreas a partir do rizoma. Mariposas são suas polinizadoras noturnas, graças à sua coloração branca e aroma atrativo (ENDRESS, 1994). A espécie é uma erva de hábito terrícola e foi naturalizada no país, não apresentando endemismo. Segundo Flora do Brasil (2020), já foi observada no Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Tocantins), Nordeste (Alagoas, Bahia, Paraíba, Pernambuco, Sergipe), Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso), Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo) e Sul do Brasil (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Seu domínio fitogeográfico compreende a Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, ocorrendo em áreas antrópicas, campos de várzea, Cerrado (lato sensu), florestas ciliares ou galerias, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila, Floresta Ombrófila Mista e Restinga (FLORA DO BRASIL, 2020).

As espécies e os locais de coleta de cada uma delas são apresentados na Tabela 57. Três espécies foram encontradas em todas as áreas (*Eleocharis acutangula*, *Typha sp.* e *Hedychium coronarium*). Duas espécies foram encontradas em apenas duas áreas, mas foram ainda incluídas no estudo porque contemplam áreas afetadas e não afetadas.

Tabela 57 – Espécies coletadas em cada local.

Família	Espécie	Área afetada			Área não afetada		
		Var A	Var B	Var C	Var 1	Var2	Var 3
Asteraceae	<i>Grazielia serrata</i>	x			x		
Cyperaceae	<i>Eleocharis acutangula</i>	x	x	x	x	x	x
Thelypteridaceae	<i>Cyclosorus interruptus</i>	x			x		
Typhaceae	<i>Typha sp.</i>	x	x	x	x	x	x
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	x	x	x	x	x	x

2.6.1.2 Coleta de amostras

Para este estudo foram utilizados os resultados obtidos nos levantamentos da vegetação de várzea do diagnóstico. Foi definida a amostragem nos grupos de plantas que se encontram em contato direto com o rejeito depositado no leito do rio Doce ou de seus afluentes, pois esses grupos são, provavelmente, os organismos mais afetados por uma possível contaminação.

Para esta metodologia, foram amostrados 6 pontos, sendo 3 pontos em áreas que foram afetadas pela passagem da lama proveniente do rompimento da barragem e 3 áreas onde não houve interferência da lama (Tabela 58).

Tabela 58 – Informações dos pontos de coletas de amostras de várzea.

Ponto	Influência de Rejeitos		Coordenadas
Var1	Não	23K	672197 / 7759412
Var2	Não	23K	680167 / 7756251
Var3	Não	23K	694122 / 7758031
VarA	Sim	23K	664485 / 7760685
VarB	Sim	23K	679692 / 7755048
VarC	Sim	23K	687883 / 7754696

Para a coleta das espécies, inicialmente os locais de amostragem que sofreram influência direta do rejeito foram visitados, buscando coletar as espécies de interesse selecionadas na proposta do estudo ou outras observadas no campo. Com a confirmação de ocorrência das espécies em áreas afetadas, depois se fez a busca destas mesmas espécies nas áreas não afetadas (Figura 150).

Figura 150 – Aspecto das áreas selecionadas para coleta de amostras
- Várzeas conectadas e não conectadas ao rio Doce.



De cada espécie foram coletados aproximadamente 10 exemplares em área afetada e 10 exemplares em áreas não afetadas. No momento da coleta, as amostras foram identificadas com fita crepe e então prensadas primeiramente entre folhas de papel manteiga, depois entre jornais e papelões, sendo posteriormente secas em estufa. Sempre que possível, foram coletadas amostra da planta completa, compostas por raízes, caule e folhas (Figura 151).

Figura 151 – Coleta e herborização das amostras de plantas de várzea.



2.6.1.3 Análise laboratorial das amostras

Os teores de EPTs das amostras de tecido foliar foram determinados após decomposição ácida do material biológico em forno de microondas. Cerca de $0,200 \pm 0,001$ g de cada amostra seca (estufa a $60 \pm 1^\circ\text{C}$ por no mínimo 24h, ou até atingir peso constante) foi acondicionado em tubos de teflon, com posterior adição de 3mL de água ultra-pura (ASTM tipo I) e 800 μL de HNO_3 destilado para pré-digestão. Na sequência, foram adicionados 200 μL de H_2O_2 em cada frasco e deu-se sequência à digestão. As soluções foram lidas por ICP-OES (para elementos maiores, como Fe, Al, Mn e Cu) e ICP-MS (para os demais elementos) para quantificação dos EPTs. Os teores de EPTs foram expressos em base seca, tendo sido determinados os seguintes elementos: Ag, Al, As, Ba, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn.

