

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

TOMO III – AMBIENTE TERRESTRE E ATMOSFERA

Diagnóstico de Danos

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

TOMO III – AMBIENTE TERRESTRE E ATMOSFERA

Diagnóstico de Danos

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Maio/2020



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

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

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

Lazaro Filipe de Souza	Geógrafo	Geoprocessamento e Paisagem
Maricler Toigo	Tecnóloga em Processamento de Dados	Geoprocessamento
Peterson da Silva Beherend	Técnico em Geomática	Geoprocessamento
Bruna Gomes Dias	Técnica em Química	Caracterização físico-química
Camila Marçal Gobi Pacher	MSc. Química	Caracterização físico-química
Camila Melo Pesqueira	MSc. Química	Caracterização físico-química
Fernando Henrique Coffacci de Lima	Químico	Caracterização físico-química
Heloisa Nunes da Motta	Dra. Engenheira Química	Caracterização físico-química
Joseane Valente Gulmine	Dra. Química	Caracterização físico-química e Química Ambiental
Juliano de Andrade	Dr. Engenheiro Químico	Caracterização físico-química
Kassia dos Santos Kanieski	MSc. Química	Caracterização físico-química
Danielle Caroline Schnitzler	Dra. Química	Química Ambiental
Marco Tadeu Grassi	Dr. Químico	Química Ambiental
Kleber Franke Portella	Dr. Químico	Rejeitos e Química Ambiental
Mariana D'Orey Gaivão Portella Bragança	Dra. Engenheira Ambiental	Rejeitos e Química Ambiental
Claudia Bueno dos Reis Martinez	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Kelly Sabrina Riby Afonso	Técnica em química	Ecotoxicologia
Leticia da Silva Pereira Fernandes	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luciana Rodrigues de Souza Bastos	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Luís Fernando Fávaro	Dr. Biólogo	Ecotoxicologia
Mariana Machado Lauer	Dra. Oceanógrafa	Ecotoxicologia
Tiago Tomiama Alvim	M.Sc. Biólogo	Ecotoxicologia
Fernando Mainardi Fan	Dr. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Hugo de Oliveira Fagundes	MSc. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Irani do Santos	Dr. Geógrafo	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Batista Dias de Paiva	Dr. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
João Paulo Jankowski Saboia	MSc. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Julio Werner Yoshioka Bernardo	Dr. Engenheiro Ambiental	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rodrigo Cauduro Dias de Paiva	Dr. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	MSc. Engenheira Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Rubem Luiz Daru	MSc. Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Tobias Bernward Bleninger	Dr., Engenheiro Civil	Hidrologia e Hidrossedimentologia
Alcides Conte Neto	Estatístico	Águas Superficiais Continentais

Ana Carolina Canossa Becker	Engenheira Civil	Águas Superficiais Continentais
Ana Carolina Wosiack	MSc. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
Bruna Arcie Polli	Dra. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais
Cristovão Vicente Scapultempo Fernandes	Dr. Engenheiro Civil	Águas Superficiais Continentais
Marianne Schaefer França Sieciechowicz	MSc. Engenheira Ambiental	Águas Superficiais Continentais
Nicole Machuca Brassac de Arruda	Dra. Bióloga	Águas Superficiais Continentais
André Filgueiras	MSc. Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Emilio Marcelo Dolichney	Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Guilherme de Godoy Baratella	Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Luciano Hermanns	Dr. Oceanógrafo	Águas e Sedimentos Costeiros
Josiane Rovedder	MSc. Bióloga	Águas e Sedimentos Costeiros
Rafaela Michels da Silveira	MSc. Oceanógrafa	Águas e Sedimentos Costeiros
Tomaz Bohrer Brentano	Engenheiro Ambiental	Águas e Sedimentos Costeiros
Fernando Luiz Diehl	MSc. Oceanógrafo	Águas, Sedimentos e Zooplâncton Costeiros
André Virmond Lima Bittencourt	Dr. Engenheiro químico	Água Subterrânea
Paula Neuburger	Geóloga	Água Subterrânea
Bruna Pereira de Souza	MSc. Engenheira Ambiental	Saneamento
Mariana Vieira Calixto	Engenheira Ambiental	Saneamento
Thiago Carvalho de Mello	MSc. Engenheiro Químico	Saneamento
Patricia Dammski Borges de Andrade	MSc. Bióloga	Fauna aquática
Priscila Izabel Tremarin	Dra. Bióloga	Fitoplâncton
Sarah Meier Lopes	MSc. Bióloga	Fitoplâncton
Claudia Costa Bonecker	Dra. Bióloga	Zooplâncton Continental
João Vitor Fonseca da Silva	MSc. Biólogo	Zooplâncton Continental
Luiz Felipe Machado Velho	Dr. Biólogo	Zooplâncton Continental
Ludmilla Dias Veado	MSc. Oceanógrafa	Zooplâncton e Ictioplâncton Costeiro
Gheysa do Rocio Morais Pires	MSc. Tecnóloga em Química Ambiental	Qualidade de Sedimentos Continentais
Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	MSc. Bióloga	Macroinvertebrados Aquáticos e Quelônios
Roger Henrique Dalcin	MSc. Biólogo	Bentos de Fundos Inconsolidados e Ictiofauna
Rosemary A. Brogim	Dra. Bióloga	Bentos de Fundos Inconsolidados
Adriano Hauer	Esp. Biólogo	Ictiofauna
Bruno Kazuo Nakagawa	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Giuliano Menegale Martinazzo	Biólogo	Ictiofauna

Matheus Oliveira Freitas	Dr. Biólogo	Ictiofauna e Quelônios
Maurício Beleza de Oliveira	MSc. Biólogo	Ictiofauna
Vinícius Abilhoa	Dr. Biólogo	Ictiofauna
Emanuel Luis Razzolini	MSc. Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Rafael Antunes Baggio	Dr. Biólogo	Ictiofauna – Diversidade Genética e Modelagem da dinâmica populacional
Walter Antônio Pereira Boeger	Dr. Oceanógrafo	Ictiofauna – Diversidade Genética
Angie Thaisa da Costa Souza	MSc. Bióloga	Ictiofauna – Modelagem da dinâmica populacional
Sabrina Borges Lino de Araújo	Dra. Física	Ictiofauna – Modelagem da dinâmica populacional
Fabício Locatelli Trein	Esp. Biólogo	Quelônios
Letícia Kienen Languer Rolim	Médica Veterinária	Quelônios
Lucas Reinert Mendes	Biólogo	Quelônios
Marcos André Navarro	MSc. Biólogo	Quelônios
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Quelônios
Leonardo Liberali Wedekin	Dr. Biólogo	Cetáceos
Samira Costa da Silva	MSc. Médica Veterinária	Cetáceos
Ernesto Goldfarb Figueira	MSc. Geólogo	Geologia, Paisagem, Água Subterrânea e Qualidade de Sedimentos
Isabella Francoso Rebutini Figueira	Dra. Geóloga	Geologia, Qualidade de Sedimentos, Água Subterrânea
Leonardo Evangelista Lagoeiro	Dr. Geólogo	Geologia, Geoquímica
Antônio Carlos Vargas Motta	Dr. Engenheiro Agrônomo	Solos
Araína Hulmann Batista	Dra. Engenheira Agrônoma	Solos
Bernardo Lipski	MSc. Engenheiro Agrônomo	Solos
Letícia de Pierri	Dra. Engenheira Agrônoma	Solos
Betina Lepretti Medeiros	MSc. Engenheira Civil	Geotecnia
Esther Dyck	Engenheira Civil	Geotecnia
Joubert Weigert Favaro	MSc. Engenheiro Ambiental	Geotecnia
Marcelo Buras	MSc. Engenheiro Civil	Geotecnia
Rodrigo Moraes da Silveira	Dr. Engenheiro Civil	Geotecnia
Ana Alice Biedzicki de Marques	Dra. Bióloga	Biodiversidade
Dimas Vital Sabioni Resck	Engenheiro Florestal	Flora
Fábio Antônio da Paixão	Engenheiro Florestal	Flora
Fernando Camargo da Silva	Esp. Engenheiro Florestal	Flora
Juliano José da Silva Santos	MSc. Biólogo	Flora e Bioespeleologia
Jonas Eduardo Bianchin	Dr. Engenheiro Florestal	Flora

Marcelo Augusto da Silva	Biólogo	Flora
Tamara Molin	Bióloga	Flora
Vanessa Ariati	MSc. Bióloga	Flora
Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	MSc. Biólogo	Fauna Silvestre e Áreas Protegidas
Luiz Eduardo Macedo Reis	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Rafael Lucchesi Balestrin	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Raphael Eduardo Fernandes Santos	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Andressa Gatti	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Daniel da Silva Ferraz	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
João Eduardo Cavalcanti Brito	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Michel Barros Faria	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Paulo Rogerio Mangini	Dr. Médico Veterinário	Fauna silvestre – mastofauna terrestre
Thadeu Sobral de Souza	Dr. Biólogo	Modelagem da biodiversidade
Maurício Humberto Vancine	MSc. Ecólogo	Modelagem da biodiversidade
Ana Tereza Bittencourt Guimarães	Dra. Bióloga	Modelagem da biodiversidade
Bernardo Brandão Niebuhr dos Santos	Dr. Físico	Modelagem da biodiversidade
João Luís Bittencourt Guimarães	MSc. Eng. Florestal	Modelagem de Serviços Ecossistêmicos
Leandro Moraes Scoss	MSc. Zootecnista	Áreas Protegidas
Robson Odeli Espíndola Hack	MSc. Biólogo	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
Karime Dawidziak Piazzetta	MSc. Tecnóloga em Processos Ambientais	Atmosfera
Luis Eduardo Soares Mayer	Geógrafo	Atmosfera
Camila Azevedo de Moraes Wichers	Dra. Arqueóloga e Museóloga	Patrimônio Cultural
Cristiane Schappo Wessling	MSc. Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Ellen Christine Prestes Ferronato	Esp. Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Gabriela Ribeiro Farias	Arquiteta	Patrimônio Cultural
Larissa M. Ferreira da Costa	Administradora	Patrimônio Cultural
Leandro S. C. Nascimento	Engenheiro civil	Patrimônio Cultural
Melina Pissolato Moreira	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Cultural
Pamela Pereira de Araújo	Engenheira Ambiental	Patrimônio Cultural
Paulo Eduardo Zanettini	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Cultural
Rogério Ricciluca Matiello Félix	MSc. Historiador	Patrimônio Cultural
Alex Sandro Barros	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico

Carlos Alberto Alves	Historiador	Patrimônio Arqueológico
Ianthe Silva	Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Letícia Ribeiro da Silva	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Lucas de P. Souza Trancoso	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Luciana Bozzo Alves	MSc. Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Luiz Antonio Queiroz Pacheco	MSc. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Matilde A. Alves de Barros	Historiadora	Patrimônio Arqueológico
Paulo F. Bava de Camargo	Dr. Arqueólogo	Patrimônio Arqueológico
Roberto Faini Baracho	Mergulhador	Patrimônio Arqueológico
Sheila Silva	Arqueóloga	Patrimônio Arqueológico
Thais Pereira Rocha	Assistente de Pesquisa	Patrimônio Arqueológico
Devanir José de Oliveira Júnior	Historiador	Patrimônio Arqueológico e Material
Everaldo Cristiano da Silva	Arquiteto	Patrimônio Cultural Material
Rodrigo Silva	Dr. Historiador	Patrimônio Cultural Material
Enrico Spaggiari	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Agnello Alves Dias de Andrade	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
José Guilherme Cantor Magnani	Dr. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Leslie Lopes Sandes	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Hangai Vaz Guimarães Nogueira	Cientista Social	Patrimônio Cultural Imaterial
Mariana Luiza Fiocco Machini	MSc. Antropóloga	Patrimônio Cultural Imaterial
Michel de Paula Soares	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Rodrigo Valentim Chiquetto	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial
Yuri Bassichetto Tambucci	MSc. Antropólogo	Patrimônio Cultural Imaterial

EQUIPE DE CAMPO

Rômulo Henrique Santos Correa	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Figueiredo Laabs	Técnico em hidrologia	Águas superficiais e sedimentos
Adilson José de Lara	Hidrometrista	Águas superficiais e sedimentos
Edson Haruo Yoshizumi	Técnico	Águas superficiais e sedimentos
Fernando Gonçalves Opalinski	Técnico em eletrônica	Águas superficiais e sedimentos
Rafael Santos	Biotecnólogo	Águas superficiais e sedimentos
Helen Sadauskas Henrique	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	Ecotoxicologia
Sabrina Loise de Moraes Calado	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia
Lygia Segal Nogueira	Dra. Bióloga	Ecotoxicologia

João Marques Lima da Fonseca	Biólogo	Flora – inventário florestal
Vicente de Jesus Durães	Esp. Engenheiro Ambiental	Flora – inventário florestal
Guilherme Felitto da Costa	Esp. Biólogo	Flora – reófitas
Emanuel Giovani Cafôfo Silva	MSc. Biólogo	Flora – macrófitas aquáticas
Antônio Campos Rocha Neto	MSc. Biólogo	Flora – campos rupestres
Marcel Comin	MSc. Biólogo	Flora – campos rupestres
Eli Carlos de Nardin	Biólogo	Flora – várzeas, vegetação secundária inicial e restinga
Felipe Eduardo Cordeiro Marinero	MSc. Biólogo	Flora – várzeas, vegetação secundária inicial e herbário
José Marcelo Pelloso Molina	MSc. Biólogo	Flora – epífitas
Alexandrina Pujals	Dra. Bióloga	Flora – trepadeiras
Frederico Fregolente Faracco Mazziere	MSc. Biólogo	Flora – herbáceas florestais
Públio Bonin Júnior	Biólogo	Flora – herbáceas florestais
Darlan Junior Cherion	Esp. Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Lucas Junqueira Roncon	Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Thiago Junqueira Roncon	Dr. Biólogo	Flora – banco de sementes, plântulas e serrapilheira
Paula de Freitas Larocca	Esp. Bióloga	Flora – restinga
Affonso Henrique Nascimento de Souza	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Alex Chavier Silva	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Cleandson Ferreira Santos	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Fabiano de Oliveira Silva	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Fernanda Vieira da Costa	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – entomofauna
Flávio Siqueira de Castro	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Lucas Neves Perillo	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – entomofauna
Tandara de Souza Gomes	Bióloga	Fauna silvestre – entomofauna
Arthur Schramm de Oliveira	Esp. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Bernardo Franco da Veiga Teixeira	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Cyro de Sousa Bernardes	Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Guilherme Bard Adams	Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Martin Schossler	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – herpetofauna
Dalila de Fátima Ferreira	Bióloga	Fauna silvestre – avifauna
João Antônio de Bittencourt Vitto	Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
João Paulo Gava Just	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna

Willian Menq dos Santos	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – avifauna
Ariel Guilherme Santos do Nascimento	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Isteliene Lopes Leodoro	Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Lizandra Regina Bigai	Bióloga	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Max Antonioni da Silva	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Ruan Márcio Ruas Nunes	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Vinicius Peron de Oliveira Gasparotto	MSc. Médico Veterinário	Fauna silvestre – mastofauna de pequeno porte
Diego Afonso Silva	MSc. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Mattheus Torrezani Silveira	Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Paula Beatriz Mangini	Dra. Médica Veterinária	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Ricardo Krul	Dr. Biólogo	Fauna silvestre – mastofauna de grande porte
Bruna da Silva Fonseca	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Cristina Jaques da Cunha	MSc. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Danielle de Oliveira Moreira	Dra. Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Paula Modenesi Ferreira	Bióloga	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Thali Leal Sampaio	MSc. Médica Veterinária	Fauna silvestre – quiropteroфаuna
Ana Lúcia Cypriano Souza	Dra. Bióloga	Cetáceos
Clarêncio Gomes Baracho	MSc. Biólogo	Cetáceos
Daniela Pitol	Bióloga	Cetáceos
Denis Alessandro Hille	Biólogo	Cetáceos

ESTAGIÁRIOS

Rafaella Moreira	Engenharia Ambiental	Contextualização e danos
Bruno Nadalin Lima de Melo	Ciências Biológicas	Áreas Protegidas e Fauna Silvestre
Mirian Kaori Nagano	Geografia	Geoprocessamento
Matheus de Andrade Machado	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Eliana Vieira de Freitas	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Janiny Zanda Soares da Silva	Engenharia Cartográfica e de Agrimensura	Geoprocessamento
Laura Damasceno da Silva	História	Patrimônio Arqueológico
Sabrina Lisboa Alves	História	Patrimônio Arqueológico
Devon Gebauer Mayer	Ciências Biológicas	Bentos de Fundos Inconsolidados

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

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Compartimentos adotados no estudo do rio Doce.....	53
Figura 2 – Detalhe de uma área onde ocorreu alteração na paisagem na região situada logo após Bento Rodrigues a partir de imagem pós-desastre (dezembro de 2015).....	57
Figura 3 – Processos minerários com as respectivas áreas afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeitos - detalhe de um segmento próximo a Barra Longa	59
Figura 4 – Localização das cavidades/abrigos elencados como atingidos pelo rejeito – Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico (2017)	60
Figura 5 – Localização das cavidades cadastradas no entorno da barragem de Santarém	61
Figura 6 – Localização das cavidades catalogadas pelo Cadastro Nacional de Informações Espeológicas (CANIE), vistoriadas pela equipe do Lactec.....	62
Figura 7 – Localização da Área de Estudo para avaliação de resíduos sólidos.....	64
Figura 8 – Localização da Área de Estudo subdividida em 12 trechos	64
Figura 9 – Imagens dos trabalhos em campo: (A) Pilha de madeiras próximas ao distrito de Pedras; (B) Área impactada no Aterro Fazenda Vista Alegre; (C) Barramento à montante da UHE Risoleta Neves e (D) Centro de Exposições de Barra Longa.....	67
Figura 10 – Exemplo de alteração física na paisagem com remoção da vegetação e solos das margens, além de alteração na coloração e na qualidade da água. Foto de 13/11/2017	69
Figura 11 – Perda da biodiversidade, acúmulo de rejeito nas planícies aluvionares e supressão vegetal. É possível verificar a marca da altura que a lama atingiu e a presença de árvores mortas nestas áreas. Foto de 18/02/2018	70
Figura 12 – Alteração da morfologia fluvial com remoção de solos e vegetação das margens e marcante alteração na coloração, na qualidade da água e dos sedimentos. Fotos de 01/10/2018.....	70
Figura 13 – Alteração nas margens do rio com remoção de vegetação, solos e rochas e à direita local onde havia uma ponte histórica. Foto de 02/10/2018.....	70
Figura 14 – Alteração na paisagem em decorrência de obras de contenção posteriores ao desastre. À direita, é o reservatório do dique S4, que alagou o entorno do antigo subdistrito de Bento Rodrigues. Foto de 02/10/2018.....	71
Figura 15 – Margens do rio Gualaxo do Norte com intensa alteração na paisagem em decorrência da passagem e deposição da lama de rejeito.	72
Figura 16 – Perfil geológico-geomorfológico realizado ao longo do perfil do rio afetado pela lama de rejeito.....	72
Figura 17 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de vegetação, solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 1.....	74
Figura 18 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 2	75
Figura 19 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de vegetação, solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 3.....	75
Figura 20 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de vegetação, solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 4.....	76

Figura 21 – Mapa Geológico do entorno da Barragem de Santarém na escala 1:25.000, com a localização das cavidades cadastradas. Mapa modificado de CPRM (1994).....	77
Figura 22 – Aspecto geral das feições subterrâneas vistoriadas pela equipe do Lactec no entorno da barragem de Santarém	77
Figura 23 – Aspecto geral das galerias da antiga mineração Ouro Fino que não foi atingida pela lama de rejeito	80
Figura 24 – Feição subterrânea SMD 01.....	83
Figura 25 – Feição subterrânea CA-07	84
Figura 26 – Feição subterrânea CA-08	85
Figura 27 – Feição subterrânea CA-09	86
Figura 28 – Feição subterrânea CA-10.....	86
Figura 29 – Feição subterrânea CA-11.....	87
Figura 30 – Feição subterrânea CA-12	88
Figura 31 – Feição subterrânea CA-13.....	89
Figura 32 – Feição subterrânea CA-14.....	90
Figura 33 – Feição subterrânea CA-15.....	91
Figura 34 – Feição subterrânea CA-16.....	91
Figura 35 – Feição CA-17	92
Figura 36 – Feição subterrânea CA-18.....	93
Figura 37 – Feição subterrânea CA-19.....	94
Figura 38 – Fábrica Nova – Mina Santo Antônio	94
Figura 39 – Imagens dos registros de fauna nas cavidades vistoriadas e não afetadas. Gruta dos sete salões: A. guano; B. Indivíduo de <i>Diphylla ecaudata</i> ; Gruta morada do índio: C. restos de urubu; Gruta da casa branca: indivíduos de <i>D. rotundus</i>	95
Figura 40 – Material lenhoso depositado próximo do rio do Carmo (Coordenadas: 42°52'21"W 20°16'30"S).....	98
Figura 41 – Material lenhoso depositado próximo do rio do Carmo (Coordenadas: 42°56'6"W 20°15'18"S).....	98
Figura 42 – Imagem de sensoriamento remoto com a especificação da área da APDL e da Supressão vegetal no período pré-desastre.....	99
Figura 43 – Imagem de sensoriamento remoto com a especificação da área da APDL e da Supressão vegetal no período pós-desastre.	99
Figura 44 – Vetorização das edificações no distrito de Bento Rodrigues, Mariana-MG.	101
Figura 45 – Edificações destruídas/parcialmente destruídas no município de Mariana – MG.	102
Figura 46 – Edificações destruídas/parcialmente destruídas no município de Mariana – MG.	102
Figura 47 – Edificações destruídas/parcialmente destruídas no município de Barra Longa – MG.	103
Figura 48 – Imagem T0 (pré desastre) Centro de Exposições de Barra Longa	106
Figura 49 – Imagem T2 (pós desastre) Centro de Exposições de Barra Longa	106

Figura 50 – Imagem T5 (recente) Centro de Exposições de Barra Longa	107
Figura 51 – Imagem T0 (pré- desastre) Campo de futebol e Praça Manoel Limo Mol	108
Figura 52 – Imagem T2 (pós-desastre) Campo de futebol e Praça Manoel Limo Mol	108
Figura 53 – Imagem T4 (recente) Campo de futebol e Praça Manoel Limo Mol	109
Figura 54 – Imagem T0 (pré-desastre) Aterro Fazenda Vista Alegre	110
Figura 55 – Imagem T2 (pós-desastre) Aterro Fazenda Vista Alegre	111
Figura 56 – Imagem T5 (recente) Aterro Fazenda Vista Alegre	111
Figura 57 – Imagem T0 (pré-desastre) Setor 4 e 5 e Ecobags	113
Figura 58 – Imagem T2 (pós-desastre) Setor 4 e 5 e Ecobags	113
Figura 59 – Imagem T4 (recente) Setor 4 e 5 e Ecobags	114
Figura 60 – Imagem T0 (pré-desastre) Setor 8 e pilha Velho Soberbo	114
Figura 61 – Imagem T2 (pós-desastre) Setor 8 e pilha Velho Soberbo	115
Figura 62 – Imagem T4 (recente) Setor 8 e pilha Velho Soberbo	115
Figura 63 – Distribuição espacial das áreas de disposição mapeadas	117
Figura 64 – Registro fotográficos dos solos de várzea soterrados por rejeitos de mineração de ferro entre Fundão e Risoleta Neves	120
Figura 65 – Área de abrangência do estudo (baseada na Área de Passagem e Deposição da Lama, APDL, dentro do Compartimento 1), localização das seções amostradas em solo e localização dos pontos de linha base	122
Figura 66 – Representação esquemática dos pontos de amostragem de rejeito depositado, solo controle e misturas.	123
Figura 67 – Coleta de amostras indeformadas de rejeito e solo controle por meio de anéis de Kopecky para avaliação das características físicas.	125
Figura 68 – Detalhe da coleta de biomassa de Poacea em campo, realizada nos períodos seco (setembro de 2018) e chuvoso (fevereiro de 2019).	126
Figura 69 – Localização dos pontos de execução dos ensaios CPTu.	127
Figura 70 – Pontos de coleta de amostras deformadas e indeformadas para avaliação geotécnica.	128
Figura 71 – Localização da área de análise para a modelagem de exportação de sedimentos (Invest), destacando-se as sub-bacias do rio Gualaxo do Norte, baixo Carmo e incremental do rio Doce (Compartimento 1)	135
Figura 72 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução Mehlich-1. Fonte: o autor.	142
Figura 73 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução HNO_3 1 mol L^{-1} . Fonte: o autor.	142
Figura 74 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução de ditionito-citrato-bicarbonato (DCB). Fonte: o autor.	142
Figura 75 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pelo método EPA3051 (pseudo total). Fonte: o autor.	143

Figura 76 – Instalação e condução do experimento em condições controladas para avaliar o potencial produtivo de arroz no rejeito em comparação ao solo controle.	147
Figura 77 – Exemplos de imagens de satélite indicando a adição de solo de empréstimo sobre áreas de deposição de rejeito.....	149
Figura 78 – Áreas identificadas como polígonos dentro da APDL (Compartimento 1) em que possivelmente ocorreu adição de solos de empréstimo sobre o rejeito devido às ações emergenciais pós-desastre.	150
Figura 79 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS1. Legenda: Ct - caulinita, Mi, mica, Gt - goethita, Hm - hematita, Qz - quartzo, Fd-K - feldspato potássico.	158
Figura 80 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS2. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	158
Figura 81 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS3. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	158
Figura 82 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS4. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita, Fd-K - feldspato potássico.....	159
Figura 83 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS5. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	159
Figura 84 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS6. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita, Cl - clorita.....	159
Figura 85 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS7. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	160
Figura 86 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS8. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	160
Figura 87 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS9. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	160
Figura 88 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS10. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita.....	161
Figura 89 – Cores das amostras de solos (1 – margem direita; 6- margem esquerda) e rejeito depositado (2 e 3 – margem direita; 4 e 5 – margem esquerda) nas 10 seções transversais (STS) amostradas, sendo a camada seguida de +, indicativo da adição de solo sobre o rejeito como medida emergencial pós-desastre.	163
Figura 90 – Variações na cor do rejeito em função do teor de umidade da amostra.	164
Figura 91 – Fração areia total dos solos controle e rejeito depositado em 10 seções transversais na bacia do Rio Doce, sendo a camada seguida de + indicativo da adição de solo sobre o rejeito como medida emergencial pós-desastre.	168
Figura 92 – Difratoograma de raio-X da fração areia magnética do rejeito nas amostras das seções STS9.3 e STS9.4 das camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m. Legenda: Ct - caulinita, Hm - hematita, Mg – magnetita e Qz – quartzo.....	169
Figura 93 – Teor de carbono orgânico de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	169
Figura 94 – Teores de areia total (a), areia grossa (b), areia fina (c) e argila (d) de amostras do rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	172

Figura 95 – Teores de silte de amostras do rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	172
Figura 96 – Valores de densidade do solo (a), densidade de partículas (b), porosidade total (c) e macroporosidade (d) de amostras do rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	175
Figura 97 – Valores de microporosidade (a), umidade em capacidade de campo (b), umidade em ponto de murcha permanente (c) e capacidade de água disponível para as plantas (d) de amostras do rejeito (em vermelho), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	176
Figura 98 – Curva de índice de suporte de Califórnia <i>versus</i> teor de umidade.	177
Figura 99 – Curva de expansão <i>versus</i> teor de umidade.	177
Figura 100 – Resultados dos ensaios de permeabilidade à carga variável.	179
Figura 101 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0052.19.	180
Figura 102 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0053.19.	181
Figura 103 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0054.19.	181
Figura 104 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0055.19.	181
Figura 105 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0056.19.	182
Figura 106 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0057.19.	182
Figura 107 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0058.19.	182
Figura 108 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0059.19.	183
Figura 109 – Envoltória de resistência para interface rejeito/rocha.	184
Figura 110 – Amostra 2.0052.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	188
Figura 111 – Amostra 2.0053.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	188
Figura 112 – Amostra 2.0054.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	189
Figura 113 – Amostra 2.0055.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	189
Figura 114 – Amostra 2.0056.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	189
Figura 115 – Amostra 2.0057.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	190
Figura 116 – Amostra 2.0058.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	190
Figura 117 – Amostra 2.0059.19 (Erosão <i>versus</i> tempo).	190
Figura 118 – Comparativo de resultados de erosão para T=20 min.	191
Figura 119 – Comparativo de resultados de velocidade de erosão para T=20 min.	191
Figura 120 – Registros fotográficos de processos erosivos nas áreas de deposição do rejeito (Compartimento 1).	194
Figura 121 – Valores de pH em água (a), pH em CaCl_2 0,01 mol L ⁻¹ (b), pH em KCl (c) e delta pH (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	196
Figura 122 – Relação entre pH em CaCl_2 0,01 M e pH em água de amostras do rejeito e em solos de controle coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	199

Figura 123 – Teores de Al trocável (a), saturação por alumínio (b) e teores de Ca^{2+} (c) e Mg^{2+} (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	200
Figura 124 – Relação entre pH em água com Al trocável (A) e com saturação por alumínio (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terra altas), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	201
Figura 125 – Relação entre pH em CaCl_2 com Al trocável (A) e com saturação por alumínio (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terra altas), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	201
Figura 126 – Relação Ca/Mg (a) e teores de K^+ (b), Na^+ (c) e P disponível (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	203
Figura 127 – Soma de bases (a), saturação por bases (b) e capacidade de troca catiônica efetiva (c) e potencial (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	204
Figura 128 – Teores de ferro (a), manganês (b), cobre (c) e zinco (d) disponíveis de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	206
Figura 129 – Teores de cálcio na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (<i>Brachiaria</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Panicum</i> e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (<i>Brachiaria</i>).	208
Figura 130 – Teores de magnésio na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (<i>Brachiaria</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Panicum</i> e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (<i>Brachiaria</i>).	209
Figura 131 – Teores de potássio na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (<i>Brachiaria</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Panicum</i> e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (<i>Brachiaria</i>).	210
Figura 132 – Teores de fósforo na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (<i>Brachiaria</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Panicum</i> e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (<i>Brachiaria</i>).	211
Figura 133 – Acompanhamento fotográfico das plantas de arroz cultivadas em solo controle (acima), rejeito (meio) e rejeito em sistema inundado (abaixo), dia 17/01/2019.....	212
Figura 134 – Massa seca da biomassa aérea de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	213
Figura 135 – Massa seca da biomassa de raízes de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	214
Figura 136 – Conteúdo de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e sódio na biomassa aérea de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	215
Figura 137 – Conteúdo de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e sódio na biomassa de raízes de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	216
Figura 138 – Painel superior: teores pseudo totais de Fe e Mn de amostras do rejeito, coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	220
Figura 139 – Fator de contaminação para Fe e Mn (teores pseudo totais) no rejeito em relação à linha base anterior ao desastre.....	222

Figura 140 – Teores de ferro na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (<i>Brachiaria</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Panicum</i> e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (<i>Brachiaria</i>).	223
Figura 141 – Teores de Mn na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (<i>Brachiaria</i> , <i>Cynodon</i> , <i>Panicum</i> e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (<i>Brachiaria</i>).	226
Figura 142 – Conteúdo de Fe e Mn na biomassa aérea de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	227
Figura 143 – Conteúdo de Fe e Mn nas raízes de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	228
Figura 144 – Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por energia dispersiva das raízes de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	229
Figura 145 – Teores de Fe e Mn no solo controle (amarelo), rejeito (rosa) e rejeito em sistema inundado (vermelho) após o cultivo de arroz.....	232
Figura 146 – Teores pseudo totais de Ag (a), Al (b), As (c) e Ba (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	235
Figura 147 – Teores pseudo totais de Cd (a), Co (b), Cr (c) e Cu (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	237
Figura 148 – Teores pseudo totais de Fe (a), Hg (b), Mn (c) e Ni (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	238
Figura 149 – Teores pseudo totais de Pb (a), Sb (b), Se (c) e Sn (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.....	239
Figura 150 – Teores pseudo totais de Zn de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.	241
Figura 151 – Dispersão das medidas de espessura da camada de rejeito depositado e de mistura solo/rejeito ao longo da APDL, dentro do Compartimento 1.....	244
Figura 152 – Exemplo de imagem NDVI	249
Figura 153 – Distribuição dos pontos ao longo do Compartimento 1.....	250
Figura 154 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 1.....	250
Figura 155 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 1.....	251
Figura 156 – Distribuição dos pontos ao longo do Compartimento 2-A.....	251
Figura 157 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 2-A.....	252
Figura 158 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 2-A.....	252
Figura 159 – Distribuição dos pontos ao longo dos Compartimentos 2-B e 3.....	253
Figura 160 – Exemplo de pontos coletados nos Compartimentos 2-B e 3.....	253
Figura 161 – Exemplo de pontos coletados nos Compartimentos 2-B e 3.....	254

Figura 162 – Exemplo de vetorização de polígono relativo à obra emergencial.....	255
Figura 163 – Comparação entre ortoimagens (T0) e pós-desastre (T2), ainda sem alteração no uso do solo.....	256
Figura 164 – Distribuição dos pontos de amostragem do inventário florestal ao longo do Rio Doce.....	257
Figura 165 – Forma e dimensões das parcelas permanentes instaladas.....	258
Figura 166 – Aferição de CAP e plaqueteamento dos indivíduos.....	258
Figura 167 – Aferição de altura e coleta de material botânico fértil.	259
Figura 168 – Preparação das amostras para envio ao herbário.....	259
Figura 169 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de epífitas ao longo da bacia do rio Doce.	263
Figura 170 – Metodologia de amostragem e coleta de plantas epífitas nas parcelas (forófitos) amostradas ao longo da bacia do rio Doce.	264
Figura 171 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosques florestais ao longo da bacia do rio Doce.....	265
Figura 172 - Metodologia de amostragem e coleta de plantas herbáceas e subarbustivas de sub-bosques florestais ao longo da bacia do rio Doce.....	265
Figura 173 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de trepadeiras herbáceas e lenhosas ao longo da bacia do rio Doce.....	266
Figura 174 – Amostragem das trepadeiras herbáceas e lenhosas, com a instalação de parcelas de 5 x 10 m, demarcada com ajuda de duas fitas métricas dispostas perpendicularmente (esquerda) e secção transversal de uma trepadeira lenhosa amostrada (direita).	266
Figura 175 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de vegetação secundária inicial ao longo da bacia do rio Doce.....	267
Figura 176 – Amostragem da vegetação nas áreas com Vegetação Secundária Inicial, com a instalação do transecto de 100 m (esquerda) e de parcelas de 1 x 1 m (direita). Detalhe para a inclusão de um indivíduo arborescente na parcela amostral.	268
Figura 177 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de campos rupestres ao longo da bacia do rio Doce.....	269
Figura 178 – Áreas de amostragem de vegetação dos campos rupestres com transecto implantado (esquerda) e instalação da parcela de 1 x 1 m (direita).....	269
Figura 179 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de banco de sementes da serapilheira, banco de sementes do solo, banco de plântulas e serapilheira acumulada na bacia do rio Doce.	279
Figura 180 – Amostragem para serapilheira acumulada (esquerda) e banco de sementes do solo (direita). Em ambos os casos a camada superficial de cada componente foi retirada e armazenada para posterior envio aos locais de processamento.	280
Figura 181 – Processamento das amostras de serapilheira acumulada, sua secagem inicial em estufa (esquerda) e posterior triagem dos componentes da serapilheira (direita).....	281
Figura 182 – Condução da germinação das amostras de banco de sementes da serapilheira e do solo em casa de vegetação, indicando amostras individualizadas por ponto de amostragem.	281

Figura 183 – Instalação de transecto de 2 m X 0,50 cm para a amostragem do banco de plântulas e processamento das amostras coletadas em campo com triagem e identificação das espécies por meio de comparação.	282
Figura 184 – Mortandade da vegetação nativa adjacente ao rio.....	283
Figura 185 – Média NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de janeiro – Compartimento 1.....	284
Figura 186 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 1.....	285
Figura 187 – Média do NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de agosto – Compartimento 1.....	285
Figura 188 – Média do NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de agosto – Compartimento 1.....	286
Figura 189 – Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.....	287
Figura 190 – 2º Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.	287
Figura 191 – 3º Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.	288
Figura 192 – Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.....	288
Figura 193 – Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.....	289
Figura 194 – APPs no trecho entre a Barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.....	290
Figura 195 – Exemplo de trecho com APP gerada.	290
Figura 196 – NDVI por ponto para o mês de Janeiro – Compartimento 2-A.....	292
Figura 197 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 2-A.	292
Figura 198 – Média NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de agosto – Compartimento 2-A.	293
Figura 199 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimento 2-A.	293
Figura 200 – Comparação antes e depois do desastre no Compartimento 2-A.	294
Figura 201 – 2ª Comparação antes e depois do desastre no Compartimento 2-A.	294
Figura 202 – 3ª Comparação antes e depois do desastre no Compartimento 2-A.	295
Figura 203 – NDVI por ponto para o mês de Janeiro – Compartimentos 2-B e 3.....	295
Figura 204 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimentos 2.....	296
Figura 205 – NDVI por ponto para o mês de agosto – Compartimentos 2-B e 3.	296
Figura 206 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimentos 2-B e 3.	297
Figura 207 – Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.	297
Figura 208 – 2ª Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.	298
Figura 209 – 3ª Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.	298
Figura 210 – 4ª Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.....	299
Figura 211 – Polígonos relativos às obras emergenciais entre a Barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.....	300
Figura 212 – Polígono relativo à obra relativa ao barramento no rio Pequeno.	300

Figura 213 – Áreas de reassentamento.....	302
Figura 214 – Aspecto das parcelas de inventário florestal no Compartimento 1.	304
Figura 215 – Exemplos de epífitas encontradas no levantamento.	307
Figura 216 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas unidades amostrais de epífitas (forófitos) ao longo da bacia do rio Doce.	308
Figura 217 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de epífitas (forófitos) ao longo da bacia do rio Doce.	308
Figura 218 – Curvas de acumulação de espécies epífitas (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) em função do número de unidades amostrais (forófitos) amostradas ao longo de toda a bacia do rio Doce.....	311
Figura 219 – Exemplos de herbáceas florestais encontradas no levantamento.	312
Figura 220 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de herbáceas florestais ao longo da bacia do rio Doce.....	312
Figura 221 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal ao longo da bacia do rio Doce.....	313
Figura 222 – Curvas de acumulação (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas nas parcelas amostradas de toda a bacia do rio Doce.....	317
Figura 223 – Curvas de acumulação (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves) da bacia do rio Doce.....	318
Figura 224 – Exemplos de espécies presentes na vegetação secundária inicial.	319
Figura 225 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação secundária inicial na bacia do rio Doce.....	320
Figura 226 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação secundária inicial na bacia do rio Doce.....	320
Figura 227 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) de vegetação secundária inicial das parcelas amostradas na bacia do rio Doce.	325
Figura 228 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) de vegetação secundária inicial amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves).	325
Figura 229 – Exemplos de trepadeiras encontradas no levantamento.....	327
Figura 230 – Número de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas da bacia do rio Doce.	327
Figura 231 – Número de indivíduos de trepadeiras herbáceas e lenhosas das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas da bacia do rio Doce.	328
Figura 232 – Curvas de acumulação de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) amostradas nas parcelas em toda a bacia do rio Doce.	331
Figura 233 – Curvas de acumulação de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p<0,05$) amostradas nas parcelas do Compartimento 1 da bacia do rio Doce.	332

Figura 234 – Exemplos de espécies encontradas nos campos rupestres.....	333
Figura 235 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de campo rupestre na bacia do rio Doce.	334
Figura 236 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de campo rupestre na bacia do rio Doce.	334
Figura 237 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de campões rupestres em função do número de parcelas amostradas no Compartimento 1 da bacia do rio Doce.	338
Figura 238 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de campo rupestre em função do número de parcelas amostradas nos Compartimentos 2 e 3 da bacia do rio Doce.	338
Figura 239 – Exemplos de espécies com usos e potencialidades conhecidos.....	347
Figura 240 – Histogramas das frequências das densidade média por hectare do Banco de Sementes de Solo (A) e Banco de Sementes da Serapilheira (B) e Banco de Plântulas (C), comparando dados do Compartimento 1 (colunas azuis) e dos Compartimentos 2+3 (colunas vermelhas). 368	
Figura 241 – Curvas de ranque-abundância indicando o número de indivíduos no banco de sementes germinadas de cada morfoespécie no Banco de Sementes do Solo (A), Banco de Sementes na serapilheira (B) e indivíduos no Banco de Plântulas (C).	369
Tabela 116 - Abundância total, número de morfoespécies e índice de Equitabilidade de Pielou (J') do Banco de Sementes do Solo, do Banco de Sementes da Serapilheira e o do Banco de Plântulas obtidos nos compartimentos do estudo na bacia do rio Doce.	369
Figura 242 – Proporção de abundância das formas de vida das plantas amostradas no Banco de Sementes do Solo (A), Banco de Sementes da Serapilheira (B) e no Banco de Plântulas (C) nas parcelas amostradas na Bacia do rio Doce. C1 = Compartimento 1; C2+C3 = Compartimentos 2 e 3.	370
Figura 243 – Variação na área florestal (em hectares) no Compartimento 1 da área mapeada pelo Lactec nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1), e nos cenários futuros sem mitigação (T2a) e com mitigação (T2b). Os valores junto às barras correspondem à diferença em área em relação à linha base (cenário pré desastre, T0).	372
Figura 244 – Representação da aplicação do modelo de regeneração natural potencial a um mapa de fragmentos de vegetação. No mapa final, regiões com vegetação são mostradas em branco; regiões de matriz apresentam um gradiente de cores, sendo as áreas vermelhas aquelas com maior potencial (próximo a 100%) e as amarelas as com menor potencial de regeneração natural (próximo a 0).	376
Figura 245 – Potencial de regeneração natural em áreas sem vegetação (%), no cenário pré-desastre (T0, à esquerda) e pós-desastre (T1, à direita). As figuras de baixo representam um zoom de uma região afetada pela lama, mostrada em vermelho nas figuras de cima.....	377
Figura 246 – Diferença do potencial de regeneração natural médio por hectare entre o cenário pré-desastre (T0), pós-desastre (T1), e os cenários futuros sem e com mitigação (T2a e T2b). As três figuras mostram a variação nos três compartimentos da área mapeada pelo Lactec.	378
Figura 247 – Diferença do potencial de regeneração natural médio por hectare entre o cenário pré-desastre (T0), pós-desastre (T1), e os cenários futuros sem e com mitigação (T2a e T2b), entre os três subcompartimentos (sub-bacias) do Compartimento 1.	378
Figura 248 – Diferença do potencial de regeneração natural em cada local, entre os cenários T0 e T1, e entre esses e os cenários futuros, T2a e T2b. As figuras em preto e branco, à esquerda,	

- representam áreas em que houve diminuição (preto) ou aumento (cinza) do potencial de regeneração natural, independente da magnitude. As figuras à direita representam o aumento ou diminuição absolutas, em %.....379
- Figura 249** – Área com alto potencial de regeneração natural predito pelos modelos, em ha, para os quatro cenários de modelagem (T0, T1, T2a e T2b). As duas cores correspondem à área dentro do Compartimento 1 somente, e dentro das três sub-bacias que compõe os subcompartimentos do Compartimento 1. A escala da área no Compartimento 1 está mostrada no eixo da direita, que varia até 1000. A escala da área nas sub-bacias, por sua vez, está mostrada no eixo à esquerda do gráfico.....380
- Figura 250** – Distribuição de tamanhos de área dos fragmentos de habitat para a bacia do rio Doce e para a totalidade da área mapeada. 381
- Figura 251** – Distribuição de tamanhos de área dos fragmentos de habitat para a bacia do rio Doce para o Compartimento 1.....382
- Figura 252** – Área total de borda (em hectares) e porcentagem do total de florestas que corresponde a borda (%) no Compartimento 1, considerando a distância de influência de borda de 30 m, para os cenários pré- e pós-desastre (T0 e T1). A linha preta corresponde a área de borda e a linha vermelha à proporção de florestas que corresponde a borda.....383
- Figura 253** – Exemplos de espécies exóticas utilizadas na restauração e encontradas na vegetação nativa. 384
- Figura 254** – Localização das Unidades Amostrais (UA) do estudo da fauna ao longo dos três compartimentos alocados na bacia do rio Doce. 389
- Figura 255** – Esquema de alocação dos Sítios Amostrais (tratamentos) para amostragem da fauna terrestre em cada Unidade Amostral.....390
- Figura 256** – Algumas das armadilhas utilizadas na amostragem de entomofauna: Van Someren-Rydon (acima), Shannon (abaixo e esquerda) e Malaise (abaixo e direita).....392
- Figura 257** – Técnicas utilizadas na captura para amostragem de herpetofauna: armadilhas de interceptação e queda (esquerda) e amostragem em sítio reprodutivo (direita). 393
- Figura 258** – Técnicas utilizadas na amostragem de avifauna: uso de redes de neblina para captura de aves de sub-bosque florestal (acima e à esquerda), as quais são anilhadas e mensuradas (acima e à direita, mensuração do tarso direito de *Myrmotherula axillaris*); e amostragem em pontos fixos com auxílio de binóculos (abaixo).....393
- Figura 259** – Armadilhas de captura viva utilizadas para amostragem de pequenos mamíferos não voadores: armadilha do tipo Shermann em sub-bosque florestal (esquerda) e armadilha do tipo Tomahawk em solo (direita), na qual houve captura de *Didelphis aurita*. 394
- Figura 260** – Instalação de armadilha fotográfica em local às margens do rio Gualaxo do Norte, utilizada para amostragem de mamíferos de grande porte.....394
- Figura 261** – Imagens de exemplares de fauna silvestre avaliados. A: *Rhinella* sp (sapo cururu), espécie representativa dos anfíbios; B: *Akodon montensis* (rato-do-mato), espécie representativa do mamífero de pequeno porte; C: *Artibeus lituratus*, espécie representativa dos morcegos. 395
- Figura 262** – Esquema de todas as análises realizadas no sangue retirado de cada um dos exemplares de fauna avaliados. 396
- Figura 263** – A Bacia do rio Doce, na qual se indicam os compartimentos e subcompartimentos aqui delimitados. Linhas azuis representam os principais rios, a linha preta mostra a delimitação da bacia (limite de 2018) e a linha tracejada limita 30km no entorno da bacia.....405