2.6.1.4 Análise de dados

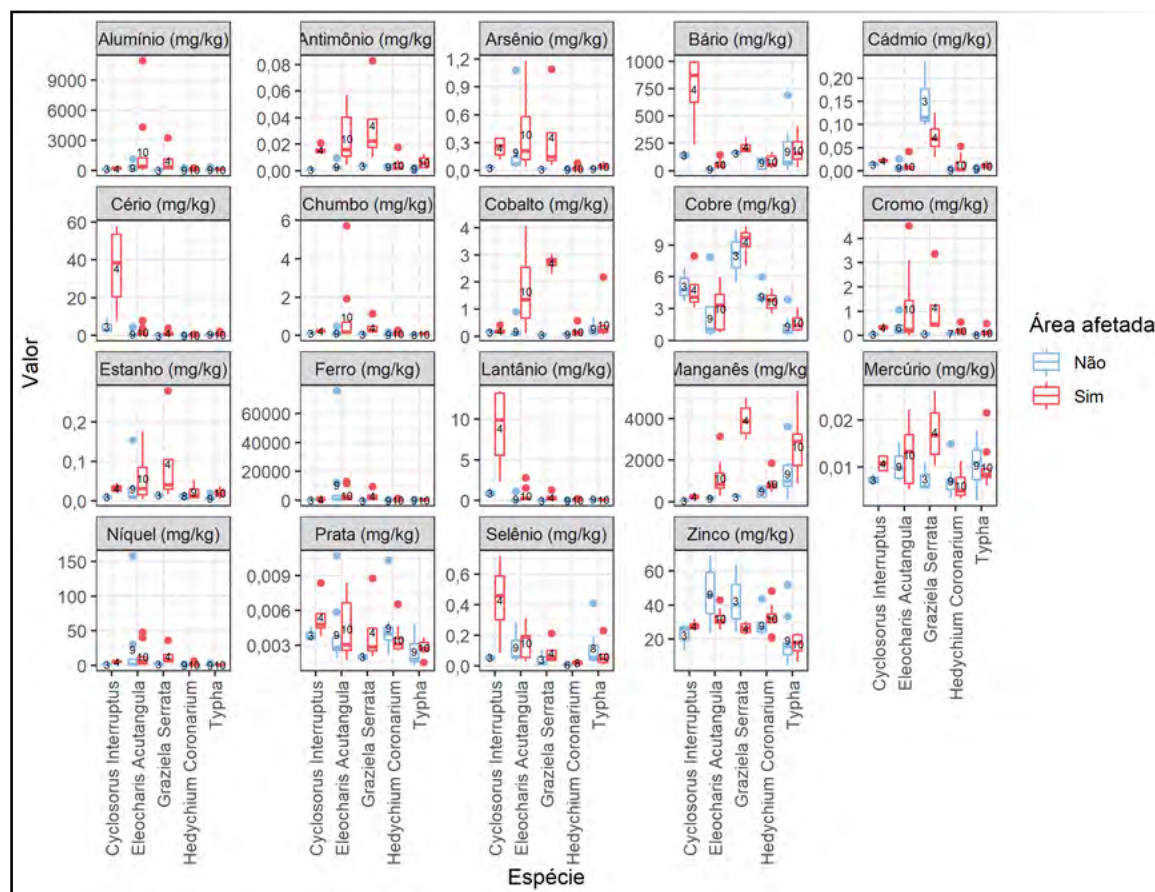
As análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team 2018). Os seguintes pacotes complementares foram utilizados:

- Para a leitura da base de dados foi utilizado o pacote readxl (WICKHAM and BRYAN, 2018);
- Para a manipulação dos dados foi utilizado os pacotes dplyr (WICKHAM et al., 2018) e tidyr (WICKHAM e HENRY 2018);
- Os gráficos foram construídos utilizando-se do pacote ggplot2 (WICKHAM, 2016).

2.6.2 CONTAMINAÇÃO DA VEGETAÇÃO AQUÁTICA POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

A Figura 152 abaixo apresenta os gráficos *boxplot* representativos dos valores de cada uma das variáveis para cada espécie, separados por afetado e não afetado. O tamanho da amostra que compõe cada gráfico de caixa é representado em texto, na posição da média dos dados.

Figura 152 – Gráficos *boxplot* representativos dos valores de EPTs por espécie e área de coleta.



De forma geral, as concentrações dos elementos estão maiores na área afetada. Observa-se maiores diferenças e/ou variabilidade em antimônio, arsênio, bário, cádmio, cério (para a espécie *Cyclosorus interruptus*), cobalto, cromo, estanho, lantânio (principalmente para a espécie *Cyclosorus interruptus*), manganês, mercúrio, prata, selênio (principalmente para a espécie *Cyclosorus interruptus*) e zinco.

Apesar de verificar-se uma maior concentração nas áreas afetadas, para a maioria dos elementos os teores não ultrapassaram os valores considerados tóxicos para as plantas, de acordo com McBride (1994) *apud* Guilherme et al. (2005), sendo as exceções os elementos Ag, Al, Ba, Cu, Fe, Mn e Ni. Na Tabela 59 é apresentada um resumo da quantidade de amostras por espécie, em áreas afetadas e não afetadas, que apresentaram teores maiores do que o estabelecido como tóxico.

Tabela 59 – Quantidade de amostras com valores acima dos teores de toxicidade.

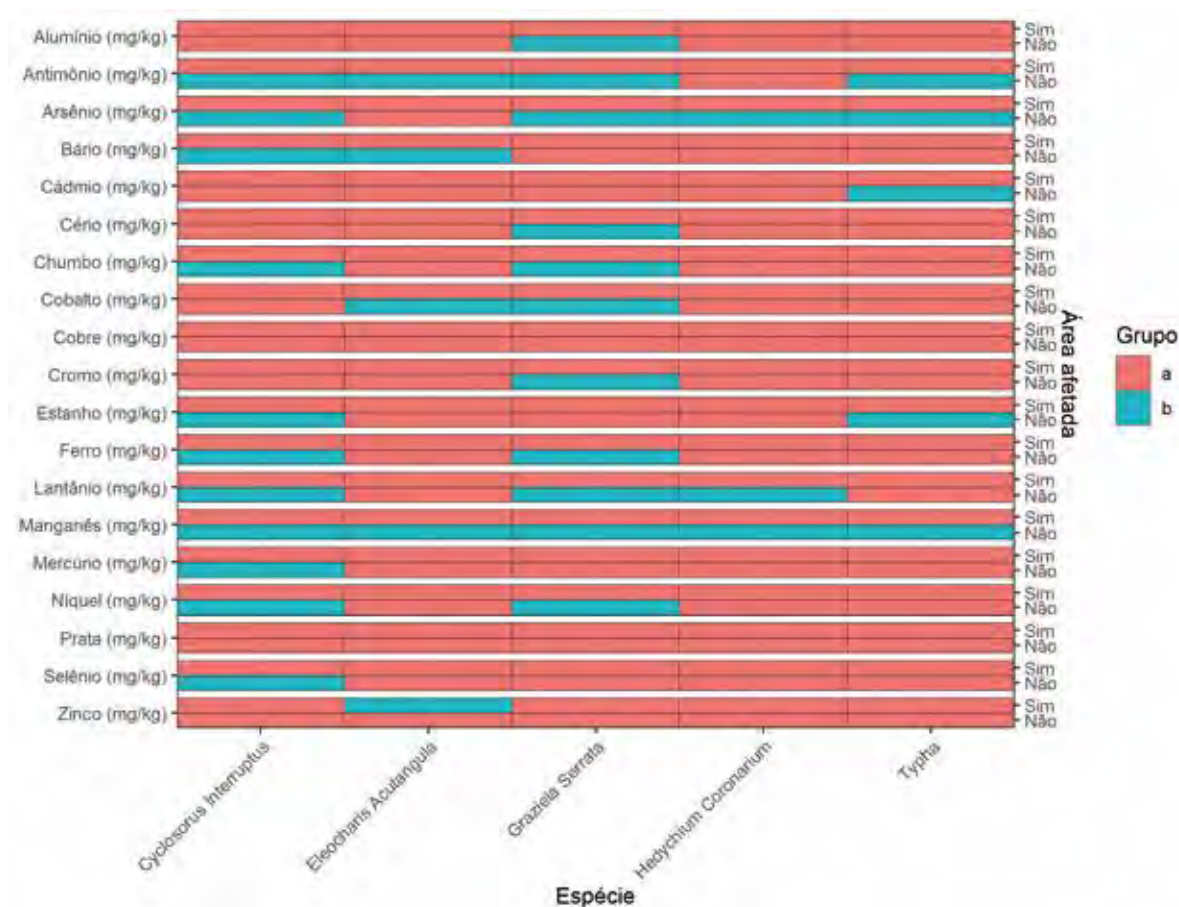
Espécie	<i>Grazielia serrata</i>		<i>Eleocharis acutangula</i>		<i>Hedichium coronarium</i>		<i>Cyclosorum interruptus</i>		<i>Typha sp.</i>	
	Afetada	Não afetada	Afetada	Não afetada	Afetada	Não afetada	Afetada	Não afetada	Afetada	Não afetada
Ag (mg kg ⁻¹)	2	-	8	-	1	-	4	-	3	-
Al (mg kg ⁻¹)	-	-	-	3	-	1	-	1	-	1
Ba (mg kg ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1
Cu (mg kg ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Fe (mg kg ⁻¹)	-	-	4	4	-	-	-	-	1	1
Mn (mg kg ⁻¹)	4	-	8	-	10	4	1	-	10	8
Ni (mg kg ⁻¹)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-