- Figura 264** – A relação entre a abundância de espécies e a distância do rio impactado na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e). Em Formicidae a abundância representa a frequência de ocorrência das espécies..... 412
- Figura 265** – Espécimes de abelha (Apidae, Euglossini; esquerda) e mosquito (Culicidae, *Sabethes* sp.; esquerda) amostrados ao longo o diagnóstico. 413
- Figura 266** – Poder de explicação da relação entre a abundância de insetos e a distância do rio em cada unidade amostral. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias. 414
- Figura 267** – A relação entre a abundância das guildas de insetos e a distância da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e). 414
- Figura 268** – Espécime de Formicidae amostrado no diagnóstico do rio Doce. 415
- Figura 269** – Poder de explicação da relação entre a abundância das guildas de insetos e a distância da barragem de Fundão em cada tratamento. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias. 415
- Figura 270** – Taxas de captura das dez espécies de aves mais comuns na amostragem com redes de neblina. Indicam-se as taxas em cada sítio amostral, agrupando-se todas as Unidades Amostrais. O painel “(Total)” corresponde à taxa de captura considerando a soma de todas as espécies capturadas. 417
- Figura 271** – Exemplos de aves florestal e não-florestal capturados no diagnóstico: *Manacus manacus* (esquerda) e *Coryphospingus pileatus* (direita)..... 417
- Figura 272** – Índices Pontuais de Abundância (IPA) obtidos para as aves registradas em cada sítio amostral das UA1 e UA2. O painel “(Total)” corresponde ao IPA da soma de todas as espécies registradas..... 418
- Figura 273** – Exemplos de aves florestal e não-florestal encontrados ao longo do diagnóstico (não relacionados nas figuras anteriores): *Pteroglossus aracari* (esquerda) e *Phaeomyias murina* (direita)..... 418
- Figura 274** – Espécime anilhado de *Sturnira lilium*, capturado durante diagnóstico no rio Doce..... 420
- Figura 275** – Espécimes de lontra (*Lontra longicauda*) e capivaras (*Hydrochaeturs hydrochaeris*) flagrados em armadilhas fotográficas durante diagnóstico no rio Doce. 422
- Figura 276** – Abundância relativa das cinco espécies focais *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Cuniculus paca* (paca), *Hydrochaeris hydrochaeris* (capivara), *Lontra longicaudis* (lontra) e *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), nos sítios Tratamento e Controle, em cada uma das seis Unidades Amostrais, avaliadas ao longo do rio Doce. 424
- Figura 277** – A relação entre a riqueza de espécies e a distância do rio impactado na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e)..... 425
- Figura 278** – Poder de explicação da relação entre a riqueza de insetos e a distância do rio em cada unidade amostral. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias. 426
- Figura 279** – A relação entre a riqueza de espécies e a distância da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e). 426
- Figura 280** – Poder de explicação da relação entre a riqueza de insetos e a distância da barragem de Fundão em cada tratamento. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias. .427
- Figura 281** – Curvas de rarefação de riqueza de anfíbios registradas nos sítios amostrais (TRAT1, TRAT2, C) de cada Unidade Amostrai..... 430

Figura 282 – Espécime de <i>Boana pardalis</i> encontrada na UA2.	431
Figura 283 – Anfíbios fossoriais e terrestres encontrados no Compartimento 3: <i>Siphonops annulatus</i> (esquerda) e <i>Stereocyclops incrassatus</i> (direita).	431
Figura 284 – Espécime de <i>Vitreorana uranoscopa</i> encontrada na UA1.	432
Figura 285 – Diagramas de Venn indicando o número de espécies de anfíbios exclusivas e compartilhadas entre os sítios em cada unidade amostral (UA1 a UA6).	433
Figura 286 – Escalonamento Multi-Dimensional Não-Métrico (NMDS) e resultados das Análise de Similaridade (ANOSIM) com os dados de anfíbios em cada unidade amostral (UA), comparando a composição de espécies entre os sítios amostrais.	434
Figura 287 – Espécime de <i>Rhinella cruficer</i> encontrado na UA1.	435
Figura 288 – Espécimes de anfíbios tipicamente florestais encontrados no comprtimento 3: <i>Dendropsophus berthalutzae</i> (esquerda) e <i>Scinax argyreornatus</i> (direita).	436
Figura 289 – Diagramas de Whittaker confeccionados com dados da avifauna nos sítios amostrais de cada UA.	438
Figura 290 – Índices de Shannon, Simpson e Alfa de Fisher não assintóticos obtidos com os dados da avifauna nos sítios amostrais de cada UA.	438
Figura 291 – Algumas espécies florestais e não-florestais encontradas ao longo do diagnóstico: <i>Pyroderus scutatus</i> (acima e à esquerda), <i>Malacoptila striata</i> (acima e à direita), <i>Sporophila nigricollis</i> (abaixo e à esquerda) e <i>Myiarchus tyrannulus</i> (abaixo e à direita).	441
Figura 292 – Número de espécies de pequenos mamíferos não voadores nos sítios amostrais de cada Unidade Amostral.	441
Figura 293 – Valores de abundância (número de capturas, eixo vertical) dos registros obtidos para as espécies de pequenos mamíferos não voadores em cada sítio amostral das unidades estudadas.	442
Figura 294 – Valores de captura e recaptura das espécies de mamíferos de pequeno porte realizadas no conjunto das seis Unidades Amostrais.	443
Figura 295 – Algumas espécies de mamíferos de pequeno porte não voadoras encontradas ao longo do diagnóstico: <i>Marmosops incanus</i> (acima e à esquerda), <i>Marmosa murina</i> (acima e à direita), <i>Nectomys squamipes</i> (abaixo e à esquerda) e <i>Akodon montensis</i> (acima e à direita).	443
Figura 296 – Proporção de espécimes de morcegos de cada guilda alimentar encontrada nos sítios Controle e Tratamento das Unidades Amostrais (exceto UA2).	445
Figura 297 – Algumas espécies de morcegos capturados durante o diagnóstico no rio Doce: <i>Myotis ruber</i> (acima e à esquerda), <i>Micronycteris cf. hirsuta</i> (acima e à direita), <i>M. cf. schmidtorum</i> (abaixo e à esquerda), <i>Vampyressa pusilla</i> (abaixo e à direita).	446
Figura 298 – Número de registro de cinco espécies exóticas nos sítios Tratamento e Controle em cada Unidade Amostral.	447
Figura 299 – Mamíferos exóticos flagrados pelas armadilhas fotográficas nos sítios amostrais durante o diagnóstico: cão-doméstico (<i>Canis familiaris</i> , esquerda) e bovinos (<i>Bos taurus</i> , direita).....	447
Figura 300 – Análise de ordenação (non-metric multidimensional scaling, NMDS) da assembleia de mamíferos de grande porte, indicando os sítios Controle e Tratamento agrupados em cada Unidade Amostral.	448

Figura 301 – Resultados da análise de perda de área funcionalmente conectada para a fauna. O eixo vertical indica área funcionalmente conectada média no Compartimento 1 em função de diferentes capacidades de dispersão (eixo horizontal).	451
Figura 302 – Área funcionalmente conectada média dos fragmentos funcionais que cruzam o Compartimento 1 (esquerda) e cada um dos três subcompartimentos do Compartimento 1 (direita), para os dois cenários de modelagem. Essa média foi calculada somente para os organismos com capacidade de dispersão menor que 300m.....	451
Figura 303 – Mapas ilustrativos dos danos à adequabilidade ambiental das sete espécies indicadoras no Compartimento 1.....	453
Figura 304 – Como funciona uma Reserva da Biosfera: um modelo para zoneamento do uso do solo.....	466
Figura 305 – Exemplo de identificação e delimitação do cálculo da extensão linear de uma Unidade de Conservação afetada pelo desastre.	468
Figura 306 – Identificação e delimitação do comprimento da área T6 – APE Ouro Preto/Mariana utilizando como dado complementar a base de dados de corpos d’água da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce na escala 1:50.000/1:100.000.....	469
Figura 307 – Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas pela onda de lama do rompimento da barragem de Fundão.	472
Figura 308 – Distribuição percentual do dano por contato (extensão) ou sobreposição (área) entre os limites das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com a APDL.	474
Figura 309 – Distribuição das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas pela onda de lama por compartimento, separadas por jurisdição (federal, estadual e municipal) e categoria de manejo.....	475
Figura 310 – Trecho do Compartimento 1 com destaque para duas unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela onda de lama.....	476
Figura 311 – Trecho do Compartimento 2 com destaque para as unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela onda de lama.....	476
Figura 312 – Anta (<i>Tapirus terrestris</i>) encontrada morta no rejeito oriundo do desastre da Samarco.	477
Figura 313 – Zonas de amortecimento de Unidades de Conservação afetadas pela onda de lama decorrente do rompimento da barragem de Fundão.	479
Figura 314 – Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs), Reservas da Biosfera, afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão.	481
Figura 315 – Ressuspensão de material particulado em Barra Longa durante a execução das obras de recuperação pela Fundação Renova.	487
Figura 316 – Umectação de vias de tráfego com caminhões – pipa na cidade de Barra Longa para minimizar a ressuspensão de partículas na atmosfera.	487
Figura 317 – Área do Parque de Exposições onde o rejeito removido da cidade de Barra Longa foi depositado.	488
Figura 318 – Moradora da cidade de Barra Longa em 2016, convivendo com a poeira decorrente da lama depositada no Parque de Exposições.....	488
Figura 319 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova e operadas pela Ecosoft em Barra Longa, Paracatu de Baixo e Gesteira.....	490

Figura 320 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa - Centro	491
Figura 321 – Entorno da localização da estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa - Centro	492
Figura 322 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa – Volta da Capela	493
Figura 323 – Parque de Exposições de Barra Longa ao fundo da estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa – Volta da Capela	494
Figura 324 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Paracatu	495
Figura 325 – Entorno da localização da estação de monitoramento da qualidade do ar Paracatu	496
Figura 326 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Gesteira.....	497
Figura 327 – Entorno da localização da estação de monitoramento da qualidade do ar Gesteira.....	498
Figura 328 – Estação de amostragem de partículas totais em suspensão instalada em Bento Rodrigues – Mariana, MG	502
Figura 329 – Rosa dos ventos para o período de 2010 a 2015 na Estação Barragem do Germano	503
Figura 330 – Distribuição de frequência dos ventos para o período de 2010 a 2015 na Estação Barragem do Germano.....	504
Figura 331 – Projeção no Google Earth da rosa dos ventos para o período de 2010 a 2015 na Estação Barragem do Germano.....	504
Figura 332 – Histórico do monitoramento de partículas totais em suspensão (PTS) na estação de Bento Rodrigues, nos anos de 2010 a 2014, realizado com frequência de amostragem a cada 6 dias.	505
Figura 333 – Perfil da precipitação acumulada mensalmente nos anos de 2016 a 2018 na estação Barra Longa Centro	506
Figura 334 – Perfil da média horária da temperatura ambiente nos anos de 2016 a 2018 na estação Barra Longa Centro	507
Figura 335 – Perfil da média horária da umidade relativa do ar nos anos de 2016 a 2018 na estação Barra Longa Centro	507
Figura 336 – Rosa dos ventos para o período de 2016 a 2018 na Estação Barra Longa Centro.....	508
Figura 337 – Distribuição de frequência dos ventos para o período de 2016 a 2018 na Estação Barra Longa Centro.....	508
Figura 338 – Projeção no Google Earth da rosa dos ventos para o período de 2016 a 2018 na Estação Barra Longa Centro	509
Figura 339 – Rosa dos ventos para o período de 2017 a 2018 na Estação Barra Longa Volta da Capela	510
Figura 340 – Distribuição de frequência dos ventos para o período de 2017 a 2018 na Estação Barra Longa Volta da Capela.....	510
Figura 341 – Projeção no Google Earth da rosa dos ventos para o período de 2017 a 2018 na Estação Barra Longa Volta da Capela	511
Figura 342 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas em Barra Longa (Centro e Volta da Capela) e do Parque de Exposições.	512

- Figura 343** – Análise dos dados obtidos para partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; D. Concentração máxima média mensal. 513
- Figura 344** – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Centro em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. 514
- Figura 345** – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Centro, nos anos de 2016 a 2018. Nos gráficos A, C e E o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990. Já nos gráficos B, D e F o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018. 515
- Figura 346** – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; e D. Concentração máxima média mensal. 516
- Figura 347** – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Centro em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. 517
- Figura 348** – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. Nos gráficos A, C e E o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990. Já nos gráficos B, D e F o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018. 518
- Figura 349** – Análise dos dados obtidos para partículas respiráveis ($PM_{2,5}$) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; D. Concentração máxima média mensal. 519
- Figura 350** – Avaliação das violações da média diária (A) e da máxima média horária do dia (B) obtidos para as partículas respiráveis ($PM_{2,5}$) na estação Barra Longa Centro em relação aos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA N. 491/2018. 520
- Figura 351** – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis ($PM_{2,5}$) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018, de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018. 521
- Figura 352** – Análise dos dados obtidos para partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; e D. Concentração máxima média mensal. 522
- Figura 353** – Avaliação das violações da média diária (A) e da máxima média horária do dia (B) a partir dos resultados das partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Volta da Capela em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. 523
- Figura 354** – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para as partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. Os gráficos de A e C foram obtidos a partir do IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990. Já em B e D o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018. 523
- Figura 355** – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; e D. Concentração máxima média mensal. 525

Figura 356 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Volta da Capela em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.	526
Figura 357 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. A e C o IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990; e B e D o IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.	527
Figura 358 – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Paracatu no ano de 2018. A. Variação média diária; e B. Concentração média mensal, concentração mínima média mensal e concentração máxima média mensal.	527
Figura 359 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Paracatu em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.	528
Figura 360 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis (PM_{10}) na estação Paracatu no ano de 2018. A. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990; e B. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.	529
Figura 361 – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Gesteira no ano de 2018. A. Variação média diária; e B. Concentração média mensal, concentração mínima média mensal e concentração máxima média mensal.	529
Figura 362 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Gesteira em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.	530
Figura 363 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis (PM_{10}) na estação Gesteira no ano de 2018. A. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990; e B. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.	531
Figura 364 – Resumo visual dos elementos bióticos presentes no ambiente terrestre e parte de suas relações. Além dos componentes da fauna e flora, o ambiente terrestre é composto pela superfície e subsuperfície, incluindo as rochas, solos e cavidades naturais; esse ambiente interage diretamente com a atmosfera e os ambientes aquáticos.	535

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Base de dados utilizada no mapeamento da área de alteração na paisagem	56
Tabela 2 – Descrição da escala de gravidade utilizada para o dano à paisagem.....	58
Tabela 3 – Base de dados utilizada no mapeamento dos processos minerários afetados com a passagem e deposição da lama de rejeito	58
Tabela 4 – Descrição da escala de gravidade utilizada para a área dos processos minerários afetada pela lama de rejeito.	59
Tabela 5 – Tipos de danos às feições subterrâneas associados à gravidade e tempo de recuperação	62
Tabela 6 – Subdivisão da Área de Estudo.....	65
Tabela 7 – Áreas de disposição e possíveis áreas de disposição.	65
Tabela 8 – Descrição da escala de gravidade utilizada para a os danos referentes a resíduos sólidos.	68
Tabela 9 – Caracterização do Compartimento 1 e alterações associadas	73
Tabela 10 – Caracterização do Compartimento 2 e alterações associadas	73
Tabela 11 – Caracterização do Compartimento 3 e alterações associadas	73
Tabela 12 – Caracterização do Compartimento 4 e 5 e alterações associadas.....	74
Tabela 13 – Tabela resumo das feições subterrâneas vistoriadas e avaliação dos danos	79
Tabela 14 – Tabela resumo das demais feições subterrâneas vistoriadas e avaliação dos danos.....	79
Tabela 15 – Quantitativos dos processos DNPM atingidos pela lama de rejeito separado pelas respectivas fases	96
Tabela 16 – Quantitativos dos processos DNPM atingidos pela lama de rejeito separado pelas respectivas substâncias.....	96
Tabela 17 – Área de supressão vegetal	99
Tabela 18 – Cálculo da área das edificações impactadas na APDL.....	102
Tabela 19 – Levantamento da quantidade de RCD esperados para a reconstrução dos municípios estudados.....	104
Tabela 20 – Estimativa das áreas de remoção e disposição de resíduos sólidos	105
Tabela 21 – Capacidade volumétrica e área das áreas de disposição de rejeito do Aterro Fazenda Vista Alegre.....	110
Tabela 22 – Áreas mapeadas para disposição de rejeitos.	116
Tabela 23 – Áreas elencadas para disposição de rejeitos (ADME)	117
Tabela 24 – Fatores de segurança e respectivas condições de segurança para taludes naturais.	131
Tabela 25 – Erodibilidade (fator K da Equação Universal de Perda de Solo modificada) de diferentes ordens de solo presentes nas sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte, baixo Carmo e incremental do rio Doce (Compartimento 1) obtidos na literatura.	135

Tabela 26 – Valores adotados para os fatores C (cobertura e manejo do solo) e P (práticas conservacionistas) da Equação Universal de Perda de Solo modificada (RUSLE 1), de acordo com as classes de uso do solo da bacia.....	136
Tabela 27 – Detalhamento dos tratamentos avaliados no experimento de casa de vegetação com plantio de arroz (<i>Oryza sativa</i>).	146
Tabela 28 – Reagentes de laboratório utilizados no preparo das soluções aplicadas aos vasos do experimento de casa de vegetação.....	146
Tabela 29 – Danos elencados ao solo e respectivos indicadores utilizados.....	154
Tabela 30 – Definição das categorias de dano estabelecidas para avaliar os danos ao solo.	155
Tabela 31 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (aumento dos processos erosivos).	156
Tabela 32 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (alteração da capacidade de suporte e deformabilidade).....	156
Tabela 33 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo).	156
Tabela 34 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (alteração da estabilidade de encostas).	157
Tabela 35 – Matiz, valor e croma (cor amostra úmida) e consistência molhada (grau de pegajosidade) do solo controle e do rejeito depositado nas 10 seções transversais (STS) amostradas.	165
Tabela 36 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos teores de C orgânico do rejeito em relação à linha base.....	170
Tabela 37 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos indicadores físicos ¹ avaliados no rejeito depositado e solo de linha base.....	173
Tabela 38 – Quadro resumo dos valores obtidos nos ensaios de adensamento.	178
Tabela 39 – Resumo dos valores de vazão obtidos por meio de análises de fluxo.	180
Tabela 40 – Resumo dos parâmetros de resistência – ensaio de cisalhamento direto.....	184
Tabela 41 – Resultados das análises de estabilidade - solos coesivos.....	185
Tabela 42 – Resultados das análises de estabilidade - solos não coesivos.....	186
Tabela 43 – Resultados do ensaio do torrão (Crumb test).	187
Tabela 44 – Resultados do ensaio <i>Pinhole test</i>	187
Tabela 45 – Perda de solo estimada por modelagem (InVest) nas sub-bacias do Gualaxo do Norte, Baixo Carmo e Incremental do rio Doce, através da Equação Universal de Perda de Solo modificada (RUSLE 1), para os cenários T_0 (pré-desastre) e T_1 (pós-desastre).	192
Tabela 46 – Classificação do potencial de erosão baseado nos intervalos de perda de solo, segundo a FAO (1980).....	192
Tabela 47 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos parâmetros de fertilidade do rejeito em relação à linha base.	197
Tabela 48 – Teores de nutrientes na biomassa da parte aérea e raízes de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	217

Tabela 49 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos teores de EPTs no rejeito em relação à linha base.	220
Tabela 50 – Teores (mg kg^{-1}) de EPTs extraídos da fração areia magnética do rejeito na STS9.4 da camada 20-40 cm pelo método EPA3051*.	221
Tabela 51 – Coeficientes de correlação de Pearson entre os teores de EPTs extraídos pelas plantas (médias das campanhas de set/2018 e jan/2019) e os teores pseudo totais, redutíveis, não trocáveis e trocáveis quantificados no rejeito.	224
Tabela 52 – Teores de EPTs solo na biomassa da parte aérea e de raízes de arroz (<i>Oryza sativa</i>) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.	226
Tabela 53 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos teores de elementos potencialmente tóxicos do rejeito em relação às misturas e aos solos controle.	236
Tabela 54 – Porcentagem das amostras de misturas e solo controle em desconformidade com a legislação para os teores pseudo totais de EPTs.	240
Tabela 55 – Relação entre os teores não-trocáveis (HNO_3), redutíveis (DCB) e trocáveis (Mehlich-1) das amostras identificadas como mistura entre solo e rejeito e das amostras puras de rejeito. ...	242
Tabela 56 – Escala de classificação dos danos à flora.	248
Tabela 57 – Número de pontos e unidades amostrais para cada grupo biológico em cada compartimento, e sua respectiva classe de uso e ocupação do solo.	261
Tabela 58 – Dimensões das unidades amostrais por grupo biológico de estudo e áreas amostrais totais.	262
Tabela 59 – Quantitativo de área de vegetação nativa removida mecanicamente pelo rejeito.	282
Tabela 60 – Quantitativo da área de vegetação nativa onde a lama se depositou sem remover os indivíduos.	283
Tabela 61 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 1.	284
Tabela 62 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimento 1.	286
Tabela 63 – Síntese da área de vegetação suprimida de acordo com as classes.	286
Tabela 64 – Largura da APP em relação a largura dos cursos d'água.	289
Tabela 65 – Classes de uso do solo pré-desastre (T0) nas APPs.	291
Tabela 66 – Quantitativo de vegetação nativa suprimida em APP por classe.	291
Tabela 67 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 2-A.	292
Tabela 68 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimentos 2 e 3.	293
Tabela 69 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimentos 2-B e 3.	295
Tabela 70 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimentos 2-B e 3.	296
Tabela 71 – Classes de uso do solo afetadas pelas obras emergenciais.	301
Tabela 72 – Classes de vegetação nativa afetadas pelas obras emergenciais.	301
Tabela 73 – Classes de uso do solo afetadas pelas áreas de reassentamento.	302
Tabela 74 – Classes de vegetação nativa afetadas pelas áreas de reassentamentos.	302

Tabela 75 – Quantitativo de espécies afetadas pelo desastre	303
Tabela 76 – Comparação dos índices de diversidade do estrato arbóreo e regeneração natural	305
Tabela 77 – Relação das espécies arbóreas ameaçadas de extinção.	305
Tabela 78 – Classificação das espécies de acordo com o catálogo de árvores de MG.....	306
Tabela 79 – Composição florística de espécies epífitas amostradas na bacia do rio Doce.....	307
Tabela 80 – Espécies epífitas endêmicas, ameaçadas de extinção ou protegidas por lei, amostradas na bacia do rio Doce.	308
Tabela 81 – Parâmetros fitossociológicos das espécies epífitas amostradas nas unidades amostrais (forófitos) do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves) da bacia do rio Doce.	309
Tabela 82 – Parâmetros gerais da amostragem de epífitas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.	310
Tabela 83 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas na bacia do rio Doce.	311
Tabela 84 – Espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal, consideradas raras, endêmicas, ameaçadas de extinção ou protegidas, amostradas na bacia do rio Doce.	313
Tabela 85 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas em todos os pontos de amostragem ao longo da bacia do rio Doce.	315
Tabela 86 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas nos pontos de amostragem do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves) da bacia do rio Doce.....	316
Tabela 87 – Parâmetros gerais da vegetação herbácea e subarbustiva de sub-bosque florestal amostrada no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.	316
Tabela 88 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de vegetação secundária inicial amostrada na bacia do rio Doce.	319
Tabela 89 – Espécies da vegetação secundária inicial, classificadas como endêmicas ou ameaçadas de extinção, amostradas na bacia do rio Doce.	321
Tabela 90 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de vegetação secundária inicial amostradas em toda a bacia do rio Doce.....	322
Tabela 91 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de vegetação secundária inicial amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (Mariana até a UHE Risoleta Neves).	323
Tabela 92 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de vegetação secundária inicial amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.	324
Tabela 93 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas na bacia do rio Doce.	326
Tabela 94 – Espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas classificadas como raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção, amostradas na bacia do rio Doce.....	328
Tabela 95 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas em toda a bacia do rio Doce.....	329

Tabela 96 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves).	330
Tabela 97 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.	330
Tabela 98 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de vegetação de campo rupestre amostradas na bacia do rio Doce.	333
Tabela 99 – Espécies de campo rupestre, classificadas como endêmicas, ameaçadas de extinção ou protegidas por lei, amostradas na bacia do rio Doce.	335
Tabela 100 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies amostradas em áreas de campo rupestre no Compartimento 1 da bacia do rio Doce.	336
Tabela 101 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de campo rupestre amostradas nas parcelas do Compartimento 2 e Compartimento 3 (da UHE Risoleta Neves até a foz do rio Doce) da bacia do rio Doce.	336
Tabela 102 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de vegetação de campos rupestres amostradas na bacia do rio Doce.	337
Tabela 103 – Estatísticas para o volume de madeira (Resultado da Amostragem Casual Simples do inventário florestal).	339
Tabela 104 – Volume de madeira por parcela, (m ³) e por hectare (m ³ /ha).	340
Tabela 105 – Intervalo de confiança para o volume total de madeira suprimido.	341
Tabela 106 – Volume total em m ³ por espécie, gênero e classificação (Geral).	341
Tabela 107 – Número de espécies com uso potencial afetadas pelo desastre.	346
Tabela 108 – Relação de espécies arbóreas e seus usos e potencialidades.	347
Tabela 109 – Potencialidade de uso das espécies epífitas amostradas na bacia do rio Doce.	350
Tabela 110 – Potencialidade de uso das espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas na bacia do rio Doce.	351
Tabela 111 – Potencialidade de uso das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas na bacia do rio Doce.	353
Tabela 112 – Potencialidade de uso das espécies de campo rupestre amostradas na bacia do rio Doce.	355
Tabela 113 – Famílias botânicas, código da morfoespécie, formas de vida e classificação vegetal das morfoespécies determinadas neste estudo nas parcelas amostradas em toda a bacia do rio Doce.	357
Tabela 114 – Número médio de indivíduos estimados em cada Compartimento para o Bancos de Sementes do Solo, da Serapilheira e Banco de Plântulas nos compartimentos da bacia do rio Doce.	367
Tabela 115 – Resultados dos testes de Mann-Whitney e Kolmogorov-Smirnov na comparação dos três conjuntos de dados (Banco de Sementes do Solo, Banco de Sementes da Serapilheira e Banco de Plântulas) entre os compartimentos amostrados na bacia do rio Doce.	368
Tabela 117 – Número de morfoespécies de cada forma de vida identificados nos compartimentos de amostragem na bacia do rio Doce.	370

Tabela 118 – Tamanhos de fragmento, escalas de mobilidade da fauna, e parâmetros das funções utilizadas para modelar a regenerabilidade.....	375
Tabela 119 – Lista de espécies de gramínea e leguminosas utilizadas na restauração.....	384
Tabela 120 – Cronograma de atividades da equipe de Fauna Silvestre no âmbito do Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão.	390
Tabela 121 – Síntese dos métodos de amostragem da fauna terrestre.....	391
Tabela 122 – Indicadores dos danos à fauna terrestre, com base nos dados ecológicos de campo e modelagem computacional.....	397
Tabela 123 – Guildas alimentares utilizadas na categorização das espécies de aves seguidas dos códigos empregados no diagnóstico. Classificação adaptada de Schubart et al. (1965), Willis (1979), Sick (1997) e Antunes et al. (2011).	401
Tabela 124 – Espécies da fauna terrestre utilizadas para inferir danos do desastre do rompimento da Barragem do Fundão sobre a biodiversidade por meio de Modelos de Nicho Ecológico.....	407
Tabela 125 – Espécies da flora terrestre utilizadas para inferir danos do desastre do rompimento da Barragem do Fundão sobre a biodiversidade por meio de Modelos de Nicho Ecológico.....	408
Tabela 126 – Espécies da fauna e flora terrestre selecionadas para estudo em escala fina com seus respectivos critérios de escolha e número de ocorrências na área de estudo.	410
Tabela 127 – Classes de danos à fauna terrestre e critérios assumidos para sua classificação.	411
Tabela 128 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância ao rio (D_{Rio}) e das Unidades Amostrais (UA) considerando o dano perda de indivíduos de insetos amostrados na bacia do rio Doce.	413
Tabela 129 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância da barragem de Fundão ($D_{Fundão}$) e dos tratamentos amostrais considerando o dano na perda de indivíduos amostrados na bacia do rio Doce.....	415
Tabela 130 – Abundância de espécies de quirópteros registrados, por sítio em cada Unidade Amostral, ao longo do rio Doce. Legenda: CONT. Sítio Controle; TRAT. Sítio Tratamento.	419
Tabela 131 – Número de capturas, recapturas e taxa de recaptura (n. de recapturas/n. capturas) nos sítios Controle e Tratamento, em cada Unidade Amostral, das espécies que contaram com recapturas em ambos os sítios. Legenda: Cp = <i>Carollia perspicillata</i> ; Af = <i>Artibeus fimbriatus</i> ; Al = <i>Artibeus lituratus</i>	421
Tabela 132 – Estimativa do número de indivíduos com potencial para ocupar as áreas suprimidas pela passagem e deposição do rejeito, nos momentos pré-desastre e pós-desastre.	422
Tabela 133 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância ao rio (D_{Rio}) e das Unidades Amostrais (UA), assim como a interação desses fatores ($D_{Rio} * UA$), considerando o dano perda de riqueza de insetos amostrados na bacia do rio Doce.....	425
Tabela 134 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância da barragem de Fundão ($D_{Fundão}$) e dos tratamentos amostrais considerando o dano na perda de riqueza de insetos amostrados na bacia do rio Doce	427
Tabela 135 – Total de espécies, <i>singletons</i> e <i>doubletons</i> e a raridade proporcional entre os tratamentos amostrados na bacia do rio Doce.....	428
wTabela 136 – A contribuição da substituição de espécies (β_{SIM}) e do aninhamento (β_{SNE}) para a diversidade beta (β_{SOR}) das guildas de insetos em cada tratamento na bacia do rio Doce.	429

Tabela 137 – Valores de riqueza de anfíbios observada, estimada e respectivos intervalos de confiança inferior (LCL) e superior (UCL), obtidos por análise de rarefação dos sítios amostrais de cada Unidade Amostrai (UA).	429
Tabela 138 – Diversidade beta de anfíbios (índice de Jaccard) e seus componentes de substituição e aninhamento em cada unidade amostral (UA1 a UA6).	433
Tabela 139 – Resumo da riqueza de avifauna na comparação entre os sítios de cada Unidade Amostrai. Valores em negrito destacam sítios com menor presença de aves florestais em cada UA.	437
Tabela 140 – Métricas de diversidade alfa assintóticos (Shannon, H' ; e inverso de Simpson, $1-D$) computados para a avifauna nos sítios amostrais de cada UA.	439
Tabela 141 – Diversidade beta de aves florestais dos sítios amostrais de cada UA medida pela distância média de Bray-Curtis. Valores em negrito destacam os sítios com maior diversidade beta.	439
Tabela 142 – Resultados dos testes de PERMANOVA, indicando os valores de R^2 , avaliando diferenças de composição de espécies de aves entre os sítios amostrais em cada UA. Ilustram-se os resultados de R^2 considerando os dados de todas as espécies em cada UA (R^2_{TOTAL}) e apenas para as espécies florestais ($R^2_{FLORESTAL}$). O p-valor de todos os testes são $<0,01$.	440
Tabela 143 – Índices de diversidade, calculados para pequenos mamíferos não-voadores, de Shannon (H') e de Simpson (D), suas variâncias e os resultados de testes t na comparação dos sítios Controle e Tratamento nas Unidades Amostrais 1, 2 e 4.	444
Tabela 144 – Distribuição das lesões observadas em quirópteros, comparando-se os sítios Controle e Tratamento, consolidando informações de todas as Unidades Amostrais.	449
Tabela 145 – Distribuição espacial do grau de infestação por ectoparasitos observadas em quirópteros nos três compartimentos do rio Doce. Apresenta-se o número de animais parasitados (N) e a prevalência ($PREV.$) de cada grau de infestação nos sítios tratamento e controle em cada compartimento. A Soma das prevalências de infestação corresponde ao somatório dos graus Médio, Alto e Altíssimo.	449
Tabela 146 – Modificação percentual do índice de conectividade funcional entre os cenários pré- e pós-desastre (TRAT1-T0). As mudanças percentuais são sempre em relação ao valor de conectividade funcional em T0, o cenário pré-desastre, e por isso resultam em valores negativos.	452
Tabela 147 – Síntese da perda de adequabilidade ambiental das sete espécies terrestres modeladas. Os valores se referem à proporção (percentual) de células, no Compartimento 1, que sofreram cada classe de perda e a respectiva área (em hectares) representada por essas células.	455
Tabela 148 – Resumo das alterações encontradas nas concentrações de EPTs em amostras de sangue de exemplares da fauna silvestre	458
Tabela 149 – Dano decorrente do desastre do rompimento da barragem de Fundão da Samarco identificado nas Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas com seu respectivo indicador, escala e gravidade.	470
Tabela 150 – Unidades de Conservação, Terra Indígena e Áreas de Proteção Especial afetadas pelo desastre da Samarco.	471
Tabela 151 – Relação das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas pelo desastre, extensão linear (km) e área (ha) alterada pela onda de lama.	473

Tabela 152 – Relação das Unidades de Conservação que tiveram suas Zonas de Amortecimento afetadas pelo desastre, extensão linear (km) e área (ha) alterada pelo dano provocado pela onda de lama.....	479
Tabela 153 – Relação das zonas pertencentes às Reservas da Biosfera afetadas pela onda de lama decorrente do rompimento da barragem de Fundão, extensão linear (km) e área (ha) alterada pelo rejeito.	482
Tabela 154 – Síntese de avaliação do dano decorrente do desastre da Samarco identificado nas Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade.	483
Tabela 155 – Coordenadas UTM e data de início da operação das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova na cidade de Barra Longa e nos distritos de Paracatu de Baixo e Gesteira.	489
Tabela 156 – Parâmetros monitorados nas estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova em Barra Longa, Paracatu de Baixo e Gesteira.	490
Tabela 157 – Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003, de 28 de junho de 1990, revogada, e pela Resolução CONAMA N. 491, de 19 de novembro de 2018. ...	499
Tabela 158 – Estrutura do Índice de Qualidade do Ar (IQAr) segundo a Resolução CONAMA N. 003/1990.....	499
Tabela 159 – Estrutura do Índice de Qualidade do Ar (IQAr) segundo a Resolução CONAMA N. 491/2018 e recomendações da Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM).....	500
Tabela 160 – Indicadores dos danos à qualidade do ar.....	500
Tabela 161 – Interpretação das categorias de dano	501
Tabela 162 – Coordenadas UTM e parâmetros monitorados nas estações de monitoramento da Samarco antes do desastre	502
Tabela 163 – Número de violações aos padrões de qualidade do ar estabelecidos pelos resultados obtidos no monitoramento da Fundação Renova nos anos de 2016 a 2018 para as concentrações de partículas em suspensão.....	531

LISTA DE ABREVIATURAS

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

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

LISTA DE SIGLAS

AAC	-	Atividade específica da enzima Anidrase Carbônica
ABNT	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	-	Anidrase Carbônica (do inglês <i>Carbonic Anhydrase</i>)
ACAS	-	Água Central do Atlântico Sul
AChE	-	Acetilcolinesterase (do inglês <i>Acetylcholinesterase</i>)
AET	-	<i>Apparent Effects Threshold</i>
AF	-	Assimetria Flutuante
AGERH	-	Agência Estadual de Recursos Hídricos
AGV	-	Amostrador de Grandes Volumes
AIQ	-	Armadilhas de 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>)
ICMBio	- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ICP-MS	- Espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (do inglês <i>Inductively coupled plasma Mass Spectrometry</i>)
ICP-OES	- Espectrometria de emissão óptica por plasma acoplado indutivamente (do inglês <i>Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i>)
IDE-Sisema	- Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IEDE	- Infraestrutura Estadual de Dados Espaciais
IEF	- Instituto Estadual de Florestas
IEMA	- Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IGAM	- Instituto Mineiro de Gestão de Águas
IM	- Índice Mitótico
IMR	- Índice de Massa Relativa
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
INRC	- Inventário Nacional de Referências Culturais
IPA	- Índice Pontual de Abundância
IPEMA	- Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica
IPHAN	- Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional
IQAr	- Índice de Qualidade do Ar
J	- Índice de Equabilidade de Pielou
LACT	- Lactato
LAMIR	- Laboratório de Análise de Minerais e Rochas
LMP	- Agarose de baixo ponto de fusão
LQ	- Limite de Quantificação
MBM	- Museu Botânico de Curitiba

MBR	-	Minerações Brasileiras Reunidas
MDE	-	Modelo Digital de Elevação
MDT	-	Modelo Digital do Terreno
MEV	-	Microscopia Eletrônica de Varredura
MF	-	Marco Fixo
MG	-	Minas Gerais
MMA	-	Ministério do Meio Ambiente
MMG	-	Mamíferos de Médio e Grande porte
MPF	-	Ministério Público Federal
MPMG	-	Ministério Público de Minas Gerais
MPP	-	Mamíferos de Pequeno Porte
MPVC	-	Policloreto de Vinila Modificado
MT	-	Metalotioneína
NBR	-	Associação Brasileira de Normas Técnicas
NDVI	-	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NI	-	Não Identificado
NIST	-	Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia (do inglês <i>National Institute of Standards and Technology</i>)
NKT	-	Nitrogênio Kjeldahl Total
NMDS	-	Escalonamento Multidimensional não-métrico
NMT	-	Sistema Manual de Injeção de Elastômero
Noc	-	Navio oceanográfico
OD	-	Oxigênio Dissolvido
OMS	-	Organização Mundial da Saúde
OSM	-	Osmolalidade
PA	-	Pará
PAIA	-	Parcelas de Amostragem Integrada de Artrópodes
PALT	-	Procura Aleatória Limitada por Tempo
PASEA	-	Plano de Adequação Socioeconômico e Ambiental
PCB	-	Bifenilas Policloradas
PCH	-	Pequena Central Hidrelétrica
PCO	-	Carbonilação proteica (do inglês <i>Protein Carbonyls or carbonylation</i>)
PE	-	Parque Estadual
PEL	-	Nível de Efeitos Prováveis
PERD	-	Parque Estadual do Rio Doce
PF	-	Padrão Final
pH	-	Potencial Hidrogeniônico
PI	-	Proteção Integral
PI1	-	Padrão Intermediário Fase 1
PL	-	Procura Aleatória Livre
PM	-	Material Particulado
PMN	-	Parque Natural Municipal
PMQACH	-	Programa de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano
PMQQS	-	Programa de Monitoramento Quali-quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos

PMSAA	- Programa de Melhoria dos Sistemas de Abastecimento de Água
PMSB	- Plano Municipal 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
RCD	- Resíduos de Construção e Demolição
RDDM	- Rede Rio Doce Mar
ReBio	- Reserva Biológica
REVIS	- Refúgio de Vida Silvestre
RG	- Radiação
RJ	- Rio de Janeiro
RL	- Reservas Legais
rpm	- Rotações por minuto
RPPN	- Reserva Particular do Patrimônio Natural
RT	- Relatório Técnico
SAA	- Sistema de Abastecimento de Água
SAAE	- Serviço Autônomo de Água e Esgoto
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
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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS	38
LISTA DE SIGLAS	40
APRESENTAÇÃO.....	46
1 INTRODUÇÃO	53
2 AMBIENTE TERRESTRE	55
2.1 Danos à superfície	55
2.1.1 Metodologia	56
2.1.1.1 Paisagem	56
2.1.1.2 Processos minerários	58
2.1.1.3 Feições subterrâneas	59
2.1.1.4 Resíduos Sólidos.....	63
2.1.2 Alteração da paisagem	68
2.1.3 Danos em feições subterrâneas	76
2.1.4 Danos em áreas de processos de extração de bens minerais	95
2.1.5 Áreas de Geração de Resíduos Sólidos.....	96
2.1.5.1 Resíduos Florestais.....	97
2.1.5.2 Resíduo de Construção Civil e Demolição	99
2.1.6 Ampliação de áreas de disposição de rejeitos	104
2.1.6.1 Centro de Exposições e Campo de Futebol – Barra Longa/MG	105
2.1.6.2 Fazenda Vista Alegre – Barra Longa/MG.....	109
2.1.6.3 UHE Risoleta Neves – Rio Doce/MG.....	112
2.1.6.4 Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos	116
2.1.6.5 Prováveis Áreas de Disposição de Rejeito	116
2.1.7 Conclusões	118
2.2 Danos ao solo	119
2.2.1 Metodologia.....	122
2.2.1.1 Área de abrangência	122
2.2.1.2 Coletas de amostras e ensaios de campo	122
2.2.1.3 Ensaios e análises de laboratório	128
2.2.1.4 Análise estatística de dados	150
2.2.1.5 Indicadores de linha base e análise dos danos ao solo	151
2.2.2 Alteração da composição do solo	157
2.2.3 Aumento da densidade do solo	171
2.2.4 Alteração da capacidade de suporte e deformabilidade do solo.....	177

2.2.5 Alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo	178
2.2.6 Alteração da estabilidade de encostas.....	183
2.2.7 Aumento dos processos erosivos	187
2.2.8 Alteração da fertilidade e do potencial produtivo do solo	195
2.2.9 Contaminação do solo por elementos potencialmente tóxicos.....	218
2.2.10 Contaminação do solo por EPTs devido às ações emergenciais.....	234
2.2.11 Formação de Tecnossolo	243
2.2.12 Conclusões	245
2.3 Danos à flora	246
2.3.1 Metodologia.....	247
2.3.1.1 Mapeamento da área de supressão de vegetação nativa ciliar	248
2.3.1.2 Mapeamento de áreas de supressão de vegetação nativa pela implantação de infraestrutura.....	254
2.3.1.3 Inventário florestal e regeneração natural	256
2.3.1.4 Vegetação não arbórea	260
2.3.1.5 Volume de madeira.....	273
2.3.1.6 Potencial uso de recursos florestais não madeireiros.....	277
2.3.1.7 Fragmentação dos habitats e efeito de borda	278
2.3.1.8 Capacidade de resiliência da floresta	279
2.3.1.9 Espécies exóticas.....	282
2.3.2 Supressão de vegetação nativa ciliar	282
2.3.2.1 Compartimento 1.....	282
2.3.2.2 Áreas de Preservação Permanente	289
2.3.2.3 Compartimentos 2 e 3	291
2.3.3 Supressão de vegetação nativa por implantação de infraestrutura	299
2.3.3.1 Obras Emergenciais.....	300
2.3.3.2 Reassentamentos.....	301
2.3.4 Perda de biodiversidade de flora	303
2.3.4.1 Espécies arbóreas (Inventário Florestal)	303
2.3.4.2 Epífitas	307
2.3.4.3 Herbáceas florestais.....	311
2.3.4.4 Vegetação Secundária Inicial	318
2.3.4.5 Trepadeiras herbáceas e lenhosas	326
2.3.4.6 Campos Rupestres	332
2.3.5 Perda de recursos florestais madeireiros.....	339

2.3.6 Perda de recursos florestais não madeireiros.....	346
2.3.6.1 Espécies arbóreas.....	347
2.3.6.2 Epífitas	350
2.3.6.3 Herbáceas florestais.....	351
2.3.6.4 Trepadeiras Herbáceas e Lenhosas	353
2.3.6.5 Campos Rupestres	355
2.3.7 Redução da capacidade de resiliência da floresta	357
2.3.7.1 Banco de sementes e plântulas	357
2.3.7.2 Perda do potencial de regeneração natural	371
2.3.8 Fragmentação dos habitats e aumento do efeito de borda.....	381
2.3.8.1 Quantidade e tamanho dos fragmentos	381
2.3.8.2 Aumento do efeito de borda	382
2.3.9 Introdução e aumento de espécies exóticas invasoras.....	383
2.3.10 Conclusões	385
2.4 Danos à fauna.....	386
2.4.1 Metodologia.....	388
2.4.1.1 Estudos ecológicos – identificação e seleção das Unidades Amostrais	388
2.4.1.2 Cronograma de atividades	390
2.4.1.3 Amostragem da fauna.....	391
2.4.1.4 Análises ecotoxicológicas	395
2.4.1.5 Mensuração dos danos	396
2.4.2 Alterações nas populações faunísticas.....	412
2.4.3 Alterações nas assembleias faunísticas.....	424
2.4.4 Piora nas condições físicas da fauna	448
2.4.5 Perda da conectividade na paisagem.....	450
2.4.6 Perda de qualidade dos habitats.....	453
2.4.7 Comprometimento à saúde da fauna silvestre	456
2.4.7.1 Prejuízos à osmorregulação (biomarcadores: osmolalidade e íons)	456
2.4.7.2 Prejuízos ao metabolismo (biomarcadores: glicose, lactato e proteína plasmática).....	456
2.4.7.3 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação (biomarcadores: cat, sod, gpx e gst)	456
2.4.7.4 Alterações em sistemas não enzimáticos (biomarcadores: GSH, MET, LPO).....	456
2.4.7.5 Genotoxicidade e mutagenicidade (biomarcadores: ensaio cometa, MN E ANES)	456
2.4.8 Bioacumulação de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs)	457

2.4.9 Conclusões	458
2.5 Danos em Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas	462
2.5.1 Metodologia	464
2.5.1.1 Unidades de Conservação	464
2.5.1.2 Zona de Amortecimento	464
2.5.1.3 Terra Indígena	465
2.5.1.4 Áreas de Proteção Especial	465
2.5.1.5 Áreas de Reconhecimento Internacional: Reserva da Biosfera e Sítio Ramsar	466
2.5.1.6 Critérios para a avaliação do dano	466
2.5.2 Danos em Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas	470
2.5.2.1 Unidade de Conservação, Terra Indígena e Área de Proteção Especial	471
2.5.2.2 Zona de Amortecimento (ZA) das Unidades de Conservação	478
2.5.2.3 Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs)	480
2.5.2.4 Síntese do dano	483
2.5.3 Conclusões	485
3 ATMOSFERA	486
3.1 Danos à qualidade do ar	486
3.1.1 Metodologia	488
3.1.2 Alteração da qualidade do ar	501
3.1.2.1 Linha base	501
3.1.2.2 Pós desastre	505
3.1.3 Conclusões	533
4 ANÁLISE INTEGRADA	535
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	543
GLOSSÁRIO	578

1 INTRODUÇÃO

Este volume apresenta o diagnóstico dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, para o ambiente terrestre e atmosfera. Neste ambiente, o rompimento da barragem de Fundão deu origem a um fenômeno similar a uma avalanche de grandes proporções, devido ao grande volume de rejeito extravasado e à topografia da região. A onda de rejeitos atingiu alta velocidade, levando à remoção mecânica de vegetação, solos e rochas ao longo de seu percurso até a UHE Risoleta Neves, além da remobilização de sedimentos do fundo dos rios atingidos.

Grande parte do volume de rejeitos extravasado da calha dos rios depositou-se no ambiente terrestre ao longo da extensão entre Fundão e a UHE Risoleta Neves. Ainda, ao longo do rio Doce, diversas áreas naturais protegidas foram afetadas pelo desastre, uma vez que são influenciados pela presença dos rios por onde a lama passou. Além disso, a camada exposta e seca do rejeito possibilita a ressuspensão de partículas pela ação do vento e/ou pela movimentação de maquinário para a atmosfera.

O diagnóstico dos danos ao ambiente terrestre envolveu toda a extensão atingida pelos rejeitos, desde a região onde se localiza a barragem de Fundão, até a foz do rio Doce. Toda essa extensão territorial, ao longo do rio Doce, foi avaliada nos Compartimentos 1, 2 e 3 (Figura 1).

Figura 1 - Compartimentos adotados no estudo do rio Doce.



Dentro desses ambientes foram estudados os temas paisagem, cavidades naturais, processos minerários, resíduos sólidos, solos, geotecnia, flora, fauna silvestre, áreas naturais protegidas e qualidade do ar. Cada tema foi descrito inicialmente quanto a sua importância e afetação no contexto do desastre da Samarco, em seguida foram detalhadas as metodologias de coleta de amostras, análise de

dados e definição dos danos e, por fim, a descrição, mensuração e caracterização dos danos, seguidos pelas conclusões.

O documento inicia com os danos para o ambiente terrestre, estando os mesmos agrupados conforme grandes temas que abrangem os componentes desse ecossistema. Na sequência trata-se da atmosfera, com foco na qualidade do ar. Ao fim apresenta-se a Análise Integrada, capítulo que objetiva avaliar os danos a esses ambientes de forma integrada, abordando os serviços ecossistêmicos possivelmente afetados.

No final desse documento são apresentadas as referências bibliográficas citadas e o glossário. Em documento separado, porém parte integrante do TOMO III, são apresentados os Documentos Suplementares citados ao longo do diagnóstico. Em outros três volumes constam os Apêndices e Anexos aqui citados.

2 AMBIENTE TERRESTRE

O ambiente terrestre corresponde à porção exterior à calha dos rios. A maior parte dos danos investigados neste ambiente se concentra no Compartimento 1, uma vez que ali ocorreram os maiores efeitos físicos da onda de rejeitos, como a remoção de solos, rochas e vegetação e deposição dos rejeitos sobre as superfícies.

As amostragens em campo, para flora e fauna, foram distribuídas ao longo das margens dos corpos hídricos afetados em toda a extensão do rio Doce. Para a análise dos danos à superfície, aos solos e à atmosfera, as amostragens de campo se concentraram no Compartimento 1.

Para o ambiente terrestre são descritos os danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **superfície**, abrangendo a paisagem, as feições subterrâneas, os processos minerários e os resíduos sólidos. Os danos aos **solos** são apresentados tanto sob o aspecto da ciência dos solos quanto o geotécnico. Para a **flora** são apresentados os danos sobre as classes de vegetação nativa afetadas, sendo elas: mata nativa, vegetação secundária inicial, campos rupestres e várzeas. Já na **fauna silvestre** são abordados os danos para os seguintes grupos avaliados: entomofauna (representada por borboletas frugívoras, besouros rola-bosta, formigas, abelhas e vespas, e mosquitos culicídeos), herpetofauna terrestre (anfíbios e répteis, estes excetuando-se crocodilianos e quelônios (ver diagnóstico para quelônios em TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais e TOMO IV – Zona Costeira e Marinha)), avifauna, pequenos mamíferos não-voadores, quiropterofauna (morcegos) e mamíferos de médio e grande porte. Ao fim são apresentadas as áreas naturais protegidas que sofreram danos.

2.1 DANOS À SUPERFÍCIE

Os danos à superfície estão relacionados a passagem do fluxo de lama de rejeitos e as alterações que esta enxurrada provocou na paisagem. Esses danos foram avaliados conforme suas especificidades temáticas e abrangem também os processos minerários, cavidades naturais e resíduos sólidos. Os danos abordados especificamente neste item encontram-se resumidos abaixo, a saber:

- Alteração na paisagem;
- Dano em áreas de processos de extração de bens minerais;
- Danos em feições subterrâneas;
- Áreas de geração de resíduos sólidos;
- Ampliação de áreas de disposição de rejeitos.

O fluxo gerado pelo rompimento da barragem, devido ao volume de material e as características topográficas acentuadas nas proximidades da região da barragem, atingiu alta velocidade e energia, assemelhando-se a uma avalanche de grandes proporções (MPF, 2018). Esse fluxo de alta energia, principalmente no Compartimento 1, ou seja, entre a antiga barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, promoveu intensa alteração da paisagem ao longo de seu percurso, além da remoção de sedimentos de fundo, causando sua remobilização e posteriormente deposição destes materiais.

Além do rejeito em si, este fluxo, completamente saturado em água, removeu a vegetação, solos e rochas. Estes materiais foram integrados a este fluxo constituindo-se, portanto, de um *debris-flow*,

ou seja, um fluxo de detritos. Parte destes resíduos, que não se dissolveram ou sedimentaram nas calhas dos rios afetados, ficaram dispostos nas margens destes rios.

A passagem e deposição do fluxo de rejeitos atingiu parcialmente ou integralmente áreas de processos minerários em atividade ao longo das drenagens afetadas e sobretudo ao longo do rio Doce. Também afetou algumas cavidades naturais presentes na área da APDL e adjacências.

Em virtude desta disposição de lama e detritos em diversas comunidades e municípios presentes próximas à calha dos rios, muitas obras emergenciais de recuperação foram realizadas para a remoção deste material sólido das residências, ruas e estradas. Entretanto, devido ao caráter emergencial, muitas destas movimentações não foram realizadas conforme os parâmetros legais para a movimentação de resíduos sólidos, causando danos a outras áreas próximas que não foram impactadas pela onda de lama.

2.1.1 METODOLOGIA

As metodologias foram descritas para cada um dos temas estudados, individualizadas de acordo com seus indicadores.

2.1.1.1 Paisagem

Para a análise da alteração na paisagem foram realizadas vistorias a campo, além de análises multitemporais de imagens orbitais / aéreas, complementadas com o uso e análise de modelos de terrenos para a geração de perfis geológicos-geomorfológicos. Estes estudos utilizaram-se também de informações complementares específicas de cada uma das áreas técnicas envolvidas no diagnóstico de danos.

Com base nas análises multitemporais realizadas com imagens de satélites e aéreas, considerando-se os limites da área de deposição e passagem da lama (APDL), descritos na Tabela 1, esse item procura indicar as características resultantes na alteração da paisagem devido a passagem da lama.

Tabela 1 – Base de dados utilizada no mapeamento da área de alteração na paisagem

DADO	ORIGEM	DATA / ANO	ESCALA / RESOLUÇÃO
Área de passagem e deposição da lama de rejeito	LACTEC	2019	1:20.000
Uso e Ocupação do solo	LACTEC	2019	1:20.000
Imagem Arya	Ortoimagens disponibilizadas pela Fundação Renova	2015	5 cm
Imagem T0 (pré-desastre)	WorldView-2	2015	50 m
Imagem T1 (pós-desastre)	WorldView-2	2015 / 2016	50 m
Imagem T2 (pós-desastre)	WorldView-2	2016	50 m

O processamento dos dados apresentados na Tabela 1, foi feito ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGis 10.6.1 com o sistema de projeção SIRGAS 2000 em coordenadas geográficas.

O critério utilizado para elencar as imagens utilizadas, de forma combinada em período pré e pós-desastre foi estabelecido de forma identificar as áreas onde houve alteração significativa na paisagem, considerando-se os erros associados à resolução das imagens apresentadas na Tabela 1.

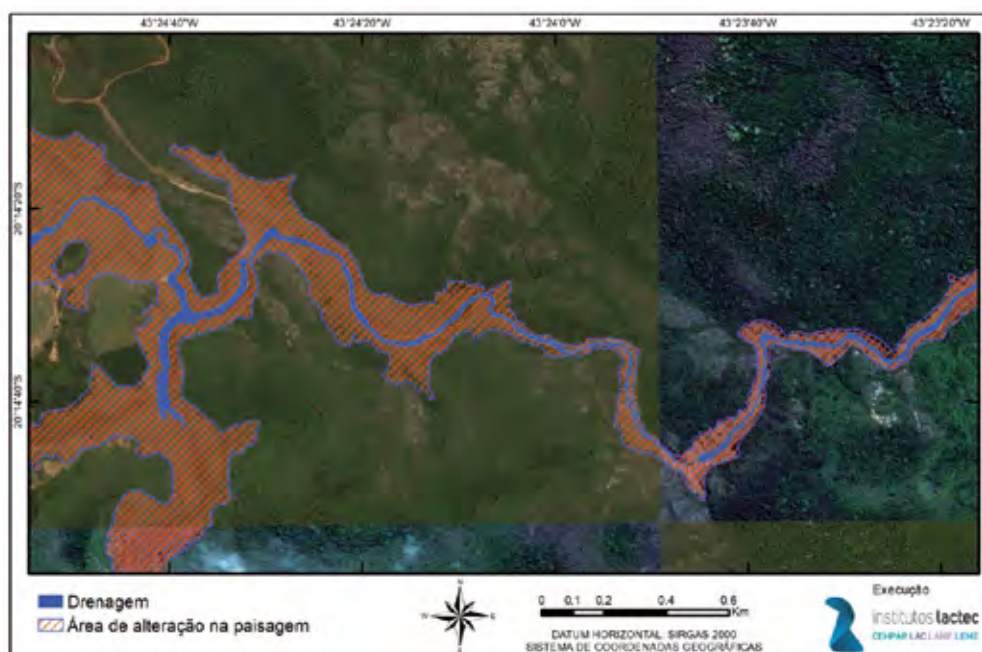
Os limites adotados para a caracterização das áreas onde houve alteração da paisagem referem-se aos limites da própria ADPL, apresentada no capítulo 6.3 do TOMO I – Contextualização.

A análise da alteração da paisagem foi realizada principalmente a partir das imagens orbitais descritas na Tabela 1 em escala de observação de 1:2.500. Nessa análise utilizou também a ortoimagem Arya, disponibilizada pela Fundação Renova, cuja resolução é de 5 cm e as imagens T0, T1 e T2 com resolução de 50 m. De modo complementar, foram realizadas vistorias técnicas em campo, nas quais foram realizadas a documentação fotográfica, registro das coordenadas e demais informações específicas de cada local visitado.

É importante enfatizar que essas áreas nas quais houve alteração na paisagem, caracterizam-se sobretudo por áreas de preservação permanente (APP).

No que se refere aos usos e ocupação dos solos presentes nas áreas onde foi identificada a alteração na paisagem (Figura 2), que conforme mencionado correspondem à APDL, estas informações estão igualmente discriminadas no capítulo 6.3 do TOMO I – Contextualização.

Figura 2 – Detalhe de uma área onde ocorreu alteração na paisagem na região situada logo após Bento Rodrigues a partir de imagem pós-desastre (dezembro de 2015)



Para os danos referentes à paisagem, a escala foi definida empiricamente por meio da área, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Descrição da escala de gravidade utilizada para o dano à paisagem

Categoria de dano	Definição
Pouco grave	Área afetada entre 0 e 10 hectares
Grave	Área afetada entre 10 e 1000 hectares
Gravíssimo	Área afetada acima de 1.000 hectares

2.1.1.2 Processos minerários

A partir do mapeamento da área de passagem e deposição da lama de rejeito (APDL) e da identificação dos processos minerários, cuja base foi obtida nos dados do Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE) (DNPM, 2017) e planos de informações apresentadas na Tabela 3, da Agência Nacional de Mineração (ANM), antigo Departamento Nacional de Pesquisas Minerais (DNPM), foram identificados os processos minerários até 2015, ano do rompimento da barragem de Fundão. A área de abrangência adotada na análise destes processos engloba toda a área afetada, desde a antiga barragem de Fundão até a foz rio Doce.

O mapeamento dessas áreas, referentes aos processos minerários afetados com a passagem e deposição da lama de rejeitos, teve como objetivo quantificar os segmentos dos processos minerários, bem como as substâncias requeridas para cada processo e sua respectiva fase a época do desastre. Cabe-se ressaltar que as definições dessas fases dos processos, se encontram detalhadamente descritas no relatório de linha-base (BRASIL (MPF)/Lactec, 2017a). Nessa metodologia foram considerados como a área do processo mineral afetado, apenas a região contida no interior do limite da APDL.

Tabela 3 – Base de dados utilizada no mapeamento dos processos minerários afetados com a passagem e deposição da lama de rejeito

DADO	ORIGEM	DATA / ANO	ESCALA / RESOLUÇÃO
Área de passagem e deposição da lama de rejeito (APDL)	LACTEC	2019	1:20.000
Imagem T0 (pré-desastre)	WorldView-2	2015	50 m
Imagem T2 (pós-desastre)	WorldView-2	2016	50 m
Processos Minerários	SIGMINE	Até o rompimento da barragem em 11/2015	Aprox. 1:10.000

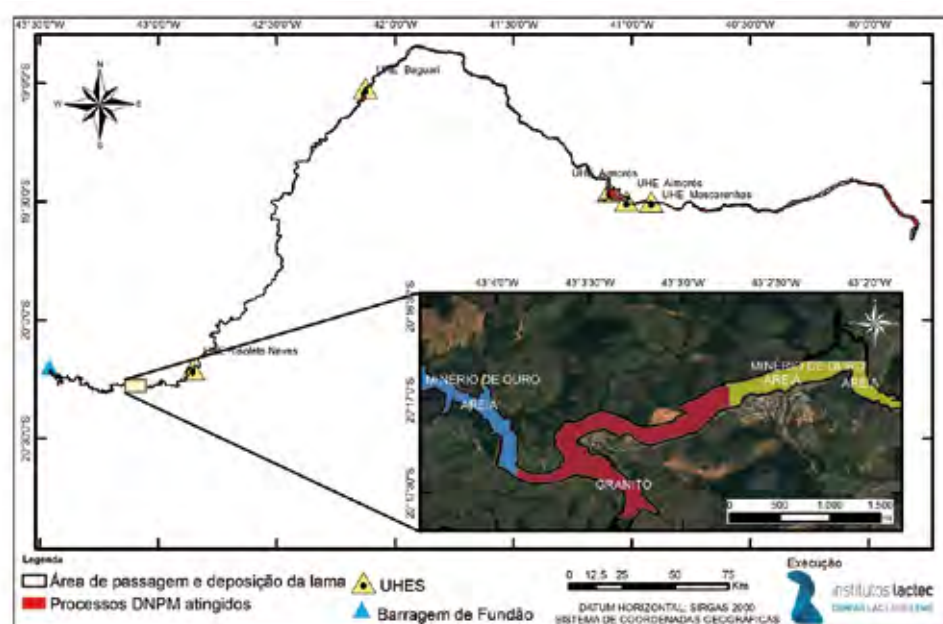
O processamento dos dados apresentados na Tabela 3, foi realizado no ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGis 10.6.1 com o sistema de projeção SIRGAS 2000 em coordenadas geográficas.

Nessa base de dados foram inseridos os polígonos com seus respectivos dados associados aos processos minerários do estado de Minas Gerais e Espírito Santo, que ao final foram combinados em um único arquivo. Com base nos limites da área de passagem e deposição da lama (APDL), foram identificadas as sobreposições com as áreas dos processos minerários. Com emprego da ferramenta “clip” do ArcGis, os vetores referentes aos limites desses processos, foram cortados e a área excedente, externa a APDL foi removida. Esse processo resultou em áreas contidas apenas no interior da APDL

que foram contabilizadas conforme a substância requerida, fase de processo e área resultante para cada um desses parâmetros analisados. A Figura 3 apresenta os limites da APDL, com os respectivos processos minerários atingidos, em uma região próxima à localidade de Barra Longa.

O cálculo final da área dos processos minerários atingidos levou em consideração apenas a porção afetada do respectivo processo, ou seja, foram desconsideradas as demais áreas nas quais não houve a passagem da lama de rejeitos (área fora do limite da APDL). A escala de gravidade para esse dano é apresentada na Tabela 4, que foi calculada, de forma empírica, com base na dimensão da área afetada.

Figura 3 – Processos minerários com as respectivas áreas afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeitos- detalhe de um segmento próximo a Barra Longa



Para os danos relativos aos processos minerários, a gravidade foi definida empiricamente por meio da área afetada.

Tabela 4 – Descrição da escala de gravidade utilizada para a área dos processos minerários afetada pela lama de rejeito.

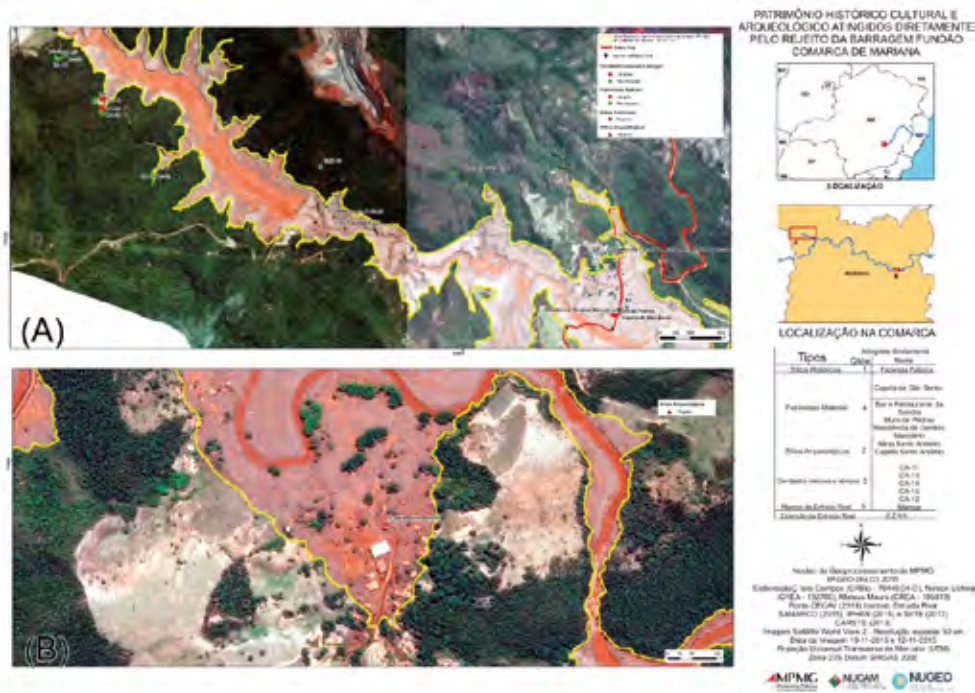
Categoria de dano	Definição
Pouco grave	Área afetada entre 0 e 10 hectares.
Grave	Área afetada entre 10 e 1000 hectares.
Gravíssimo	Área afetada acima de 1000 hectares

2.1.1.3 Feições subterrâneas

Para identificação e seleção das feições subterrâneas presentes ao longo do rio Doce e afluentes, foram utilizadas diversas bases de dados pré-existentis. Inicialmente foram selecionados os dados de cavidades disponíveis pelo ICMBIO / CECAV – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas, mais especificamente os dados do CANIE – Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas

e posteriormente os dados da Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico (2017), apresentados na Figura 4. Além de feições subterrâneas, o referido documento faz menção também a históricas minerações, consideradas como sítios arqueológicos. Dado sua relevância histórica e o fato de que estas antigas minerações serviam de abrigo para a biota subterrânea, estes locais também foram vistoriados pelas equipes do Lactec.

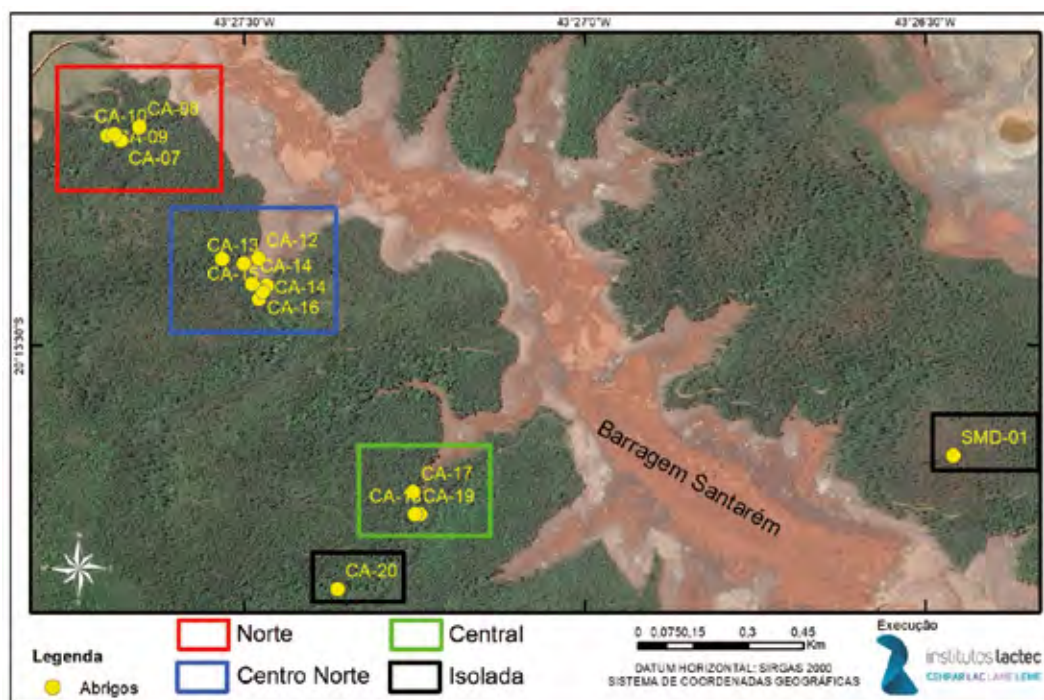
Figura 4 – Localização das cavidades/abrigos elencados como atingidos pelo rejeito – Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico (2017)



Embora não constem do cadastro do CANIE, face a necessidade de licenças ambientais, tanto para as áreas da lavra da Samarco, quanto as áreas previstas para alteamento da barragem de Santarém já haviam sido objeto de levantamentos espeleológicos, dentre os quais cabe-se destacar o relatório para atendimento ao auto de fiscalização – prospecção espeleológica, realizado pela Agroflor Engenharia e Meio Ambiente e o relatório de Topografia de cavidades e abrigos, realizado pela CARSTE, ambos executados em 2013, sendo um complementar ao outro. As cavidades mencionadas acima, situadas principalmente no entorno da barragem de Santarém, encontram-se descritas nestes relatórios e conforme mencionado, citadas no documento da Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico.

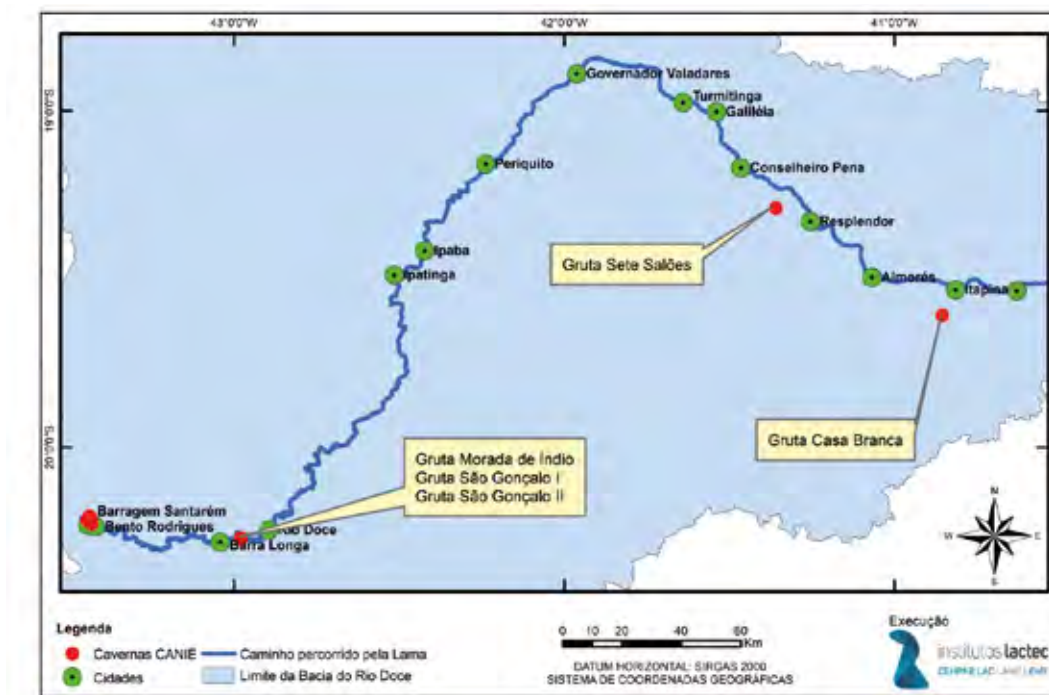
A localização dessas feições subterrâneas é apresentada na Figura 5. As mesmas foram subdivididas em agrupamentos de acordo com sua posição, a saber: Norte, Centro, Central e Isoladas.

Figura 5 – Localização das cavidades cadastradas no entorno da barragem de Santarém



Para as demais cavidades que ocorrem ao longo do rio Doce, foi realizada uma seleção, de acordo com o Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas (CANIE). Para essa seleção foram considerados critérios biológicos, socioambientais, arqueológicos e conforme graus de relevância, em uma distância de até 10 Km em relação aos limites definidos pela área e passagem da lama (APDL), conforme (Figura 6). Estas cavidades foram selecionadas visando a posterior realização de vistorias técnicas de campo para identificação de danos relacionados a passagem da lama de rejeitos.

Figura 6 – Localização das cavidades catalogadas pelo Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas (CANIE), vistoriadas pela equipe do Lactec



Fonte: Modificado de CECAV / CANIE (2017).

Conforme apresentado no relatório de Linha Base (Brasil (MPF)/Lactec, 2017a,b), os procedimentos para os levantamentos de campo seguiram as orientações padronizadas e preconizadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMbio) e CECAV (2009).

Adicionalmente, utilizou-se também dos critérios da Instrução de Serviço (IS) nº 08/2017 – MG – Procedimentos para análise dos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos e de atividades efetiva ou potencialmente causadoras de impactos sobre cavidades naturais subterrâneas (ASNOP, 2017). Essas orientações estabelecem diretrizes básicas para a realização de levantamento espeleológico.

Ao todo, foram realizadas três vistorias em campo com o objetivo de identificar eventuais danos ao patrimônio espeleológico e a antigas minerações subterrâneas de ouro. Os equipamentos utilizados nestes levantamentos consistiram do uso de GPS de navegação, trenas digitais a laser, clinômetro, bússola, martelo de geólogo, câmeras fotográficas com GPS integrado e tablet com a localização prévia das cavidades e demais níveis de informação de interesse para o projeto, tais como os mapas geológicos e as drenagens da região.

A gravidade do dano às feições subterrâneas foi classificada de acordo com o tipo de dano incidente, conforme indicado na Tabela 5.

Tabela 5 – Tipos de danos às feições subterrâneas associados à gravidade e tempo de recuperação

Tipo de dano	Gravidade	Tempo para recuperação
Soterrada / Alagada	Gravíssimo	Irreversível
Atingida	Grave	Reversível até 50 anos

2.1.1.4 Resíduos Sólidos

Resíduo sólido pode ser definido como todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2012). Uma vez gerados, os resíduos devem ser gerenciados por meio de reutilização, reciclagem, armazenamento, tratamento e/ou descarte. A maioria dos resíduos sólidos urbanos e resíduos não-perigosos são processados em Unidades de Triagem e Compostagem de Resíduos (UTC) ou Aterros Sanitários (EPA, 2019). Para resíduos perigosos, conforme classificação da NBR 10004/2004 a destinação final deve ser em aterros qualificados para resíduos perigosos ou através de incineração (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004).

Em seu artigo 13 alínea “k” do inciso I do *caput*, a Política Nacional de Resíduos Sólidos define resíduos de mineração como aqueles os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios. Estes resíduos incluem, principalmente os grandes volumes de materiais extraídos e movimentados durante uma atividade mineradora. Entre estes materiais, podemos classificá-los em função da sua origem no interior do processo minerário: materiais estéreis e rejeitos de mineração. Estéreis são os produtos provenientes da escavação das frentes de lava e, de forma geral, não possuem valor agregado, sendo estes dispostos em pilhas, enquanto que os rejeitos são os resíduos oriundos do beneficiamento das substâncias minerais, que podem conter, além de quantidades expressivas dos materiais minerários, outros produtos químicos utilizados nos processos de purificação do minério (BRASIL, 2018). Estes resíduos, de modo geral, podem ser pilhas de minérios pobres, estéreis, rochas, sedimentos, solos, aparas e lamas das serrarias de mármore e granito, as polpas de decantação de efluentes, as sobras da mineração artesanal de pedras preciosas e semipreciosas (principalmente em região de garimpos) e finos não aproveitados no beneficiamento. Os outros resíduos resultantes da operação das plantas de mineração são, em geral, os efluentes das estações de tratamento, os pneus, as baterias utilizadas nos veículos e maquinários, além de sucatas e resíduos de óleo em geral, cuja disposição se dá em locais e forma a eles adequados (INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO, 2016).

2.1.1.4.1 Área de Estudo

A área de estudo para resíduos sólidos compreende os municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado, mais precisamente nas áreas de passagem e deposição da lama por esses municípios e suas regiões adjacentes. Esta área foi determinada pois compreende os municípios atingidos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, locais os quais houve a deposição mais intensa de resíduos ao longo da margem dos corpos hídricos afetados. Nas demais localidades, à jusante da barragem da UHE Risoleta Neves, não foi evidenciado, conforme avaliação através de sensoriamento remoto, a disposição de uma quantidade significativa de resíduo oriundo do rompimento da barragem, quando comparado com o que ocorreu à montante da UHE. Além disso, devido à barragem da UHE, boa parte da ação mecânica responsável pela disposição foi reduzida, o que mudou a dinâmica da passagem da lama a jusante da UHE. Desta forma, para consolidar esforços na mensuração do dano nas áreas mais afetadas, foram selecionadas as localidades conforme visualizadas na Figura 7.

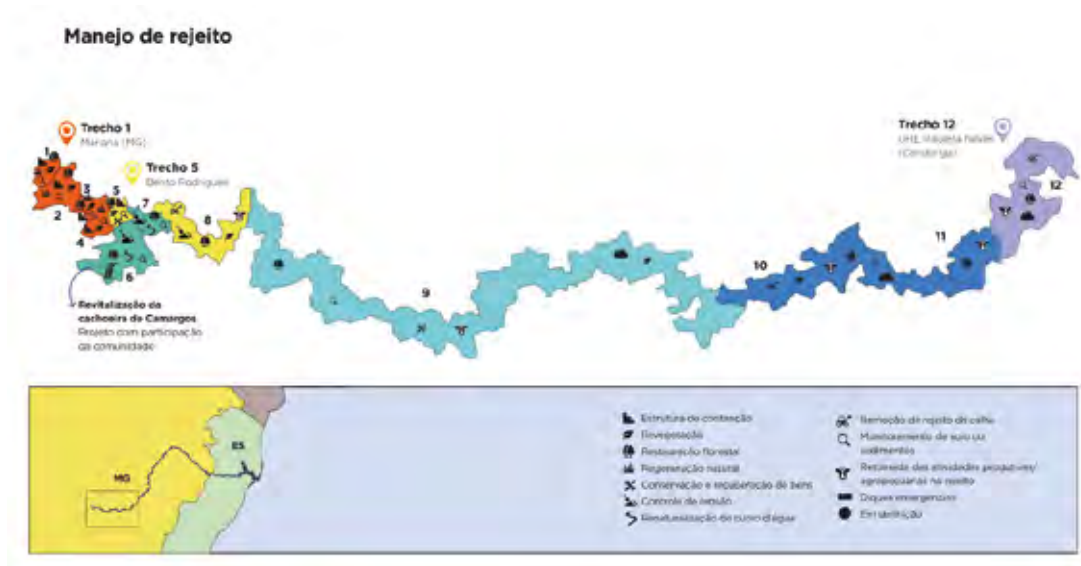
Figura 7 – Localização da Área de Estudo para avaliação de resíduos sólidos



Em função das tratativas realizadas após o desastre para remoção de parte do rejeito e retomada das atividades da hidroelétrica, diversas localidades abordadas pela área de estudo (sejam dentro da APDL ou não) foram mapeadas pela Fundação Renova como possíveis áreas de disposição de resíduo sólido gerado pelo rompimento da barragem.

A área de passagem da lama foi subdividida pela Fundação Renova em 17 trechos entre as cidades de Mariana - MG e Regência – ES. Dessa forma, a área de estudo a montante da UHE Risoleta Neves contempla os 12 primeiros trechos conforme demonstrado na Figura 8 e descrito na Tabela 6.

Figura 8 – Localização da Área de Estudo subdividida em 12 trechos



Fonte: Adaptado de CH2M (2017).

Tabela 6 – Subdivisão da Área de Estudo.

Área	Subtrechos
Área 1: Trecho de grande impacto do evento – Trecho de 1 a 5;	Trecho 1: Barragem do Fundão até o remanso do Reservatório de Santarém – Extensão: 1,2 km; Trecho 2: Reservatório de Santarém – Extensão: 2,5 km; Trecho 3: Barragem de Santarém até 1,2 km a jusante medidos ao longo dos cursos do córrego Santarém; Trecho 4: Reservatório do Dique S-3. Extensão: 1,2 km ao longo do córrego Santarém; Trecho 5: Dique S-3 e Dique S-4. Extensão: 1,9 km ao longo do córrego Santarém.
Área 2: Grande volume depositado em calhas e planícies e terraços aluvionares dos Rios Gualaxo, do Carmo e trecho inicial do Rio Doce – Trechos 6 a 11;	Trecho 6: Rio Gualaxo do Norte, a montante da foz do córrego Santarém. Extensão: 5,7 km no rio Gualaxo do Norte + 2,0 km no córrego “dos Camargos”. Trecho 7: Rio Gualaxo do Norte, desde a confluência do córrego Santarém. Extensão: 3,2 km. Trecho 8: PCH Bicas. Rio Gualaxo do Norte. Extensão: 58 km. Trecho 10: Rio do Carmo. Extensão: 25 km. Trecho 11: Rio Doce, até o Remanso do Reservatório de Candonga. Extensão: 5,8 km.
Área 3: Reservatório de Candonga, UHE Risoleta Neves – Trecho 12.	Trecho 12: Reservatório de Candonga, UHE Risoleta Neves. Extensão: 11 km.

Fonte: Adaptado de Nota Técnica IBAMA/SISEMA/IEMA Nº 002/2017.

Conforme descrito no Plano de Manejo de Rejeitos, algumas áreas foram pré-selecionadas ao longo de toda trajetória percorrida pela lama para servirem como possíveis áreas de disposição de rejeito. Segundo a Nota Técnica CT – GRSA nº13/2018, a vistoria realizada pelo IBAMA no trecho 9 tratou-se apenas de uma verificação e reconhecimento dos locais indicados, sem embasamento técnico para aprovação do processo de disposição de rejeitos. E reafirma que a disposição de rejeito em qualquer Área de Disposição de Material Excedente (ADME) mapeada no Trecho 9, só poderá ocorrer após o licenciamento/autorização do órgão ambiental municipal ou estadual. As possíveis áreas estão identificadas na Tabela 7.

Tabela 7 – Áreas de disposição e possíveis áreas de disposição.

Áreas	Área utilizada para disposição de rejeitos?	Trecho	Coordenadas: trabalho de campo	Coordenadas: NT 13/2018
AD1	Não	1 - 4	-	-
AD3	Não	1 - 4	-	-
ADME 04	Não	9	-	20°16'14"S 43°18'03"W
ADME 07	Não	9	-	-
ADME 08	Não	9	-	20°18'00"S 43°17'56"W
ADME 10	Não	9	20°17'51"S 43°11'37"W	-
ADME 09	Não	9	-	20°16'31"S 43°09'35"W
ADME 11	Não	9	-	Próximo a: 20°15'53"S 43°05'42"W
Aterro Fazenda Vista Alegre	Sim	9	20°17'14"S 43°4'11"W	-

Áreas	Área utilizada para disposição de rejeitos?	Trecho	Coordenadas: trabalho de campo	Coordenadas: NT 13/2018
Centro de Exposições	Sim	9	20°17'9,5"S 43°3'23,4"W	-
Campo de Futebol	Sim	9	20°17'0"S 43°2'43,5"W	-
Setor 4 e 5	Sim	10 - 12	20°12'12,34"S 42°52'39,31"W	--
Setor 8 e Fazenda Velho Soberbo	Sim	10 - 12	20°13'43,94"S 42°52'10,99"W	-

2.1.1.4.2 Análise crítica de documentos técnicos

Para o levantamento das informações que orientaram diversas avaliações deste trabalho, foram consultados diversos documentos técnicos produzidos entre os anos de 2016 e 2018, sejam eles de domínio público, sejam fornecidos pela Samarco ou Fundação Renova. A lista a seguir encontra-se a relação de notas técnicas, relatórios e planilhas.

IBAMA, ANA, ICMBio e Órgãos Ambientais do Estado de Minas Gerais e Espírito Santo:

- 1) IBAMA – NOTA TÉCNICA Nº 001/2016;
- 2) IBAMA - NOTA TÉCNICA 02001.000606/2016-36 CGMAM/IBAMA;
- 3) IBAMA – NOTA TÉCNICA 02015.000021/2016-67 GABIN/MG/IBAMA;
- 4) IBAMA – NOTA TÉCNICA 02015.000028/2016-89 GABIN/MG/IBAMA;
- 5) IBAMA/SISEMA – NOTA TÉCNICA Nº 001/2017;
- 6) IBAMA/SISEMA/IEMA – NOTA TÉCNICA Nº 002/2017;
- 7) IBAMA – Relatório Fase Hélio Operação Augias;

Câmaras Técnicas do Comitê Interfederativo (CIF):

- 1) NOTA TÉCNICA CT – GRSA Nº 06/2018;
- 2) NOTA TÉCNICA CT – GRSA Nº 08/2018;
- 3) NOTA TÉCNICA CT – GRSA Nº 13/2018;

Fornecidos pela Samarco / Fundação Renova:

- 1) Plano de Manejo de Rejeito – Revisão 01;
- 2) Volume 3 – Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito nos trechos 1 ao 4;
- 3) Volume 4 – Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito no Trecho 09 – Revisão 01;
- 4) Anexo II – Plano de Trabalho UHE Risoleta Neves – Candonga;
- 5) Laudo Técnico sobre a situação atual urbanística da sede do município de Barra Longa e do povoado de Gesteira associada às consequências decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão – Inquérito Civil Nº MPMG – 0521.15.000648-9;

2.1.1.4.3 Imagens orbitais e veículos aéreos

Para a obtenção de parte dos dados utilizados no decorrer deste estudo, utilizou ortoimagens orbitais dos satélites referentes aos períodos pré e pós-desastre, disponibilizadas pela Fundação Renova, conforme descrito a seguir:

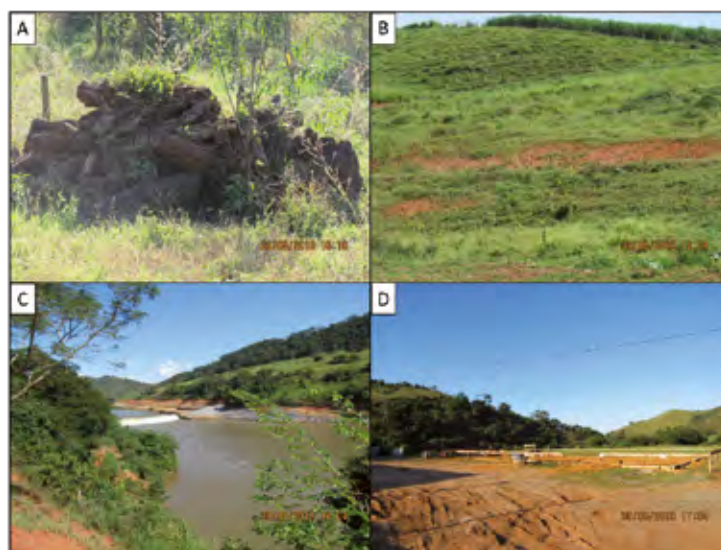
- T0: ortoimagens pré-desastre dos satélites KOMPSAT-3, SPOT-6, SPOT-7, WORDVIEW-2, WORDVIEW-3 com resolução espacial de 0,5m relativas aos meses de junho, julho e setembro de 2015;
- T1: ortoimagens pós-desastre dos satélites PLEIADES, SPOT-6, SPOT-7, WORDVIEW-2, WORDVIEW-3 com resolução espacial de 0,5m relativas aos meses de novembro, dezembro de 2015 e janeiro de 2016;
- T2: ortoimagens pós-desastre dos satélites WORDVIEW-2, WORDVIEW-3 e GEOEYE-1 com resolução espacial de 0,5m relativas aos meses de fevereiro e março de 2016.

O tratamento e análise dos dados foram realizados por meio dos softwares ArcMap 10.6 e QGIS 3.2. Adotou-se como SGR (Sistema Geodésico de Referência) o SIRGAS2000 e projeção cartográfica UTM (Universal Transversa de Mercator), para o fuso 23 sul.

2.1.1.4.4 Levantamento em Campo

Para melhor compreensão e identificação das movimentações dos resíduos e suas respectivas áreas de disposição dos rejeitos, durante o mês de maio de 2019 a equipe do trabalho esteve nas regiões estudadas. A Figura 9 exemplifica alguns locais avaliados em campo com algumas fotos obtidas durante as visitas. É importante ressaltar que, em virtude de o desastre ter ocorrido há quase quatro anos atrás, muitas das áreas avaliadas já estão com cobertura vegetal, dificultando assim, qualquer identificação ou conclusão em campo das atividades realizadas anteriormente.

Figura 9 – Imagens dos trabalhos em campo: (A) Pilha de madeiras próximas ao distrito de Pedras; (B) Área impactada no Aterro Fazenda Vista Alegre; (C) Barramento à montante da UHE Risoleta Neves e (D) Centro de Exposições de Barra Longa.



2.1.1.4.5 Classificação do dano

Para os danos referentes a resíduos sólidos, a Gravidade foi definida empiricamente através da área afetada pelos resíduos, conforme evidenciado na Tabela 8.

Tabela 8 – Descrição da escala de gravidade utilizada para a os danos referentes a resíduos sólidos

Pouco grave	Área afetada entre 0 e 10 hectares.
Grave	Área afetada entre 10 e 1000 hectares.
Gravíssimo	Área afetada acima de 1000 hectares

A avaliação da tendência e reversibilidade considerou o conjunto de ações emergenciais tomadas após o desastre e as demais atividades que estão em andamento nas áreas afetadas.

2.1.2 ALTERAÇÃO DA PAISAGEM

“A concepção de paisagem que a trata de forma integrada prevê a compreensão da estrutura, do funcionamento e da evolução a partir do entendimento das características de cada elemento natural, as relações entre si e as relações com a ação antrópica. Esta última é entendida pelas interferências do uso e ocupação que acabam por interromper, acelerar ou promover determinados processos” (MEZZOMO, 2010, p. 1).

“O processo de modificação na paisagem na região de Bento Rodrigues, em Mariana, a partir do rompimento da barragem de rejeitos da Samarco Mineração S. A., no dia 5 de novembro de 2015, também é oriundo de uma cadeia de processos de interferência físico-paisagística no relevo regional” (VERVLOET, 2016, p. 91).

Considera-se como consequência deste desastre, portanto, a perda irreversível de patrimônio natural, ecológico e paisagístico, bem como a interrupção de atividades socioeconômicas espacialmente desenvolvidas neste território. Sendo os danos à paisagem local remetidos principalmente às percepções humanas, individuais e coletivas.

É importante destacar que existem muitas definições para o conceito de paisagem e embora existam muitos enfoques, alguns elementos comuns permitem definir um método para seu estudo. Na geografia moderna, considera-se que a paisagem pode ser entendida como o produto das interações entre elementos de origem natural e humana, em um determinado espaço. Estes elementos de paisagem organizam-se de maneira dinâmica, ao longo do tempo e do espaço (MAXIMIANO, 2002). Não obstante, há um consenso entre as áreas da geociência de que a paisagem, embora tenha sido estudada sob ênfases diferenciadas, resulta da relação dinâmica de elementos físicos, biológicos e antrópicos.

“A Geomorfologia aplicada faz associações entre os aspectos físicos da paisagem correlacionando as suas transformações também a ação humana, viabilizando assim eficazes diagnósticos sócios ambientais, que podem ser relevantes indicativos para estudos direcionados para a sustentabilidade ambiental das paisagens” (SCALAMATO et al., 2019 p.2).

“Acréscem-se ainda os agentes endógenos, responsáveis por alterações significativas da paisagem. Os estudos das relações entre solos, geologia e superfícies geomórficas são importantes para a compreensão da ocorrência dos solos na paisagem, permitindo a predição dessa distribuição” (SANTOS et al., 2012, p. 1).

Desta forma, este dano procura descrever principalmente os efeitos do desastre ocorridos ao componente físico, mais especificamente àqueles correlacionados às alterações na superfície e suas relações com a paisagem. Os aspectos específicos, relacionados as alterações químicas, biológicas que envolvem os danos ocorridos na flora, na fauna, nos solos e nas águas, entre outros, dado o caráter multidisciplinar deste estudo, são tratados nos diferentes capítulos desse diagnóstico.

Estes danos físicos correspondem sobretudo a área atingida pela passagem e deposição da lama, ou APDL, que conforme descrito no TOMO I – Contextualização, corresponde a área onde houve erosão e posterior deposição em decorrência da passagem do fluxo de lama.

Nestas áreas, além da perda de biodiversidade ou mesmo de ecossistemas, houve a alteração física na paisagem, caracterizada por feições erosivas profundas e pela remoção de vegetação de solos e eventualmente até de rochas, alteração nas propriedades físicas e químicas da água e sedimentos e por fim de ações corretivas nas margens para conter a erosão e o aporte de rejeito acumulado nessas margens. Algumas dessas alterações são apresentadas na Figura 10 até a Figura 14.

Estas alterações afetaram também o patrimônio espeleológico e arqueológico, e os processos minerários em atividade ao longo do rio e as margens. As águas superficiais ficaram durante muito tempo avermelhadas devido à alta turbidez e tiveram obviamente sua qualidade comprometida. Em muitas áreas, principalmente nas planícies aluvionares, houve deposição de material sobre o solo e sobre a vegetação natural, formando novas camadas, constituídas pela mistura dos materiais transportados e principalmente pelos resíduos associados ao rejeito.

Figura 10 – Exemplo de alteração física na paisagem com remoção da vegetação e solos das margens, além de alteração na coloração e na qualidade da água. Foto de 13/11/2017



Figura 11 – Perda da biodiversidade, acúmulo de rejeito nas planícies aluvionares e supressão vegetal. É possível verificar a marca da altura que a lama atingiu e a presença de árvores mortas nestas áreas. Foto de 18/02/2018



Figura 12 – Alteração da morfologia fluvial com remoção de solos e vegetação das margens e marcante alteração na coloração, na qualidade da água e dos sedimentos. Fotos de 01/10/2018



Figura 13 – Alteração nas margens do rio com remoção de vegetação, solos e rochas e à direita local onde havia uma ponte histórica. Foto de 02/10/2018



Figura 14 – Alteração na paisagem em decorrência de obras de contenção posteriores ao desastre. À direita, é o reservatório do dique S4, que alagou o entorno do antigo subdistrito de Bento Rodrigues. Foto de 02/10/2018



Cabe novamente mencionar que não constam nessa descrição os danos socioeconômicos, cujas alterações na paisagem são muito mais drásticas e marcantes, dado que em alguns locais a lama invadiu as cidades, destruiu ruas, residências, escolas e praças. As pessoas, os animais e a natureza como um todo foram diretamente e irreversivelmente afetadas.