2.6.2.1 Estatísticas univariadas

2.6.2.1.1 Comparação entre área afetada e não afetada

Para testar a significância da diferença nos valores encontrados nas áreas afetadas e não afetadas, a função *kruskal* do pacote *agricolae* (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. O resultado segue na Figura 153 abaixo:

Figura 153 – Teste de significância entre locais afetados e não afetados para cada elemento e por espécie.



Como o teste foi realizado para cada variável e espécie, a diferença deve ser interpretada dessa forma, ou seja, se em determinada variável para uma espécie específica os quadrados do afetado e não afetado possuem cores diferentes, há diferença significativa entre eles (5% de significância), sendo que o grupo “a” é o de maior média dos postos, onde espera-se encontrar concentrações mais altas. É possível observar que o elemento manganês foi o único que aumentou em todas as espécies em locais afetados. As espécies *Cyclosorus interruptus* e *Graziella serrata* são as duas com maior número de testes significativos.

Para facilitar o entendimento, os pontos foram agrupados de acordo com o fato de terem sido afetados pela passagem da lama ou não. Não fazer a análise por ponto implica em ignorar o possível efeito do local da coleta, além de assumir que os pontos são representativos da área afetada e não afetada (Figura 155).

Figura 155 – Gráfico das espécies agrupadas por área (afetada ou não).



Não há diferença entre as espécies com relação a quantidade de alumínio, por exemplo, nas áreas não afetadas, mas nas áreas afetadas as espécies *Hedychium coronarium* e *Typha sp.* apresentam as menores concentrações do elemento. Este mesmo comportamento ocorre com relação ao Chumbo e o Níquel, o que pode ser explicado por algum tipo de resistência, uma vez que *Typha sp.* é considerada uma espécie generalista.

2.6.2.2 Análises multivariadas

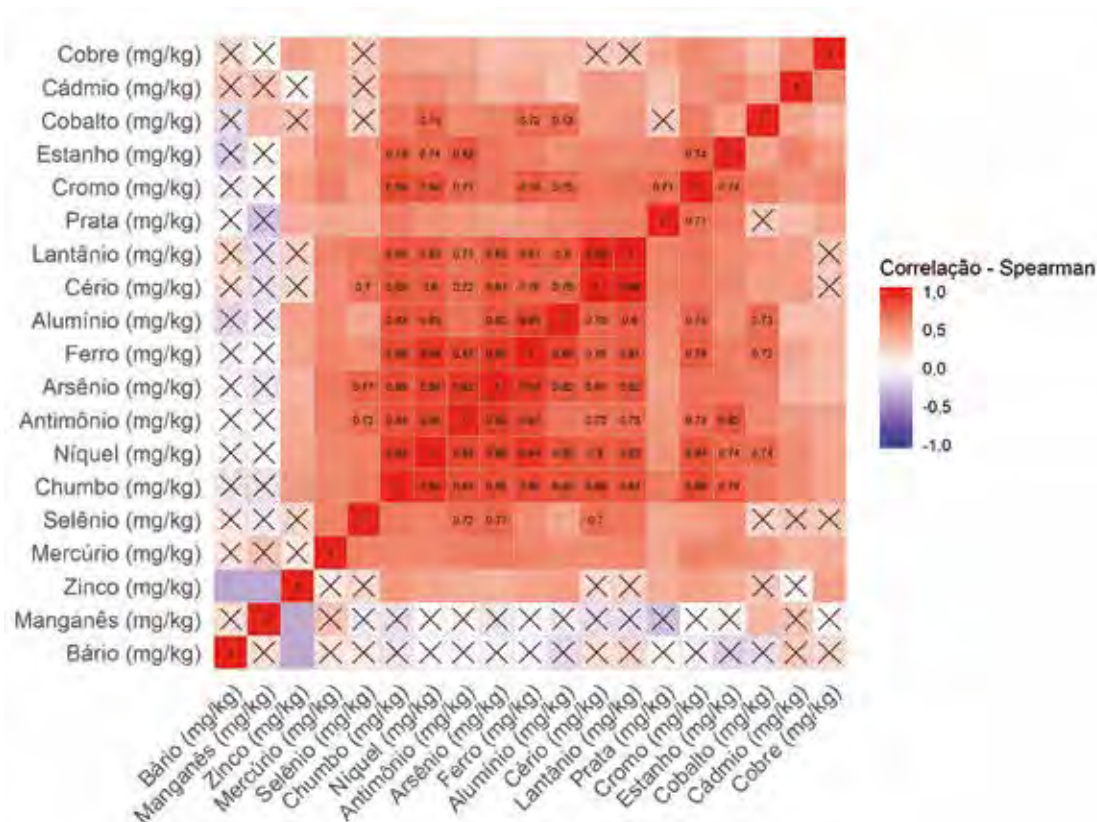
2.6.2.2.1 Correlações

As análises multivariadas de correlação foram feitas sem considerar as espécies, mostrando assim uma tendência geral para os indivíduos coletados.