Uma parcela destes materiais depositados sobre canais de drenagens, estradas, pastagens, ruas e outros, foram gradativamente sendo removidos nos meses que se sucederam ao desastre. Dentre estes materiais, destaca-se sobretudo o próprio rejeito, mas também quantidades significativas de vegetação, galhos e troncos que foram arrancados e posteriormente depositados. A remoção e a deposição destes resíduos, muitas vezes em áreas não apropriadas, resultaram em novos danos, que afetaram a qualidade do ar (atmosférica), eventualmente da água e novamente da paisagem, já que formaram pilhas de materiais que antes não existiam ali.

Destaca-se que o dano à paisagem foi muito mais acentuado no Compartimento 1, que engloba também os afluentes Gualaxo do Norte e Carmo. Ao longo desses rios, houve intensa remoção e deposição de rejeitos, já que em vários locais o fluxo de lama extravasou a calha. Nos Compartimentos 2 e 3, embora menos expressivos, os danos à paisagem foram igualmente notados. Houve significativa alteração na água e expressiva mortandade de peixes. Em muitas áreas de planícies e nas ilhas fluviais, houve deposição dos rejeitos, afetando afluentes e lagoas. Todo este material, transportado pelo rio após o desastre, chegou à foz do rio Doce e adentrou o oceano na forma de uma extensa pluma de sedimentos, alterando também as condições na costa e no ecossistema marinho.

Saadi e Campos (2015) fazem referência ao desastre do rompimento da barragem de Fundão como uma sequência de avalanches de lama que promoveu um rastro de destruição de vidas humanas e bens patrimoniais. Para esses autores, a onda de lama trata-se de uma corrente fluvial de altíssima turbidez, que percorreu o fundo do vale até alcançar a UHE Risoleta Neves, removendo e/ou destruindo tudo o que se encontrava no canal, terraços e encosta que constituem as margens das drenagens afetadas (Figura 15).

Figura 15 – Margens do rio Gualaxo do Norte com intensa alteração na paisagem em decorrência da passagem e deposição da lama de rejeito.



Fonte: Defesa Civil (SAADI; CAMPOS, 2015).

A fim de correlacionar com a geomorfologia e resumir as principais alterações associadas à paisagem, apresenta-se na Figura 16, o perfil longitudinal geológico-geomorfológico ao longo do rio e as principais alterações por compartimentos descritos na Tabela 9 até a Tabela 12.

Figura 16 – Perfil geológico-geomorfológico realizado ao longo do perfil do rio afetado pela lama de rejeito

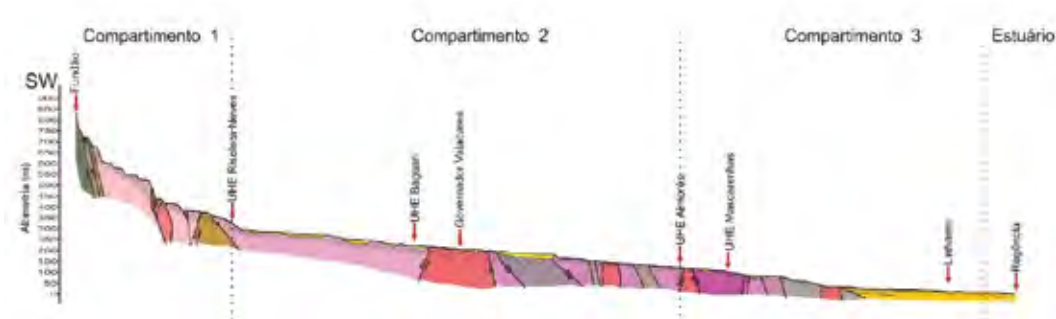


Tabela 9 – Caracterização do Compartimento 1 e alterações associadas

Compartimento 1 - Desnível topográfico de aproximadamente 500 m	
Caracterização	Alterações
• Presença de vales encaixados com perfil em “V”, associados a alta declividade; • Topografia acentuada, caracterizada pela presença de serras e cristas; • Áreas com afloramentos rochosos; • Dominam os processos erosivos sobre os de deposição. • Áreas de planície são restritas a quebras no relevo e curvas no rio.	• Ocorreram processos erosivos acentuados, com remoção da vegetação, de solos e localmente rochas; • Depósitos expressivos de rejeitos em áreas de planícies, principalmente em remansos, onde houve o retorno no fluxo para dentro de drenagens afluentes; • Remobilização de sedimentos de fundo e alterações significativas na qualidade da água; • Perda de biodiversidade e ecossistemas inteiros; • Alagamentos e destruição do patrimônio espeleológico, arqueológico e de processos minerários em atividade; • Parte significativa do fluxo de lama foi retido na UHE Risoleta Neves; • Geração de grandes quantidades de resíduos, principalmente rejeito e vegetação (troncos de árvores). Depositadas de forma inadequada.

Tabela 10 – Caracterização do Compartimento 2 e alterações associadas

Compartimento 2 - Desnível topográfico de aproximadamente 200 m	
Caracterização	Alterações
• Declividades morfológicas menos acentuadas, vales apresentam perfil ligeiramente mais abertos, transição de “V” para “U”; • Dominam morros com topos arredondados; • Sinuosidade do rio é mais acentuada; • Embora os processos erosivos ainda sejam dominantes, há quebra de gradiente hidráulico, e consequentemente há deposição de sedimentos.	• O fluxo de lama ficou restrito a calha do rio, entretanto afetou ilhas fluviais e áreas de proteção ambiental; • Houve expressiva mortandade de peixes e alterações significativas na qualidade da água, associada a alta turbidez, aumento de sólidos em suspensão e baixa disponibilidade de oxigênio.

Tabela 11 – Caracterização do Compartimento 3 e alterações associadas

Compartimento 3 - Desnível topográfico de aproximadamente 100 m	
Caracterização	Alterações
• Topografia suave a plana. Rio apresenta vales em forma de U” aberto. Rio em seu estado Senil; • Alguns segmentos do rio apresentam-se de forma meandrante; • Dominam os processos de deposição sobre os de erosão. Presença de bancos de areia, ilhas fluviais e lagoas;	• Alteração significativa da água devido à alta turbidez. Entrada do fluxo de lama em algumas lagoas. Neste Compartimento houve deposição de rejeito nas margens e ao longo do canal praticamente até a foz do rio Doce, no distrito de Regência.

Tabela 12 – Caracterização do Compartimento 4 e 5 e alterações associadas

Compartimento 4 e 5 – Estuário, Zona Costeira e Marinha	
Caracterização	Alterações
• Topografia suave a plana. Rio apresenta vales em forma de U" aberto. Rio em seu estado Senil; • Dominam os processos de deposição sobre os de erosão. Presença de bancos de areia, ilhas fluviais e lagoas; • Há influência de maré e da cunha salina; • Estuário – delta do rio Doce.	• Chegada da pluma na região costeira. Alteração significativa da coloração e da qualidade da água; • Mudança de salinidade favoreceu a precipitação / deposição de uma série de elementos sobre os sedimentos marinhos, juntamente com uma fina camada de rejeito; • Ecossistema marinho e biodiversidade associada sofreram grandes alterações.

Os exemplos apresentados nas Figura 17, Figura 18, Figura 19 e Figura 20, mostram áreas onde ocorreu intensa alteração na paisagem, associada à remoção da vegetação, solos e eventualmente rochas, devido ao impacto da avalanche da lama de rejeito.

Figura 17 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de vegetação, solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 1

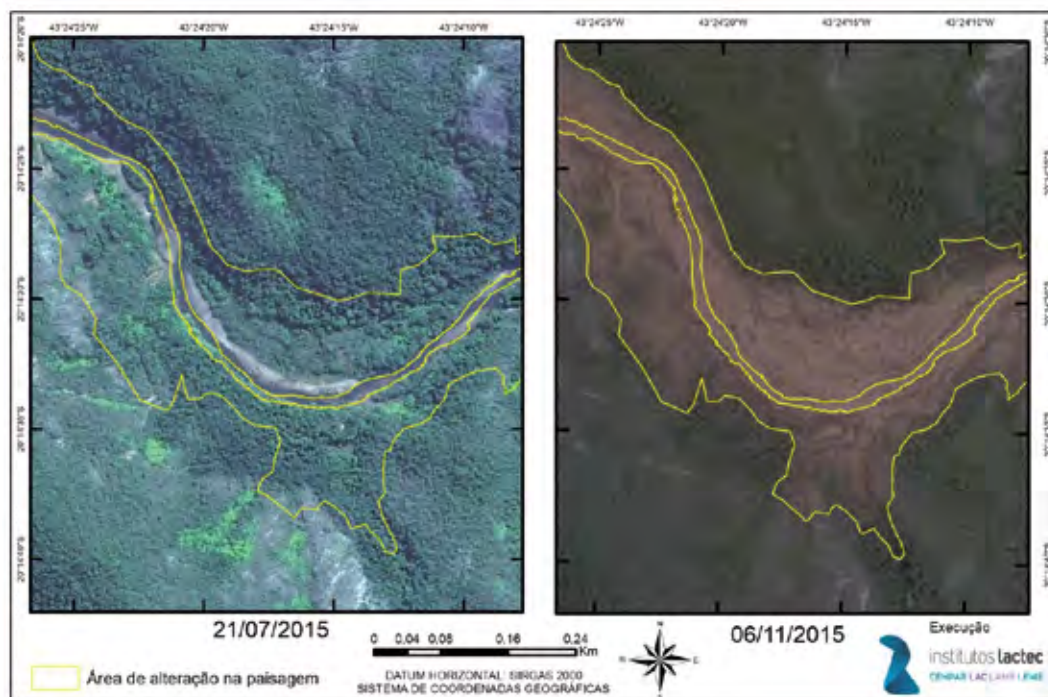


Figura 18 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 2

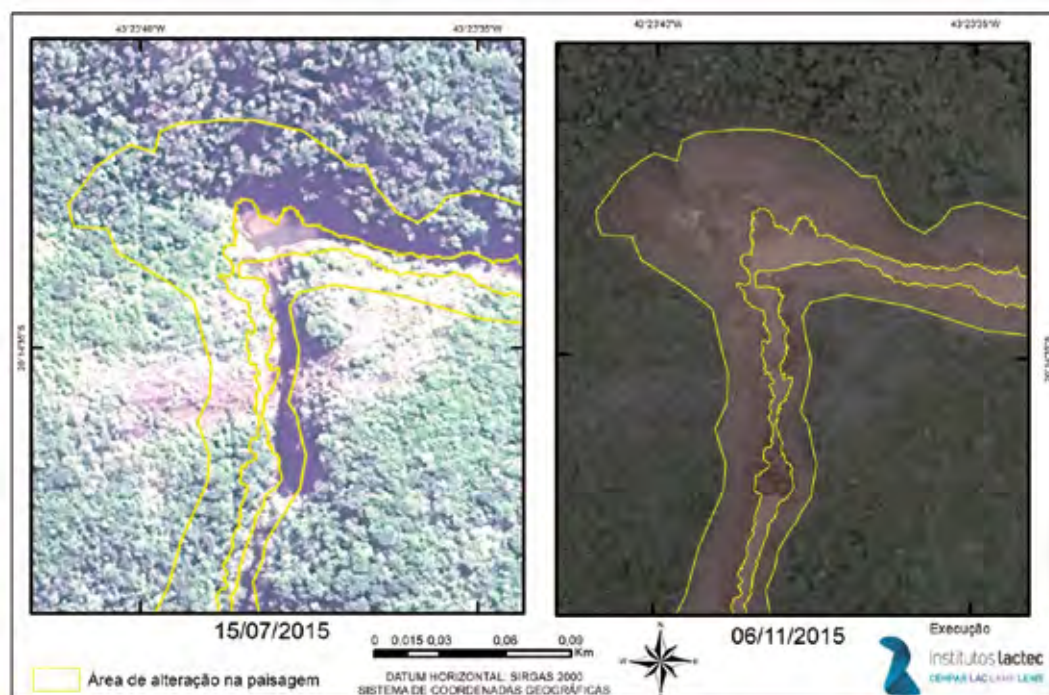


Figura 19 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de vegetação, solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 3

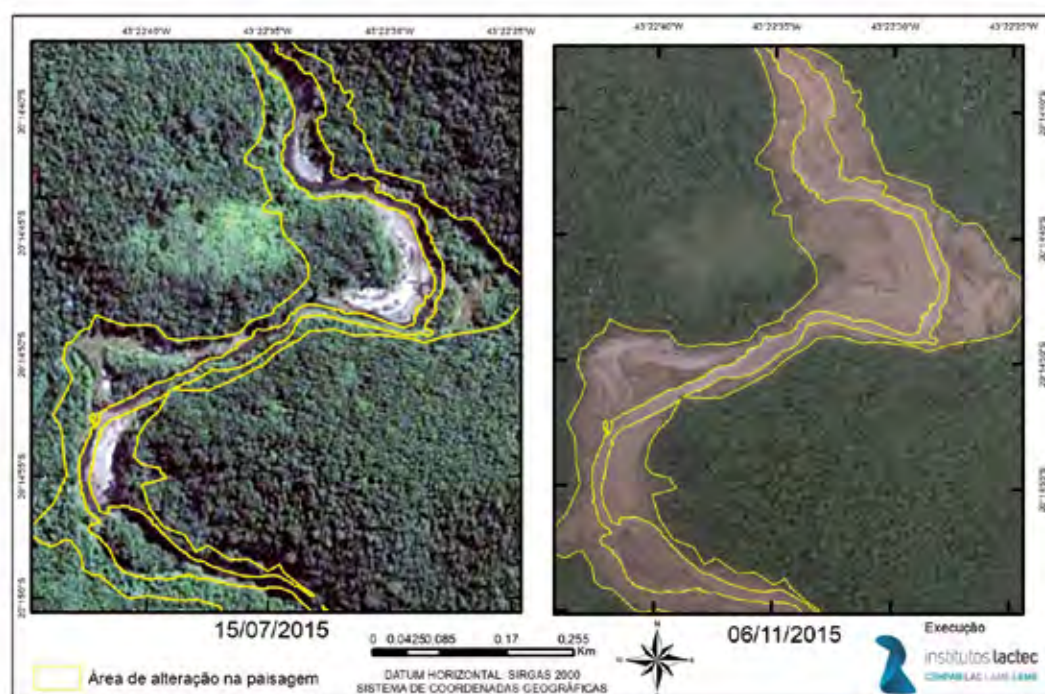
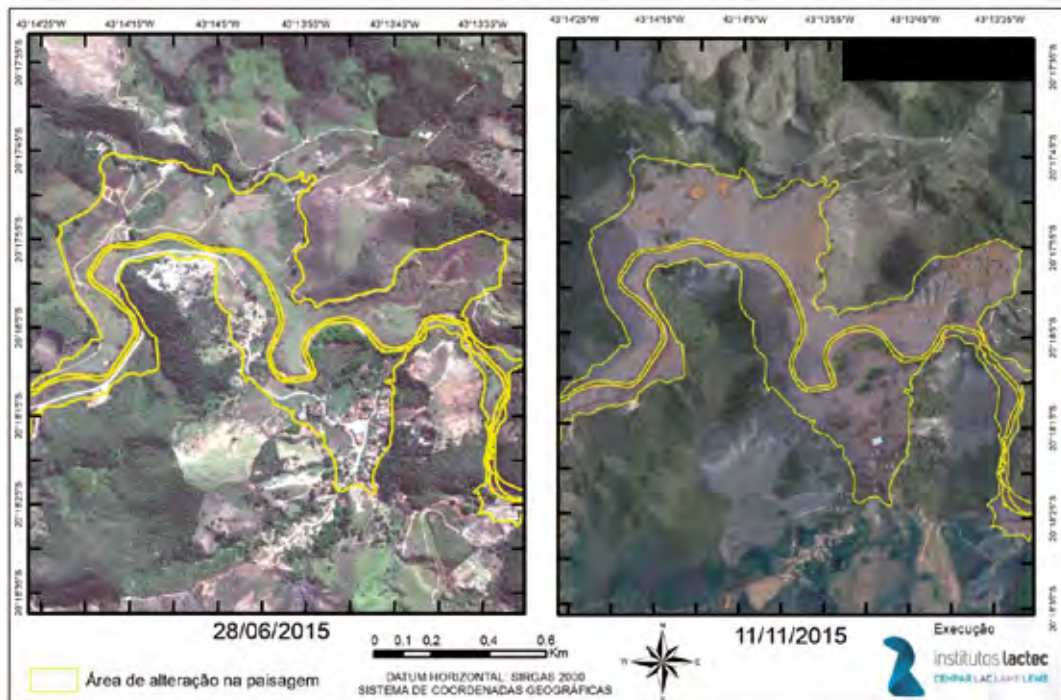


Figura 20 – Exemplo de locais onde ocorreram remoção de vegetação, solos e rochas – comparação entre imagens aéreas pré e pós-desastre. Área 4



Para a escala de gravidade do dano da alteração da paisagem, de acordo com a metodologia proposta, apresentada na (Tabela 2), cuja área, conforme mencionado, corresponde a APDL em um total de 28.082,34 hectares, as quais representam as alterações mais severas causadas pelo rompimento da barragem de Fundão. Sendo assim esse dano é classificado como gravíssimo por apresentar área afetada acima de 5.000 hectares nos compartimentos 1, 2 e 3 e com tendência a reduzir. Quanto a sua reversibilidade, foi considerado parcialmente reversível.

2.1.3 DANOS EM FEIÇÕES SUBTERRÂNEAS

Durante as atividades de levantamentos descritas neste relatório, foram vistoriadas 15 feições subterrâneas (cavidades / abrigos), nas proximidades da barragem de Santarém e 5 cavidades cadastradas pelo CANIE, localizadas ao longo do rio Doce. Além destas feições subterrâneas naturais, foram vistoriadas também 2 antigas minerações de ouro.

Cabe-se ressaltar que, no que se refere as feições situadas nas proximidades da barragem Santarém, 3 delas não puderam ser vistoriadas devido a presença de abelhas (CA-07, CA-09 e CA-10). Para estes casos a Samarco forneceu fotos e dados pré-existent, que foram utilizados de forma comparativa para análise dos danos.

Ainda com relação a essas feições situadas no entorno da barragem de Santarém, destaca-se que as mesmas ocorrem predominantemente em rochas xistosas, localmente intercaladas a filitos. O abrigo SMD-01 ocorre em canga (crosta ferrugionosa), conforme apresenta o mapa geológico da Figura 21. Considerando que não ocorrem rochas carbonáticas, em nenhuma das cavidades foram observados desenvolvimentos significativos e a presença de espeleotemas ou feições típicas de dissolução, caracterizando assim a ausência de feições cársticas. As fotos da Figura 22, mostram o aspecto

geral dessas cavidades que não são constituídas de rochas carbonáticas, não apresentam espeleotemas e os desenvolvimentos são bastante restritos.

Figura 21 – Mapa Geológico do entorno da Barragem de Santarém na escala 1:25.000, com a localização das cavidades cadastradas. Mapa modificado de CPRM (1994)

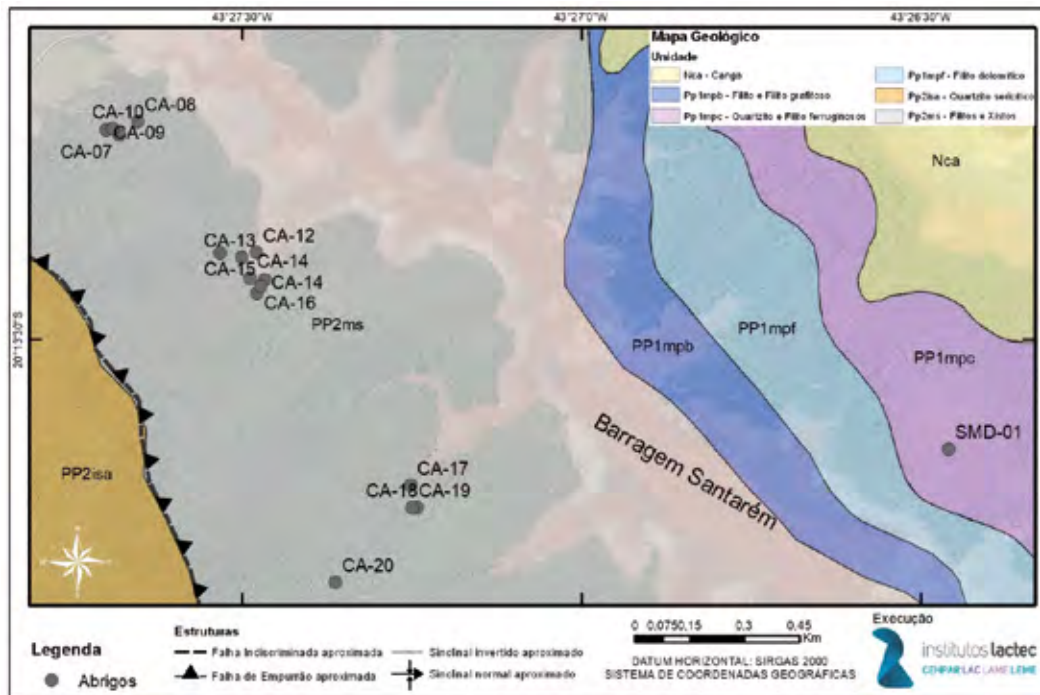


Figura 22 – Aspecto geral das feições subterrâneas vistoriadas pela equipe do Lactec no entorno da barragem de Santarém





A Tabela 13 e a Tabela 14 apresentam um resumo das cavidades vistoriadas, eventuais danos associados e considerações finais do Lactec referentes à classificação das feições subterrâneas. Importante destacar que embora essas feições subterrâneas constem como cavidades na descrição dos relatórios elaborados para o alteamento da barragem de Santarém, conforme indicado no relatório de Linha-Base (BRASIL (MPF)/Lactec, 2017a), de acordo com a instrução normativa (IS nº 08/2017 – MG), 4 delas não se enquadram na classificação, pois não atendem as convenções espeleométricas, sendo portanto consideradas apenas como afloramentos rochosos.

Destas 15 feições subterrâneas vistoriadas no entorno da Barragem de Santarém, 9 delas foram total ou parcialmente afetadas pela lama de rejeitos. Considera-se parcialmente aquelas que o fluxo apenas passou ou permaneceu por poucos dias após o desastre. Ao contrário, àquelas que permaneceram alagadas, foram consideradas como totalmente afetadas.

Tabela 13 – Tabela resumo das feições subterrâneas vistoriadas e avaliação dos danos

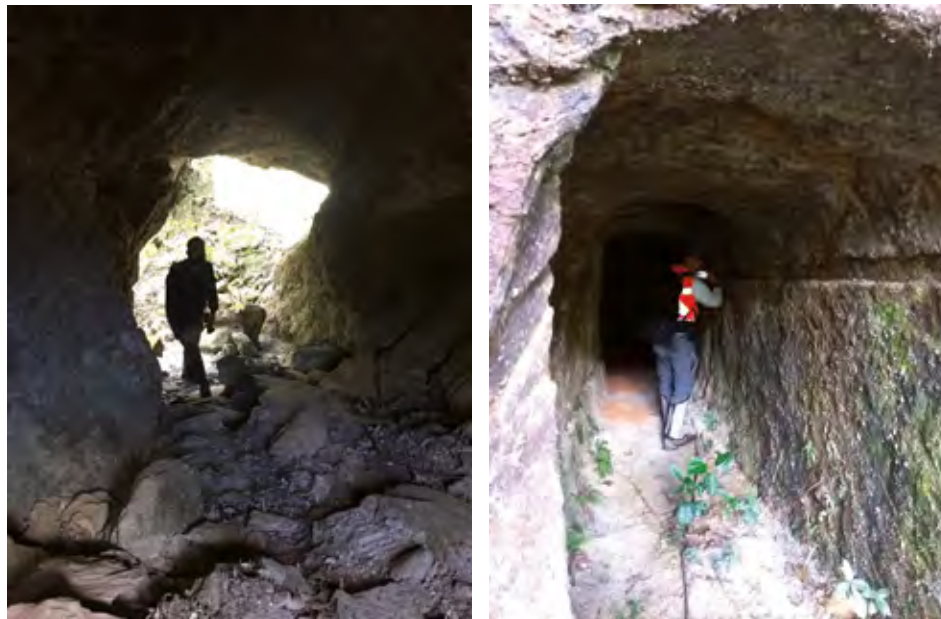
GRUPO	DENOMINAÇÃO	UTM E -LACTEC	UTM N-LACTEC	AVALIAÇÃO	CONSIDERAÇÃO FINAL
Norte	CA-07	Não vistoriada	Não vistoriada	Atingida	Desconsiderada
	CA-08	660788	7763464	Atingida	Abrigo
	CA-09	Não vistoriada	Não vistoriada	Atingida	Abrigo
	CA-10	Não vistoriada	Não vistoriada	Atingida	Abrigo
Centro Norte	CA-11	660996	7763105	Atingida	Desconsiderada
	CA-12	661089	7763106	Soterrada	Cavidade
	CA-13	661052	7763092	Atingida	Desconsiderada
	CA-14	661110	7763031	Atingida	Cavidade
	CA-15	661100	7763015	Atingida	Abrigo
	CA-16	661090	7762996	Atingida	Abrigo
Central	CA-17	661479	7762470	Atingida	Abrigo
	CA-18	661495	7762409	Atingida	Desconsiderada
	CA-19	661482	7762409	Atingida	Desconsiderada
ISOLADA	CA-20	661283	7762209	Não atingida	Abrigo
ISOLADA	SMD-01	662860	7762556	Não atingida	Abrigo

Tabela 14 – Tabela resumo das demais feições subterrâneas vistoriadas e avaliação dos danos

ÁREA	DENOMINAÇÃO	UTM E -LACTEC	UTM N-LACTEC	AVALIAÇÃO
DEMAIS CAVIDADES CADASTRADAS NO CANIE E ANTIGAS MINERAÇÕES	Fábrica Nova / Mina Santo Antônio	663084	7761110	Soterrada
	Casa Branca	621006	7764110	Não atingida
	Morada do índio	710987	7757101	Não atingida
	São Gonçalo I	711020	7757311	Não atingida
	São Gonçalo II	711017	7757067	Não atingida
	Mina Ouro Fino	664696	7762649	Não atingida
	Sete Salões	252070	7865474	Não atingida

No que se refere as antigas minerações de ouro, acervadas pela Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico (2017), foram realizadas vistorias em duas delas – Mina Santo Antônio (Fábrica Nova) e Mina Ouro Fino, conforme as fotos da Figura 23.

Figura 23 – Aspecto geral das galerias da antiga mineração Ouro Fino que não foi atingida pela lama de rejeito



Em referência a antiga mineração Santo Antônio, verifica-se que ela foi completamente soterrada pelas obras que foram realizadas para o alteamento da barragem de Santarém – não foram sequer identificados vestígios da existência dessa antiga mineração, pois atualmente no local encontram-se as bermas do talude de jusante da referida barragem. Quanto a Mina Ouro Fino, não foram identificados indícios da chegada ou influência da lama nessa antiga mineração. Maiores detalhes referentes a estes bens arqueológicos podem ser encontrados no TOMO V – Patrimônio Cultural, especificamente no volume de bens arqueológicos.

Conforme mencionado e de acordo com a metodologia adotada, para as cavidades CA-12, CA-16 e a Mina Santo Antônio o dano foi considerado gravíssimo e irreversível, já que estas permaneceram alagadas após o desastre. Já para as demais feições o dano foi considerado grave em função do fato da lama de rejeito apenas ter passado por elas. Houve deposição de rejeito, mas as cavidades e/ou abrigos não ficaram permanentemente alagadas, pois situam-se em cota topográfica ligeiramente mais elevada. A flora e fauna destes ambientes, quando da passagem da lama, sofreram danos evidentes, entretanto, verificou-se condições para o retorno de sua ocupação, como é o caso da CA-14, na qual foram avistados morcegos e anfíbios.

Na sequência são explanadas as considerações para cada feição e posteriormente ao texto são apresentadas as imagens das feições subterrâneas que foram afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeitos.

A feição SMD 01 é a única feição que ocorre em canga (crosta ferruginosa). Embora não apresente relevância significativa, foi mantida a classificação original de abrigo. Não apresenta espeleotemas e o desenvolvimento é de apenas 2,5 m e não foi atingida pela lama de rejeito (Figura 24).

A feição CA-07 é classificada como cavidade e não vistoriada devido à presença de abelhas. As fotografias da Figura 25 foram fornecidas pela Carste / Samarco. Foi mantida a classificação original. De acordo com a cota e limites da área afetada, esta cavidade foi atingida pela lama de rejeito.

O abrigo denominado CA-08 é uma feição em rochas xistosas e filitos. Não apresenta espeleotemas nem grau de relevância significativo. Foi observado a presença uma plântula (B), provavelmente associada a presença de morcegos, já que deve ter geminado a partir dos excrementos destes animais. Foi atingida pela lama de rejeito (Figura 26).

A feição subterrânea CA-09. Caverna não vistoriada devido à presença de abelhas. As fotografias da Figura 27 foram fornecidas pela Carste / Samarco. Foi mantida a classificação original. De acordo com a cota e limites da área afetada, esta caverna foi atingida pela lama de rejeito.

Feição subterrânea CA-10 foi classificada como abrigo e não vistoriada devido à presença de abelhas. As fotografias da Figura 28 foram fornecidas pela Carste / Samarco. De acordo com a cota e limites da área afetada, esta caverna foi atingida pela lama de rejeito.

Cabe-se ressaltar, entretanto, que a feição CA-11 trata-se apenas de um bloco de rocha abatido (xisto) e que não está in situ. Este bloco não se enquadra nos critérios para definição de cavernas e abrigos, e embora tenha sido atingido pela lama do rejeito, foi considerado como caverna ou abrigo (Figura 29). A feição CA-12, atualmente encontra-se alagada, conforme imagem da Figura 30. As fotografias fornecidas pela Samarco, anteriores a elevação da cota da Barragem de Santarém, imagens B, C, D e E da Figura 30, permitem identificar uma pequena caverna formada em rocha xistosa, com ausência de espeleotemas e com grau de relevância baixo. De acordo com as plantas baixas, fornecidas pela Samarco, o desenvolvimento dessa caverna era da ordem de 5,0 m.

A feição CA-13, apresentada na Figura 31, trata-se um bloco de rocha abatido (xisto), assim como a CA-11 e não está in situ. Não apresenta espeleotemas e não se enquadra nos critérios para definição de cavernas e abrigos. Embora tenha sido atingido pela lama do rejeito, foi considerado como caverna ou abrigo.

A feição CA-14, apresentada na Figura 32, foi classificada como caverna, apresenta um desenvolvimento de 5,0 metros e é formada devido ao desabamento de blocos segundo o plano da foliação em rocha xistosa. Não possui espeleotemas e foi atingida pela lama de rejeito. Nessa caverna foram registradas espécies cavernícolas. As espécies encontradas na zona de entrada são visitantes ocasionais que oportunamente utilizam a caverna como abrigo em parte de seu ciclo de vida. Se incluem nesta situação algumas espécies de aranhas e mariposas. O anfíbio (*Rhinella sp*) encontrado deve utilizar o local como abrigo eventual, uma vez que a caverna está próxima a um corpo hídrico (Figura 32).

Além destas espécies da zona de entrada, foram observados dentro da caverna (zona de penumbra/afótica) 8 indivíduos de morcegos da espécie *Desmodus rotundus*. O morcego vampiro *Desmodus rotundus* (E. GEOFFROY, 1810) é a espécie hematófaga mais comum e abundante conhecida. A pelagem é bastante macia, geralmente cinza brilhante, podendo apresentar também tons avermelhados, dourados ou alaranjados. *D. rotundus* é frequentemente encontrado em área de criação de animais como gado, por preferirem o sangue de mamíferos de grande porte. Áreas de pastagem, além de reduzirem a variedade das fontes de alimento de outras espécies de morcegos, como néctar, frutos e insetos, ainda favorecem o aumento no número de morcegos hematófagos, fato esse negativo tanto pelo desequilíbrio provocado, quanto pelo risco de contaminação pelo vírus da raiva, já que estes morcegos são potenciais transmissores da doença (BERNARD, 2005). Esta espécie é frequentemente capturada em áreas abertas, floresta fragmentada ou contínua (SIMMONS e VOSS 1998).

Estrada e Coates-Estrada (2002), sugerem que a espécie utiliza áreas florestais como abrigo e/ou *stepping stones* quando da busca por alimento em áreas de pastagens. Bianconi et al. (2006) corroboram essa ideia com dados de marcação-recaptura obtidos para fragmentos florestais. Sua associação com ambientes antropizados deve-se ao fato dessas áreas disponibilizarem estoques vivos para a alimentação, como criações de caprinos, suínos e bovinos (AGUILAR, 2007). É considerado um dos principais vetores de transmissão do vírus rábico, sendo, por este motivo, alvo de campanhas intensas de extermínio para o controle da zoonose (BREDT, 1996). Abriga-se em buracos de árvores, mas preferem utilizar cavernas, onde chegam a formar colônias grandes, com dezenas de indivíduos (GREENHALL et al., 1983).

A feição CA-15 é nitidamente de um afloramento rochoso paralelo a drenagem no qual os processos erosivos provocaram o solapamento da base, sobretudo facilitado pelos planos de foliação (Figura 33). Não constitui ambiente espeleológico propriamente dito e não adequa ao conceito do fechamento de um plano 0, sendo assim classificada apenas como abrigo.

A feição CA-16, igualmente a CA-15, trata-se de um afloramento rochoso paralelo a drenagem, na qual os processos erosivos provocaram o solapamento da base, sobretudo facilitado pelos planos de foliação, criando assim um abrigo. Não constitui ambiente espeleológico propriamente dito e não se adequa ao conceito do fechamento de um plano 0, sendo classificada apenas como abrigo. Quanto à avaliação bioespeleológica, foi notada a presença de aracnídeos (Figura 34).

A feição CA-17, classificada como abrigo, encontra-se atualmente alagada, como pode ser visto pelas imagens C e D da Figura 35. Ainda na Figura 35, as imagens A e B foram fornecidas pela Samarco e mostram como era a feição anterior ao alteamento da cota da Barragem de Santarém.

Quanto a CA-18, essa feição não se caracteriza como cavidade ou abrigo. Não constitui ambiente espeleológico, não atende aos critérios espeleométricos e também não fecha um plano 0. Trata-se apenas de um afloramento rochoso que sofreu erosão na sua base e que devido à foliação marcante cria um plano “negativo”. Esse afloramento foi atingido pela lama de rejeito, conforme mostra a Figura 36.

A feição CA-19, também não se caracteriza como cavidade ou abrigo (Figura 37). Não constitui ambiente espeleológico e não fecha um plano 0. Igualmente trata-se de um afloramento rochoso que sofreu erosão na sua base e que devido à foliação marcante cria um plano “negativo”. Esse afloramento foi atingido pela lama de rejeito.

A Fábrica Nova, chamada também como Mina Santo Antônio, é caracterizado por um antigo sítio arqueológico correspondente às áreas da mineração Fábrica Nova. Atualmente, conforme já mencionado o local encontra-se totalmente descaracterizado pelas bermas do talude construído à jusante da barragem de Santarém, conforme a Figura 38.

Figura 24 – Feição subterrânea SMD 01



A



B



C



D

Figura 25 – Feição subterrânea CA-07



A



B



C



D

Figura 26 – Feição subterrânea CA-08



A



B



C



D

Figura 27– Feição subterrânea CA-09



A



B



C

Figura 28 – Feição subterrânea CA-10



A



B



C



D

Figura 29 – Feição subterrânea CA-11



A – Detalhe da presença de rejeito



B – Detalhe da parte inferior do bloco



C – Bloco de rocha sobre a drenagem. Não está in situ

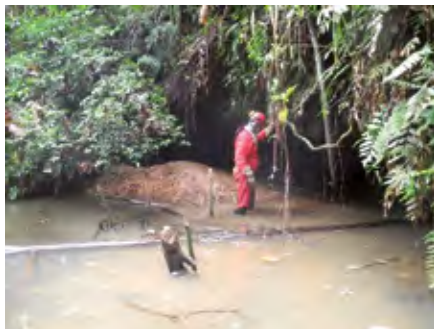


D – Visão geral da parte inferior do bloco

Figura 30 – Feição subterrânea CA-12



A – Fotografia atual, obtida pela equipe do Lactec, na posição onde encontra-se a cavidade CA-12



B – Samarco (26/02/2015). Visão geral. Cavidade atualmente alagada



C - Samarco (26/02/2015). Visão geral. Cavidade atualmente alagada



D - Samarco (26/02/2015). Visão geral do interior da cavidade. Atualmente alagada



E - Samarco (26/02/2015). Visão da abertura da cavidade. Atualmente alagada

Figura 31 – Feição subterrânea CA-13



A – Visão geral do bloco de rocha



B – Bloco de rocha abatido



C – Visão da parte inferior do bloco de rocha



D – Visão geral. Bloco de rocha, não está in situ

Figura 32 – Feição subterrânea CA-14



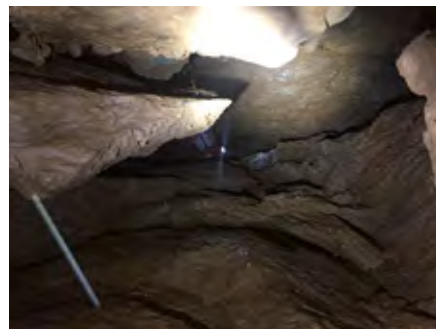
A – Visão geral da abertura



B – Pequeno "salão" no interior



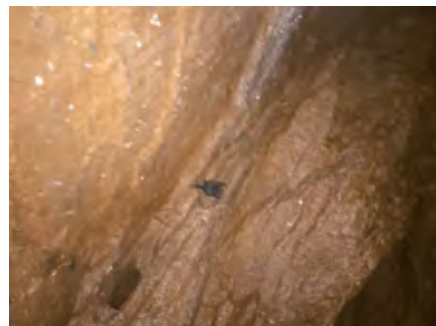
C – Visão geral da abertura



D – Detalhe do interior



E – Presença de anfíbio (*Rhinella* sp)



F – Presença de morcego



G – Presença de mariposa

Figura 33 – Feição subterrânea CA-15



A – Visão geral do abrigo



B – Detalhe do abrigo



C – Identificação do abrigo



D – Visão geral

Figura 34 – Feição subterrânea CA-16



A – Visão geral do abrigo



B – Detalhe do abrigo



C – Detalhe do abrigo



D – Presença de aracnídeos

Figura 35 – Feição CA-17



A- Fotografia fornecida pela Samarco (26/02/2015), anterior ao alteamento da Barragem de Santarém



B - Fotografia fornecida pela Samarco (26/02/2015), anterior ao alteamento da Barragem de Santarém



C – Imagem atual obtida pela equipe do Lactec na posição onde se encontrava o abrigo



D– Imagem atual obtida pela equipe do Lactec na posição onde se encontrava o abrigo

Figura 36 – Feição subterrânea CA-18



A – Afloramento rochoso (xistos / filitos). Não se caracteriza como cavidade e ou abrigo



B - Afloramento rochoso. Não se caracteriza como cavidade e ou abrigo



C – Visão geral do afloramento rochoso

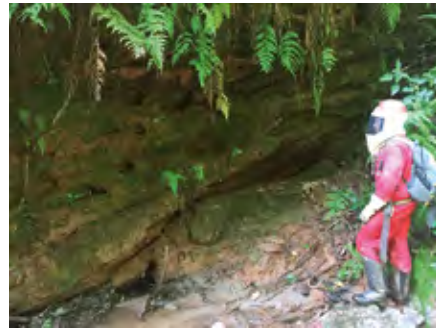


D – Detalhe do afloramento rochoso

Figura 37 – Feição subterrânea CA-19



A – Visão geral do afloramento rochoso (xistos / filitos)



B – Visão geral do afloramento rochoso (xistos / filitos)



C – Detalhe da presença de lama de rejeito



D - Detalhe da presença de lama de rejeito

Figura 38 – Fábrica Nova – Mina Santo Antônio



A – Visão geral do local da antiga mina Santo Antônio / Fábrica Nova (foto com drone)



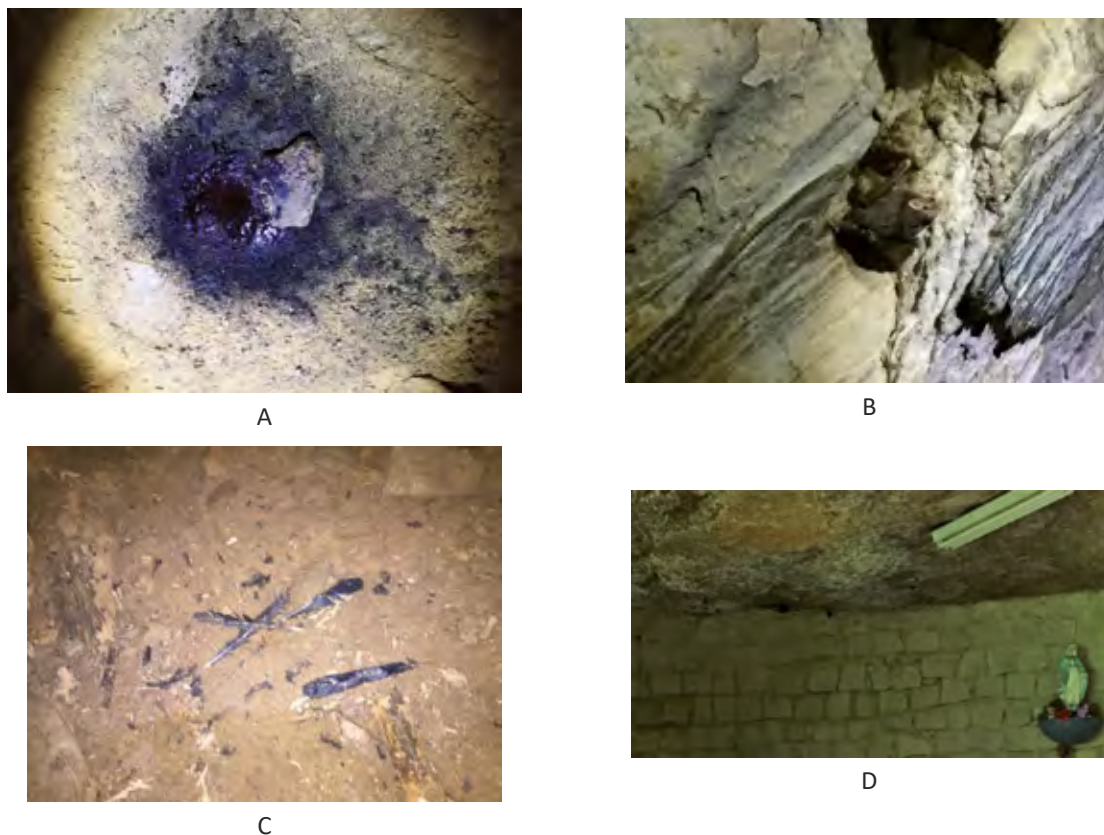
B – Visão geral da região alterada pelas obras

Os dados das demais cavidades vistoriadas pelo Lactec, conforme cadastro do CANIE, distribuídas ao longo do rio Doce, que não foram afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeitos, encontram-se em fichas, no Apêndice A.

Dos registros obtidos nestas cavidades destacam-se o morcego *Diphylla ecaudata* na gruta dos sete salões e *Desmodus rotundus* na Gruta da Casa Branca e os restos de uma ave, possivelmente um filhote de urubu (*Coragyps atratus*) na morada do índio (Figura 39).

Cabe-se ressaltar também que as espécies cavernícolas com baixa vagilidade, principalmente os invertebrados terrestres, eventualmente podem ter sido afetadas quando da passagem da lama e aumento do nível do reservatório de Santarém.

Figura 39 – Imagens dos registros de fauna nas cavidades vistoriadas e não afetadas. Gruta dos sete salões: A. guano; B. Indivíduo de *Diphylla ecaudata*; Gruta morada do índio: C. restos de urubu; Gruta da casa branca: indivíduos de *D. rotundus*



2.1.4 DANOS EM ÁREAS DE PROCESSOS DE EXTRAÇÃO DE BENS MINERAIS

A identificação dos processos minerários atingidos pela passagem e deposição da lama de rejeito, foi realizada com base em duas abordagens. A primeira se refere a proporção de área perdida de acordo com a fase do processo, e a segunda, pela substância de acordo com a substância requerida. É importante ressaltar que a área final atingida pela lama é a mesma nessas duas abordagens, apenas foram contabilizadas de forma distintas, ou seja, conforme a fase do processo e substância requerida.

A abrangência total relativa à identificação desses processos, compreende toda a APDL, ou seja, desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce, no distrito de Regência (ES).

Após estas análises identificou-se danos em 469 processos minerários. Desses processos com áreas requeridas, totalizando 146.226,01 ha, 34.174,2 ha estão inseridos dentro da APDL, o que representa 23,37% de área afetada. A maioria desses processos estavam em fase de autorização de pesquisa na época do desastre (Tabela 15), o que significa que estavam em fase de pesquisa para a qualificação e quantificação do bem mineral. Em relação à substância, a maioria dos processos minerários atingidos relacionava-se à extração de areia, seguido de ouro e argila. Entretanto, as áreas requeridas para água mineral tiveram mais de 67% de sua área afetada pelo desastre (Tabela 16).

No Apêndice B estão apresentados os respectivos processos minerários, a fase o qual se encontra perante o DNPM/ANM, a substância requerida o uso do bem mineral o estado (UF), a área inicialmente requerida em hectare e a área atingida pela lama de rejeito, também em hectare.

Tabela 15 – Quantitativos dos processos DNPM atingidos pela lama de rejeito separado pelas respectivas fases

Fase / Quantitativos	Nº processos	Área inicialmente requerida (DNPM/ANM) em ha	Área afetada em ha	Área afetada em %
Processos afetados pela lama	469	146.226,01	34.174,25	23,37
Autorização de Pesquisa	296	111.253,32	27.296,88	24,54
Concessão de Lavra	7	1.301,58	200,45	15,40
Licenciamento	42	1.003,03	513,94	51,24
Requerimento de Lavra	66	9.561,48	3.235,75	33,84
Requerimento de Lavra Garimpeira	4	101,80	18,69	18,37
Requerimento de Licenciamento	19	647,15	337,01	52,08
Requerimento de Pesquisa	35	22.357,65	2.571,50	11,50

Tabela 16 – Quantitativos dos processos DNPM atingidos pela lama de rejeito separado pelas respectivas substâncias

Substâncias	Nº processos	Área inicialmente requerida (DNPM/ANM) em ha	Área afetada em ha	Alteração de área em %
Água Mineral	1	29,00	19,56	67,45
Areia / Areia industrial	277	30.456,61	10.240,30	33,62
Argila / Argila refratária / Argila vermelha	50	13.194,03	3.825,97	29,00
Bauxita	1	1.941,69	103,41	5,33
Diamante	4	7.988,78	291,79	3,65
Feldspato	1	97,00	3,67	3,78
Fe/ minério de Fe	22	25.063,02	1.169,90	4,67
Gema	4	101,80	18,69	18,37
Granito	46	21.598,44	2.128,53	9,86
Hematita	1	280,97	13,70	4,88
Ilmenita	2	2.198,35	820,68	37,33
Ouro / Minério de ouro	60	43.276,32	15.538,00	35,90

Este dano afetou os Compartimentos 1, 2 e 3, sendo considerado gravíssimo em todos eles em função da área exceder 1.000 hectares, conforme descrito na metodologia. O dano é considerado cessado, porém parcialmente reversível em função do transporte natural dos sedimentos.