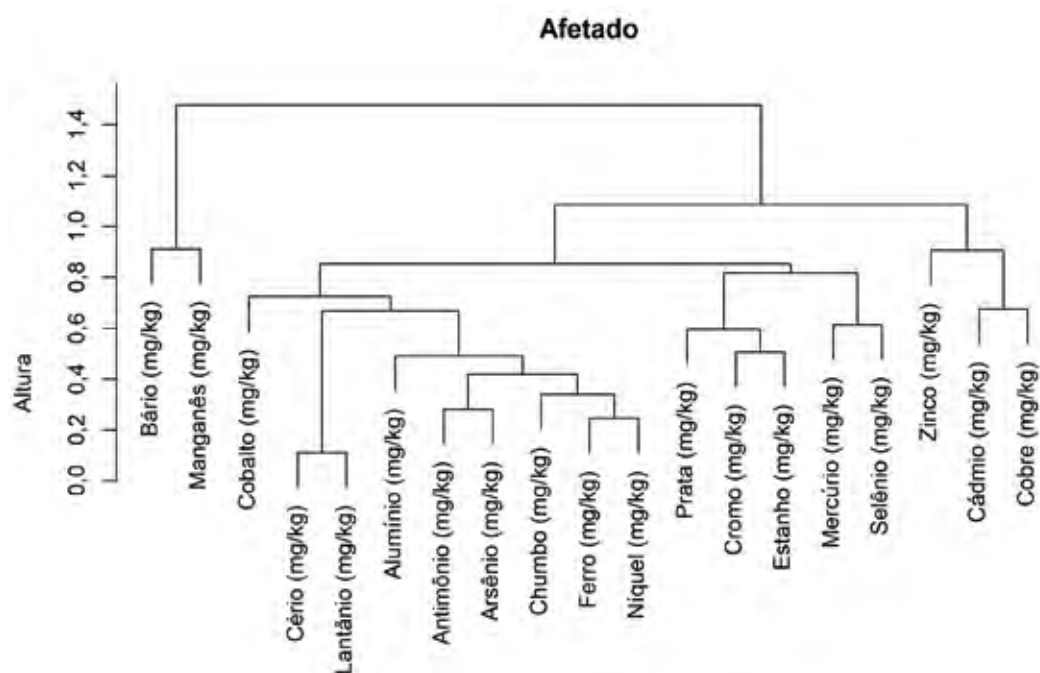
2.6.2.2.1.1 Áreas afetadas

O gráfico da Figura 156 abaixo mostra a correlação de Spearman entre as variáveis. Os quadradinhos marcados com "X" tem correlação não significativa, ou seja, estatisticamente iguais a zero. Quando (maior que 0,49) o valor foi apresentado numericamente na figura.

Figura 156 – Correlação entre as variáveis em áreas afetadas.



O dendrograma da Figura 157 mostra de outra forma os grupos de variáveis positivamente correlacionadas. A análise foi feita com base na distância euclidiana nos postos das variáveis, utilizando-se como o método de agrupamento de Ward. Quanto menor a distância entre as variáveis (e.g. valores baixos em uma e baixos na outra), mais próximas elas aparecem no dendrograma.

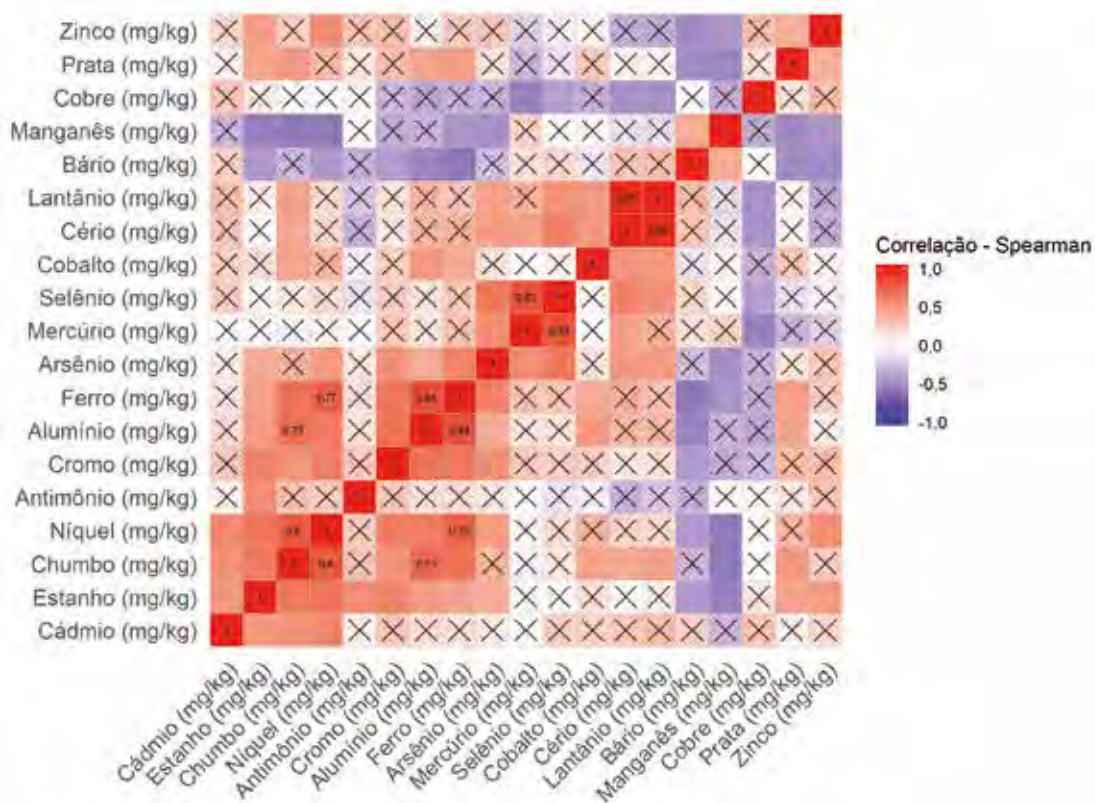
Figura 157 – Dendrograma de correlação entre as variáveis em áreas afetadas.