2.1.5 ÁREAS DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A avaliação do dano socioambiental referente à geração de resíduos sólidos teve como parâmetro os desdobramentos relativos à passagem da onda de lama pelos rios afetados do Compartimento 01

(divisão espacial adotada entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves), principalmente os resíduos produzidos em virtude da ação mecânica da lama na Área de Passagem de Deposição da Lama (APDL). Desta forma, através da metodologia citada anteriormente, compreendeu-se que a passagem dos rejeitos de mineração pela APDL no Compartimento 01 produziu, essencialmente em sua maioria, dois outros tipos de resíduos: resíduos florestais decorrentes da remoção da vegetação presente na trajetória da lama e resíduos de construção civil, procedente das estruturas civis que foram soterradas ou removidas. Além disso, sabe-se que a ação da lama também gerou outros rejeitos em menor quantidade, como, por exemplo, veículos que estavam no caminho da lama que foram carregados ou soterrados. Entretanto, em consequência da complexidade de mensuração, os mesmos não serão contabilizados neste estudo.

Para o dano em questão, a Gravidade foi definida empiricamente através da área impactada pelos resíduos, conforme evidenciado na Tabela 8. Desta forma, para a avaliação em questão, considerou-se que o dano é grave para a geração de resíduos sólidos.

A avaliação da tendência e reversibilidade considerou o conjunto de ações emergenciais tomadas após o desastre e as demais atividades que estão em andamento nas áreas afetadas. Desta maneira, considera-se que a tendência do dano é reduzir, pois as atividades mitigatórias removerão uma grande quantidade destes resíduos gerados, dando a eles uma destinação correta conforme a legislação em vigência. Já em relação a reversibilidade, considera-se que o dano é parcialmente reversível, pois, mesmo com as diversas ações paliativas, dificilmente as áreas serão totalmente recuperadas da defluência do desastre.

2.1.5.1 Resíduos Florestais

Os resíduos florestais não são classificados quanto à origem na Política Nacional de Resíduos Sólidos, estando esses englobados dentro dos resíduos de limpeza urbana, quando originário das cidades, ou resíduos agrossilvopastoris, quando relacionados aos sistemas silviculturais. Além disso também podemos classificar os resíduos florestais como “os materiais orgânicos provenientes da poda urbana ou de práticas silviculturais, podendo ser composto por folhas, galhos, cascas, sobras de madeira, tocos, raízes, toras e liteiras” (SANTIAGO e REZENDE, 2014; NONES et al., 2017; PINCELLI, MOURA e BRITO, 2017).

A passagem da onda de lama proveniente da barragem de Fundão causou a destruição de vegetação ripária e aquática presente ao longo dos rios afetados até a UHE Risoleta Neves. Uma grande quantidade desta vegetação ripícola foi em parte removida pela ação mecânica da passagem da lama ou soterrada sob o rejeito de mineração que se depositou nas margens dos rios. Além disso, uma grande quantidade do material lenhoso foi carregada pela onda de lama através dos rios atingidos e depositou-se principalmente no município de Santa Cruz do Escalvado, mais precisamente na barragem da UHE Risoleta Neves.

Uma fração deste material lenhoso, principalmente as toras de maior magnitude, que ficaram depositadas nas margens dos rios foram removidas e depositadas em outras áreas pela Samarco, conforme cita o relatório de IBAMA (2016) e visualizado na Figura 40. É importante ressaltar que este material lenhoso removido está impregnado de rejeitos e deveria ter sido disposto corretamente

conforme as legislações pertinentes, e não apenas colocados em pilhas temporárias nas proximidades das áreas afetadas. Além disso, este resíduo vegetal está passível de causar contaminações nos solos e nos corpos hídricos, pois podem ter sido simplesmente colocados em pilhas provisórias, conforme visto na Figura 41.

Figura 40 – Material lenhoso depositado próximo do rio do Carmo (Coordenadas: 42°52'21"W 20°16'30"S)



Fonte: Adaptado de IBAMA (2016).

Figura 41 – Material lenhoso depositado próximo do rio do Carmo (Coordenadas: 42°56'6"W 20°15'18"S)



Fonte: Adaptado de IBAMA (2016).

Para a estimativa da área devastada pela ação mecânica da lama de rejeitos, foram utilizadas imagens de satélite e criado vários polígonos no interior da APDL para restringir apenas onde o contato da lama provocou remoção ou soterramento da vegetação ciliar. As imagens de satélite representadas na Figura 42 e na Figura 43 exemplificam a diferença entre as áreas da passagem da lama e de supressão vegetal causada pela lama.

Desta forma, foi estimado a área para os diversos polígonos de remoção vegetal entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. O valor desta área devastada está disponível na Tabela 17.

Tabela 17 – Área de supressão vegetal

Município	Área Devastada (hm ²)
Vegetação Nativa	283,8686
Vegetação Secundária	281,7502
Área Total	565,6188

Figura 42 – Imagem de sensoriamento remoto com a especificação da área da APDL e da Supressão vegetal no período pré-desastre.**Figura 43 –** Imagem de sensoriamento remoto com a especificação da área da APDL e da Supressão vegetal no período pós-desastre.

2.1.5.2 Resíduo de Construção Civil e Demolição

A passagem da onda de lama causou diversas destruições e soterramentos nas infraestruturas ao longo da APDL, conforme citado pela NOTA TÉCNICA Nº 001/2016 – PRESID/IBAMA:

“[...] A onda de água e lama atingiu a localidade de Bento Rodrigues causando mortes e destruição do povoado. A gigantesca onda de água e rejeitos percorreu os Rios Gualaxo do Norte e Carmo entrando no curso do Rio Doce, onde percorreu cerca de 600 Km até sua foz em Linhares-ES. No caminho percorrido, a onda de rejeitos destruiu comunidades, estruturas urbanas, áreas de preservação permanente,

alterou de forma drástica a qualidade da água, levando ao extermínio da biodiversidade aquática, incluindo espécies ameaçadas, incluindo a ictiofauna e também indivíduos da fauna silvestre. ”

Em virtude deste dano causado às infraestruturas presentes ao longo da APDL, o Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) entre União/Estados de MG e ES/Samarco/Vale/BHP determinou em sua Cláusula 8 descrita a seguir:

“[...]

CLÁUSULA 08: Os eixos temáticos e respectivos PROGRAMAS SOCIOECONÔMICOS a serem elaborados, desenvolvidos e executados pela FUNDAÇÃO a ser instituída, detalhados em capítulo próprio, são os seguintes:

[...]

II. INFRAESTRUTURA:

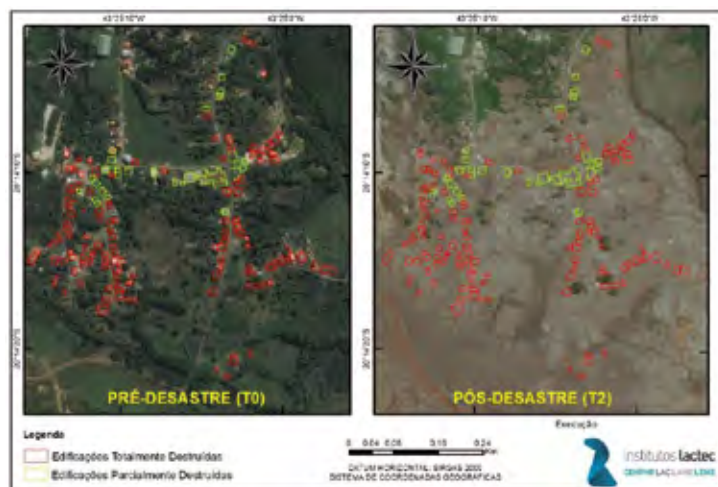
- a) Programa de reconstrução, recuperação e realocação de Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira;
- b) Programa de recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves; e
- c) Programa de Recuperação das demais Comunidades e Infraestruturas impactadas entre Fundão e Candonga, inclusive Barra Longa. ”

Desta forma, toda infraestrutura atingida pelo curso da lama, sejam elas residências, pontes, praças e etc., serão recuperadas e reconstruídas conforme determinado posteriormente através das deliberações do Comitê Interfederativo (CIF). Estes processos de recuperação estão em andamento pela Fundação Renova e mensalmente são entregues ao CIF (conforme Deliberação nº 23) a prestação de contas em forma de relatórios mensais com os termos de entrega e recebimento de bens dos responsáveis por cada imóvel.

Todo processo de reconstrução e recuperação promovido por este programa produzirá uma quantidade considerável de resíduos sólidos de construção civil, tendo em vista que muitas comunidades serão reconstruídas em outras localidades diferentemente da atingida pela lama, como é o caso de Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira. Além disso, também houveram diversas intervenções para a recuperação de diversas estruturas civis de na própria cidade de Barra Longa conforme citado no relatório do Instituto Prístino (2016).

Infelizmente, devido à morosidade do processo de reconstrução destes locais impactados, não há como mensurar exatamente a quantidade de estruturas e infraestruturas que serão implantadas até o final dos Programas propostos no TTAC. Assim, para realizar uma estimativa do que foi impactado pelo desastre, realizou-se uma investigação através imagens de satélite dos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão das estruturas existentes no interior da APDL, conforme visualizado na Figura 44.

Figura 44 – Vetorização das edificações no distrito de Bento Rodrigues, Mariana-MG.



Primeiramente foram comparadas as imagens pré e pós-desastre (T0 e T2) respectivamente, e todas as edificações contidas no polígono da área de passagem e deposição da lama – APDL, foram mapeadas com a primitiva gráfica ponto e classificadas de acordo com sua situação no pós-desastre em destruída (D) ou parcialmente destruída/ruína (R).

Para a execução desta metodologia de mapeamento, não serão incluídos outros componentes de infraestrutura, como instalações elétricas, pavimentações, redes pluviais, redes de coleta de esgoto e etc., pois são itens de difícil mensuração através da análise de ortoimagens. O trabalho em questão objetificou apenas as edificações encontradas nas imagens orbitais e no interior da APDL. A avaliação da área se deu através da medição da cobertura de cada edificação, podendo incorrer em alguns desvios do valor real devido às características construtivas ímpares de cada imóvel. Além disso, considerou-se que todas as edificações possuem apenas um pavimento, suposição esta realizada pela dificuldade de determinar a altura das edificações impactadas pela ortoimagem e incorrer em menores falhas de superestimava de áreas edificadas.

Com base nesse mapeamento, as edificações foram vetorizadas utilizando-se a primitiva gráfica polígono, por meio de fotointerpretação das ortoimagens orbitais pré-desastre, mantendo a codificação anteriormente atribuída a elas, conforme exemplificado anteriormente na Figura 44. Para os casos onde não foi possível a vetorização pelo fato de estarem parcialmente encobertas por vegetação, foi considerada a média das áreas das demais edificações.

Através deste mapeamento através das ortoimagens, foram vetorizados 317 polígonos de edificações, sendo que, 169 edificações totalmente destruídas e 98 parcialmente destruídas estão localizadas no município de Mariana, e 7 edificações totalmente destruídas e 43 parcialmente destruídas estão localizadas no município de Barra Longa – MG. Apenas 5 edificações relativas a classe totalmente destruída (3 em Mariana e 1 em Barra Longa), não puderam ser vetorizadas. Para estes casos, conforme mencionado anteriormente, de modo a incluí-las no cálculo, foi aplicada a média da área das edificações vetorizadas. Para os municípios de Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado e Ponte Nova, não foram encontradas, através das ortoimagens, estruturas significativas danificadas, excluindo aqui a UHE Risoleta Neves, pois, devido a sua magnitude e particularidades, as respectivas ações para a sua recuperação fogem das principais premissas metodológicas propostas por este trabalho.

As áreas estimadas para as estruturas impactadas seguem apresentadas na Tabela 18 e na Figura 45 até a Figura 47, pode ser observado a exemplificação do mapeamento das edificações, separadas por município.

Tabela 18 – Cálculo da área das edificações impactadas na APDL

Município	Edificações Parcialmente Destruidas (m ²)	Edificações Destruidas (m ²)
Mariana	10.030,30	16.862,42
Barra Longa	3.959,38	535,73
Área Total	13.989,68	17.398,15

Figura 45 – Edificações destruídas/parcialmente destruídas no município de Mariana – MG.



Figura 46 – Edificações destruídas/parcialmente destruídas no município de Mariana – MG.



Figura 47 – Edificações destruídas/parcialmente destruídas no município de Barra Longa – MG.



Os programas presentes no TTAC que objetivam o reparo das estruturas atingidas produzirá, durante a sua execução, excessivas quantidades de resíduos de construção civil, causando diversos danos ambientais, como, por exemplo, a lotação antecipada de aterros sanitários e a necessidade de usos de novas áreas para a disposição destes resíduos provenientes das ações de recuperação. Assim, é fundamental a estimativa da quantidade de resíduos de construção civil que podem ser gerados em virtude da execução dos programas estruturantes, principalmente os que visam os reassentamentos em novas áreas, pois, além dos resíduos de construção civil gerados pelas novas construções, também há toda as estruturas atingidas que foram interditadas para uso, e atualmente encontram-se abandonadas e passíveis de demolição ou incorporadas ao resíduos de mineração ainda presentes nas margens dos rios afetados.

Tendo em vista que uma das proposições básicas dos programas de reconstrução, recolocação e recuperação das estruturas atingidas, que as mesmas sejam retornadas à situação anterior ao desastre. Portanto, para efeitos de cálculo dos resíduos de construção civil, consideraremos que todas as estruturas encontradas através das ortoimagens, serão totalmente reconstruídas ou parcialmente recuperadas, dependendo do nível de impacto causado pela onda de lama. Para a estimativa destes resíduos de construção civil que estão sendo gerados pelos programas de recuperação da infraestrutura, utilizaremos o índice proposto por Pinto (1999), que, propôs a seguinte expressão para o cálculo de Resíduos de Construção e Demolição (RCD):

$$RCD = A \cdot CP$$

onde:

RCD – Massa de RCD (t);

A – Área da edificação (m²);

CP – Coeficiente de Perda (t/m²).

Desta forma, conforme aplicando a metodologia acima para os resultados da Tabela 18 para um CP de 0,15 conforme proposto por PINTO (1999) para uma edificação totalmente danificada e empiricamente um valor de CP de 0,075 para uma edificação parcialmente danificada, estimamos a produção de RCD conforme disponível na Tabela 19 a seguir:

Tabela 19 – Levantamento da quantidade de RCD esperados para a reconstrução dos municípios estudados.

Município	RCD para edificações parcialmente destruídas (t)	RCD para edificações Destruídas (t)
Mariana	1505	1265
Barra Longa	594	40
Massa Total de RCD	2099	1305

Portanto, a metodologia aplicada estima a produção de RCD para os programas de reconstrução e recuperação das estruturas danificadas em 3404 toneladas. É importante ressaltar que este resultado é apenas para as edificações analisadas, podendo este ser muito superior se incluído todas as demais infraestruturas que necessitam estar presentes no caso dos reassentamentos.

2.1.6 AMPLIAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE REJEITOS

A deposição da mistura de rejeito de mineração, solo, detritos vegetais e antrópicos geraram uma grande destruição ao longo das planícies de inundação por onde passaram. Partindo do princípio que todos esses resíduos estão descritos e classificados na Política Nacional de Resíduos Sólidos, a situação pós desastre por si só se classifica como um dano, pois os resíduos gerados pelo rompimento da barragem de Fundão estavam depositados em locais inadequados por toda a trajetória percorrida pela lama, pois segundo a PNRS os resíduos devem ser acondicionados em áreas ambientalmente adequadas sendo proibido o lançamento em quaisquer ambiente terrestre ou corpos hídricos. Entre as áreas afetadas existiam Áreas de Preservação Permanente, planícies com vegetação natural, propriedades rurais com atividades econômicas, cidades e povoados. Desencadeando assim, problemas para a população e para o meio ambiente.

A avaliação da Gravidade do dano seguiu as mesmas premissas presentes na Tabela 8, sendo que, para este caso, o dano sendo considerado como grave. A tendência pode ser considerada como de aumento e a reversibilidade como parcialmente reversível pois, quando executados os diversos planos de manejo e disposição de rejeitos, novas áreas, anteriormente não afetadas, serão demandas para a alocação destes, aumentado, mesmo que dentro dos parâmetros e normas previstas na legislação, o dano ambiental vinculado ao desastre.

Desta forma, o presente estudo estimou, como de maior importância, as seguintes áreas de remoção e disposição de resíduos pelas ações após o desastre (Tabela 20):

Tabela 20 – Estimativa das áreas de remoção e disposição de resíduos sólidos

Localidade avaliada	Área estimada (hm²)
Centro de Exposições - Barra Longa/MG	1,96
Campo de futebol - Barra Longa/MG	0,88
Fazenda Vista Alegre - Barra Longa/MG	11,56
UHE Risoleta Neves - Rio Doce/MG	20,63
Área Total	35,03

2.1.6.1 Centro de Exposições e Campo de Futebol – Barra Longa/MG

O Anexo 2 do Plano de Manejo de Rejeitos (CH2M, 2017) afirma que cerca de 2,3 milhões de metros cúbicos de rejeitos foram incorporados ao solo natural em caráter emergencial e provisório, como parte das obras de reconformação do terreno do município de Barra Longa e seu entorno – tanto referente à revegetação emergencial de 800 ha quanto à recuperação econômica de propriedades rurais. Em contrapartida o Instituto Prístino (2016) afirma que a Samarco foi multada pelo IBAMA em um milhão de reais por omitir em documento oficial a deposição temporária de 35 mil metros cúbicos de rejeitos no Parque de Exposição da cidade. Além disso, moradores denunciaram em junho de 2016 que a empresa estaria utilizando parte dos rejeitos recolhidos em obras de pavimentação de ruas não atingidas pela lama.

Conforme Fundação Renova (2019), em relação aos programas de manejo de rejeito, relata-se que parte do rejeito de Barra Longa foi acondicionado próximo ao Parque de Exposições e utilizado para elevar o nível do campo de futebol e a outra parte foi encaminhada para um aterro. Desta forma, com a finalidade de visualizar as movimentações citadas nos documentos acima, avaliamos as imagens de satélite em três tempos distintos: uma imagem pré-desastre e duas pós desastre para evidenciar as mudanças no local referente à movimentação de rejeitos de mineração ou demais resíduos produzidos em virtude do desastre. As localidades estudadas, para o município de Barra Longa foram: Centro de Exposições de Barra Longa (Figura 48, Figura 49 e Figura 50), Campo de futebol e a Praça central da cidade (Figura 51, Figura 52 e Figura 53).

Figura 48 – Imagem T0 (pré desastre) Centro de Exposições de Barra Longa



Figura 49 – Imagem T2 (pós desastre) Centro de Exposições de Barra Longa



Figura 50 – Imagem T5 (recente) Centro de Exposições de Barra Longa

Observando a Figura 48, imagem T0, nota-se que antes da ocorrência do desastre na área denominada como Centro de Exposições havia um campo de futebol e uma área com alguns galpões. Na Figura 49, Imagem T2, é possível notar um acúmulo de material distribuído aparentemente em aglomerados de montes de rejeito dentro da área referente ao Centro de Exposições da cidade. Dessa forma, pode-se confirmar através dessas imagens que o local realmente foi utilizado de forma incorreta como área de disposição de rejeito durante a execução do plano emergencial de revitalização de Barra Longa. Já na Figura 50, Imagem T5, nota-se uma mudança do cenário do local, pois houveram obras para a recuperação do Centro de Exposições e manteve-se o rejeito no mesmo local durante a recuperação.

Em relação às imagens que retratam temporalmente o campo de futebol e a Praça Manoel Lima Mol (Figura 51, Figura 52 e Figura 53) nota-se que as áreas próximas as margens do Rio do Carmo foram bastante impactadas em relação ao desastre e que essas duas áreas em específico foram revitalizadas emergencialmente, como confirmado pelos documentos citados anteriormente e utilizadas de forma temporária para a disposição de rejeito. Essa movimentação emergencial no interior da cidade resultou em mais um dano para o meio ambiente e para a população local, pois o resíduo sólido permaneceu em contato direto com a população e com solo durante todo o período de trabalhos emergenciais, podendo desencadear vários outros problemas futuros em relação à contaminação destes ambientes e à saúde humana, conforme exposto na seção 3.1 de danos à qualidade do ar.

Figura 51 – Imagem T0 (pré- desastre) Campo de futebol e Praça Manoel Lino Mol



Figura 52 – Imagem T2 (pós-desastre) Campo de futebol e Praça Manoel Lino Mol



Figura 53 – Imagem T4 (recente) Campo de futebol e Praça Manoel Lino Mol

2.1.6.2 Fazenda Vista Alegre – Barra Longa/MG

O Aterro Fazenda Vista Alegre, localizado na área rural da cidade de Barra Longa, foi utilizado para a disposição do resíduo gerado durante a execução do plano de ação emergencial na área urbana de Barra Longa e seu entorno. Segundo o Anexo 2 do Plano de Manejo de Rejeitos (CH2M, 2017), uma parte do rejeito que se depositou na cidade foi removida (aproximadamente 200.000 m³), sendo acondicionado em uma área de disposição fazendo parte dos esforços de recuperação da cidade. Porém, o documento citado não especifica qual foi essa área de disposição do rejeito.

De acordo com a Plano de Manejo de Rejeitos (CH2M, 2017), o Aterro Fazenda Vista Alegre foi mapeado e utilizado para a disposição do resíduo retirado da área urbana e entorno. O aterro foi executado em três fases, pois não foi possível estimar o volume de material retirado das áreas afetadas, sendo cada fase executada à medida que a demanda para armazenar o material aumentava, de modo que uma das fases poderia não ser executada, reduzindo assim os impactos e riscos ambientais gerados. O documento afirma que esta área de disposição foi licenciada, pois entrou no escopo do plano emergencial. A Tabela 21 apresenta as dimensões projetadas de área e capacidade volumétrica das áreas de disposição e o atual status de utilização de disposição do resíduo.

Tabela 21 – Capacidade volumétrica e área das áreas de disposição de rejeito do Aterro Fazenda Vista Alegre

Fase	Área (hm ²)	Capacidade total estimada (m ³)	Volume depositado (m ³)
Fase 1	1,5	119.850	119.850,00
Fase 2	1,5	11.930	1.631,12
Fase 3	3	174.855	-
TOTAL	-	306.635	121.481,12

Fonte: Adaptado de CH2M (2017).

Entretanto, a Nota Técnica CT-GRSA nº13/2018 afirma:

No Trecho 9 existem sete áreas mapeadas para disposição de rejeitos. Destas áreas, o Aterro Fazenda Vista Alegre já foi utilizado para a deposição de rejeitos retirados da área urbana de Barra Longa e entorno. O Plano de Manejo de Rejeitos afirma que: “É importante ressaltar que esta área de disposição já foi licenciada, pois entrou dentro do escopo no plano emergencial”. Entretanto, a afirmativa está equivocada, visto que o aterro Fazenda Vista Alegre está contemplado no processo de regularização ambiental corretivo de todas as intervenções realizadas no município de Barra Longa no período emergencial, sendo que tal processo ainda não foi formalizado junto a SEMAD (CT-GRSA, 2018, p. 08).

Com a finalidade de visualizar as movimentações citadas no documento anterior selecionamos imagens de satélite em três tempos distintos: uma imagem pré-desastre (Figura 54) e duas pós desastre (Figura 55 e Figura 56).

Figura 54 – Imagem T0 (pré-desastre) Aterro Fazenda Vista Alegre



Figura 55 – Imagem T2 (pós-desastre) Aterro Fazenda Vista Alegre



Figura 56 – Imagem T5 (recente) Aterro Fazenda Vista Alegre



Analisando a Figura 54, juntamente com a visita em campo, nota-se que a área possui atividade de agropecuária bastante próxima à localização da área de disposição do rejeito proveniente de Barra Longa. E observando juntamente as Figura 55 e Figura 56 percebe-se uma grande movimentação na área selecionada como aterro ao longo do tempo. Entretanto, como a área escolhida para disposição não está formalizada junto ao órgão ambiental competente, possivelmente tal área possui uma movimentação irregular em relação ao destino correto de resíduos sólidos, principalmente se avaliarmos pelo viés de causar outro dano em área externa à APDL.

Dessa forma, nota-se que tais disposições ocorreram de forma incorreta gerando mais um dano para a cidade e seu entorno, pois não houve a disposição do rejeito em local previamente licenciado pelo órgão ambiental responsável e parte do resíduo foi incorporado ao solo de forma incorreta. O dano gerado não deve ser minimizado independentemente se tal ação teve caráter emergencial para revitalizar a cidade.

2.1.6.3 UHE Risoleta Neves – Rio Doce/MG

O Plano de Trabalho UHE Risoleta Neves – Candonga descreve que uma das principais dificuldades para alcançar os objetivos dos programas em relação ao Reservatório UHE Risoleta Neves e ao Manejo de Rejeitos são as áreas disponíveis para a disposição dos rejeitos dragados. Pois, conforme relatório, tais áreas devem considerar premissas básicas do projeto como: buscar preferencialmente áreas dentro do próprio reservatório da UHE Risoleta Neves; com relevo favorável à disposição dos sedimentos de dragagem; de fácil acesso para a realização da disposição do material dragado; com regiões menos cultivadas e pouco habitadas, menos valorizadas e de menor impacto socioeconômico-cultural; e minimização dos eventuais impactos e dos custos ambientais advindos da sua mitigação.

I. Setor 4 e 5 e Ecobags

Segundo descrito em Nota Técnica IBAMA/SISEMA Nº 001/2017, houve a utilização de áreas para a disposição de rejeitos na proximidade da hidrelétrica. Primeiramente a nota técnica descreve brevemente sobre o Setor 4, que se trata da principal área de disposição utilizada até a data descrita na NT, contudo, na atual data de composição deste relatório, encontra-se com sua capacidade esgotada.

Analisando a Figura 57 Figura 58 e Figura 59, nota-se que a área de disposição localiza-se juntamente com a área de várzea do rio. Entretanto, aparentemente tal ponto não foi descrito em alguma NT referente ao manejo de rejeitos da UHE Risoleta Neves. Percebe-se também que tais atividades de manejo e disposição do rejeito dragado possuem caráter emergenciais para o desbloqueio do reservatório e retomada das operações da UHE, entretanto os possíveis danos causados pela disposição incorreta de rejeito não devem ser subestimados.

Figura 57 – Imagem T0 (pré-desastre) Setor 4 e 5 e Ecobags



Figura 58 – Imagem T2 (pós-desastre) Setor 4 e 5 e Ecobags



Figura 59 – Imagem T4 (recente) Setor 4 e 5 e Ecobags



II. Setor 8 e pilha Velho Soberbo

A mesma Nota Técnica relata que o Setor 8 e Velho Soberbo possuem um dique já construído e com capacidade para disposição de aproximadamente 140.000 m³ e afirma que no momento era o único local utilizado para disposição dos resíduos emergencialmente dragados.

Figura 60 – Imagem T0 (pré-desastre) Setor 8 e pilha Velho Soberbo



Figura 61 – Imagem T2 (pós-desastre) Setor 8 e pilha Velho Soberbo**Figura 62** – Imagem T4 (recente) Setor 8 e pilha Velho Soberbo

Analisando as imagens anteriores, nota-se que semelhantemente ao Setor 4 e 5, a área de disposição localiza-se juntamente com a área de várzea do rio. Entretanto, aparentemente tal ponto também não foi descrito em alguma NT referente ao manejo de rejeitos da UHE Risoleta Neves. Percebe-se também que tais atividades de manejo e disposição do rejeito dragado possuem caráter emergenciais para o desbloqueio do reservatório, entretanto, da mesma forma que a localidade anterior, os possíveis danos causados pela disposição de rejeito não devem ser subestimados.

2.1.6.4 Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos

Outra questão importante e bastante preocupante relacionada aos resíduos sólidos são as áreas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos já existente nas cidades afetadas pelo desastre. Entre as cidades pertencentes ao Compartimento 1, entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, apenas as cidades de Mariana, Barra Longa, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado possuíam áreas de disposição oficialmente conhecidas. No período pré desastre a cidade de Mariana possuía um Aterro Sanitário, o qual está em atividade, a cidade de Barra Longa possuía apenas um Aterro Controlado o qual atualmente está desativado, segundo relato de funcionários da prefeitura de Barra Longa, a cidade de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado possuíam Usinas de Triagem e Compostagem.

A questão da sobrecarga dos aterros sanitários em relação ao desastre de Mariana, a princípio, devem ser relacionados de forma indireta, pois partindo do princípio que o rejeito de mineração é classificado como um resíduo sólido, mas não como um resíduo sólido urbano, segunda a Política Nacional de Resíduos Sólidos, e deve ser armazenado em local legalmente adequado como, por exemplo, uma barragem de rejeito; o resíduo proveniente da mistura da lama de rejeito de mineração com outros tipos de resíduos gerados pós desastre não devem ser destinados ao Aterro Sanitário de Mariana, ao Aterro Controlado de Barra Longa, as UTC ou a qualquer outro aterro destinado a receber resíduo classe II. Porém, de forma indireta os respectivos aterros e usinas de triagem e compostagem foram impactados e provavelmente tiveram sua vida útil afetada, pois, a população flutuante das respectivas cidades aumentou, causando um proporcional e provável aumento na produção de lixo comum nas cidades por onde a lama de rejeito passou. Dessa forma, o desastre também gerou um dano em relação a gestão e destinação dos resíduos sólidos urbanos de classe II produzidos nas cidades afetadas pelo desastre.

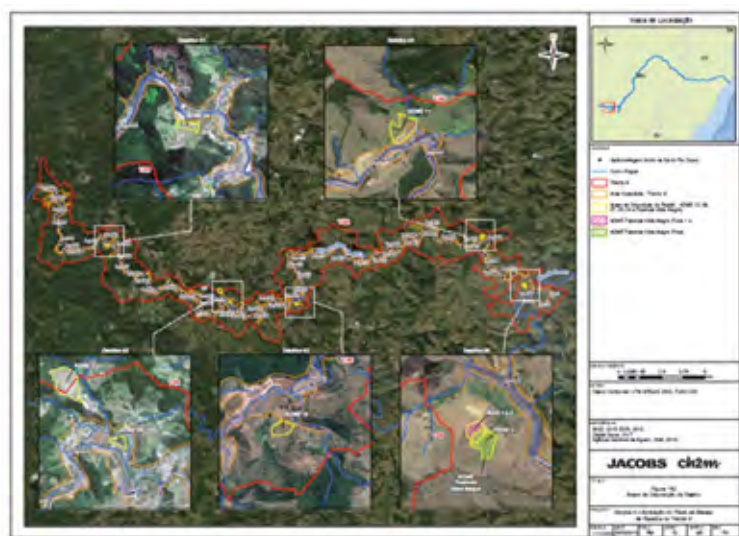
2.1.6.5 Prováveis Áreas de Disposição de Rejeito

Além das áreas utilizadas para disposição de rejeito citadas anteriormente, segundo o Plano de Manejo de Rejeito foram mapeadas mais 6 áreas inseridas em propriedades rurais entre os municípios de Mariana e Barra Longa para uma futura disposição de rejeito proveniente do desastre. Os projetos executivos destas áreas estão em fase de elaboração. Tais localidades estão detalhadas de forma sucinta na Tabela 22 e distribuídas de forma espacial ao longo do curso do rio Gualaxo do Norte conforme a Figura 63.

Tabela 22 – Áreas mapeadas para disposição de rejeitos.

Área	Distrito	Área de Projeção (ha)	Capacidade volumétrica de armazenamento de rejeito seco (m³)
ADME 04	Ponte do Gama	1,80	41.640,00
ADME 07	Paracatu	6,67	-
ADME 08	Paracatu	1,27	-
ADME 09	Barretos	1,48	42.637,00
ADME 10	Pedras	1,63	45.500,00
ADME 11	Gesteira	5,25	-
TOTAL		18,10	-

Fonte: Adaptado de CH2M (2017)

Figura 63 – Distribuição espacial das áreas de disposição mapeadas.

Fonte: Adaptado de CHM (2017).

Segundo Nota Técnica proveniente da Câmara Técnica de Gestão de Rejeitos e Segurança Ambiental, houve uma vistoria nessas prováveis áreas de disposição e tais constatações e orientações das respectivas áreas encontram-se na Tabela 23 abaixo.

Tabela 23 – Áreas elencadas para disposição de rejeitos (ADME)

Áreas	Recomendações à Fundação Renova	Coordenadas (NT 13/2018)
ADME 04	Área elencada para disposição do rejeito não aparenta problemas para esse fim.	20°16'14"S, 43°18'03"W
ADME 08	A área vistoriada, destinada à disposição do rejeito, necessita ser reavaliada visto apresentar aptidão à produção agropecuária. Trata-se de uma área de terraço, e não uma vertente apta para a disposição como as demais áreas.	20°18'00"S, 43°17'56"W
ADME 10	Área elencada para disposição do rejeito não aparenta problemas para esse fim.	-
ADME 09	O local elencado para disposição do rejeito removido deverá ser revisto. A proposta no PMR indica uma área localizada acima de um ponto no qual são constatadas edificações rurais.	20°16'31"S, 43°09'35"W
ADME 11	Área elencada para disposição do rejeito não aparenta problemas para esse fim.	Entre: 20°15'53"S, 43°05'42"W; 20°15'49"S, 43°05'29"W

Fonte: Adaptado de Nota Técnica CT-GRSA nº 13/2018

Observando as orientações sugeridas pela Câmara Técnica, nota-se que apenas duas áreas necessitam serem realocadas, pois estão muito próximas de áreas de produção agropecuária ou edificações rurais.

A área denominada Fazenda Floresta é outro espaço de provável disposição de rejeito e possui uma grande importância. É considerada uma medida de longo prazo, do projeto de dragagem de rejeitos da UHE Risoleta Neves. A propriedade está localizada próxima ao reservatório de Candonga. Segundo o documento: Anexo II - Plano de Trabalho UHE Risoleta Neves – Candonga, a Fazenda Floresta é uma área adquirida para disposição final dos rejeitos, e nela serão construídos dois diques, sendo

um intermediário e um principal, ambos para disposição dos rejeitos dragados, com capacidades para bombeamento de 113.000 m³ e 1.380.000 m³ de rejeito, respectivamente. É prevista a construção de duas pilhas de rejeito denominadas empilhamentos 1 e 2. Estes dois empilhamentos apresentam um volume, de aproximadamente, 3.700.000 m³. Dessa forma, conforme descrito em tal documento a área de disposição possui potencial para comportar no reservatório praticamente todo o volume de sedimento carregado e depositado pelo desastre.

2.1.7 CONCLUSÕES

Os danos decorrentes da passagem da lama de rejeitos na superfície foram tratados em relação à paisagem, feições subterrâneas, processos minerários e resíduos sólidos.

No que diz respeito à paisagem, as alterações no Compartimento 1 foram significativas, principalmente porque neste trecho a topografia é acentuada e os vales são encaixados, normalmente com perfis em “V”, fazendo com que o fluxo atingisse alta velocidade e alta energia, sendo portanto responsável por intensas áreas afetadas, nas quais houve completa remoção da vegetação, dos solos e eventualmente até de rochas. Nos compartimentos 2 e 3, do ponto de vista físico, o dano pode ser considerado menos expressivo, dado que nestes compartimentos não houve extravasamento significativo para fora da calha do rio Doce. Outra questão importante é que nestes compartimentos as condicionantes geomorfológicas tendem a se suavizar à medida em que se aproxima da região estuária e costeira, com quebra marcante do gradiente hidráulico e presença de vales abertos com perfis em “U”, associado a extensas planícies de inundação e ilhas fluviais. Nestes compartimentos passam a predominar os processos de deposição sobre os processos erosivos amplamente identificados no Compartimento 1.

No que se refere às áreas dos bens minerários, verificou-se que 469 processos minerários afetados. Desses processos com áreas requeridas de 146.226,01 ha, 34.174,25 ha foram afetados o que representa 23,37% de área afetada. Com relação às feições subterrâneas, verificou-se que: i) foram analisadas 20 feições subterrâneas naturais e 02 sítios arqueológicos; ii) destas feições naturais, 05 foram desconsideradas, pois não atendem os critérios espeleométricos; iii) ao todo 08 feições naturais foram atingidas pela lama; iv) 02 encontram-se totalmente alagadas / soterradas e 06 foram apenas atingidas, ou seja, a lama apenas passou por elas; e v) dos sítios arqueológicos vistoriados, 01 encontra-se totalmente soterrado e descaracterizado.

De acordo com o critério estabelecido para mensuração dos dados, em 02 feições o dano foi gravíssimo, pois encontram-se totalmente alagadas / soterradas, nas 06 restantes o dano foi considerado grave.

Com o advento da passagem da lama e posterior aumento do nível do reservatório de Santarém, as espécies cavernícolas com baixa vagilidade, principalmente os invertebrados terrestres, eventualmente, principalmente naquelas feições subterrâneas que se encontram em cotas topográficas mais baixas.

O dano causado pela geração e deposição dos resíduos sólidos provenientes pelo desastre, sejam eles diretamente relacionado com o rompimento da barragem, como o rejeito de mineração ou indiretamente, como a vegetação e as residências que foram soterradas pela ação da onda de lama,

causaram um impacto ambiental imensurável por grande parte da extensão das margens dos rios afetados. Além disso, também há os danos provenientes das ações emergenciais, causando impactos em outras áreas livres do desastre devido a ações antrópicas de movimentação de resíduos. Devido a magnitude desses danos, será muito complexo a realização de ações que promovam a recuperação por completo das áreas contaminadas.

Os principais resíduos gerados pela ação mecânica da onda de rejeitos pelo Compartimento 1 são resíduos de construção civil provenientes das localidades atingidas e resíduos florestais do solo e vegetação ripária das áreas de passagem da onda de rejeitos. Estes resíduos ficaram incorporados aos rejeitos de mineração, dificultando a mensuração total de seu volume, razão pela qual este trabalho apenas estima a área pela qual houve deposição destes resíduos. Em seguida, em função das ações emergenciais com o intuito de reestabelecer, minimamente, os locais atingidos, houve a remoção e remanejamento de muitos volumes destes resíduos. Estas ações acumularam a mistura de resíduos e rejeitos de mineração em pilhas em algumas áreas de passagem da lama (e.g.: o Centro de Exposições e o Campo de Futebol Local, ambos em Barra Longa/MG) ou depositaram a mistura em novas áreas não impactadas pelo desastre, como o caso da Fazenda Vista Alegre, local que recebeu, emergencialmente, muitos volumes de resíduos da reconstrução das moradias e infraestruturas de Barra Longa/MG.

De maneira geral, a avaliação pela ótica dos resíduos sólidos auxilia a visualização do desastre de maneira ampla e traz enfoque, principalmente, nos cuidados que devem ser realizados com os resíduos já depositados pela ação da onda de lama, além de promover a discussão da validade das ações que visam a mitigação completa do dano ambiental.

2.2 DANOS AO SOLO

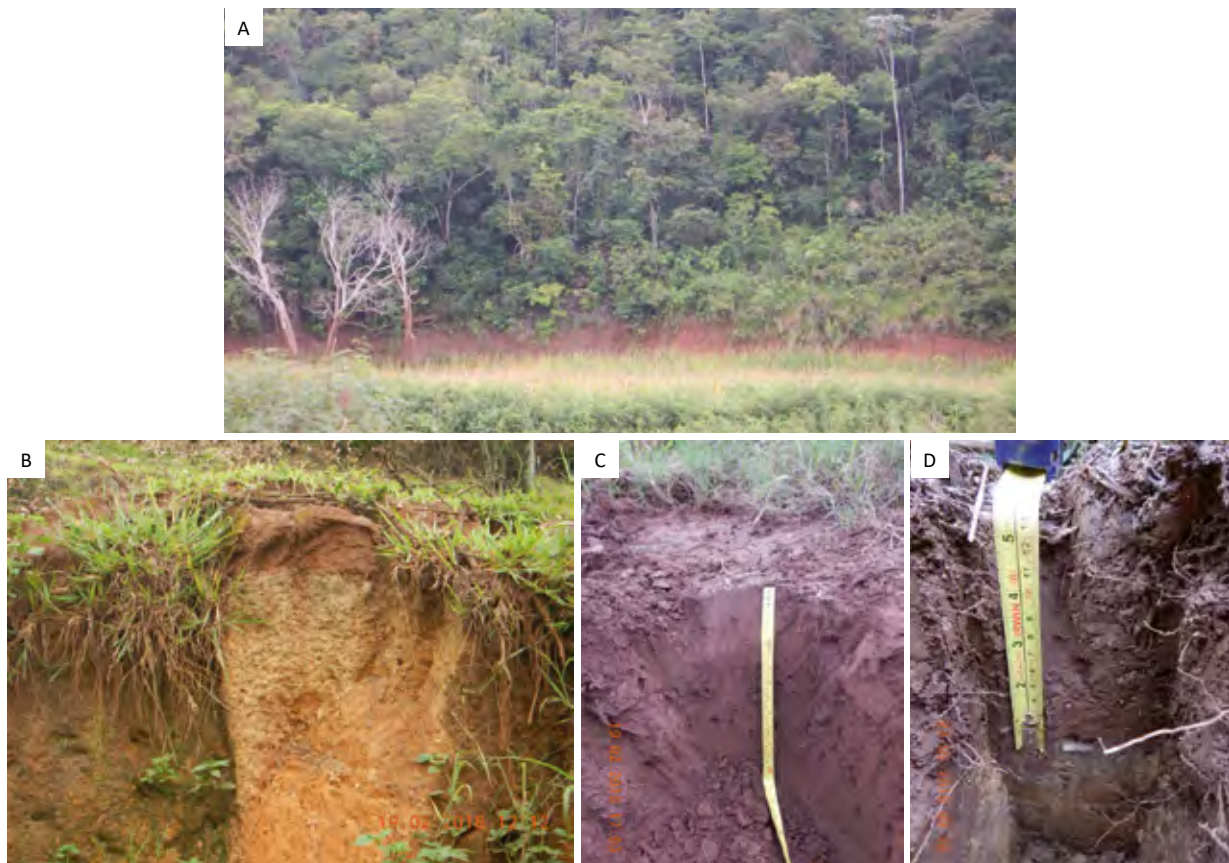
Presentes na camada mais externa da crosta terrestre, as diferentes ordens de solos que ocorrem na superfície do planeta representam o alicerce da vida dos ecossistemas terrestres, por serem responsáveis por funções como a ciclagem de nutrientes, a regulação e o regime de fluxo da água, a troca e a regulação de gases com a atmosfera e a purificação de poluentes e contaminantes, que em conjunto, resultam na sustentação de plantas, animais e seres humanos na Terra.

Quando alterações naturais e/ou antrópicas ocorrem de modo a influenciar nas características originais dos solos, sua capacidade de funcionar corretamente no ambiente pode ser reduzida, afetando negativamente no provimento de alimentos e da matéria-prima, na regulação ecossistêmica e no suporte às diferentes formas de vida. Portanto, alterações das propriedades naturais do solo, de forma geral, causam consequências diretas para o sustento do meio biótico e de suas funções.

Após o rompimento da barragem de Fundão ocorreu deposição significativa de rejeitos em planícies de inundação às margens dos tributários do rio Doce, entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, devido à diminuição da energia da onda de rejeitos nesses locais (Figura 64). A cobertura vegetal do terreno foi suprimida no Compartimento 1 e as margens dos terraços baixos, as planícies fluviais e o leito menor dos rios foram encobertos ou assoreados por uma camada de rejeitos de minério de ferro proveniente do beneficiamento do Itabirito (SILVA et al., 2006), dando origem a uma nova classe de solo (Tecnossolo) e descaracterizando completamente os Neossolos Flúvicos, Gleissolos e Cambissolos que ocorriam nas áreas de várzea anteriormente ao desastre (SCHAEFER et al., 2016).

Os principais solos soterrados pelo rejeito foram solos aluviais, presentes em porções baixas da paisagem e adjacentes às margens dos corpos d'água. Esses solos exercem funções de regulação do fluxo da água, além de os ambientes aluviais servirem de hábitat para espécies vegetais específicas (CARVALHO et al., 2009). Assim, a função ecológica de tais solos foi impactada pela deposição do Tecnossolo.

Figura 64 – Registro fotográfico dos solos de várzea soterrados por rejeitos de mineração de ferro entre Fundão e Risoleta Neves.



A: marca da onda de rejeitos nas árvores; **B:** perfil de solo com camada de rejeito depositado superficialmente; **C:** perfil de rejeito depositado, com crescimento de gramíneas; **D:** profundidade da camada de rejeitos sobre o solo, indicada pela trena. Fotos: Lactec (2018).

A gênese dos solos na natureza demanda milhares de anos e, nesse sentido, o recobrimento e a substituição de uma matriz de solo complexa e organizada em partículas, agregados, poros e estruturas por uma matriz de rejeitos inconsolidada, de alta densidade e de baixa capacidade de troca catiônica (CTC) (SCHAEFER et al., 2016) afetou o solo de diversas maneiras.

O material geológico da exploração do ferro, e que origina o rejeito, é conhecido por apresentar uma rica composição química natural de elementos (GUERRA et al., 2017). Adicionalmente, a região de Mariana é frequentemente associada à histórica exploração do ouro, que é encontrado nas rochas associado ao arsênio (na forma de arsenopirita) e que utiliza o mercúrio no processo de beneficiamento (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a). Nesse sentido, uma das principais preocupações em relação à deposição do rejeito sobre os solos de várzea se consiste no possível agravamento da contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no ambiente edáfico.

A formação de um Tecnossolo composto por rejeito de mineração, portanto, poderia causar consequências para o desenvolvimento de plantas que utilizarão esse material diretamente para seu sustento e nutrição. Além disso, por representar uma matriz de composição mineralógica, física e química distinta em relação a solos formados a partir de processos pedogenéticos naturais o rejeito depositado ao longo das margens dos rios no Compartimento 1 pode estar mais propenso a sofrer processos erosivos, o que pode resultar no carreamento desse material para os corpos d'água.

A formação do solo depende da presença e atuação concomitante de cinco fatores: material de origem (rocha, sedimento ou substrato orgânico precursores do solo), clima, biota, relevo e tempo (BRADY; WEIL, 2013). O desenvolvimento pedogenético varia com esses fatores, mas espera-se que somente a atuação de novos processos pedológicos de longo prazo podem restaurar as condições originais do ambiente edáfico após a formação do Tecnossolo em questão, podendo ser necessárias décadas ou séculos para que esse ambiente se torne estável (ECHEVARRIA; MOREL, 2015).

Os solos desempenham diversas funções à natureza e aos seres humanos (ARAÚJO; LIMA; STRAWN, 2019), tanto sob o aspecto de meio para suporte aos ecossistemas, envolvendo as relações solo-planta-atmosfera, quanto como meio de suporte a infraestruturas civis. Nesse sentido, os danos ao solo elencados nesse relatório englobam desde a avaliação de alterações na composição química do solo (alterações mineralógicas, na fertilidade e potencial produtivo do solo e impactos relativos à contaminação por EPTs) quanto o estudo dos impactos no adensamento e processos erosivos, estabilidade de taludes e análises de fluxo. Embora o componente biológico do solo possivelmente tenha sido afetado pelo soterramento com o rejeito, esse aspecto não foi abordado neste trabalho uma vez que a dinâmica dos organismos é rápida no solo (SILVA; MENDONÇA, 2007) e provavelmente não refletiria a condição ocorrida imediatamente após o desastre.

Após o rompimento da barragem, houve, ainda, a disposição de solo de áreas de empréstimo para recobrir o rejeito (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018), e nesse sentido, o possível agravamento da contaminação por EPTs no solo em decorrência de ações emergenciais pós-desastre foi analisado, uma vez que esses solos provenientes de regiões mais altas da paisagem não estariam naturalmente expostos nas áreas de várzea.

Para cada dano avaliado, o solo é analisado em suas especificidades, pois suas principais funções ambientais resultam de interações nas camadas mais superficiais (principalmente no *solum*), da ordem de grandeza de centímetros a metros, enquanto que o solo como meio físico para estruturas civis precisa ser estudado em uma dimensão mais profunda (do regolito ao embasamento rochoso), da ordem de grandeza de metros a dezenas de metros. Neste sentido, devido à deposição do rejeito e/ou remoção total ou parcial do solo em decorrência do desastre, do ponto de vista da engenharia geotécnica, houve aumento dos processos erosivos, alteração da capacidade de suporte e deformabilidade, alteração da permeabilidade e do fluxo de água e alteração da estabilidade encostas.

2.2.1 METODOLOGIA

2.2.1.1 Área de abrangência

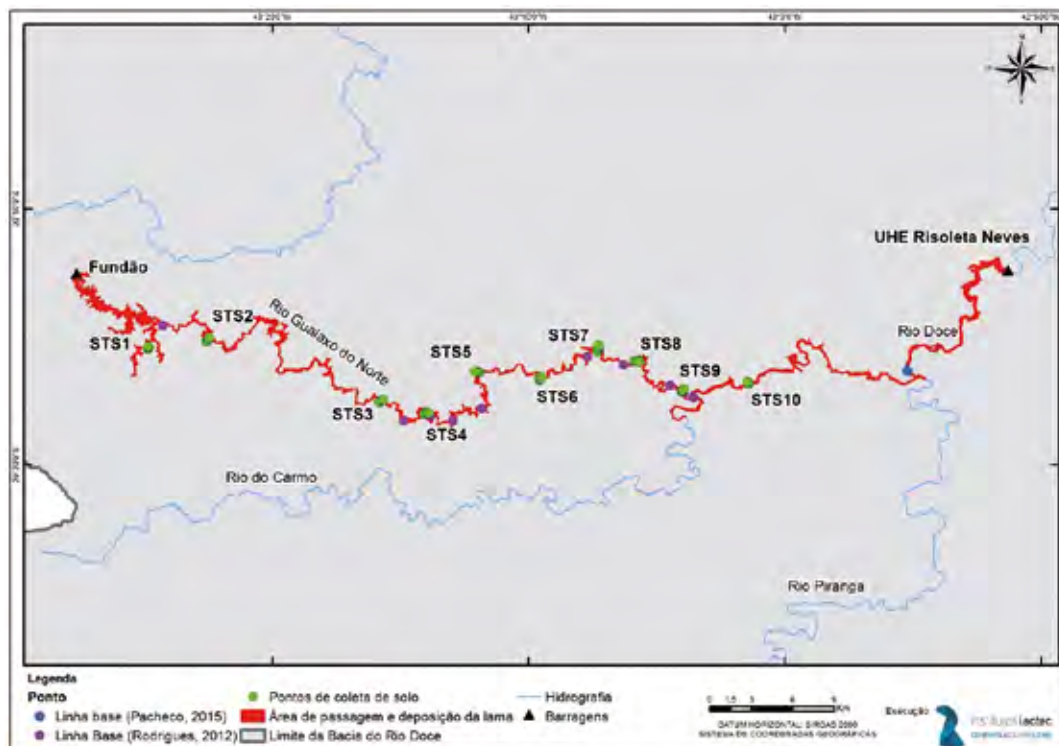
A área de abrangência para a avaliação de danos aos solos está baseada na área de passagem e deposição da lama (APDL) entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, onde houve extravasamento do rejeito da calha dos tributários do rio Doce (rio Gualaxo do Norte e rio do Carmo) em uma área de, aproximadamente, 2.386 ha, soterrando os solos de várzea da região (Figura 65, área destacada em vermelho). Os danos avaliados ao solo, portanto, se restringem à avaliação do Compartimento 1.

2.2.1.2 Coletas de amostras e ensaios de campo

2.2.1.2.1 Coleta de amostras de solo, rejeito depositado e misturas

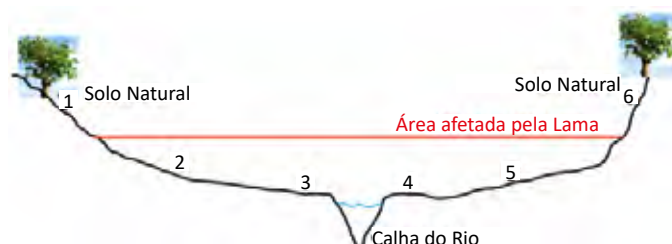
A coleta do rejeito depositado (Tecnossolo) foi realizada ao longo de 10 seções transversais à calha do rio, dentro da área de abrangência apresentada (Figura 65). A escolha das 10 seções se baseou em uma análise da geologia (litologia) e da classe e do manejo do solo dentro da APDL, além da acessibilidade aos pontos das regiões com maiores deposições de rejeito (em termos de área) e de trabalhos realizados anteriormente (CH2M, 2017; GOLDR ASSOCIATES, 2016). Esta amostragem ocorreu durante os dias 17 e 24 de fevereiro de 2018.

Figura 65 – Área de abrangência do estudo (baseada na Área de Passagem e Deposição da Lama, APDL, dentro do Compartimento 1), localização das seções amostradas em solo e localização dos pontos de linha base.



Em cada seção foram selecionados 6 pontos para amostragem de solos de forma a obter informações tanto da parte afetada pela deposição de rejeitos (pontos 2, 3, 4 e 5, indicados na Figura 66) quanto da parte não afetada pelo rejeito (pontos de solo controle, representados por solos de terras altas de cada sessão, que não tiveram contato com o rejeito - pontos 1 e 6, Figura 66), nas margens esquerda e direita dos corpos d'água.

Figura 66 – Representação esquemática dos pontos de amostragem de rejeito depositado, solo controle e misturas.



As seções foram denominadas de “STSX.X”, onde “STS” significa Seção Transversal de Solo, o primeiro “X” representa o número da seção analisada e o último “X” identifica o ponto selecionado dentro de cada seção, variando de 1 a 6 (sendo os pontos 1 e 6 representantes dos solos controle e os outros 4 pontos representantes da região de depósito dos rejeitos). O número seguiu a ordem crescente, indo de montante à jusante, ou seja, de Fundão à Risoleta Neves. A única seção onde não foram amostrados solos nos seis pontos foi a 10, devido à limitação de área com rejeitos naquela seção. Devido às condições mencionadas foram coletadas amostras em apenas três pontos nessa seção, contendo rejeito em dois pontos na margem direita e em um ponto na margem esquerda do rio.

Foram amostradas as camadas de solo, rejeito ou misturas presentes nas profundidades de 0 a 0,2 m e de 0,2 a 0,4 m com auxílio de um trado. Para cada profundidade foram coletadas de três a cinco sub-amostras deformadas ao redor da coordenada central do ponto (raio de 2 m), no formato de uma cruz (FEAM, 2013). As amostras simples foram colocadas em sacos plásticos e misturadas de forma a se obter a amostra composta (SANTOS et al., 2015). Com a combinação de seções, pontos e profundidades, resultou-se na coleta de 137 amostras de solo, rejeito ou mistura entre as duas matrizes. Adicionalmente, foram coletadas amostras do material de origem nas seções 5.1, 5.6, 7.4, 8.6, 9.6 e 10.5 para auxiliar no entendimento sobre a contribuição do embasamento rochoso na formação dos solos controle. A composição mineralógica das amostras, obtida por difratometria de raios X, assim como registros fotográficos do material de origem coletado nessas seções, podem ser observados no Apêndice C. Todas as coordenadas geográficas dos pontos amostrados estão localizadas no Apêndice D.

Para a determinação da camada de rejeitos depositada no Compartimento 1 foram realizados furos de sondagem com um trado mecânico ou manual, com coleta de amostras a cada 0,3 m ou então quando houvesse detecção, em campo, de mudança do tipo de material. As sondagens a trado foram realizadas de acordo com o PEA – 412 e PEA – 415 do Lactec (Apêndices E e F), que apresentam os métodos de ensaio de forma detalhada. O detalhamento sobre o procedimento de coleta e sobre o cálculo do volume e espessura do rejeito depositado no Compartimento 1 podem ser consultados no Capítulo 6.4 do TOMO I – Contextualização, porém, ressalta-se a confirmação, em laboratório, das amostras identificadas em campo como sendo rejeito a partir da determinação do pH.

Para essa confirmação da camada de rejeito depositado foram realizados ensaios de determinação do pH de acordo com o PEA-448 (Apêndice G), baseado na ASTM D4972-18 – *Standard Test Methods for pH of Soils*. Assim, como apresentado no relatório técnico de caracterização físico-química do rejeito de mineração (Capítulo 6.2 do TOMO I – Contextualização), pelos resultados obtidos de pH pode-se inferir sobre uma distinção quali-quantitativa do possível material ou mistura destes, em categorias, como sendo:

- rejeito intitulado “argiloso” – barragem de Germano. Material de maior alcalinidade, com pH próximo a 9;
- rejeito intitulado “arenoso” – barragem de Germano. Material de menor alcalinidade, com pH próximo a 6;
- rejeito remanescente da barragem de Fundão e sedimentado entre as barragens de Fundão e Santarém (oriundo do rompimento de Fundão). Material de característica intermediária, com pH variável entre 7 e 9.
- rejeito depositado no trecho entre a barragem de Santarém e a UHE Risoleta Neves. Material de característica similar ao remanescente na barragem de Fundão, com pH entre 6,2 e 8,1.

Uma vez que a bacia do rio Doce apresenta solos com características mais ácidas e pH inferior a 6 (assim como será detalhado no item 2.2.8), exclusivamente para a distinção de materiais (solo, mistura solo/rejeito e rejeito depositado) em termos da definição do volume e espessura do rejeito (Capítulo 6.4 do TOMO I – Contextualização), levou-se em consideração uma abordagem conservadora, baseada em três categorias:

- $\text{pH} \geq 8$: material de elevada alcalinidade, com maior probabilidade de ser prioritariamente formado por rejeito de mineração;
- $6 > \text{pH} > 8$: material de característica intermediária, com probabilidade incerta de ser formado por uma mistura de solo e rejeito;
- $\text{pH} \leq 6$: material de acidez relativa, com maior probabilidade de ser prioritariamente formado por solo.

No caso considerado, optou-se por esta análise qualitativa do critério de sua identificação e não de valores absolutos de pH, em função de que podem haver muitas variáveis não averiguadas como um todo, como as ambientais e antropogênicas (como, por exemplo, o tratamento do solo para a agricultura, despejos industriais); e químicas (efeitos de íon comum, da concentração iônica, óxido-redução, etc.) da região, que podem ter provocado variações do pH real das amostras analisadas.

As amostras coletadas nos furos de sondagem subsidiaram a análise dos parâmetros geotécnicos do solo, bem como ensaios SPT e CPTu, que serão melhor detalhados subsequentemente. Ainda, o cálculo da espessura da camada de rejeito depositada subsidiou a classificação do novo solo formado, de acordo com a classificação de *Technosols* da FAO (2015), em que é necessária a identificação de 20% ou mais (m/m) de artefatos (material criado, substancialmente modificado ou trazido à superfície por seres humanos sem alteração das propriedades químicas e mineralógicas) nos primeiros 100 cm do perfil avaliado.

A coleta de amostras indeformadas (utilizadas para a determinação da densidade do solo, porosidade total, microporosidade, macroporosidade, umidade em capacidade de campo e umidade em ponto de murcha permanente) foi realizada utilizando-se de anéis de Kopecky de 2,5 cm de altura e 6 cm de diâmetro (SANTOS et al., 2015) nas profundidades de 0-0,2 m e 0,2-0,4 m (Figura 67), em cada uma das dez seções transversais (Figura 65), totalizando 57 anéis nas duas profundidades (três anéis por profundidade, por seção), com exceção ao ponto STS6.4, em que não foi coletado anel na profundidade 0,2-0,4 m devido a não ter sido identificado rejeito nessa camada. Os anéis foram coletados seguindo-se a norma ABNT NBR 9813:2016.

Figura 67 – Coleta de amostras indeformadas de rejeito e solo controle por meio de anéis de Kopecky para avaliação das características físicas.



Fotos: Lactec (2019).

2.2.1.2.2 Coleta de amostras de planta

Nas mesmas seções transversais mencionadas no item anterior foram coletadas espécies vegetais (da família *Poaceae*) que se desenvolvem diretamente sobre o rejeito depositado, nos períodos seco (setembro de 2018) e chuvoso (fevereiro de 2019). As poáceas foram escolhidas devido ao cultivo extensivo de pastagens para criação de gado na região do Compartimento 1 (BRASIL(MPF/LACTEC), 2018b), representando, assim, a vegetação de maior ocorrência na área (excetuando-se a mata nativa).

Ao todo, foram coletadas 51 amostras de plantas para a verificação do status nutricional e para quantificação de EPTs na biomassa aérea das pastagens em cada campanha, em que 18 amostras adicionais foram coletadas em setembro de 2018 em áreas contendo cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) e capim elefante (*Pennisetum purpureum*) (loais de coleta encontram-se no Apêndice D) cultivadas sobre o rejeito (capineiras), com o intuito de analisar o alimento suplementar que é fornecido aos animais (gado de corte e de leite).

Tanto na campanha de setembro de 2018 quanto em fevereiro de 2019 foram coletadas amostras dos gêneros *Brachiaria*, *Cynodon* e *Panicum* (que representam a grande maioria das pastagens nativas e plantadas da região) nas seções transversais: STS 2.2, 2.3, 4.1, 4.2, 4.3, 5.2, 5.3, 6.4, 6.5, 6.6, 7.3, 7.4, 7.45, 7.5, 7.6, 9.1, 9.2 e 9.3. A amostragem ocorreu em triplicata com o auxílio de um gabarito de dimensões conhecidas (gabarito circular com 33,5 cm de diâmetro e gabarito quadrado com 39,5 x 39,5 cm) (Figura 68).

Figura 68 – Detalhe da coleta de biomassa de Poacea em campo, realizada nos períodos seco (setembro de 2018) e chuvoso (fevereiro de 2019).



Fotos: Lactec (2018).

2.2.1.2.3 *Investigações geotécnicas de campo*

Neste item se encontram apresentadas as metodologias de obtenção de parâmetros geotécnicos de campo. Os resultados das sondagens a trado e dos ensaios SPT realizados ao longo do Compartimento 1 foram apresentados no 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2019e).

2.2.1.2.4 *Ensaio CPTu*

Para a definição dos locais de execução dos ensaios CPTu foram estabelecidos alguns critérios de seleção, os quais citam-se: não foram selecionados os locais que não continham deposição de rejeito e locais que apresentaram a condição impenetrável em ensaios SPT realizados nas áreas de estudo. Os locais que apresentaram presença de pedregulhos e entulhos, locais com resistência a penetração maiores que 5 (N_{SPT} superiores a 5) e locais com camadas de rejeito com espessura inferior a 0,6 m também foram excluídos do processo de seleção.

O ensaio CPTu é normatizado pela ASTM D-5778-95 e no Brasil pela ABNT NBR 12069:1991. Esse ensaio consiste na cravação estática no solo, de um cone de aço instrumentado, a uma velocidade de penetração constante de 2 cm/s, com leituras simultâneas de medidas de resistência de ponta, resistência de atrito lateral, medida de poropressão, inclinação do cone e velocidade de cravação. Os resultados dos ensaios CPTu estão apresentados no Anexo I.

Na Figura 69 estão apresentados os locais onde foram realizados ensaios CPTu. Os ensaios foram realizados na área que compreende o Compartimento 1. Tratam-se de áreas próximas as áreas onde foram realizados os ensaios a trado e ensaios SPT (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2019e).

Figura 69 – Localização dos pontos de execução dos ensaios CPTu.

2.2.1.2.5 Amostragens de solo para ensaios geotécnicos de laboratório

A amostragem de solo seguiu as recomendações da ABNT NBR 9604:2016. Foram selecionados 8 locais de amostragem de rejeito na condição deformada e indeformada, em áreas que compreendem o Compartimento 1 e que apresentavam depósito de rejeito com taludes inclinados. As amostras foram coletadas na profundidade de 0 a 0,50 m. Na Figura 70 estão apresentados os locais de amostragem de rejeito para a caracterização geotécnica, que foram selecionados com base nos resultados dos ensaios SPT. Para a realização das amostragens em questão, foram selecionados locais com presença de rejeito depositado, locais onde a partir dos ensaios SPT não foi alcançada a condição de impenetrável ao trépano, locais que não apresentaram presença de pedregulhos e entulhos, locais onde os ensaios SPT apresentaram resistência a penetração menor que 5 nos dois primeiros metros e os locais com camadas de rejeito maiores que 0,6 m.

O procedimento de amostragem consistiu na coleta de rejeito em anéis indeformados e na coleta de amostras deformadas de rejeito. O objetivo principal da coleta de rejeito indeformados em anéis circulares (2,5 cm de altura e 6 cm de diâmetro) foi calcular a massa específica natural e executar os ensaios de teor de umidade natural para que, posteriormente, fosse possível a reprodução e moldagem de corpos de prova para a execução de ensaios geotécnicos com os mesmos índices físicos dos materiais amostrados nos anéis citados.

Figura 70 – Pontos de coleta de amostras deformadas e indeformadas para avaliação geotécnica.



2.2.1.3 Ensaios e análises de laboratório

2.2.1.3.1 Ensaios geotécnicos de laboratório

A caracterização geotécnica é baseada em características físicas e propriedades mecânicas do solo. Foram obtidas as seguintes características e propriedades: teor de umidade natural, massa específica natural, massa específica dos grãos, distribuição granulométrica, avaliação da dispersibilidade do solo, limites de Atterberg, teor de umidade ótimo e massa específica seca máxima (ensaio de compactação), expansão e ISC (ensaio CBR -Índice de Suporte Califórnia), tensão de pré adensamento, índice de compressão e coeficiente de adensamento (adensamento unidimensional), coeficiente de permeabilidade, parâmetros de resistência ao cisalhamento. Ainda, foram realizados os ensaios *pinhole test*, *crumb test* e *inderbitzen* para avaliação dos processos erosivos. O detalhamento dos procedimentos metodológicos utilizados para a realização de cada ensaio citado está apresentado nos Apêndices H e I. Por fim, todas as características e parâmetros citados foram obtidos com base nas recomendações de normas técnicas no Laboratório de Geotecnia do Lactec, acreditado pelo CGCRE/INMETRO (Anexo II).

Para auxiliar a avaliação do dano relacionado a alteração da capacidade de suporte e deformabilidade do solo foram realizados ensaios geotécnicos de laboratório (índice de suporte Califórnia e adensamento unidimensional).

O ensaio de índice de suporte Califórnia (ISC) consiste em avaliar a capacidade de suporte de um determinado solo. No ensaio é medida a resistência à penetração de uma amostra saturada compactada. Para avaliação da deformabilidade do solo, foram realizados ensaios de adensamento unidimensional, onde uma amostra de solo indeformada é submetida a diversos carregamentos unidimensionais para obtenção de parâmetros que possibilitam o cálculo de recalques primários (redução progressiva do volume de uma massa de solo, devido, principalmente, à expulsão de água dos vazios do solo) e secundários (redução progressiva do volume de uma massa de solo, devido ao ajustamento da estrutura interna da massa de solo).

Para a determinação do ISC foram realizados 8 ensaios, seguindo as recomendações da norma ABNT NBR 9895:2016. A partir da realização dos ensaios citados, foram obtidas as curvas de índice de suporte Califórnia *versus* teor de umidade, expansão *versus* o teor de umidade e massa específica seca *versus* teor de umidade.

Para a análise da capacidade de suporte do solo foram realizados ensaios de adensamento unidimensional. O ensaio de adensamento unidimensional é regulamentado pela norma ABNT NBR 12007:1990. O objetivo principal da realização deste ensaio consiste na simulação de diferentes carregamentos para uma mesma amostra para a avaliação de sua deformabilidade. Este ensaio foi realizado com as amostras cuja coleta se encontra descrita no item 2.2.1.2.5, para determinação do coeficiente de adensamento, tensão de pré-adensamento e índice de compressão.

Para auxiliar a avaliação o dano referente a alteração da permeabilidade e do fluxo de água no solo foram realizados ensaios de permeabilidade à carga variável com amostras de rejeito coletadas na área que compreende o Compartimento 1. Os valores de permeabilidade obtidos nos ensaios de laboratório subsidiaram as análises de fluxo utilizando o software GeoStudio (SEEP/W).

Os ensaios de permeabilidade à carga variável foram realizados com o intuito de se obter o coeficiente de condutividade hidráulico. As análises de fluxo, apresentadas no item 2.2.5, foram realizadas utilizando-se os parâmetros geotécnicos obtido em laboratório. Foram realizados 8 ensaios para determinação do coeficiente de condutividade hidráulico. O ensaio de permeabilidade à carga variável seguiu as recomendações da ABNT NBR 14545:2000. A permeabilidade das amostras ensaiadas foi determinada por meio do método de ensaio A, utilizando um permeâmetro de parede flexível.

O conhecimento das condições de fluxo de água é fundamental para as análises de segurança, além de fornecer informações para estudos de estabilidade de taludes. As análises de fluxo podem ser processadas a partir de vários métodos, tais como o físico, o gráfico, o analítico, o analógico e o numérico.

Um modelo numérico representa uma simulação matemática de um processo físico real. Segundo Massad (2010), as soluções analíticas utilizam funções matemáticas complexas e são restritas a alguns casos de geometria bem simples. Sendo assim, as soluções numéricas implementadas em programas computacionais vêm sendo utilizadas para resolver o problema de fluxo em meios porosos utilizando o método dos elementos finitos (MEF) para as análises.

O método dos elementos finitos consiste na divisão do domínio de análise em elementos geométricos interconectados por nós. Estes elementos geralmente variam entre triângulos e quadrados e são comumente definidos como elementos finitos. Desse modo, o problema de fluxo é simplificado e resolvido em cada nó pelo uso de funções de interpolação. O comportamento em conjunto e as interações destes elementos permitem analisar o comportamento de modelos mais complexos. Uma recomendação é iniciar a modelagem da malha a partir de um modelo simples e evoluir para um modelo mais complexo, o que irá facilitar a convergência da análise. Além disso, é importante que os resultados sejam coerentes com resultados obtidos pelo traçado simplista da rede de fluxo feito à mão.

Uma análise de fluxo pelo método de elementos finitos procede-se em três passos. O primeiro, deve-se reconhecer o domínio de análise e modelar o problema, o que consiste em determinar a geometria da obra e desenhar a malha de elementos finitos, determinar as propriedades dos materiais

envolvidos e especificar as condições de contorno. O segundo passo consiste em processar o modelo a partir da formulação e da solução do sistema de equações de elementos finitos. Por último, devem-se interpretar os resultados obtidos no pós-processamento, no qual é possível a visualização gráfica da resposta numérica. A solução fornece a carga hidráulica total em todos os pontos da malha, a partir dos quais se podem traçar as equipotenciais (linhas de igual valor de carga total) e obter as outras variáveis de fluxo, como as cargas hidráulicas, as pressões neutras, os gradientes e as vazões. Em resumo, Gaioto (2003) citou que as informações básicas para um bom processamento de análises de fluxo consistem nas condições de contorno, nas informações geométricas e nas características geotécnicas, tais como coeficientes de permeabilidade e condições de anisotropia.

A solução da rede de fluxo requer a determinação das condições de contorno, as quais estão diretamente ligadas à geometria do problema. Um problema pode ser caracterizado como fluxo confinado ou não confinado, em que um definido fluxo é considerado confinado quando não existe linha freática, caso contrário, ele é denominado não confinado. Massad (2010). Dell’Avanzi (2014) citou para as condições de contorno três condições básicas:

- carga imposta, carga total ou de pressão;
- gradiente imposto, vazão ou velocidade de fluxo impostos; e
- mista, compatibilidade simultânea entre a carga e o gradiente impostos.

Para a avaliação e classificação do dano referente à alteração da estabilidade de encostas foram utilizados os Fatores de Segurança (FS) obtidos pelo método de Morgenstern Price, uma vez que para utilizar esse método são consideradas condições de estabilidade que satisfazem simultaneamente todas as condições de equilíbrio de forças e de momentos (FABRÍCIO, 2006).

Segundo Gerscovich (2012), o objetivo da análise de estabilidade é avaliar a possibilidade de ocorrência de escorregamento de massa de solo presente em talude natural ou construído. Uma análise de estabilidade visa verificar se um talude é estável a partir de um fator de segurança associado a uma superfície potencial de ruptura. O fator de segurança (FS) é definido como a relação entre as tensões cisalhantes atuantes e a resistência ao cisalhamento do solo, o qual é dado por:

$$FS = \frac{\tau_f}{\tau_a} \quad (1)$$

Onde:

FS = fator de segurança;

τ_f = resistência ao cisalhamento do solo;

τ_a = tensões atuantes.

Esse tipo de abordagem define-se como determinística, pois estabelece um único valor para o fator de segurança. Na Tabela 24 está mostrada a condição do talude para os possíveis casos de fatores de segurança a serem encontrados. O fator de segurança admissível (FS_{adm}) para uma determinada obra corresponde a um valor mínimo a ser atingido e varia conforme definido em projeto, não podendo ser no caso de estabilidade de encostas, inferior a 1,0.

Tabela 24 – Fatores de segurança e respectivas condições de segurança para taludes naturais.

Fator de segurança (FS)	Condição do talude
$FS < 1,0$	Talude instável, que deverá sofrer ruptura.
$FS = 1,0$	Condição limite de estabilidade associada à iminência de ruptura, também, condição adotada geralmente nos cálculos de retroanálise.
$FS > 1,0$ (pouco maior)	Condição estável, quanto mais próximo de 1,0 for o FS, mais precária e frágil será a condição de estabilidade do talude.
$FS > 1,0$ (muito maior)	Condição estável, quanto maior for o FS, menores serão as possibilidades de o talude vir a sofrer ruptura quando submetido a condições críticas (percolação d'água, etc).

Para o cálculo do fator de segurança das encostas estudadas, presentes no Compartimento 1, foi utilizado o programa computacional de análise bi-dimensional GeoStudio (SLOPE/W). Segundo Silveira (2008), este programa utiliza a teoria de equilíbrio limite para o cálculo do fator de segurança de taludes de solo.

Foram realizadas análises de estabilidade em 8 seções elaboradas com base nas informações dos locais onde foram coletados rejeito. As análises foram realizadas com utilizando 5 diferentes métodos, sendo estes: Bishop, Janbu, Morgenstern Price, Ordinary e Spencer.

Ainda, as análises foram realizadas utilizando-se parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos em laboratório (intercepto coesivo e ângulo de atrito interno) para solos coesivos e não coesivos (considerando nível d'água coincidente com o nível do terreno, na superfície). Para o solo natural foram considerados os parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos nos trabalhos publicados por Allonda (2017) e Pattrol (2017), e também apresentados conforme Brasil (MPF)/Lactec (2017a).

Para auxiliar na avaliação do dano relacionado ao aumento dos processos erosivos foram realizados ensaios laboratoriais de erosão em laboratório (*Inderbitzen*, *Pinhole test* e *Crumb test*) e modelagem computacional para o cálculo da perda de solo (Equação Universal de Perda de Solo modificada (RUSLE 1)).

Grande parte dos processos erosivos se constitui em uma forma natural de modelagem do relevo e atuam de modo conjugado a processos pedogenéticos. A erosão natural ocorre, de maneira geral, equilibradamente, havendo certa equivalência entre a quantidade de solo erodida e de solo produzido. Já a erosão antrópica está diretamente ligada aos fatores de uso e ocupação do solo que causam alterações em paisagens, como é o caso do material depositado oriundo do rompimento da barragem de Fundão, que ocasionou a cobertura do solo. A partir dos ensaios de laboratório e de modelagem computacional, que será detalhado no item 2.2.1.3.2, se buscou avaliar o aumento dos processos erosivos decorrentes da deposição de rejeito sobre o solo natural presente na área denominada como Compartimento 1.

Dentre os ensaios laboratoriais para avaliação qualitativa dos processos erosivos o ensaio do torrão, também conhecido como crumb test ou como ensaio de dispersão rápida, busca avaliar a partir de observações visuais em torrões do material, imerso em água destilada, e conforme o seu comportamento o material pode ser classificado como dispersivo ou não dispersivo. O ensaio seguiu

as recomendações da norma ABNT NBR 13601:1996. Ao longo de 1 h, foram observadas as reações ocorridas e então atribuídos um grau, conforme descrito a seguir:

- Grau 1 – Comportamento não-dispersivo. O torrão pode absorver água, ocasionar esboramento e esparramar-se no fundo do béquer, formando uma pilha achatada, mas não se observa sinal de turvação no líquido, provocado por colóides em suspensão;
- Grau 2 – Comportamento levemente dispersivo. Neste caso, há indícios de turvação na água, próximos à superfície do torrão (se a turvação for facilmente visível, registrar como grau 3);
- Grau 3 – Comportamento moderadamente dispersivo. Observam-se colóides em suspensão, geralmente finos veios espalhando-se no fundo do béquer, facilmente reconhecível; e
- Grau 4 – Comportamento fortemente dispersivo. Observa-se uma dispersão coloidal, geralmente uma película muito fina, cobrindo quase todo o fundo do béquer. Em casos extremos, toda a água torna-se turva.

Para a obtenção de uma medida direta e qualitativa da dispersibilidade de solos pelo fluxo de água foi realizado o ensaio Pinhole test. O ensaio seguiu as recomendações da norma ABNT NBR 14114:1998. A realização do ensaio auxilia na avaliação qualitativa do potencial de erodibilidade dos materiais, principalmente no que diz respeito a ocorrência de erosão interna (piping) de um determinado maciço de terra, seja ele um aterro ou um talude. A avaliação do potencial de erodibilidade foi realizada a partir de um pequeno orifício obtido com uma agulha de diâmetro aproximado de 1 mm realizado axialmente em um corpo de prova com dimensões de 38 mm de altura por 35 mm de diâmetro.

Os solos podem ser classificados quanto à dispersibilidade em seis categorias de acordo com a turbidez do efluente, vazão e dimensões finais do furo como segue:

- ND1 – não dispersivo;
- ND2 – incipientemente dispersivo;
- ND3 – levemente dispersivo;
- ND4 – moderadamente dispersivo;
- D2 – dispersivo; e
- D1 – altamente dispersivo.

Com o objetivo de simular a erosão de um talude de aterro em laboratório, para uma certa condição de chuva e, conseqüentemente, escoamento de água superficial (INDERBITZEN, 1961), foi realizado o ensaio Inderbitzen. A realização do ensaio permite considerar fatores como a compactação relativa do solo, inclinação do “talude experimental”, vazão e duração do escoamento. Com a aplicação da técnica, os resultados obtidos, vinculados com a inclinação das seções críticas definidas para as análises subsidiaram as análises de erodibilidade e possibilitaram a obtenção de informações de recargas de material (substâncias e partículas) no rio Doce, devido ao carreamento de partículas pelo escoamento superficial. Apesar de seu objetivo inicial específico, o ensaio Inderbitzen tem sido utilizado para estudar problemas de erosão diversos. O uso frequente e diversificado do ensaio, com bons resultados relatados, prova que o ensaio é uma ferramenta valiosa. Emprega materiais e equipamentos de baixo custo e fáceis de reproduzir em laboratório, apesar de o procedimento do

ensaio ser relativamente complexo, exigindo planejamento cuidadoso para garantir sua qualidade (CHAMECKI, 2002). Para a definição dos procedimentos de ensaio foi utilizado como base a dissertação de Chamecki (2002) e alguns trabalhos complementares (INDERBITZEN, 1961; BRASIL, 1979; FÁCIO, 1991; FONSECA e FERREIRA, 1981; LEMOS, 2002; SANTOS, 1997; BASTOS, 1999). Foram utilizadas as amostras do item 2.2.1.2.5 para a realização de 40 ensaios para determinação da erodibilidade do solo.

2.2.1.3.2 Modelagem de perda de solo (RUSLE 1)

Especificamente para o diagnóstico do aumento dos processos erosivos foi realizado um estudo para estimar as perdas de solo a partir da RUSLE 1 (RENARD et al., 1997), através do modelo de Razão de Exportação de Sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* - SDR) da ferramenta de avaliação e mapeamento de serviços ecossistêmicos InVEST 3.7.0 (SHARP et al., 2018). A ferramenta InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), foi desenvolvida pela iniciativa denominada *Natural Capital Project*, formada pela cooperação entre a Universidade de Stanford, *The Nature Conservancy*-TNC e o Fundo Mundial para a Natureza - WWF (SHARP et al., 2018). Os modelos InVEST funcionam por meio de algoritmos computacionais de cálculo de processos ecológicos, representados na forma de variáveis biofísicas, tendo como produto final a espacialização, quantificação e valoração (opção para alguns dos modelos InVEST) dos serviços ecossistêmicos provenientes de um determinado cenário de uso e manejo do solo. A avaliação comparativa de resultados obtidos mediante a aplicação de diferentes cenários de uso e cobertura da terra permite avaliar a variação de fluxos de serviços ecossistêmicos, ocasionada pelas mudanças na paisagem, sejam elas decorrentes de processo de conversão de áreas naturais para usos antrópicos, restauração ecológica ou mesmo desastres de origem natural ou antrópica (que é o caso do presente diagnóstico).

Para o modelo SDR, que é um modelo espacialmente explícito, é levado em consideração tanto o potencial de perda de solo (ou seja, a quantidade de sedimento gerado, quantificado a partir da RUSLE1), quanto parâmetros que estabelecem quanto da proporção de solo erodido efetivamente atinge a saída da bacia, através de informações como a conectividade hidrológica e as áreas de retenção dos sedimentos gerados. Nesse sentido, para quantificar o aumento nos processos erosivos, foram utilizados apenas os dados de saída do modelo (*outputs*) relativos às perdas de solo geradas.

A equação de perda de solo é um modelo que busca abranger os principais fatores que resultam na desagregação das partículas de solo devido à interação com a chuva e sua posterior erosão. Esses fatores (relacionados à chuva, ao uso da terra e às características intrínsecas ao solo) são simplificados em uma relação direta, ou seja: quanto maior o potencial erosivo da chuva, ou maior a suscetibilidade do solo em ser erodido ou mais íngreme e comprida a encosta, maior será a perda de solo por erosão. Por outro lado, quanto maior é a cobertura do solo (menor exposição) e/ou quanto mais práticas conservacionistas são adotadas, menores os pesos desses fatores na equação e, consequentemente, menor a perda de solo. Os fatores que contribuem para a RUSLE podem ser observados na Equação 2.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (2)$$

Em que:

A: perda de solo anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

- R: erosividade da chuva ($\text{MJ mm}^{-1} (\text{ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1})$);
- K: erodibilidade do solo ($\text{t ha}^{-1} ((\text{MJ ha}^{-1} (\text{mm h}^{-1}))^{-1})$);
- LS: comprimento e gradiente/inclinação da encosta (adimensional);
- C: cobertura e manejo (adimensional);
- P: práticas conservacionistas (adimensional).

Para o presente diagnóstico, o fator R utilizado para a modelagem foi baseado em médias históricas de erosividade (potencial erosivo das chuvas) a partir do programa computacional NetErosividade do estado de Minas Gerais (MOREIRA et al., 2008). A entrada no modelo para este parâmetro se deu na forma de arquivos raster, para o recorte das principais sub-bacias da área de drenagem que se insere no Compartimento 1 até a UHE Risoleta Neves, ou seja, as bacias hidrográficas dos rios do Carmo e Piranga. Para um melhor detalhamento dessa região, que foi a mais afetada no contexto do desastre, foi realizada uma sub-compartimentalização que divide a área de drenagem do Compartimento 1 (89.240 ha) nos seguintes sub-compartimentos (Figura 71):

- 1) Sub-Compartimento 1: bacia do Gualaxo do Norte (56.103 ha);
- 2) Sub-Compartimento 2: área de drenagem entre a confluência dos rios Gualaxo do Norte e Carmo, e a confluência dos rios Carmo com Piranga (início do Rio Doce) (22.071 ha);
- 3) Sub-Compartimento 3: área do início do Rio Doce até a UHE Risoleta Neves (11.066 ha).

A modelagem realizada para estimar o dano aos processos erosivos considerou dois cenários distintos, aqui elencados como: cenário pré-desastre (T_0), em que foram utilizadas informações de uso e cobertura da terra do ano de 2015 ou anterior para estimar a linha base; e cenário pós-desastre (T_1), em que foram consideradas as informações de uso e cobertura da terra do final do ano de 2015 ou início de 2016, logo após o desastre. Nesse sentido, a diferença entre os dois cenários se deu basicamente em modificar a conformação de uso e cobertura do solo, e do tipo de solo (assumindo-se que na APDL do Compartimento 1 existe um novo tipo de substrato em T_1 , ou seja, o rejeito depositado).

Para o fator K, que representa a suscetibilidade do solo à erosão, considerou-se o Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais (UFV, 2010) e os respectivos valores de erodibilidade de cada ordem de solo para o cenário T_0 , obtidos de acordo com a literatura, e que estão listados na Tabela 25.

Figura 71 – Localização da área de análise para a modelagem de exportação de sedimentos (Invest), destacando-se as sub-bacias do rio Gualaxo do Norte, baixo Carmo e incremental do rio Doce (Compartimento 1).

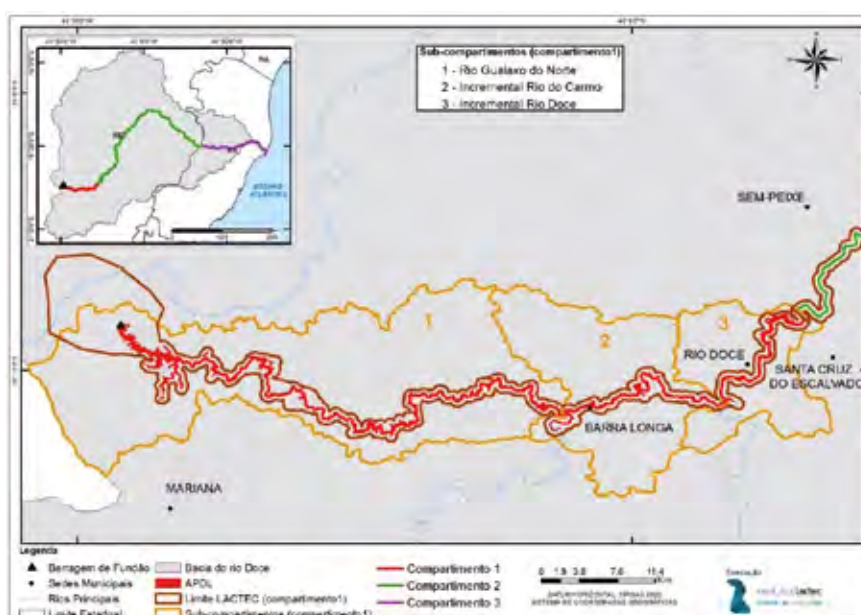


Tabela 25 – Erodibilidade (fator K da Equação Universal de Perda de Solo modificada) de diferentes ordens de solo presentes nas sub-bacias dos rios Gualaxo do Norte, baixo Carmo e incremental do rio Doce (Compartimento 1) obtidos na literatura.

solo/substrato	K adotado ($t\ ha^{-1}$) ($(MJ\ ha^{-1})$ ($mm\ h^{-1})^{-1}$)	referência
Afloramento de Rocha	0,010	adaptado de SOUZA; SOBREIRA, 2017.
Argissolo Vermelho Distrófico	0,034	MARQUES, 1996 apud SOUZA; SOBREIRA, 2017.
Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	0,027	RESCK et al., 1981 apud SÁ et al., 2004.
Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico	0,014	COSTA et al., 2005.
Cambissolo Flúvico	0,023	CLEMENTE et al, 2017.
Cambissolo Háptico	0,035	SILVA et al., 2009.
Cambissolo Húmico	0,011	BERTOL et al., 2002.
Espodossolo Humilúvico	0,059	ROCHA, 2013.
Gleissolo Melânico	0,004	RIBEIRO; ALVES, 2007 apud SOUZA; SOBREIRA, 2017.
Latossolo Amarelo	0,002	Poucas informações para região, adotado o valor de LVA.
Latossolo Vermelho	0,001	Valor dentro da faixa de variação encontrada em estudos na região (0,0001 - 0,004)
Latossolo Vermelho-Amarelo	0,002	Valor dentro da faixa de variação encontrada em estudos na região (0,0002 - 0.01)
Neossolo Fluvico	0,040	RIBEIRO; ALVES, 2007 apud SOUZA; SOBREIRA, 2017.
Neossolo Litólico	0,045	CASTRO JÚNIOR, 2008 apud SOUZA; SOBREIRA, 2017.
Nitossolo Vermelho	0,027	CHAGAS et al., 2011 apud MOREIRA, 2017.
Rejeito	0,0792	Aplicação da equação de WISCHMEIER; SMITH, 1978.

Os fatores relativos ao comprimento da rampa e à inclinação da encosta foram obtidos a partir do método de DESMET; GOVERS (1996), em que maiores detalhes acerca dos cálculos utilizados podem ser obtidos em SHARP et al. (2018). Para este fator e para os fatores C e P (Tabela 26), que são relacionados à cobertura e manejo do solo e à adoção de práticas conservacionistas, as informações foram inseridas no modelo a partir de tabelas de parâmetros biofísicos associadas ao shapefile das sub-bacias mencionadas. Os fatores C foram obtidos a partir da literatura (LIMA et al., 2014; SILVA, 2009; SOUZA; SOBREIRA, 2017; YOUNG et al, 2016) considerando mapas de uso e cobertura do solo em escalas de 1:20.000 e 1:25.000 (AGB-DOCE, 2013; MPF; LACTEC, 2018b) com o recorte para as áreas avaliadas, enquanto os valores do parâmetro P foram definidos a partir daqueles atribuídos para a região por SOUZA e SOBREIRA (2017), ou de valores *default* do próprio InVest.

Tabela 26 – Valores adotados para os fatores C (cobertura e manejo do solo) e P (práticas conservacionistas) da Equação Universal de Perda de Solo modificada (RUSLE 1), de acordo com as classes de uso do solo da bacia.

Uso do solo	Fator C	Fator P
Rocha	0,0001	0,500
Agricultura	0,0770	0,400
Corpos d'água	0,0010	0,001
Área construída	0,0100	0,500
Área urbana	0,1150	0,500
Campo natural	0,0050	0,200
Banco de areia	0,0100	0,500
Mata nativa	0,0010	0,200
Mineração	0,3000	1,000
Pastagem (campo e pasto)	0,0520	0,500
Reflorestamento	0,0160	0,500
Solo exposto	0,4000	0,500
Várzea	0,0030	0,200
Rejeito	0,4000	0,500

Devido ao rejeito depositado apresentar características físicas e granulométricas que aumentem sua predisposição em ser erodido, o fator K (erodibilidade) do rejeito depositado, utilizado para a modelagem do cenário T₁, foi obtido aplicando-se a equação de Wischmeier; Smith (1978) a partir de indicadores medidos em amostras de rejeito coletadas em campo, conforme a Equação 3.

$$K = [2,1 \times 10^{-4} \times M^{1,14} \times (12 - K_a) + 3,25 \times (K_b - 2) + 2,5 \times (K_c - 3)] \times 0,001313 \quad (3)$$

Em que:

K: erodibilidade do rejeito (t ha⁻¹) ((MJ ha⁻¹) (mm h⁻¹))⁻¹;

M = (% silte + % areia muito fina) X (100 - % argila);

K_a: % de matéria orgânica;

K_b: coeficiente relativo à estrutura do solo;

K_c: classe de permeabilidade.

O coeficiente K_a foi obtido a partir dos teores de carbono orgânico (CO) das amostras deformadas de rejeito depositado, provenientes da coleta descrita no item 2.2.1.2.1. Uma vez que a matéria orgânica do solo (MOS) contém cerca de 58% de carbono, multiplicaram-se os teores de CO das amostras por 1,72 para se obter esse coeficiente. Em relação ao coeficiente de estrutura do solo, K_b , este foi obtido a partir da classificação textural das amostras, segundo a classificação: % argila > 55 = classe 1; 55 < % argila > 41 = classe 2; 40 < % argila > 26 = classe 3; 25 < % argila > 11 = classe 4; % argila $\geq$ 10 = classe 5; e solos alagados = classe 6. A definição do coeficiente relativo a classe de permeabilidade (K_c), também foi feita à partir da classe textural das amostras de rejeito depositado, segundo a classificação de permeabilidade (nomograma de Wischmeier; Smith (1978)) que se segue: permeabilidade muito baixa (textura muito argilosa) = classe 6; permeabilidade baixa (textura argilosa) = classe 5; permeabilidade moderada (textura média) = classe 4; permeabilidade moderada a baixa (textura siltosa) = classe 3; e permeabilidade alta (textura arenosa) = classe 2. Todos os coeficientes mencionados, para cada amostra de rejeito, estão apresentados no Apêndice J.

Além da modificação do fator K e do mapa de uso e cobertura do solo para o cenário T_1 , o fator C para as áreas de deposição de rejeito foi considerado como sendo o mesmo valor adotado para a classe de solo exposto (Tabela 26), mantendo-se os demais fatores R , LS e P iguais à T_0 .