É possível verificar que há um grande número de variáveis positivamente correlacionadas, como cério, lantânio, alumínio, ferro, arsênio, antimônio e outros. Quando aumentam os valores de zinco encontrados na planta, o teor de bário e manganês encontrado diminui. Além disso, fica evidente a existência de dois grupos de variáveis que caminham na mesma direção. O grupo menor é formado por bário e manganês, ficando distante de todas as outras variáveis.

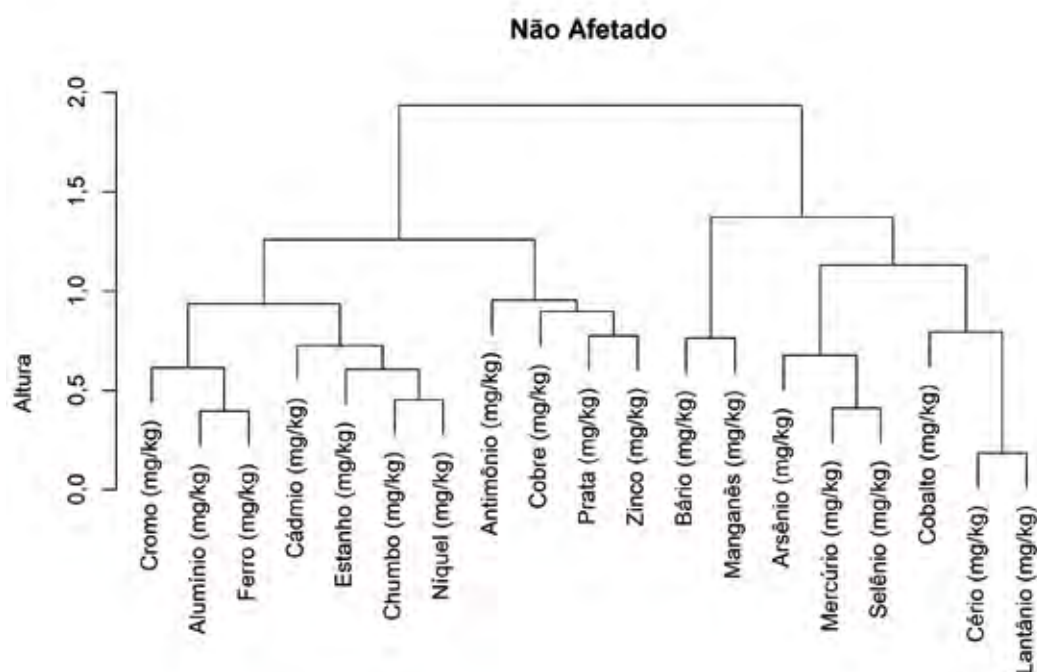
2.6.2.2.1.2 Áreas não afetadas

O gráfico da Figura 158 abaixo mostra a correlação de Spearman entre as variáveis. Os quadradinhos marcados com “X” tem correlação não significativa, ou seja, estatisticamente iguais a zero. Quando (maior que 0,49) o valor foi apresentado numericamente na figura.

Figura 158 – Correlação entre as variáveis em áreas não afetadas.



O dendrograma na Figura 159 mostra de outra forma os grupos de variáveis positivamente correlacionadas. A análise foi feita com base na distância euclidiana nos postos das variáveis, utilizando-se como o método de agrupamento o de Ward. Quanto menor a distância entre as variáveis (e.g. valores baixos em uma e baixos na outra), mais próximas elas aparecem no dendrograma.

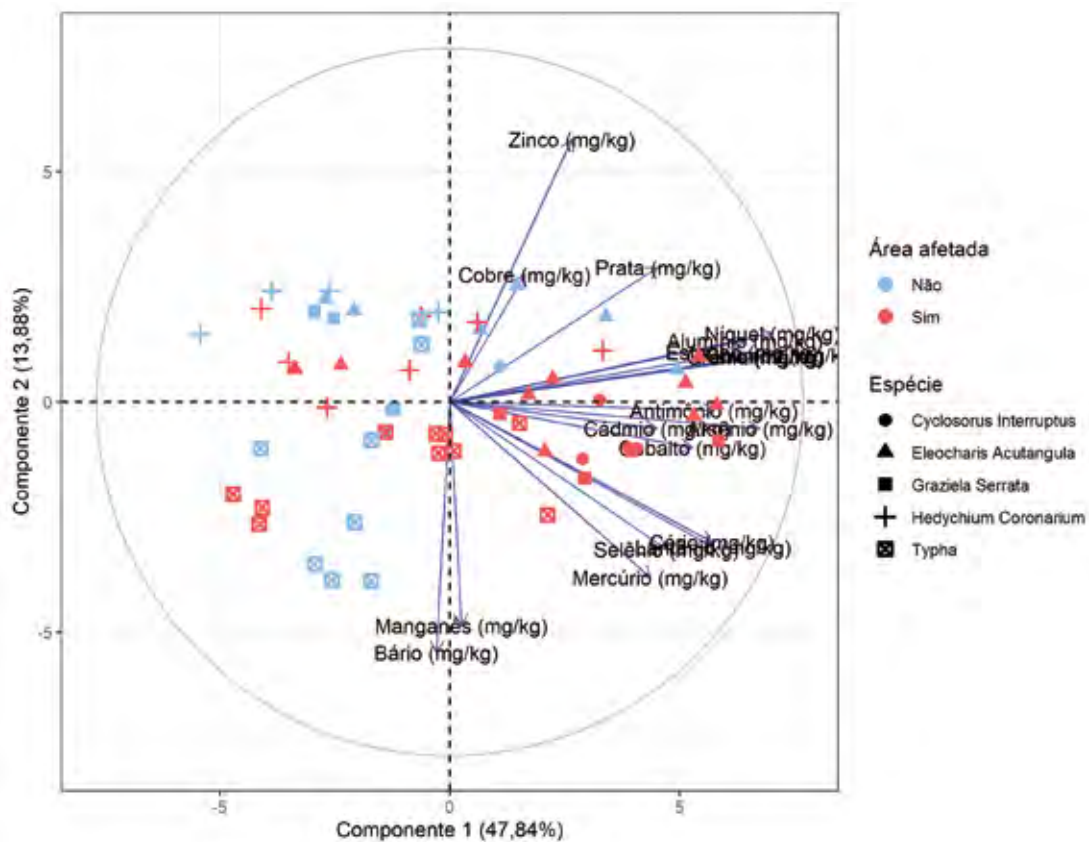
Figura 159 – Dendrograma de correlação entre as variáveis em áreas não afetadas.

Neste caso, diferente das plantas encontradas na área afetada pela lama, é possível verificar que há grupos pequenos de variáveis correlacionadas, como o grupo formado por lantânio e cério e o grupo formado por alumínio e ferro.

2.6.2.2.2 Análise de componentes principais (PCA)

A Figura 160 mostra o resultado da aplicação de uma análise de componentes principais (PCA) na matriz de postos. Isso é equivalente a realizar a PCA a partir da matriz de correlação de Spearman. O círculo representa a correlação da variável com a componente, ou seja, quanto mais perto da borda, maior a correlação.

Figura 160 – Gráfico da análise de componentes principais.



As cargas dos cinco primeiros componentes podem ser observadas na Tabela 60. Já a proporção de variância explicada por cada componente é apresentada logo a seguir na Tabela 61.

Tabela 60 – Cargas dos componentes.

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4	Comp.5
Alumínio (mg/kg)	0,277	0,107	0,141	0,151	0,258
Antimônio (mg/kg)	0,248	-0,015	-0,290	0,198	-0,171
Arsênio (mg/kg)	0,291	-0,046	0,107	0,105	-0,276
Bário (mg/kg)	-0,013	-0,436	-0,250	-0,368	0,116
Cádmio (mg/kg)	0,195	-0,046	-0,413	-0,303	0,067
Cério (mg/kg)	0,246	-0,243	0,269	-0,227	0,228
Chumbo (mg/kg)	0,313	0,082	-0,034	-0,046	0,124
Cobalto (mg/kg)	0,228	-0,080	-0,157	0,363	0,341
Cobre (mg/kg)	0,071	0,222	-0,472	-0,395	-0,083
Cromo (mg/kg)	0,287	0,079	-0,090	0,067	0,005
Estanho (mg/kg)	0,274	0,087	-0,212	0,042	-0,085
Ferro (mg/kg)	0,292	0,080	0,178	0,150	-0,015
Lantânio (mg/kg)	0,247	-0,253	0,239	-0,228	0,256
Manganês (mg/kg)	0,011	-0,389	-0,364	0,447	0,021
Mercurio (mg/kg)	0,188	-0,305	0,066	0,028	-0,445
Níquel (mg/kg)	0,303	0,120	-0,012	0,006	0,011
Prata (mg/kg)	0,195	0,235	0,088	-0,200	0,223
Selênio (mg/kg)	0,203	-0,256	0,211	-0,190	-0,470
Zinco (mg/kg)	0,115	0,457	0,005	-0,035	-0,279

Tabela 61 – Variância explicada.

Comp.	Desvio padrão	Proporção de variância	Proporção acumulada
Comp.1	3,015	0,478	0,478
Comp.2	1,624	0,139	0,617
Comp.3	1,303	0,089	0,707
Comp.4	1,174	0,073	0,779
Comp.5	0,997	0,052	0,832
Comp.6	0,817	0,035	0,867
Comp.7	0,771	0,031	0,898
Comp.8	0,653	0,022	0,920
Comp.9	0,583	0,018	0,938
Comp.10	0,557	0,016	0,955
Comp.11	0,480	0,012	0,967
Comp.12	0,419	0,009	0,976
Comp.13	0,359	0,007	0,983
Comp.14	0,313	0,005	0,988
Comp.15	0,299	0,005	0,993
Comp.16	0,256	0,003	0,996
Comp.17	0,180	0,002	0,998
Comp.18	0,177	0,002	0,999
Comp.19	0,102	0,001	1,000

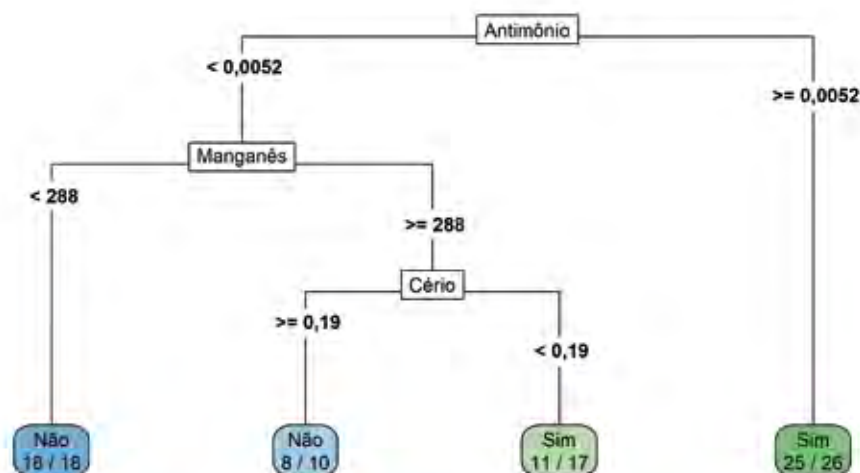
Há um grupo de pontos concentrados no terceiro quadrante do gráfico. Este grupo é formado por indivíduos da espécie *Typha sp.* e as amostras apresentam concentrações baixas da maioria dos elementos e concentrações mais elevadas de manganês e bário. Outro grupo fica concentrado principalmente no segundo quadrante, este representado pela espécie *Hedychium Coronarium*, ainda apresentando concentrações abaixo da mediana para a maioria dos elementos, mas concentrações mais altas de Zinco, se comparadas a espécie *Typha sp.* As coletas marcadas em vermelho, representando amostras na área afetada para as espécies *Cyclosorus interruptus*, *Eleocharis acutangula* e *Grazielia serrata* ficam concentradas no primeiro e quarto quadrante. Isso indica concentrações mais altas de alumínio, níquel, antimônio, cádmio, cobalto, estanho, entre outros elementos com cargas positivas no primeiro componente.