Para a verificação da acurácia do modelo em simular o comportamento médio da bacia e mesmo para conferência da necessidade de ajustes de parâmetros, para fins de calibração, foram realizadas análises comparativas entre as perdas estimadas pelo modelo e as estatísticas geradas a partir de séries temporais de dados observados. No presente diagnóstico, essa comparação foi realizada utilizando-se estimativas de descarga fluvial de sólidos em suspensão a partir de estudos técnicos sobre produção de sedimentos relativos aos principais corpos d'água que compõem a rede de drenagem do Compartimento 1 (rios Piranga e Carmo). Foram pesquisadas e coletadas informações disponibilizadas em publicações científicas ou técnicas para a obtenção de referências de estimativas de cargas médias de sedimentos ao longo dessas duas principais sub-bacias. Tais informações foram produzidas no escopo de pesquisas de estimativa de potenciais hidrelétricos (ELETROBRÁS, 1998) ou estudos de viabilidade de projetos específicos de geração de energia hidrelétrica na região (GEOPROJETOS; CVRD, 2000), além de estudos hidrossedimentológicos para a área de drenagem até a UHE Risoleta Neves (POTAMOS, 2017) e permitiram uma estimativa apurada do comportamento médio do transporte de sedimentos pelos rios principais das bacias hidrográficas que compõem o Compartimento 1.

Após as rodadas preliminares do modelo para o cenário de linha de base (T_0), procedeu-se a verificação comparativa dos resultados obtidos com as estimativas geradas pelos estudos anteriormente citados (variação percentual das ordens de aproximadamente 10,9 e 5,6% entre a modelagem e os estudos da ELETROBRÁS (1998) e GEOPROJETOS; CVRD (2000), respectivamente). Além desta comparação, os resultados obtidos pelo modelo InVEST SDR foram confrontados com aqueles estimados por POTAMOS (2017), sendo este o estudo mais detalhado e atual para a região de interesse, procedendo-se ao cálculo da diferença percentual entre o valor modelado e o valor obtido por meio de aplicação de curva-chave de sedimentos. Essa diferença percentual foi de 3,3% e, assim, utilizando-se as recomendações técnicas para avaliação da performance de modelos de sedimentos (MORIASI et al., 2015) (que considera que se o valor de viés percentual (PBIAS) anual for menor que $\pm 20\%$, o modelo é

robusto), foi possível verificar que as estimativas do modelo foram classificadas como “satisfatórias”, considerando-se, portanto, o modelo calibrado. Após constatar que o modelo simulava satisfatoriamente a realidade, seguiu-se para a próxima etapa do processo, em que o modelo foi aplicado ao cenário pós-desastre (T_1).

2.2.1.3.3 *Caracterização morfológica*

As amostras de rejeito depositado e solo controle (item 2.2.1.2.1) foram avaliadas quanto à consistência no estágio molhado, avaliando-se o grau de pegajosidade, e quanto à cor, determinada no estágio úmido utilizando-se o padrão internacional de cores de Munsell (MUNSELL SOIL COLOR COMPANY, 1975). Essa avaliação foi realizada em laboratório e seguiu o procedimento descrito por SANTOS et al. (2015).

A cor das amostras apresenta três componentes: 1) matiz - proporção entre vermelho (expresso pela hematita, óxido de ferro) e amarelo (expresso pela goethita, hidróxido de ferro) na amostra. Tem-se a seguinte sequência de matizes da cor mais vermelha para a cor mais amarela: 5R, 7,5R, 10R, 2,5YR, 5YR, 7,5YR, 10YR, 2,5Y, 5Y, 7,5Y; 2) valor - diz respeito à proporção do claro e escuro na cor: quanto menor o valor, mais escura é a cor e vice-versa; e 3) croma - relativa à intensidade da cor ou maior expressão da matiz ou valor na cor. Para valores de croma mais elevados, identifica-se mais nitidamente as cores vermelha e amarela e para valores de croma mais baixos definem-se cores mais escuras. O sistema Munsell de cores adota a notação matiz valor/croma, por exemplo, 10R 3/2 - cor vermelha, típica de horizonte A mais escuro pela elevada ocorrência de matéria orgânica. Quanto menores os teores de matéria orgânica têm-se maiores valores para os parâmetros de valor e croma. (BRADY; WEIL, 2013).

A pegajosidade é uma característica do solo mensurada a partir da observação da aderência da massa de solo a outros objetos. Essa característica morfológica foi escolhida para ser avaliada porque denota, indiretamente, o teor da fração fina (como a argila) da amostra (OLIVEIRA, 2005), ou seja, solos mais argilosos tendem a apresentar maior pegajosidade. A amostra foi umedecida e homogeneizada e, então, comprimida entre os dedos indicador e polegar para a verificação da aderência. Os graus de pegajosidade podem ser classificados como: não pegajoso (após cessar a pressão não se verifica, praticamente, nenhuma aderência da massa ao polegar e/ou indicador); ligeiramente pegajoso (após cessar a pressão, o material adere a ambos os dedos, mas desprende-se de um deles perfeitamente; não há apreciável esticamento ou alongamento quando os dedos são afastados); pegajoso (após cessar a compressão, o material adere a ambos os dedos e, quando estes são afastados, tende a alongar-se um pouco e romper-se, ao invés de desprender-se de qualquer um dos dedos); e muito pegajoso (após a compressão, o material adere fortemente a ambos os dedos e alonga-se perceptivelmente quando eles são afastados) (IBGE, 2007).

2.2.1.3.4 *Caracterização mineralógica e orgânica*

A fração sólida do solo é composta basicamente por minerais e por matéria orgânica em diversos estágios de decomposição (BRADY; WEIL, 2013). Essa fração foi avaliada nas amostras de rejeito depositado e solo controle coletadas de cada seção transversal (item 2.2.1.2.1) a partir de análise mineralógica, por difratometria de raios X (DRX), e quantificando-se o teor de CO, que representa o componente principal da MOS. Todas as amostras foram avaliadas quanto ao teor de CO, porém, para

a avaliação mineralógica, foram selecionados 2 pontos de rejeito e 2 pontos de solo controle de cada STS, com exceção das seções STS 5, STS 6 e STS 7, em que foram analisadas, adicionalmente, a camada de solo de cobertura, amostra de rocha e solo de cobertura, respectivamente.

A análise mineralógica foi realizada a partir da fração terra fina seca ao ar (TFSA), em que foram moídos 0,3 g de cada amostra, sendo as mesmas posteriormente tamisadas em peneira de abertura de malha 0,2 mm. Os padrões de picos (amostras em pó) foram obtidos no aparelho Panalytical X'Pert3, com velocidade de $0,42^\circ 2\theta \text{ s}^{-1}$ e analisados na faixa de 3 a $70^\circ 2\theta$. O difratômetro foi equipado com filtro de Ni, monocromador de grafite e radiação $\text{CuK}\alpha$, sendo operado a 40 kV e 40 mA. Adicionalmente, analisou-se a fração magnética de quatro amostras selecionadas (STS 9.3 e 9.4, nas camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m), que foram separadas da fração areia do rejeito por meio de um ímã de forma a obter os difratogramas nas mesmas condições já descritas. Destaca-se que na fração magnética da areia do rejeito também foram determinados os teores pseudo totais de EPTs (detalhes dos métodos serão apresentados no item 2.2.1.3.6.2).

A MOS presente nas amostras de rejeito depositado foi representada pelos teores de CO, determinado via colorimetria do íon Cr^{3+} formado na reação de oxidação da matéria orgânica e redução do dicromato (EMBRAPA, 1997).

2.2.1.3.5 Caracterização física

Os indicadores físicos determinados nas amostras do rejeito depositado foram: distribuição granulométrica (frações areia, silte e argila), densidade do solo (ou densidade aparente ou massa específica natural), densidade de partículas (ou densidade de sólidos ou massa específica dos grãos), porosidade total (P_T), microporosidade, macroporosidade, umidade em capacidade de campo (U_{CC}), umidade em ponto de murcha permanente (U_{PMP}) e capacidade de água disponível (CAD), a partir de amostras deformadas e indeformadas coletadas no campo, nas mesmas seções transversais referenciadas no item 2.2.1.2.1.

A análise granulométrica para fins de classificação textural das amostras foi realizada pelo método do densímetro (EMBRAPA, 1997), tendo sido adotada para divisão das frações os limites estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: sendo: areia grossa - 0,2 a 2 mm; areia fina - 0,05 a 0,2 mm; silte - 0,002 a 0,05 mm; e argila $<0,002$ mm.

A densidade do solo foi determinada de acordo com a ABNT NBR 9813:1987 para as amostras indeformadas, enquanto que a densidade de partículas das amostras deformadas foi determinada de acordo com a ABNT NBR 6458:2016 (em seu ANEXO A). Para ambos os indicadores, a preparação das amostras para os ensaios seguiu as recomendações da ABNT NBR 6457:2016 (em seu ANEXO B).

Os indicadores P_T , microporosidade, macroporosidade, U_{CC} e U_{PMP} das amostras foram quantificados seguindo-se a metodologia descrita em Embrapa (2017). A P_T , que determina o volume de poros totais ocupado por água e/ou ar, foi determinada a partir da umidade de saturação. Paralelamente, a U_{CC} foi determinada a partir do método da mesa de tensão, permanecendo por 48 h sob tensão de 100 hPa. A U_{CC} representa, portanto, a quantidade de água distribuída nos poros do solo que está em uma relação de equilíbrio com a força da gravidade (BRADY; WEIL, 2013). A U_{PMP} , que representa o conteúdo de água no solo que proporciona a murcha irreversível das plantas, foi obtida por meio do aparelho

extrator de Richards (EMBRAPA, 1997). A CAD, por sua vez, foi calculada a partir da U_{CC} e da U_{PMP} para a profundidade de 0-0,4 m, conforme a Equação 4.

$$CAD = (U_{CC} - U_{PMP}) \times \rho_h \times z \times 10 \quad (4)$$

Em que:

CAD – capacidade de água disponível (mm);

z – espessura da camada (cm).

2.2.1.3.6 Caracterização química

2.2.1.3.6.1 Indicadores de fertilidade e potencial produtivo

As análises de fertilidade, que refletem as características químicas e o potencial produtivo do rejeito/solo, foram realizadas de acordo com o método da Embrapa (1997) nas amostras coletadas no item 2.2.1.2.1. Foram determinados os indicadores de pH em água (para o objetivo de análise de fertilidade, utilizou-se relação amostra:solução de 1:2,5 (m/v)), além dos valores de pH em KCl 1 mol L⁻¹, pH em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, acidez potencial (H+Al), teores de cátions trocáveis (Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Mn, Cu, Zn e Fe) e teores de P Mehlich-1. A determinação dos cátions trocáveis foi feita por titulação alcalimétrica no caso do Al³⁺, por leitura em espectroscopia de absorção atômica para Ca²⁺ e Mg²⁺, por espectroscopia de emissão de chama para o K⁺ e por espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado para os demais cátions e para o P (ICP-OES, Varian 720-ES®). A partir da determinação dos indicadores citados foram realizados os cálculos de soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica efetiva (CTC_{ef}), capacidade de troca catiônica potencial (CTC_{pot}), saturação por alumínio (m%), saturação por bases (V%) e delta pH (ΔpH).

Ainda para a verificação do potencial produtivo no rejeito (*status* nutricional da vegetação), as amostras de parte aérea das plantas, cuja coleta está descrita no item 2.2.1.2.2., foram lavadas em água corrente, enxaguadas em água pura (obtida por osmose reversa) e, em seguida, colocadas em sacos de papel para secar a 60°C em estufa com circulação forçada de ar até peso constante. As amostras secas foram então moídas em moinho tipo Willey e o material vegetal foi digerido totalmente, usando o seguinte método: 0,3 g de material vegetal foi transferido para tubos de teflon na presença de 7 mL de HNO₃ 50% (v/v) e 2 mL de H₂O₂ 30% (v/v). Os tubos de Teflon foram selados e mantidos em um forno de microondas (MarsXpress 6, CEM) por 20 min, quando a temperatura atingiu 180 °C. Esta temperatura foi então mantida por um período adicional de 15 min. Os teores de macronutrientes (Ca, Mg, K e P) foram determinados na solução por espectroscopia de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES).

2.2.1.3.6.2 Indicadores de contaminação por elementos potencialmente tóxicos

Para as amostras coletadas no item 2.2.1.2.1 foram determinados os teores pseudo totais, redutíveis (extraído por ditionito-citrato-bicarbonato, aqui chamado DCB), não trocáveis (extraído por HNO₃) e trocáveis (extraído por solução Mehlich-1) de EPTs (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Sb, Se, Sn, Pb e Zn) conforme as metodologias a seguir. Os dezessete elementos analisados foram

escolhidos como prioritários devido ao seu potencial de toxicidade, dentre outros critérios, conforme detalhado na Abordagem Metodológica de Química Analítica Ambiental (Capítulo 5 do TOMO I – Contextualização).

Procedimentos padrão nas análises

Para todas as extrações, os passos comuns foram os seguintes: i) todas as soluções de extração e frascos volumétricos foram preenchidos com água ultra pura ($18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$ a 25°C - Millipore Direct-Q System) e ácidos de alta pureza foram utilizados nas análises (Merck PA); ii) antes da extração, as amostras foram secas por 24 h em estufa a 40°C , moídas e peneiradas a 0,2 mm para melhorar a eficiência das extrações; iii) os extratos foram obtidos por centrifugação (3.000 rpm por 10 min) e todos os extratos foram filtrados em papel de filtro lento (MachereyNagel®); iv) Os teores de EPTs foram determinados por espectroscopia óptica de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), com exceção aos teores pseudo totais, que foram quantificados por espectrômetro de massas com plasma acoplado indutivamente (ICP-MS).

Teor pseudo total

Seguiu-se o procedimento descrito no método EPA 3051A (USEPA, 2007).

Teor redutível

Seguiu-se o procedimento descrito em Mehra e Jackson (1960). Foram realizadas seis extrações sucessivas em todas as amostras de rejeito depositado, solo controle e misturas. Após as extrações, a suspensão foi centrifugada e os extratos acondicionados num mesmo frasco para cada amostra.

Teor não trocável

Seguiu-se a metodologia descrita em Melo et al. (2016).

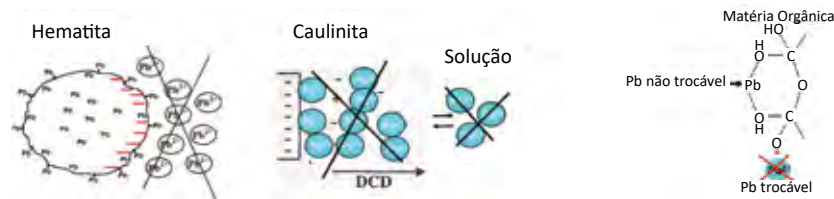
Teor trocável

Agitou-se 10 g de amostra por 10 minutos com 100 ml de solução de Mehlich-1 (H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} e HCl 0,050 mol L^{-1}). Os EPTs foram posteriormente quantificados no extrato após a filtragem da suspensão.

Para uma melhor compreensão das frações de EPTs extraídos pelos diferentes métodos químicos utilizados, fez-se uma representação esquemática da fase coloidal sólida do solo e a atuação dos reagentes, tomando o Pb^{2+} como exemplo (o “X” da Figura 72 a Figura 75 em relação ao Pb^{2+} representa sua extração pelo respectivo método):

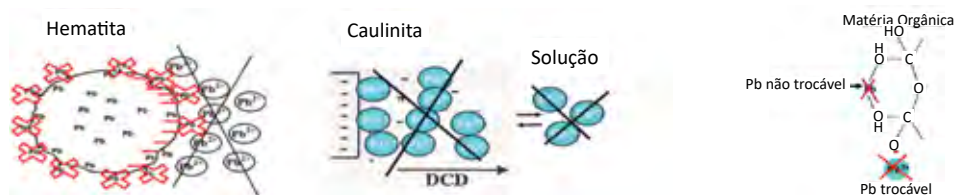
1) EPTs trocáveis (Mehlich-1): extrai apenas as formas trocáveis, pela troca do H^+ do extrator pelo Pb^{2+} adsorvido de forma não específica à CTC dos minerais da fração argila (como exemplo citou-se a hematita e a caulinita) e matéria orgânica humificada (Figura 72). A única forma mais prontamente disponível ao meio ambiente que o adsorvido é o Pb^{2+} solúvel ou na solução do solo. O Mehlich-1 extrai o somatório das formas trocáveis ou adsorvidas não especificamente e a forma solúvel dos EPTs catiônicos. Portanto, o Pb^{2+} extraído pelo Mehlich-1 é o mais deletério ambientalmente e está prontamente disponível à biota (curto prazo).

Figura 72 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução Mehlich-1. Fonte: o autor.



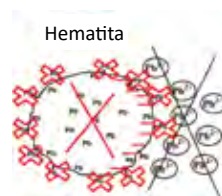
2) EPTs não trocáveis (HNO_3 1 mol L^{-1}): é um método mais agressivo que o anterior, extraindo uma parcela adicional do Pb^{2+} em relação ao Mehlich-1 (Mehlich-1 + formas não trocáveis ou adsorvidas especificamente) (Figura 73). A ligação dos EPTs adsorvidos especificamente aos minerais da fração argila e à matéria orgânica apresenta forte caráter covalente e, portanto, só ficariam disponíveis às plantas e aos organismos a médio e longo prazos (MELO et al., 2016).

Figura 73 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução HNO_3 1 mol L^{-1} . Fonte: o autor.



3) EPTs associados aos óxidos de Fe pedogenéticos (DCB): o método ditionito-citrato-bicarbonato apresenta forte poder redutor e simula uma condição de campo, onde, por exemplo, um solo de várzea é submetido à condição de alagamento (anoxia) por vários meses do ano e por um período de tempo de anos a décadas (portanto, essa fração representa os EPTs disponíveis a médio prazo). Nessa situação de baixa pressão de O_2 , ocorre a redução dos compostos nitrogenados oxidados, dos minerais de Mn ($\text{Mn}^{+4} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$) e por fim, dos minerais de Fe ($\text{Fe}^{+3} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$). Caso ocorra EPTs catiônicos na estrutura dos óxidos de Fe (mesmo comportamento para goethita e magnetita) a dissolução dos minerais irá liberar formas estruturais de EPTs (Figura 74). Contudo, em condições normais de aeração dos solos, essas formas de EPTs são estáveis e não são liberadas ao ambiente.

Figura 74 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pela solução de ditionito-citrato-bicarbonato (DCB). Fonte: o autor.

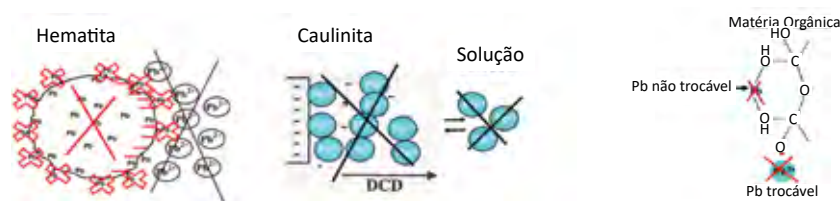


4) Teores pseudo totais de EPTs (EPA 3051): o uso de HNO_3 e HCl concentrados sob condições de temperatura e pressão elevadas, garante a quase total dissolução dos minerais e matéria orgânica dos solos (Figura 75). Portanto, esse método pode superestimar a toxidez de EPTs no ambiente. Contudo, esse é o método de diagnóstico ambiental para EPTs mais usado em todo o mundo (para comparação com os valores de referência de qualidade do solo - VRQs). No Brasil, os órgãos ambientais dos estados

e da federação (CONAMA) adotam esse método para determinar os teores naturais e o grau de contaminação dos solos por EPTs (MELO et al., 2017). Esse método extrai quantidades equivalentes de EPTs que o método de digestão que utiliza o HNO_3 , HCl e HF concentrado (EPA3052) (método não utilizado no presente estudo), que, verdadeiramente solubiliza toda a amostra de solo (teores totais). A única diferença é que a presença de HF no método garante a solubilização de silicatos (como quartzo, micas e feldspatos) e aluminossilicatos (como caulinita e esmectita) (MELO et al., 2016). Contudo, a presença de EPTs na estrutura desses minerais é muito limitada, o que garante a similaridade de extração dos métodos EPA 3051 e EPA 3052. Uma exceção é para o Ba^{2+} , que substitui isomorficamente o K^+ nos feldspatos (BATISTA et al., 2018). Portanto, em solo com a presença de feldspatos potássicos nas frações areia e silte os teores de Ba^{2+} pelo método EPA 3052 devem ser significativamente superiores aos teores de Ba^{2+} pelo método EPA 3051.

Os teores pseudo totais representam, portanto, os EPTs disponíveis à biota em períodos longos de prazo.

Figura 75 – Representação esquemática das formas de EPTs extraíveis pelo método EPA3051 (pseudo total). Fonte: o autor.



Cálculo do fator de contaminação

A avaliação da contaminação de EPTs nas matrizes avaliadas foi realizada, também, com base na interpretação do fator de contaminação (FC). O FC permite avaliar o grau de influência antrópica no ambiente em relação aos processos naturais (HAKANSON, 1980). Esse indicador foi calculado para os EPTs pseudo totais do rejeito depositado (camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m, da coleta descrita no item 2.2.1.2.1) e foi comparado com a linha base do presente trabalho (mediana da camada 0-0,4 m), que foi a referência primária para o diagnóstico dos danos.

O FC foi calculado conforme Hakanson (1980), de acordo com a Equação 5.

$$FC = \left(\frac{EPTs_{am}}{EPTs_{bg}} \right) \quad (5)$$

Em que:

$EPTs_{am}$ = teor pseudo total de EPTs no rejeito depositado;

$EPTs_{bg}$ = teor pseudo total de EPTs na linha base.

Os FCs foram interpretados de acordo com o sugerido por Hakanson (1980) onde: $FC < 1$: sem contaminação; 1 a 3: contaminação moderada; 3 a 6: contaminação considerável; e $FC > 6$: alta contaminação.

Adicionalmente aos teores de EPTs quantificados diretamente na matriz do rejeito depositado, a avaliação da contaminação por EPTs levou em consideração os teores dos elementos quantificados na biomassa das plantas coletadas em campo (item 2.2.1.2.2) na mesma solução de digestão do tecido

vegetal obtida para determinação dos teores de nutrientes (item 2.2.1.3.6.1), através de espectroscopia de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). Portanto, para o diagnóstico final da contaminação por EPTs nos solos considerou-se, sobretudo, a comparação dos dados do rejeito depositado com os dados de linha base, embora os resultados também tenham sido verificados quanto à sua conformidade em relação aos VRQs, teores totais recuperados nas plantas e aspectos que definem a biodisponibilidade dos elementos e seu real risco como contaminante do ambiente terrestre tenham contribuído na definição final.

As análises das amostras de rejeito depositado, solo controle e misturas descritas, foram realizadas nos seguintes laboratórios: Laboratórios de Química e Fertilidade do Solo, Física do Solo, Mineralogia do Solo e Nutrição de Plantas do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola do setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná (UFPR); Tommasi Ambiental; e Laboratório de Geotecnia do Lactec. Os laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da UFPR fazem parte da Comissão Estadual de Laboratórios de Análises Agronômicas (CELA-PR), recebendo esse selo de qualidade anualmente. Adicionalmente, tanto o laboratório Tommasi Ambiental quanto o Laboratório de Geotecnia do Lactec apresentam certificações de órgãos de controle de qualidade laboratorial, dentre os quais ambos possuem selo de acreditação do Inmetro. Dessa forma, todos os laboratórios utilizados têm a qualidade de suas análises atestadas. Os laudos de todas as análises podem ser obtidos nos Anexos III a XI.

Citogenotoxicidade

As amostras de rejeito depositado e solo controle, nas formas bruta e como extrato aquoso, foram avaliadas, ainda, em um teste de citogenotoxicidade, em que sementes de cebola (*Allium cepa*) foram cultivadas sobre essas matrizes em condições de laboratório para avaliar uma possível influência de contaminantes no rejeito que pudessem resultar em alterações celulares e/ou no material genético de plantas superiores. Essas avaliações foram conduzidas no Laboratório de Mutagênese Ambiental do Departamento de Genética da Universidade Federal do Paraná, com emprego de tratamentos controle recomendados na literatura (LEME; MARIN-MORALES, 2008; LEME; ANGELIS; MARIN-MORALES, 2008; FELISBINO et al., 2018; LIMA et al., 2019) e que permitem a certificação da qualidade do sistema-teste utilizado para a predição dos efeitos adversos contemplados nesta análise. Dentre as espécies de plantas usualmente empregadas em testes ecotoxicogenéticos, *A. cepa*, uma monocotiledônea, destaca-se quanto às condições cromossômicas favoráveis (cromossomos grandes e de tamanho reduzido) e sensibilidade na detecção de genotóxicos ambientais (LEME; MARIN-MORALES, 2008; FELISBINO et al., 2018; LIMA et al., 2019; SANTOS-FILHO et al., 2019). No que diz respeito à detecção de danos no DNA, os dados de *A. cepa* podem servir de alerta a outros organismos, devido ao fato da estrutura do DNA ser conservada entre espécies. Contudo, cuidado na extrapolação de dados toxicológicos entre grupos de organismos devem ser considerado, devido às diferenças fisiológicas, principalmente quanto ao sistema de metabolização de contaminantes e outros mecanismos de defesa celular que são fundamentais nas repostas genotóxicas (MAJER et al., 2005; TUTEJA et al., 2009; BALESTRAZZI et al., 2011).

Os extratos aquosos do rejeito depositado e solo foram preparados de acordo com ABNT NBR 10.006 (2004) em que o extrato solubilizado foi submetido a diluições seriadas com água ultrapura para obtenção dos solubilizados de 6,25, 12,5, 25 e 50%. Para o teste de toxicidade, sementes de *A.*

cepa (variedade Baia Periforme, marca Isla®) foram germinadas, por 5 dias a 25°C e ausência de luz, em placas de Petri de plástico (100 sementes/placa) contendo amostras de rejeito (16 g/placa), solo (14 g/placa) ou extrato aquoso destas amostras (tratamento contínuo). Água ultrapura foi utilizada como controle negativo (CN) e solução de sulfato de zinco heptahidratado a 6 mg/mL (CAS 7446-20-0, Sigma-Aldrich) foi utilizada como controle positivo (CP). Todos os grupos foram germinados em triplicatas. Após cinco dias de exposição, a taxa de germinação (IG) e o comprimento médio (CM) das raízes foram determinados para todos os tratamentos realizados (SANTOS-FILHO et al., 2019). Já, para a avaliação de alterações celulares e danos no material genético de células meristemáticas, as mesmas condições anteriormente descritas foram replicadas, em que CN e CP foram utilizados água ultrapura e metil metanosulfonato (MMS, CAS 66-27-3, Sigma-Aldrich) a 10 mg/L, respectivamente. Após a exposição, as raízes foram coletadas, fixadas em álcool e ácido acético (3:1, v/v) e armazenadas a 4°C até a confecção das lâminas. Para confecção das lâminas citológicas, as raízes foram submetidas à hidrólise ácida (HCl 1 N à 60 °C por 9 min) e incubadas em reativo de Schiff por 2 h. A região meristemática foi selecionada e posicionada sobre uma lâmina, sendo, posteriormente, suavemente maceradas em uma gota de carmim acético 2% (m/v). Lâminas permanentes foram montadas utilizando resina sintética para posterior análise em microscopia de luz (LEME; MARIN-MORALES, 2008). As lâminas foram analisadas quanto aos parâmetros: citotoxicidade [Índice Mitótico (IM), i.e. número de células em divisão celular]; genotoxicidade [aberrações cromossômicas (AC) e anormalidades nucleares (AN)] e mutagenicidade [micronúcleos (MN)]. A análise de todos estes parâmetros foi realizada pela contagem de 5.000 células por tratamento, sendo 500 células por lâmina, para um total de 10 lâminas analisadas por tratamento (10 indivíduos/tratamento) (LEME; MARIN-MORALES, 2008). Maiores detalhes da metodologia utilizada bem como exemplos das anormalidades consideradas podem ser visualizados no Apêndice K.

2.2.1.3.6.3 Experimento em casa de vegetação

De forma a melhor compreender o efeito da deposição de rejeito sobre o seu potencial produtivo e sobre a possibilidade de representar uma fonte de contaminação de EPTs para a biota, esse material foi coletado, em campo, no ponto STS 4.3 (em que foi constatada a presença de rejeito puro). Adicionalmente, o solo controle foi coletado no ponto STS 6.1 (ponto com grande contribuição de micaxisto em sua composição, o que resulta em um solo com elevada concentração natural de EPTs). Tanto o rejeito quanto o solo foram transportados para Curitiba e utilizados para a realização de um experimento em condições controladas.

O experimento foi instalado em casa de vegetação no dia 13 de novembro de 2018, com plantio de arroz (*Oryza sativa*). Devido à possibilidade da camada de rejeitos sofrer influência do nível do rio, o experimento foi idealizado no sentido de contemplar uma condição inundada para o rejeito, buscando avaliar se em condições redutivas a biodisponibilidade de EPTs poderia ser aumentada. Nesse sentido, foram testados 20 tratamentos, avaliando-se três matrizes (solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado) e sete adições de nutrientes (para levar à condição de correção das possíveis deficiências nutricionais, expressando-se o maior potencial de crescimento das plantas), com quatro repetições em um experimento inteiramente casualizado. O experimento totalizou 80 vasos e os tratamentos estão detalhados na Tabela 27.

Tabela 27 – Detalhamento dos tratamentos avaliados no experimento de casa de vegetação com plantio de arroz (*Oryza sativa*).

tratamento	nutrientes	rejeito	rejeito inundado	solo controle
1 (rejeito puro)	-	4	4	4
2 (rejeito com adição de cascalho fino)	-	4	4	-
3 (rejeito com adição de cascalho fino)	+N	4	4	4
4 (rejeito com adição de cascalho fino)	+N+K	4	4	4
5 (rejeito com adição de cascalho fino)	+N+K+Mg	4	4	4
6 (rejeito com adição de cascalho fino)	+N+K+Mg+Zn	4	4	4
7 (rejeito com adição de cascalho fino)	+N+K+Mg+Zn+Mo+Cu+B+P	4	4	4
Total de Vasos		28	28	24

Os vasos foram preenchidos com 3 L de cada matriz, pura para o caso de todos os tratamentos do solo controle e no tratamento 1 contendo rejeito e rejeito inundado, ou misturada com cascalho fino para os tratamentos 2 a 7 do rejeito e rejeito inundado. A adição de cascalho fino foi realizada com o intuito de melhorar as condições físicas do rejeito e a adição de nutrientes foi feita de forma gradual para os tratamentos 3 a 7, em que os macronutrientes e micronutrientes limitantes ao desenvolvimento vegetal foram supridos. Dessa maneira, tanto a mistura do rejeito com o cascalho fino quanto o suprimento de nutrientes foram realizados com o intuito de proporcionar as condições ideais de crescimento da planta.

Foram adicionados aos vasos, soluções preparadas a partir de reagentes químicos (Tabela 28) dissolvidos em água deionizada e sem ajuste do pH e, posteriormente, 15 sementes de arroz (*Oryza sativa*) pré-germinadas foram plantadas por vaso. A adubação nitrogenada foi parcelada, 1/3 no plantio e o restante aplicado em cobertura. Os vasos foram mantidos úmidos diariamente e nos tratamentos no rejeito inundado, uma lâmina d'água de aproximadamente 2 cm foi mantida a partir de uma altura de 4 cm das plântulas. Ainda, no estágio de plântulas, procedeu-se o raleio para deixar 10 plantas por vaso em todos os tratamentos.

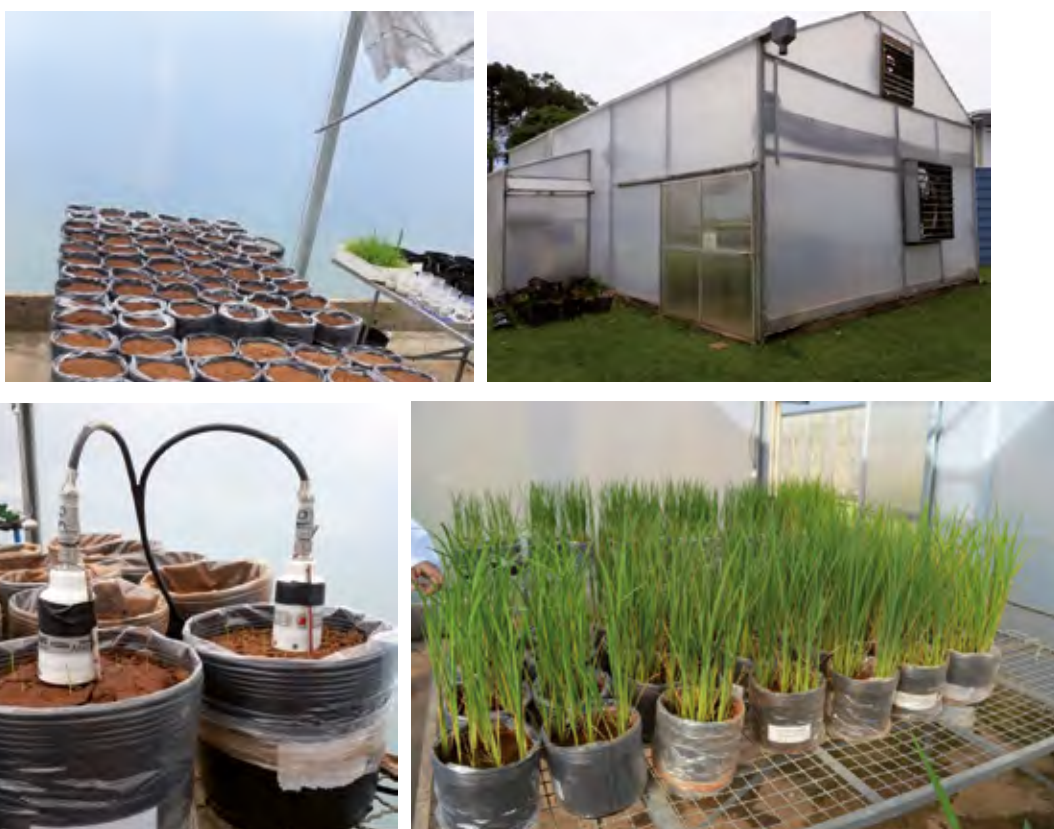
Tabela 28 – Reagentes de laboratório utilizados no preparo das soluções aplicadas aos vasos do experimento de casa de vegetação.

nutriente	dose (mg kg ⁻¹)	reagente	nutriente na base (%)	nutriente aplicado (mg vaso ⁻¹)
N	150	(NH ₄) ₂ SO ₄	21,2	1062 (3 x 350)
K	150	K ₂ SO ₄	44,9	870
P	50	Ca(H ₂ PO ₄) ₂ .H ₂ O	24,6	790
Mg	50	MgSO ₄	60,4	750
Zn	10	ZnSO ₄	40,5	37,04
Mo	1	Na ₂ MoO ₄	46,6	6,62
Cu	2	CuSO ₄	39,8	12,02
B	1	Na ₂ [B ₄ O ₅ (OH) ₄].8H ₂ O	11,3	50,49

* Cálculo levou em consideração 1,5 kg de rejeito por vaso. Vasos que possuem somente rejeito e solo foram aplicados 2 vezes a dose sugerida, contemplando os 3 kg por vaso.

Ressalta-se que a escolha do arroz para a realização do experimento se deu pelo fato de essa cultura ser considerada indicadora de solos contaminados por EPTs devido a sua elevada capacidade de extração de metais e semi-metais do substrato, especialmente em relação ao As (AWASTHI et al., 2017; WILLIAMS et al., 2007), além da possibilidade de seu cultivo ser realizado em sistema alagado, o que simula as condições de várzea a que o Tecnosolo está submetido. A cultivar de arroz escolhida, por sua vez, foi a SCS 116 Satoru da Epagri, por ser resistente à toxidez por ferro e também por ser resistente ao brusone (uma importante doença fúngica que compromete a produção de arroz). As características da cultivar utilizada no experimento estão detalhadas no Anexo XII e a visualização do experimento instalado pode ser obtida na Figura 76.

Figura 76 – Instalação e condução do experimento em condições controladas para avaliar o potencial produtivo de arroz no rejeito em comparação ao solo controle.



Fotos: Lactec (2018).

Após 65 dias da semeadura, a parte aérea das plantas foi coletada a partir da base do perfilho, lavada com água corrente e água deionizada e seca em estufa de circulação forçada até obtenção de massa constante. A massa seca da parte aérea foi mensurada em balança analítica e, posteriormente, moída em moinho de facas do tipo Willey e digerida conforme a metodologia anteriormente citada para as plantas coletadas em campo (item 2.2.1.3.6.1). Os teores de elementos obtidos na biomassa aérea de arroz foram convertidos para conteúdo, ou seja, foram ponderados para a quantidade de massa produzida em cada tratamento.

As raízes do arroz também foram coletadas, lavadas (em água corrente e água pura, obtida por osmose reversa), secas com posterior obtenção da biomassa seca, moídas e digeridas para a determinação de teores e conteúdos de nutrientes e EPTs. É importante ressaltar que uma amostra das raízes

(fragmento em corte longitudinal e transversal) dos tratamentos mais contrastantes de cada matriz (T1 e T7) foi destinada à análise por microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por energia dispersiva (MEV/EDS). As observações foram realizadas em microscópio tipo FEG (canhão de emissão por campo) com monocristal de tungstênio e camada de zircônio, modelo MIRA3 LM, marca TESCAN, com o uso dos detectores de elétrons secundários (SE) e de elétrons retroespalhados (BSE) marca TESCAN, além do uso da microsonda de espectroscopia de energia dispersiva de raios-X para a obtenção das informações químicas do material. Os parâmetros do equipamento seguiram com a tensão de aceleração do feixe de elétrons de 15 kV, intensidade do feixe (*beam intensity*) de 15,00, distância de trabalho (*work distance-WD*) de 15 mm e modo de resolução para a varredura. As amostras foram fixadas ao *stub* (porta amostra de alumínio) com fita adesiva dupla face de carbono e suas superfícies foram recobertas com uma fina camada de ouro, a fim de aumentar sua condutividade. As avaliações qualitativas e semi-quantitativas dos elementos químicos presentes nas raízes procederam com o uso do detector de espectrometria de raios-X, marca Oxford Instruments.

Por fim, o rejeito, tanto do tratamento inundado quanto de sequeiro, e o solo controle foram retirados dos vasos após a finalização do experimento, homogeneizados, secos, tamisados e destinados à determinação da fração pseudo total de EPTs, conforme metodologia descrita no item 2.2.1.3.6.2.

2.2.1.3.6.4 Indicadores de contaminação por elementos potencialmente tóxicos devido às ações emergenciais pós-desastre

Após a ocorrência do rompimento da barragem de Fundão, algumas atividades emergenciais pós-desastre ocorreram na tentativa de minimizar os impactos ocorridos. Dentre essas atividades, cita-se a adição de solos de áreas de empréstimo sobre a camada de rejeitos depositada nas várzeas, originando áreas de mistura entre o rejeito e esses solos (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018) (Figura 77). Buscando avaliar a contribuição de EPTs eventualmente provenientes desses solos que não estavam expostos anteriormente ao desastre, foram identificadas em campo as áreas com presença de misturas entre rejeito e solo e os teores de EPTs das misturas foram comparados com os teores quantificados no rejeito depositado e no solo controle (mesmas metodologias de extração e determinação especificadas no item 2.2.1.3.6.2).

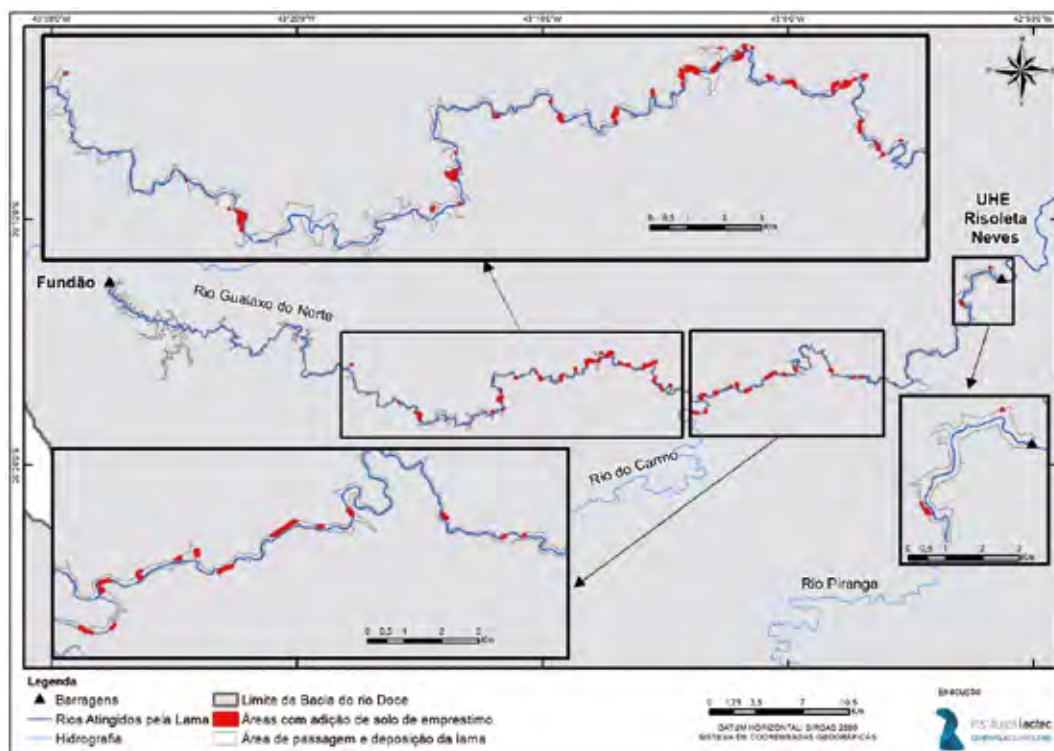
Figura 77 – Exemplos de imagens de satélite indicando a adição de solo de empréstimo sobre áreas de deposição de rejeito.



Fotos a) e b): coordenadas: 20°16'48.57" S e 43°2'20.82" O, nas datas de 25/04/2016 e 09/08/2016, respectivamente; fotos c) e d): coordenadas: 20°16'57.13" S e 43°1'37.16" O, nas datas de 19/04/2016 e 15/07/2016, respectivamente. As linhas amarela e vermelha das fotos indicam os exemplos de polígonos demarcados. Imagens obtidas a partir do Google Earth.

Nos pontos de coleta 5.2, 6.4, 6.5, 7.2, 7.4, 7.45, 8.2, 8.4, 8.5, 10.2 e 10.4 foram identificadas misturas em campo, a partir da comparação das características morfológicas previamente estabelecidas para o rejeito (item 2.2.1.3.3). A área em que houve a disposição dos solos de áreas de empréstimo foi quantificada a partir de análise multitemporal de polígonos demarcados de imagens de satélite disponibilizadas pelo Google Earth, comparando-se visualmente as planícies com deposição de rejeito ao longo da APDL no Compartimento 1 em períodos pós desastre e que tiveram a coloração marcadamente modificada para uma matiz amarelada, após a secagem do rejeito depositado (mostrando que possivelmente houve adição de solo nessas áreas) (Figura 77). Foram quantificados 75 polígonos por essa metodologia, totalizando uma área de 37 ha com adição de solo ao rejeito depositado (Figura 78).

Figura 78 – Áreas identificadas como polígonos dentro da APDL (Compartimento 1) em que possivelmente ocorreu adição de solos de empréstimo sobre o rejeito devido às ações emergenciais pós-desastre.



2.2.1.4 Análise estatística de dados

A estatística descritiva dos resultados relativos às análises de indicadores mineralógicos e composição orgânica da fase sólida, indicadores físicos e químicos foi representada pelos valores medianos e os quartis (25 e 75%) na forma de Boxplots, a partir do emprego do software Sigmaplot 14.0®. É importante ressaltar que devido ao Sigmaplot utilizar o método Cleveland para calcular os percentis não foi possível determinar a presença de outliers (por definição), mas sim de pontos discrepantes ou fora da distribuição. Ainda, os referidos resultados foram avaliados quanto ao atendimento aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias. Devido a alguns parâmetros apresentarem distribuição não paramétrica, os mesmos foram comparados à linha base a partir do teste de Kruskal-Wallis, com comparação de médias pelo teste de LSD de Fisher ($p < 0,05$). Os tratamentos

avaliados no experimento de casa de vegetação foram comparados da mesma forma. Os referidos testes estatísticos foram realizados a partir do software R, versão 3.5.1.

As avaliações específicas de citogenotoxicidade do rejeito e do solo controle para as amostras brutas em comparação ao controle negativo foram realizadas pelo teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$). Para os extratos aquosos, a EC_{50} (concentração que induz 50% do efeito máximo) foi determinada pela análise de regressão não linear adotando curva dose-reposta inibitória.

2.2.1.5 Indicadores de linha base e análise dos danos ao solo

Para o entendimento e a mensuração dos danos causados aos solos os parâmetros morfológicos, mineralógicos, físicos, geotécnicos e químicos (de fertilidade e de composição de EPTs) foram obtidos a partir de ensaios laboratoriais em amostras deformadas e indeformadas e logo, foram avaliados, separadamente. Todos os parâmetros citados foram comparados com os parâmetros apresentados na linha base previamente estabelecida, a qual foi obtida a partir de uma extensa análise de dados da literatura (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017a; BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019c), conforme detalhamento a seguir. No caso de não haver dados de linha base de um determinado parâmetro, as devidas discussões foram feitas criticamente, a partir dos resultados obtidos nos ensaios com solos controle coletados pelo Lactec (ou seja, solos de terras altas, próximos às áreas afetadas e que não tiveram deposição e contato com os rejeitos), dados da literatura e parâmetros da legislação ambiental. Os solos controle foram comparados, ainda, com os resultados obtidos para os teores de EPTs em amostras de mistura entre rejeito e solo, encontradas nas regiões de depósito devido às ações emergenciais pós-desastre de deposição de solos de áreas de empréstimo.

É importante informar que no relatório de linha base se encontram apresentados resultados de investigações e ensaios geotécnicos com solos da área de estudo (Compartimento 1). Para a caracterização do perfil geológico-geotécnico da APDL, foram analisadas 22 sondagens mistas e de simples reconhecimento, apresentadas por Allonda (2017), realizadas a jusante da barragem de Fundão, na região da UHE Risoleta Neves. As sondagens indicaram a ocorrência de três tipos característicos de material: solos coluvionares/aluvionares; solos de alteração (neste caso não houve a distinção entre os perfis de saprolito e solo residual) e maciço rochoso.

Para os solos superficiais (incluem-se os solos coluvionares e residuais), foram referenciados parâmetros mecânicos (intercepto coesivo, ângulo de atrito interno e coeficientes de deformabilidade) e hidráulicos (condutividade hidráulica) publicados em trabalhos e relatórios de ensaios emitidos por Allonda (2017) e Pattrol (2017).

Os parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos a partir de ensaios de cisalhamento direto, ensaios triaxiais adensados isotropicamente e drenados e ensaios triaxiais adensados isotropicamente e não drenados, realizados em amostras indeformadas coletadas na camada de solo residual (solos do Compartimento 1), foram referenciados por Allonda (2017) e Pattrol (2018). Os autores também referenciaram resultados de ensaios de adensamento unidimensional e de permeabilidade à carga variável realizados em solos presentes no Compartimento 1. Cabe citar mais uma vez que o relatório de linha base apresenta as informações citadas.