2.6.2.2.3 Qual variável diferencia a área afetada de não afetada?

Para este tipo de análise, foi utilizado um método de classificação por árvore, onde partições recursivas são feitas no espaço das covariáveis. O objetivo é minimizar a variabilidade dentro de cada partição, variabilidade esta medida pelo índice de Gini. A função *rpart* do pacote *rpart* (THERNEAU e ATKINSON, 2019) foi utilizada para o ajuste do modelo e a representação gráfica foi feita com o auxílio do pacote *rpart.plot* (MILBORROW, 2019).

A Figura 161 apresenta o resultado do particionamento recursivo. Os nós finais apresentam a classificação das amostras e a proporção de amostras na partição pertencentes à classe. Observa-se que valores de Antimônio maiores ou iguais a 0,0052 são classificados como provenientes de áreas afetadas, sendo que 25 das 26 amostras nessa partição pertencem a essa categoria.

Figura 161 – Análise de classificação por árvore.

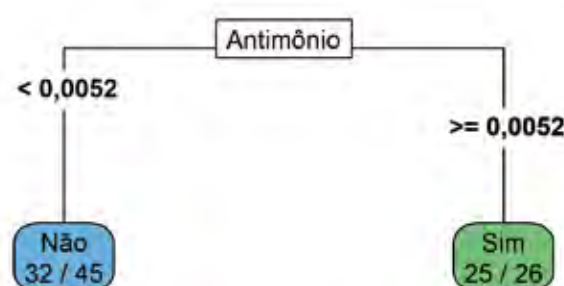


A Tabela de confusão (Tabela 62) mostra a quantidade de erros em prever cada classe, de modo que a porcentagem de acerto é de 87,32%.

Tabela 62 – Tabela de confusão.

	Predito: Não	Predito: Sim
Não	26	7
Sim	2	36

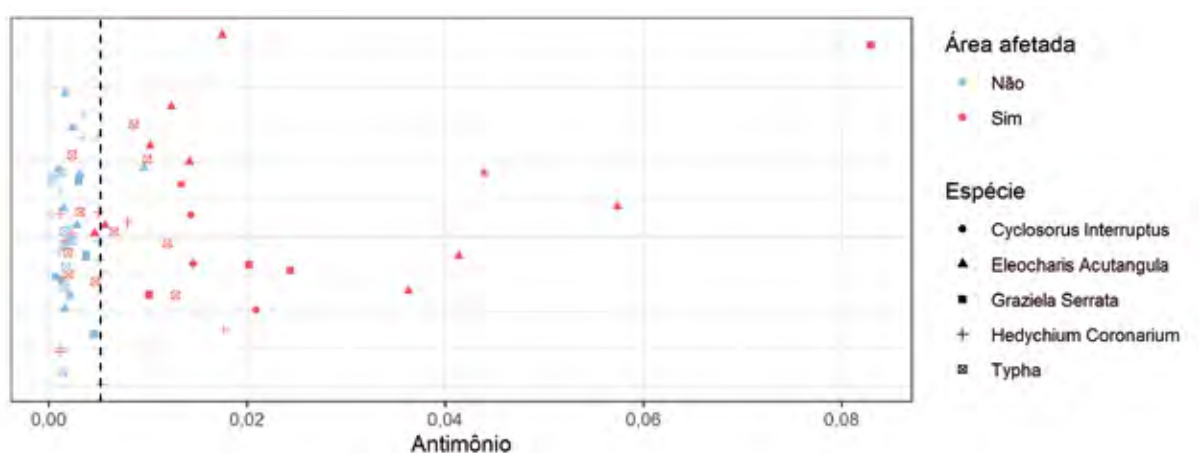
Esta árvore é uma boa descrição dos dados presentes na base de dados, mas pode apresentar um resultado pobre em novos dados. A validação cruzada foi utilizada para escolha do melhor valor para o parâmetro de custo-complexidade da árvore. A árvore resultante segue abaixo (Figura 162), assim como a Tabela de confusão mostrando a precisão da classificação.

Figura 162 – Resultado final da árvore de classificação.

Essa árvore só utiliza a variável Antimônio para a classificação, resultando em uma taxa de acerto de 80,28%.

Os valores observados nas cinco espécies de planta estão presentes na análise, sendo assim, o resultado descreve um comportamento geral para as concentrações. Com mais coletas para uma ou várias espécies indicadoras o resultado poderá ser ainda mais robusto, já que o modelo poderia ser ajustado por espécie e, desse modo, espera-se uma variabilidade menor das concentrações.

A partição feita na variável Antimônio pode ser observada na Figura 163 abaixo:

Figura 163 – Gráfico da partição para a variável antimônio.

Em uma outra análise, procedeu-se com a remoção das espécies mais resistentes (*Typha sp.* e *Hedychium coronarium*). O limite mudou um pouco, mas a classificação ficou bem mais assertiva, como pode ser vista na Figura 164 e na Tabela 63 abaixo.

Figura 164 – Resultado final da árvore de classificação sem as espécies resistentes.

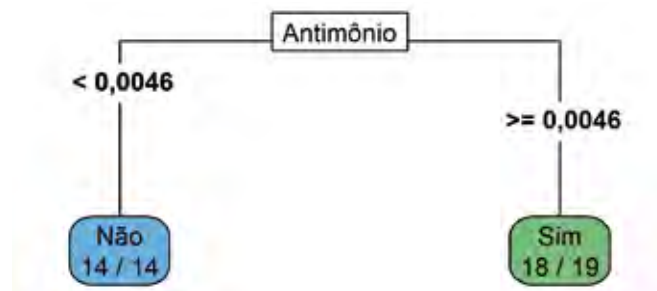


Tabela 63 – Tabela de confusão sem as espécies resistentes.

	Predito: Não	Predito: Sim
Não	14	1
Sim	0	18

2.6.3 CONCLUSÕES

Na literatura técnico-científica, pouco se conhece sobre essas fisionomias e as espécies constituintes desses ambientes. As informações disponíveis quase sempre estão relacionadas a caracterizações genéricas, com citação apenas das espécies que ocorrem com maior frequência. Informações mais específicas sobre a florística e a estrutura da vegetação, bem como da relação com os diferentes tipos de solos, até o momento são pouco conhecidas (KOZERA et al., 2009). Ainda assim, sabe-se que a heterogeneidade vegetacional das áreas onde estão situadas é influenciada pelas diferentes frequências, intensidades e durações das cheias e da quantidade e qualidade dos sedimentos que são carregados (RODRIGUES, 2000).

Os resultados obtidos da ocorrência de EPTs na flora aquática apontam uma expressiva distinção entre os locais de coleta e também entre as espécies, com destaque para os elementos Manganês, Arsênio e Antimônio, que apresentaram maior concentração nos indivíduos de quatro espécies coletadas em áreas afetadas em relação às não afetadas, sendo o Antimônio o elemento mais representativo para a diferenciação entre as áreas. O elemento Lantânio apresentou diferença em três espécies. Os elementos bário, chumbo, cobalto, estanho, ferro e níquel apresentaram diferença em duas espécies. alumínio, cádmio, cério, cromo, mercúrio, selênio e zinco apresentaram diferença em uma espécie, sendo para o zinco, a espécie *Eleocharis acutangula* apresentou teores maiores em área não afetada. Os elementos cobre e prata não apresentaram diferença para nenhuma das espécies.

A contaminação de sistemas aquáticos por elementos-traço é facilitada pela dispersão de materiais particulados no ambiente. Esses elementos, uma vez no ar ou no solo, são facilmente carregados para os sistemas aquáticos, podendo ficar disponíveis ou retidos nos sedimentos (GUILHERME et al., 2005). Veado et al. (2000), apud Guilherme et al. (2005), encontraram elevados teores de arsênio em forrageiras cultivadas para pastagem e irrigadas com águas do rio das Velhas (MG), em locais próximos a curtumes clandestinos e antigos depósitos de dejetos de mineração. Em outro estudo desenvolvido na região do Quadrilátero Ferrífero (MG) os teores de elementos traço encontradas em sistemas aquáticos em condições naturais (não contaminadas) foram baixos (VEADO et al., 2000). Embora não sejam utilizadas de forma comercial para alimentação, pastagem ou outros fins, as espécies *Typha sp.* e *Hedichium*

coronarium possuem potencial utilização alimentícia e medicinal reconhecidas, e, assim como as demais espécies, cumprem com suas funções biológicas específicas dentro do ambiente aquático.

Devido às diferenças encontradas nos teores dos elementos para as espécies estudadas conclui-se que houve dano causado à vegetação aquática. Entretanto, por conta de as coletas terem sido realizadas em locais distintos e muitas vezes distantes, mesmo comparando teores em plantas não afetadas pela passagem da lama há diferença entre os pontos. É importante salientar ainda que em parte dos EPTs estudados houve diferença entre os locais afetados e não afetados, porém sem atingir níveis considerados tóxicos para as plantas.

2.6.3.1 Classificação do dano

As diferenças de resultados obtidos nas plantas amostradas em locais dentro da APDL e em sítios-controle são assumidas como indicadoras de alterações provocadas pelo desastre a diferentes espécies ou alterações observadas nos diferentes EPTs. Assim, a classificação de gravidade do dano, dentro deste contexto, foi mensurada pelo número de indicadores (dentre as 5 espécies e 19 EPTs) que apresentaram alterações na comparação entre as situações APDL e Controle (Tabela 64).

Tabela 64 – Classes de danos devido à bioacumulação na vegetação nativa e critérios assumidos para sua classificação.

Classe do dano	Critério para classificação
Pouco grave	Alteração de até 6 EPTs em apenas uma espécie
Grave	Alteração de 7 a 13 EPTs em apenas uma espécie; ou até 6 EPTs em duas espécies
Gravíssimo	Alteração de mais de 14 EPTs em apenas uma espécie; ou mais de 6 EPTs em duas espécies

Visto que a alteração ocorreu em 11 EPTs em *Cyclosorus interruptus* e *Grazielia serrata*, 5 em *Typha sp.* 4 em *Eleocaris acutangula* e 3 em *Hedichium coronarium*, o dano foi considerado gravíssimo. Sua tendência é de redução à medida em que ações de recuperação possam evoluir e reduzir o carregamento de rejeitos para o leito do rio, dentro da calha deste e próximo às suas margens, local onde a vegetação de várzeas se estabelece. Entretanto, é possível considerar que o dano é irreversível, haja vista que esta recuperação pode demorar um período longo, que excede os limites de tempo de reversibilidade considerados neste estudo.

2.6.4 CENÁRIO DE DANOS

A simples presença dos elementos potencialmente tóxicos na água pode fazer as consequências do desastre perdurarem, de forma que enquanto houver disponibilidade do elemento a biota continuará a absorvê-lo, estando sujeita a sofrer os efeitos. Cabe destacar que as ações de recuperação deste ambiente, especialmente aquelas relacionadas à restauração florestal, são indispensáveis para o reestabelecimento das vegetações de várzea, especialmente porque estas estão sob regime de proteção da Lei 12.651/12 (BRASIL, 2012), ou Lei Florestal. Neste sentido, as formações pioneiras de influência lacustre estão posicionadas dentro de Áreas de Proteção Permanente, e devem ser preservadas ou recuperadas quando degradadas, pois desempenham importantes funções ecológicas dentro dos ecossistemas aquáticos.