Os indicadores para avaliação dos EPTs e da fertilidade do solo que melhor representaram os solos de várzea anteriormente ao desastre foram considerados como sendo os apresentados por Pacheco (2015), que caracterizou perfis de solo da bacia do rio Doce anteriormente ao rompimento da barragem. O autor avaliou um perfil completo de Neossolo Flúvico Ta distrófico típico, dentro da área de abrangência do presente estudo, sendo este ponto localizado no rio Doce e logo após a foz do rio do Carmo com o rio Piranga (Figura 65). Apesar de contemplar somente um ponto de amostragem dentro de área de abrangência (quatro amostras até a profundidade de 0,4 m), os resultados apresentados por Pacheco (2015) foram considerados como os mais próximos às condições naturais dos solos de várzea antes do rompimento da barragem, sendo, portanto, escolhidos por melhor representarem tecnicamente a linha base de comparação com os dados pós-desastre.

O trabalho realizado por Rodrigues (2012) na bacia do rio Gualaxo do Norte foi posteriormente incorporado na linha base de EPTs do solo. Da totalidade de perfis avaliados pela autora, foram incorporados à linha base os teores de EPTs quantificados nos terraços aluviais (T03, T04, T06 e T08) e *cutbanks* (B04, B05, B06, B07 e B09) que se localizavam na mesma área de abrangência do presente estudo (Figura 65), até a profundidade máxima de 0,5 m de coleta. Portanto, para a seleção dos indicadores finais de linha base para EPTs, os resultados de Pacheco (2015) e Rodrigues (2012) foram analisados em conjunto, após a verificação da compatibilidade de metodologias de extração e de determinação dos elementos, sendo representados pela mediana e quartis 25 e 75 % dos dados, afim de retratar a variabilidade natural dos teores de EPTs, mesmo na linha base (Apêndice C).

Devido às diferentes abordagens dos trabalhos utilizados para compor a linha base (PACHECO, 2015; RODRIGUES, 2012) alguns indicadores dos danos avaliados (para EPTs e fertilidade do solo) no presente diagnóstico não foram contemplados, para os quais as definições de dano foram inevitavelmente realizadas a partir de uma análise crítica dos indicadores mensurados nos solos controle coletados pelo Lactec, dados da literatura nacional e mundial e avaliação da conformidade ou inconformidade com a legislação ambiental (VRQs - para solos do estado de Minas Gerais (COPAM, 2011) e para a bacia do rio Doce (GUEVARA et al., 2018) em relação aos teores pseudo totais de EPTs, em que foram selecionados os dados do percentil 75, conforme recomendação da Resolução CONAMA nº 420/2009) e de acordo com manuais de interpretação dos níveis de fertilidade (Manual de Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes de Minas Gerais) e de escala granulométrica (Sociedade Brasileira de Ciência do Solo).

É importante ressaltar que os VRQs para todo o estado de Minas Gerais ou mesmo para o Brasil são muito amplos e foram calculados a partir da amostragem de classes de solos e materiais de origem que não existem no polígono de interesse do presente estudo (Quadrilátero Ferrífero). VRQs mais próximos das áreas de estudo e desenvolvidos a partir de classes de solos e materiais de origem similares fornecem comparações mais precisas. Os VRQs propostos por Guevara et al. (2018) foram utilizados em solos aluviais e solos de terras altas da bacia do rio Doce. Os processos de formação das diferentes rochas ígneas, metamórficas e sedimentares, em tese, conduzem a variações na distribuição dos elementos em solos e sedimentos. Portanto, pode-se esperar variações significativas nos teores naturais destes elementos, mesmo dentro de classes de solo relativamente homogêneas pelos padrões pedogenéticos. O material de origem influencia os teores destes elementos em solos, de forma

que não se pode generalizar um valor único de referência em relação a um determinado elemento e considerá-lo representativo para a entidade solo para um estado ou um país. Dessa forma, para a presente avaliação, considerou-se preferencialmente a comparação com os VRQs locais determinados por Guevara et al. (2018).

Em uma escala de preferência para a avaliação do dano, portanto, teve-se os perfis de solos de várzea estudados por Pacheco (2015) e Rodrigues (2012) e depois as discussões secundárias mencionadas. A exceção a essa escala de avaliação ocorreu para os indicadores físicos do solo, em que foram utilizadas duas linhas base, de acordo com os indicadores avaliados.

A linha base escolhida para representar as frações granulométricas (teores de argila, silte e areia) e densidade de partículas foi baseada nos dados de Pacheco (2015), seguindo a mesma sistemática empregada nos indicadores químicos já mencionados (dados da área de estudo antes do desastre). Para os indicadores de densidade do solo, porosidade, umidade em capacidade de campo (U_{cc}), umidade em ponto de murcha permanente (U_{pmp}) e capacidade de água disponível (CAD) foram selecionados perfis de solo no banco de dados hidrofísicos de solos no Brasil (Hybras 1.0) (Ottoni et al., 2018), uma vez que os trabalhos de Pacheco (2015) e Rodrigues (2012) não contemplavam a totalidade de parâmetros físicos avaliados pela equipe do Lactec. Desta forma, a partir dos indicadores físicos avaliados por Pacheco (2015), foram definidos os critérios de seleção para a escolha dos solos no Hybras como sendo solos correspondentes à mesma faixa granulométrica, densidade de partículas e teor de carbono orgânico do perfil de solo de Pacheco (2015) (vide Tabela 3 do Apêndice C).

A granulometria, além de densidade de partículas e teor de CO são variáveis que influenciam diretamente os parâmetros físicos do solo (SBCS, 2016). Como essas variáveis são pouco influenciadas pelo material de origem (que é peculiar na região afetada, devido à proximidade com o Quadrilátero Ferrífero) foi possível selecionar indicadores físicos de linha base em trabalhos realizados fora da bacia do rio Doce, como é o caso do Hybras, sem que a comparação fosse prejudicada. A partir disso, os critérios resultaram na seleção de 11 amostras de solos (0-0,4 m) para representar os indicadores de linha base para densidade do solo, P_{tr} , macro e microporosidade, U_{cc} , U_{pmp} e CAD, sendo estes perfis representativos de solos de várzea do Brasil. Todas as metodologias analíticas e de cálculos dos parâmetros físico-hídricos da linha base foram os mesmos usados nas amostras de rejeito, conforme detalhados no item 2.2.1.3.5.

Os danos ao solo elencados nesse relatório englobam desde a avaliação de alterações na composição química do novo solo formado (Tecnossolo) em relação aos solos de linha base (alterações mineralógicas, na fertilidade e potencial produtivo do solo e impactos relativos à contaminação por EPTs) quanto o estudo dos impactos no adensamento e processos erosivos, estabilidade de taludes e análises de fluxo. Os danos avaliados, bem como os indicadores utilizados para o diagnóstico de cada dano, obtidos nas metodologias apresentadas no item 2.2.1.3, estão sumarizados na Tabela 29.

Tabela 29 – Danos elencados ao solo e respectivos indicadores utilizados.

Danos	Indicadores
Alteração da composição do solo	Indicadores morfológicos (cor e pegajosidade) e mineralógicos (difratogramas) do rejeito depositado e solo controle; teor de carbono orgânico (dag kg^{-1}) do rejeito depositado em comparação à linha base.
Aumento da densidade do solo	Indicadores físicos (teores de areia total, areia grossa, areia fina, silte e argila, em g kg^{-1} ; densidade de solo e densidade de partículas, em g cm^{-3} ; porosidade total, macroporosidade, microporosidade, umidade em capacidade de campo e umidade em ponto de murcha permanente, em $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$; capacidade de água disponível, em mm) do rejeito depositado em comparação à linha base.
Alteração da capacidade de suporte e deformabilidade do solo	Expansão e ISC (ensaio CBR -Índice de Suporte Califórnia), tensão de pré adensamento, índice de compressão e coeficiente de adensamento (adensamento unidimensional).
Alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo	Coeficiente de condutividade hidráulico (cm/s) e velocidade de escoamento (cm/s)
Alteração da estabilidade de encostas	Parâmetros de resistência ao cisalhamento (intercepto coesivo e ângulo de atrito interno).
Aumento dos processos erosivos do solo	Indicadores de dispersibilidade (ensaios de Inderbitzen, Pinhole e Crumb test) do rejeito depositado e estimativa de perda de solo ($\text{t ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) em cenários pré e pós desastre (modelagem).
Alteração da fertilidade e do potencial produtivo do solo	Indicadores químicos (pH em água, pH em CaCl_2 , pH KCl e delta pH, adimensional; teores trocáveis de Al, Ca, Mg, K e Na, em $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; relação Ca/Mg, adimensional; teor disponível de P, em mg kg^{-1} ; soma de bases, CTC potencial e CTC efetiva, em $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; saturação por alumínio e saturação por bases, em %; teores trocáveis de Fe, Mn, Zn e Cu, em mg kg^{-1}) do rejeito depositado em comparação à linha base; teores de Ca, Mg, K e P, em mg kg^{-1} , na biomassa de gramíneas coletadas sobre o rejeito depositado e solo controle; massa seca da parte aérea e de raízes de arroz, em g vaso^{-1} , do experimento de casa de vegetação; teores e conteúdos de Ca, Mg, K, P e Na da biomassa aérea e de raízes, em mg kg^{-1} e mg vaso^{-1} , do experimento de casa de vegetação.
Contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no solo	Indicadores químicos (teores pseudo totais, redutíveis, não trocáveis e trocáveis de Ag, Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb e Zn, em mg kg^{-1} ; teores pseudo totais de Co, Hg, Se e Sn, em mg kg^{-1}) do rejeito depositado em comparação à linha base e em comparação aos VRQs da bacia do rio Doce, de Minas Gerais e do Brasil; fator de contaminação do rejeito depositado em relação à linha base para Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn (adimensional); teores de As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb e Zn, em mg kg^{-1} , na biomassa de gramíneas coletadas sobre o rejeito depositado e solo controle; teores e conteúdos de B, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Se e Zn da biomassa aérea e de raízes, em mg kg^{-1} e mg vaso^{-1} , do experimento de casa de vegetação; teores de Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn, em mg kg^{-1} , dos substratos dos vasos do experimento de casa de vegetação; indicadores citogenotóxicos de plantas superiores (cebola) (taxa de germinação, índice mitótico, alterações genotóxicas e alterações mutagênicas, em %; comprimento de raiz, em cm).
Contaminação por EPTs no solo devido as ações emergenciais pós-desastre	Indicadores químicos (teores pseudo totais Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn, em mg kg^{-1} ; teores redutíveis, não trocáveis e trocáveis de Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb e Zn, em mg kg^{-1}) comparando o rejeito depositado, solo controle e misturas, e em comparação aos VRQs da bacia do rio Doce, de Minas Gerais e do Brasil; área de deposição de solos de empréstimo sobre o rejeito depositado, em ha.
Formação de Tecossolo	Espessura da camada de rejeito depositada no Compartimento 1, em metros.

Os critérios de definição da gravidade de danos ao solo, em relação às suas funções ambientais e agronômicas, seguiu os pressupostos indicados na Tabela 30.

Tabela 30 – Definição das categorias de dano estabelecidas para avaliar os danos ao solo.

Categoria de dano	Definição
Pouco grave	Possibilidade de o solo retornar à condição inicial a partir de práticas de manejo de baixa complexidade; e/ou a minoria dos indicadores do solo alterados negativamente em relação à linha base; e/ou nenhum indicador do solo alterado em relação à linha base, mas alterado em algum grau em relação à interpretação técnica*.
Grave	Possibilidade de o solo retornar à condição inicial a partir de práticas de manejo de média complexidade; e/ou grande parte ou a totalidade dos indicadores do solo alterados negativamente em relação à linha base.
Gravíssimo	Impossibilidade de o solo retornar à condição inicial; e/ou possibilidade de o solo retornar à condição inicial a partir de práticas de manejo de alta complexidade.

*em relação aos EPTs no solo, essa interpretação técnica levou em consideração a biodisponibilidade em curto, médio e longo prazo, comparações com VRQs e com o solo controle, além de classes de toxicidade entre os elementos para mamíferos (GUILHERME et al., 2005) (Ag, As, Ba, Cd, Cr⁶⁺, Hg, Pb, Sb e Se: toxicidade alta; Co, Cr³⁺, Cu, Mn e Ni: toxicidade moderada; Zn: toxicidade moderada a baixa; Al e Fe: toxicidade baixa).

Foram considerados três níveis de manejo do Tecno solo para a definição de gravidade de dano: dano gravíssimo – necessidade de manejo de alta complexidade (caracterizado pelo emprego alto nível tecnológico, como eventual necessidade de utilização de maquinários e implementos agrícolas para descompactação do solo; necessidade de investimento intensivo de capital para a recomposição dos níveis originais da MOS; necessidade de adições intensivas ou por longos períodos de tempo de insumos externos, como fertilizantes minerais ou resíduos orgânicos. Ainda, para a definição da classe de dano gravíssimo, considerou-se, em algumas situações, o critério de impossibilidade de o solo retornar à condição inicial (excetuando-se a retirada mecânica do material que recobre os solos aluviais); dano grave – necessidade de manejo de média complexidade (caracterizado pelo nível tecnológico intermediário, como manutenção da cobertura vegetal durante o período de baixa precipitação e o aumento do teor de MOS pela adição de quantidades intermediárias de resíduos e biomassa vegetal externos à propriedade; pequenas obras de engenharia para contenção de sedimentos); e dano pouco grave – necessidade de manejo de baixa complexidade (caracterizado pelo emprego de nível tecnológico simples, como reposição de nutrientes via adubação mineral em pequena quantidade ou via adubação orgânica a partir da utilização do resíduo animal produzido internamente na propriedade; adição de matéria orgânica ao solo a partir da condução da regeneração natural). Para o dano pouco grave considerou-se também a interpretação técnica de biodisponibilidade dos EPTs no ambiente edáfico (curto prazo: meses a anos; médio prazo: anos a décadas; e longo prazo: décadas a centenas de anos) e toxicidade relativa dos elementos para mamíferos (toxicidade alta para Ag, As, Ba, Cd, Cr⁶⁺, Hg, Pb, Sb e Se; toxicidade moderada para Co, Cr³⁺, Cu, Mn e Ni; toxicidade moderada a baixa para Zn; e toxicidade baixa para Al e Fe (GUILHERME et al., 2005)).

A classificação de toxicidade dos EPTs em mamíferos leva em conta, entre outros fatores, se o elemento possui função biológica. Nesse sentido, é importante ressaltar que apesar dos elementos Co, Cu, Cr, Mn, Se, Fe e Zn serem essenciais aos organismos vivos, os mesmos podem ser considerados

tóxicos acima de determinadas concentrações suficientemente elevadas a ponto de causar alterações aos organismos (e.g., FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; GUILHERME et al., 2005; SALES, 2013; MAIA, 2017).

A gravidade dos danos identificados e referentes ao aumento dos processos erosivos; alteração da capacidade de suporte e deformabilidade; alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo; e alteração da estabilidade de encostas foi classificada de acordo com critérios de classificação apresentados nas Tabelas 31, 32, 33 e 34, respectivamente.

Tabela 31 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (aumento dos processos erosivos).

Classe	Critério para classificação
Pouco grave	É classificado como dano pouco grave quando o material que possui comportamento não-dispersivo ou incipientemente dispersivo.
Grave	Aumento dos processos erosivos a partir da alteração da camada superficial de solo natural pela deposição de material classificado como levemente a moderadamente dispersivo implicando no carregamento contínuo de material para a calha do rio, aumento da velocidade e vazão de escoamento.
Gravíssimo	É classificado como dano gravíssimo o material que possui comportamento dispersivo a fortemente ou altamente dispersivo.

Tabela 32 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (alteração da capacidade de suporte e deformabilidade).

Classe	Critério para classificação
Pouco grave	O dano é considerado pouco grave quando forem necessárias a construção de fundações assentadas em solo natural, ultrapassando a espessura de camada de rejeito depositado.
Grave	O dano é considerado grave quando forem necessárias a construção de fundações assentadas em rejeito com a necessidade de técnicas de melhoramento de solos para que o terreno de fundação passe a ter capacidade de suporte compatível com a estrutura.
Gravíssimo	O dano é considerado gravíssimo quando for necessário a remoção completa de camadas de rejeito depositado sobre o solo natural.

Tabela 33 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo).

Classe	Critério para classificação
Pouco grave	O dano é considerado pouco grave quando for identificado a alteração do coeficiente de permeabilidade do material (rejeito e/ou solo misturado com rejeito) em até 10 vezes, para mais ou para menos, quando comparado ao solo natural.
Grave	O dano é considerado grave quando for identificado a alteração do coeficiente de permeabilidade do material (rejeito e/ou solo misturado com rejeito) em até 100 vezes, para mais ou para menos, quando comparado ao solo natural.
Gravíssimo	O dano é considerado gravíssimo quando for identificado a alteração do coeficiente de permeabilidade do material (rejeito e/ou solo misturado com rejeito) em até 1.000 vezes, para mais ou para menos, quando comparado ao solo natural.

Tabela 34 – Classes de danos e critérios assumidos para sua classificação (alteração da estabilidade de encostas).

Classe	Critério para classificação
Pouco grave	Caso o fator de segurança (FS) do talude em estudo resultar em 1,5 de acordo com as recomendações da ABNT NBR 11682:2009, considera-se o talude estável. É importante observar que o FS é calculado levando em consideração os índices físicos do solo/rejeito, a espessura da camada de solo/rejeito, o ângulo de inclinação do talude, a relação entre a profundidade do nível d'água e a espessura da camada e, principalmente, os parâmetros de resistência ao cisalhamento (intercepto coesivo e ângulo de atrito interno), estes sendo os maiores influenciadores no resultado dos cálculos.
Grave	Caso o fator de segurança do talude em estudo resulte entre 1,1 e 1,49, de acordo com as recomendações da ABNT NBR 11682:2009, considera-se a estabilidade do talude como incerta. Cabe aqui a mesma observação sobre o FS realizada para o caso da classe “pouco grave”.
Gravíssimo	Caso o fator de segurança do talude em estudo resulte em valores inferiores a 1, de acordo com as recomendações da ABNT NBR 11682:2009, considera-se o talude instável. Cabe aqui a mesma observação sobre o FS realizada para o caso da classe “pouco grave”.

2.2.2 ALTERAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO SOLO

Inicia-se o diagnóstico dos danos ocorridos ao solo pela avaliação da alteração de sua composição (fase sólida).

Os difratogramas de raio-X convergiram para a identificação de um padrão mineralógico nas amostras de rejeito depositado, sendo possível identificar os picos característicos de hematita e goethita nesse material (Figura 79 a Figura 88), corroborando a mineralogia predominante observada na caracterização do material remanescente nas barragens (Capítulo 6.2 do TOMO I – Contextualização). Por outro lado, nos solos controle (utilizados para fins de comparação nesse caso), minerais silicatados comumente encontrados em solos, como caulinita (mineral secundário mais abundante nos solos de maneira geral), mica e feldspato (minerais primários) foram identificados.

Picos intensos de quartzo tanto nas amostras de solo controle quanto de rejeito também foram observados devido à alta cristalinidade desse mineral, além de resíduos de caulinita e mica, que foram identificados nos padrões de raios X de algumas amostras do rejeito depositado (Figura 79). O Itabirito utilizado na mineração de Fe é constituído principalmente por hematita e quartzo (Capítulo 6.1 do TOMO I – Contextualização) e, dessa forma, explicam-se os picos dos minerais obtidos no rejeito.

As amostras de solo controle apresentaram padrão mineralógico muito distinto do rejeito. Para essas amostras, além dos minerais comumente encontrados no solo (caulinita, mica, feldspato e mesmo hematita) foi identificada a ocorrência de minerais de baixa estabilidade em pedoambientes, como a clorita na amostra do ponto STS 6.6 (Figura 84), apesar de esse mineral não ser frequentemente identificado em solos (AZEVEDO; VIDAL-TORRADO, 2009). Dessa forma, este mineral é provavelmente de origem do saprolito (micaxisto) que embasa o perfil de solo, já que foi observada a mais de 100 cm de profundidade.

Figura 79 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS1. Legenda: Ct- caulinita, Mi, mica, Gt- goethita, Hm- hematita, Qz- quartzo, Fd-K- feldspato potássico.

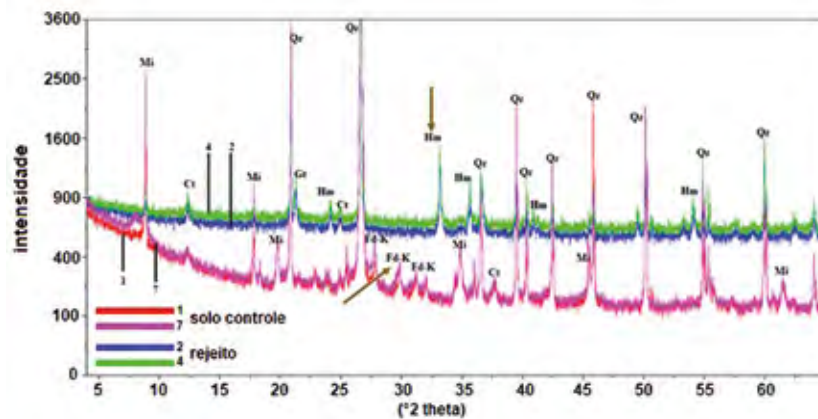


Figura 80 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS2. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.

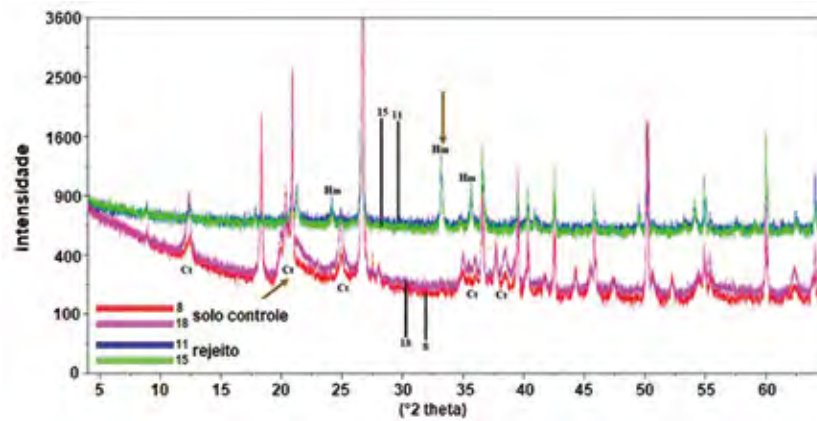


Figura 81 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS3. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.

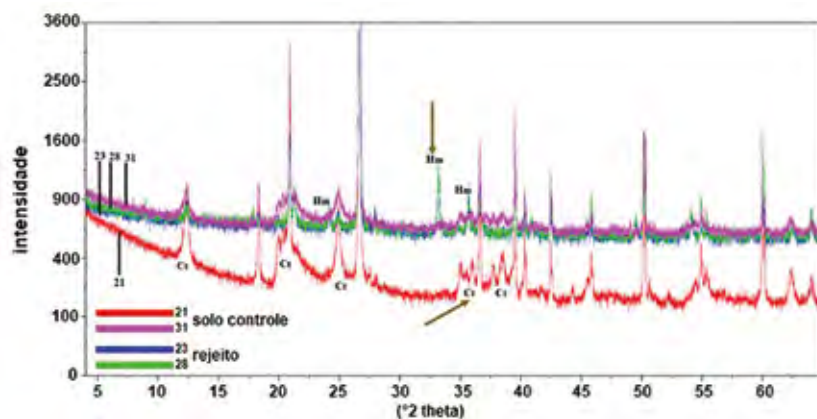


Figura 82 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS4. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita, Fd-K- feldspato potássico.

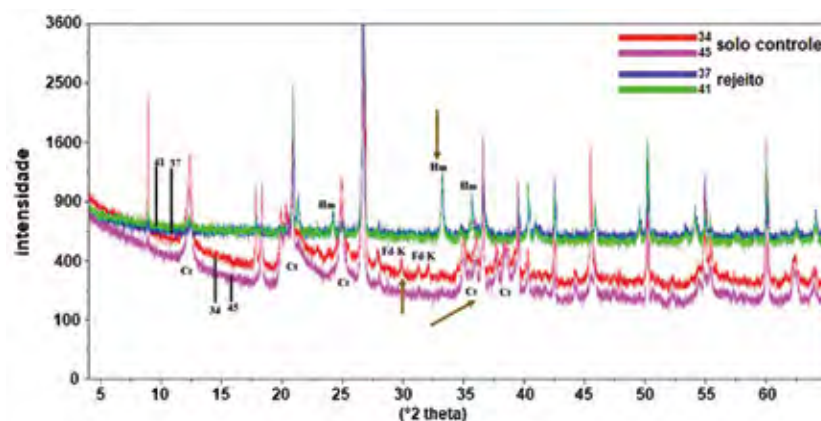


Figura 83 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS5. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.

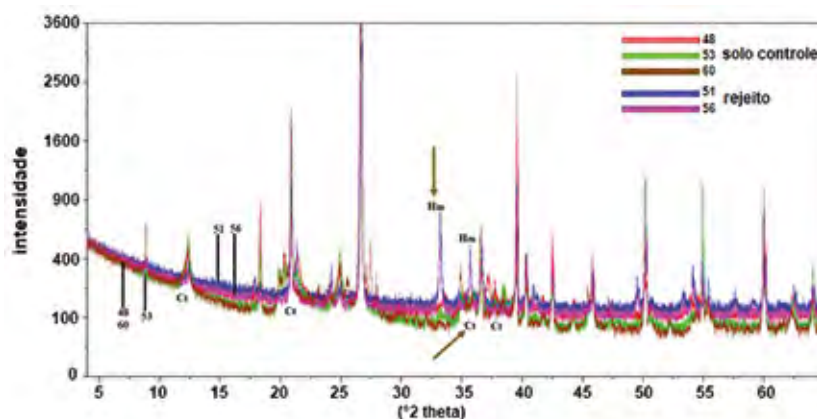


Figura 84 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS6. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita, Cl- clorita.

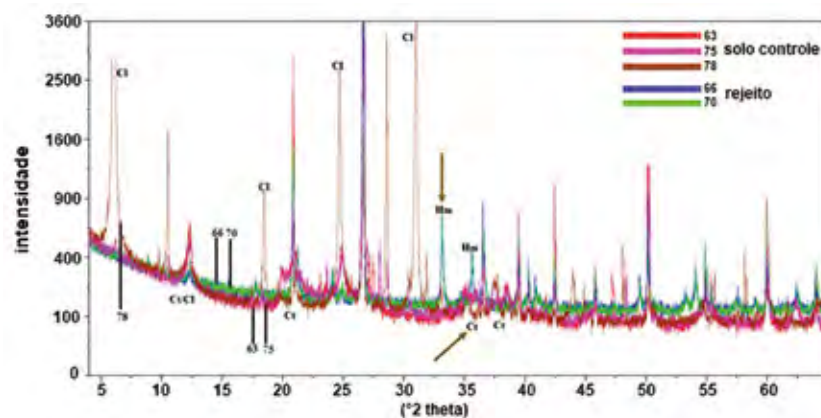


Figura 85 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS7. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.

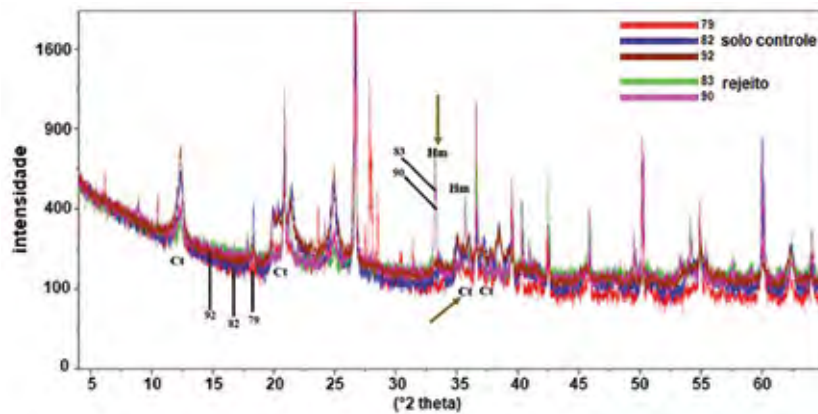


Figura 86 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS8. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.

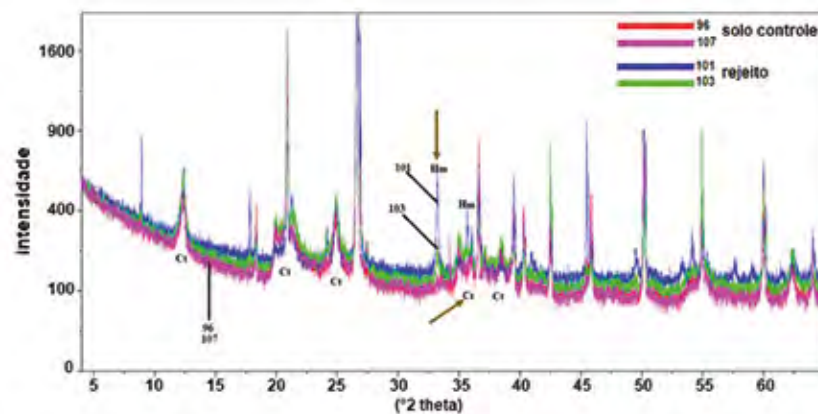


Figura 87 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS9. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.

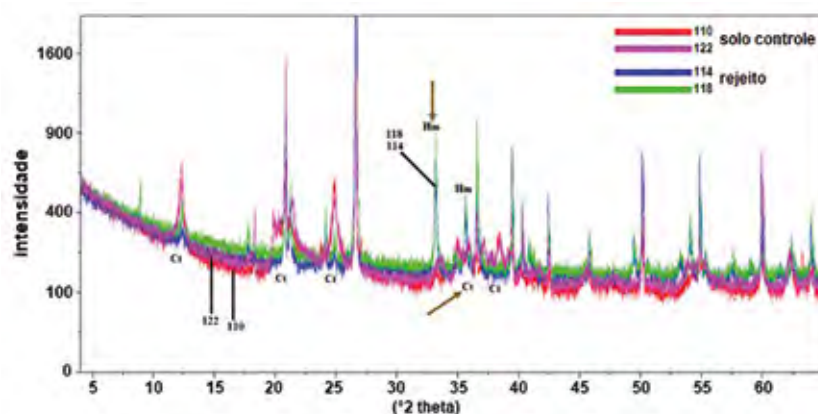
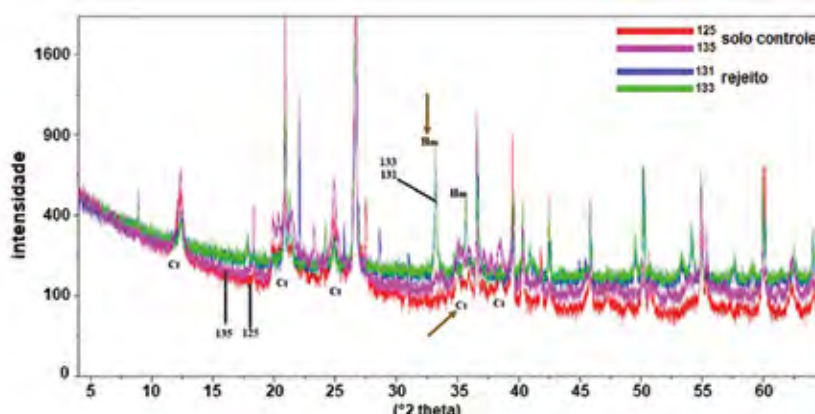


Figura 88 – Difratoograma de raio-X das amostras de solo controle e rejeito do STS10. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita.



Pacheco (2015) e Rodrigues (2012) identificaram as fases minerais nos solos que representam a linha base como sendo: quartzo, caulinita, ilita, gibbsita (óxido de Al), vermiculita (mineral 2:1 típico de solos jovens) e muscovita (mica), além da própria hematita e da goethita, já que a bacia do rio Doce historicamente recebeu aportes de material proveniente das minerações do Quadrilátero Ferrífero (COSTA et al., 2006; HATJE et al., 2017). Apesar da presença natural dos óxidos de ferro no solo, notadamente, as amostras de rejeito depositado apresentaram mineralogia distinta, com predominância de hematita em sua composição (Figura 79 a Figura 88).

Nos solos intemperizados a caulinita é um dos principais minerais encontrados na fração argila, sendo constituída por uma camada de tetraedros de Si e uma camada de octaedros de Al e por isso é conhecido como mineral 1:1. Devido a uma maior solubilidade do Si em relação ao Fe e ao Al, com o avanço do intemperismo do solo ocorre a lixiviação do Si, com consequente acúmulo de Fe e Al nas formas de óxidos (neste caso os minerais são caracterizados como 0:1) (MELO; ALLEONI, 2009). Em relação aos óxidos, os principais óxidos de Fe encontrados naturalmente em solos são a hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) e a goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) (COSTA; BIGHAM, 2009), enquanto que o principal óxido de Al é representado pela gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$) (KÄMPF; CURI; MARQUES, 2009). Os minerais citados são caracterizados como secundários, pois são resultantes do intemperismo dos minerais primários provenientes das rochas. Já, a hematita geogênica, como é o caso da encontrada no Itabirito e no rejeito, é normalmente encontrada nas frações silte e areia dessa matriz.

Os minerais são responsáveis, juntamente com a MOS, pelo balanço de cargas do solo e, indiretamente, por sua funcionalidade ecossistêmica. Dessa forma, devido a pouca abundância de minerais aluminossilicatos e predomínio de óxidos de ferro na composição das rochas de mineração, o Tecnossolo formado de rejeitos apresenta mineralogia distinta da esperada para solos.

As diferenças nas características mineralógicas entre os solos aluviais pré-desastre e o rejeito depositado podem resultar em prejuízos para as características químicas do material depositado, pois a hematita possui baixa CTC em relação à caulinita (MELO; ALLEONI, 2009), e com isso, seu potencial de adsorção de nutrientes e poluentes catiônicos é prejudicado. A caulinita apresenta pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) em torno de 3,5 (ALLEONI; MELLO; ROCHA, 2009) enquanto que a hematita e goethita apresentam pH_{PCZ} entre 7 e 9 (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989). Na prática, quando o pH é

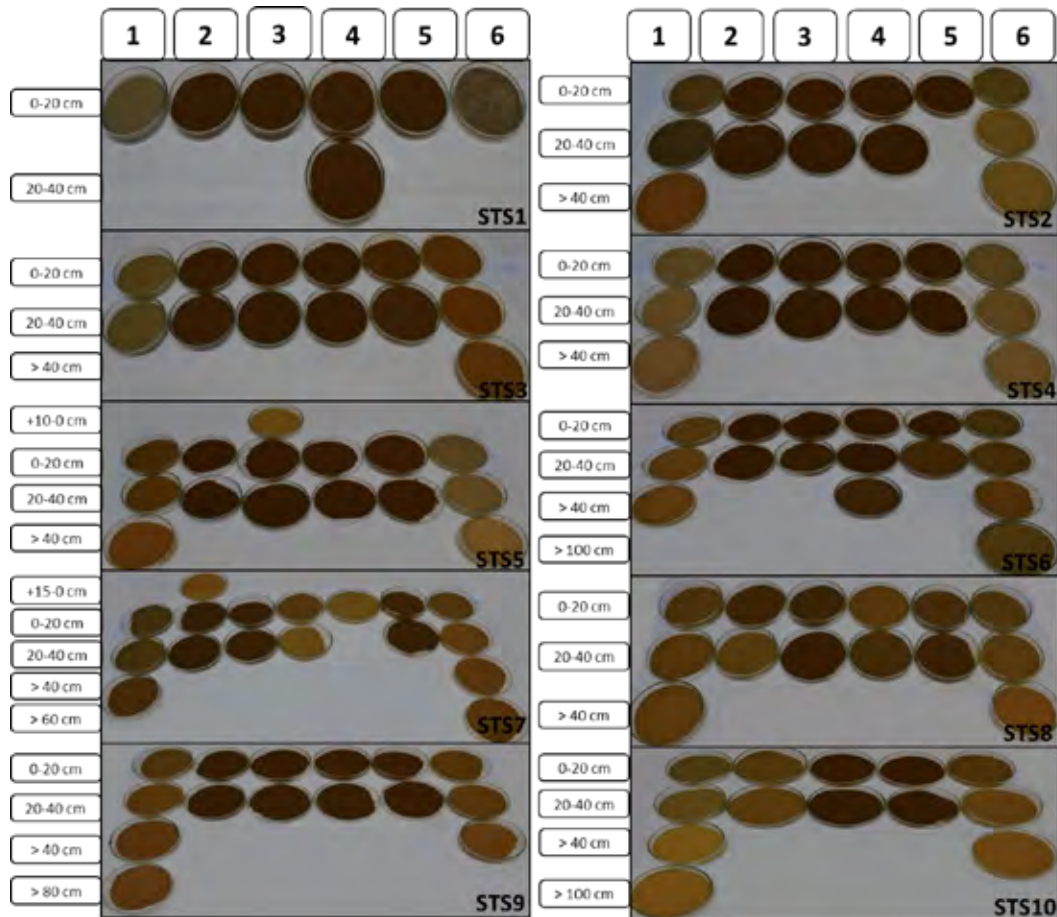
igual ao pH_{PCZ} , tem-se a igualdade de cargas positivas e negativas, ou seja, a CTC é igual à capacidade de troca aniônica (CTA). Como o pH dos solos de linha base é invariavelmente superior ao pH_{PCZ} da caulinita, ocorre maior capacidade de adsorver cátions essenciais às plantas, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , além de EPTs catiônicos (como: Ag^+ , Ba^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Sb^{3+} , Zn^{2+} e dentre outros). No caso do rejeito depositado, o pH da solução pode ser inferior ao pH_{PCZ} dos óxidos de ferro, com valores positivos de delta pH (conforme será posteriormente apresentado, no item 2.2.8).

Com isso, comparando-se as características mineralógicas do material anteriormente ao desastre com o rejeito depositado evidenciou-se dano à composição do solo devido à predominância da hematita no rejeito. A única vantagem da presença dessa mineralogia hematítica seria o desenvolvimento de cargas positivas que podem resultar em maior potencial de adsorção de arsênio. Ao contrário dos EPTs catiônicos, a espécie predominante de As nos solos está na forma aniônica (HAsO_4^{2-}) (SAADA et al., 2003), que pode ser atraída eletrostaticamente pela CTA da hematita, reduzindo a lixiviação e a contaminação das águas subsuperficiais.

As amostras analisadas por DRX apresentaram coincidência da cor vermelha intensa da amostra de rejeito depositado com os picos característicos de hematita, corroborando o padrão mineralógico identificado (Figura 79 a Figura 89). As cores das amostras (úmidas) de rejeito foram muito características e tornaram a diferenciação com os solos controle evidente (Tabela 35). A matiz das amostras de rejeito (posições 2 a 5 das seções transversais) foram mais avermelhadas, com matiz variando de 10R (red: vermelho) a 7,5R. Já a matiz dos solos controle (pontos 1 e 6 das seções transversais) foram mais amareladas e variaram de 2,5YR (yellow-red: amarelo-avermelhado) a 10YR. O perfil de Neossolo Flúvico caracterizado por Pacheco (2015), que se localizava exatamente dentro da área da APDL no Compartimento 1 e que foi soterrado com rejeito, apresentava matiz da amostra úmida de 7,5YR até mais de 1,8 m de profundidade, evidenciando as cores mais amareladas do solo natural da região.

A cor vermelha mais intensa das amostras de rejeito é devida à pigmentação da hematita, enquanto que os solos controle apresentaram maiores teores de goethita, que é um hidróxido de Fe pedogenético que reflete a luz visível na faixa do amarelo (COSTA; BIGHAM, 2009).

Figura 89 – Cores das amostras de solos (1 – margem direita; 6- margem esquerda) e rejeito depositado (2 e 3 – margem direita; 4 e 5 – margem esquerda) nas 10 seções transversais (STS) amostradas, sendo a camada seguida de +, indicativo da adição de solo sobre o rejeito como medida emergencial pós-desastre.

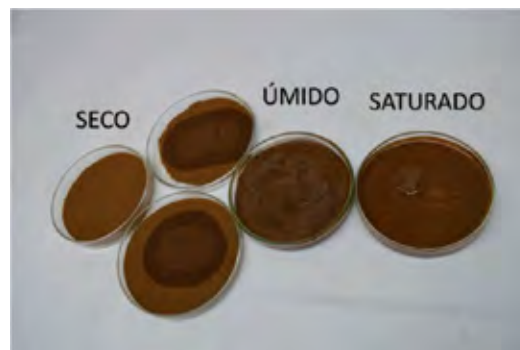


As fotos foram obtidas a partir de amostras secas, mas a determinação das cores com base na Carta de Munsell foi determinada em amostras úmidas.

A cor, portanto, é uma característica morfológica de fácil determinação no campo e que pode ser usada para auxiliar na identificação de áreas de deposição superficial de rejeito. Essa determinação é ainda mais favorecida, pois admite-se como padrão que a cor deve ser determinada no estágio de solo úmido, situação essa mais comum em condições de campo (IBGE, 2007). A padronização do estágio de umidade para determinar a cor é muito importante, pois essa característica morfológica é muito variável com o teor de água da amostra (Figura 90). Quanto maior o teor de umidade da amostra, mais escura é a cor e menores são os valores dos parâmetros de valor e croma.

Com relação aos componentes valor e croma da cor, o comportamento geral observado nos solos controle foi o de apresentarem os menores valores em superfície (Tabela 35). Os valores e cromas diminuem em profundidade, pois as cores tornam-se mais claras devido aos menores teores de matéria orgânica nessas posições.

Figura 90 – Variações na cor do rejeito em função do teor de umidade da amostra.



Na sequência, da esquerda para direita: rejeito seco, mancha úmida ao centro, rejeito úmido e rejeito saturado.

Quando identificadas misturas de solo controle e rejeito, as cores das amostras variaram de 10R a 7,5YR, ou seja, quando a mistura tinha o componente rejeito, a cor foi mais avermelhada (10R) e quando a mistura foi mais influenciada pelo solo a matiz ficou mais amarelada (5YR e 7,5YR), o que foi especialmente identificado nas amostras STS7.4 e STS7.45 (Figura 89 e Tabela 35). A partir da cor, foi possível identificar, também, a presença de solos de empréstimo adicionados sobre o rejeito depositado, como medida de ações emergenciais pós-desastre (pontos 5.3 e 7.2 da Figura 89 e Tabela 35).

Outra característica morfológica avaliada e de fácil identificação tátil-visual é a consistência em estágio de umidade molhado, em que se tornou evidente a característica de baixa pegajosidade das amostras de rejeito depositado (Tabela 35). Todas as amostras de rejeito do Compartimento 1 foram classificadas como “ligeiramente pegajosas”, enquanto que as amostras de mistura solo/rejeito e as amostras de solo controle apresentaram grau mais elevado de pegajosidade, com classificação variando de “pegajosa” a “muito pegajosa”. O que reduziu a pegajosidade dos rejeitos foram os menores teores de argila e a menor atividade dos minerais dessa fração (menor área superficial específica e CTC), conforme discutido com mais detalhes nos itens subsequentes.

Tabela 35 – Matiz, valor e croma (cor amostra úmida) e consistência molhada (grau de pegajosidade) do solo controle e do rejeito depositado nas 10 seções transversais (STS) amostradas.

	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6
0-0,2 m	2,5YR 6/6	10R 5/4	7,5R 4/2	7,5R 6/4	7,5R 5/4	2,5YR 8/2
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,2-0,4 m	7,5R 5/4					
	ligeiramente pegajoso					
	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6
0-0,2 m	10YR 6/4	7,5R 4/4	7,5R 4/3	7,5R 4/4	7,5R 4/4	7,5YR 5/4
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,2-0,4 m	10YR 6/4	7,5R 5/3	7,5R 4/3	7,5R 4/3		10YR 6/6
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso		pegajoso
> 0,4 m	2,5YR 6/8					10YR 5/6
	muito pegajoso					pegajoso
	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5	3.6
0-0,2 m	10YR 7/8	10R 4/4	10R 4/3	10R 4/4	10R 5/6	2,5YR 5/6
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,2-0,4 m	10YR 5/6	10R 4/3	10R 4/4	10R 4/3	10R 6/6	5YR 5/6
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
> 0,4 m	2,5YR 5/8					
	muito pegajoso					
	4.1	4.2	4.3	4.4	4.5	4.6
0-0,2 m	10YR 6/6	7,5R 4/4	7,5R 4/4	7,5R 4/4	7,5R 4/4	10YR 6/6
	muito pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,2-0,4 m	7,5YR 6/6	7,5R 4/4	7,5R 4/4	7,5R 4/4	7,5R 4/4	7,5YR 6/6
	muito pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
> 0,4 m	7,5YR 6/8					2,5YR 6/8
	pegajoso					muito pegajoso

	5.1	5.2	5.3	5.4	5.5	5.6	
+0,1-0,0 m	10YR 6/6						
	pegajoso						
0-0,2 m	10YR 6/6	7,5R 4/3	7,5R 4/3	7,5R 4/4	7,5R 5/4	10YR 6/6	
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	
0,2-0,4 m	10YR 6/6	7,5R 4/3	7,5R 4/3	7,5R 4/3	10R 4/4	10YR 7/8	
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	
> 0,4 m	2,5YR 6/8					7,5YR 6/6	
	muito pegajoso					muito pegajoso	
	6.1	6.2	6.3	6.4	6.5	6.6	
0-0,2 m	10YR 6/6	7,5R 4/3	7,5R 4/3	7,5R 4/3	7,5R 4/3	10YR 3/4	
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	
0,2-0,4 m	7,5YR 5/8	7,5R 4/3	7,5R 4/3	10R 4/3	*5YR 5/6	7,5YR 6/6	
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	
> 0,4 m	5YR 5/8			*2,5YR 4/4	5YR 4/6		
	pegajoso			ligeiramente pegajoso	pegajoso		
> 1 m						**10YR 5/4	
						não pegajoso	
	7.1	7.2	7.3	7.4	7.45	7.5	7.6
+0,15-0,0 m	5YR 3/4						
	muito pegajoso						
0-0,2 m	10YR 4/4	7,5R 3/4	7,5R 5/6	5YR 7/8	7,5YR 6/6	10R 4/6	7,5YR 5/6
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	muito pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,2-0,4 m	10YR 5/4	7,5R 3/4	7,5R 3/3	5YR 7/8	7,5R 3/3		5YR 5/6
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	ligeiramente pegajoso		muito pegajoso
> 0,4 m	5YR 4/6						2,5YR 4/6
	pegajoso						muito pegajoso
> 0,6 m							2,5YR 5/9
							muito pegajoso

	8.1	8.2	8.3	8.4	8.5	8.6
0-0,2 m	5YR 5/6	10R 4/4	7,5R 4/4	5YR 5/8	2,5YR 4/3	7,5YR 5/4
	pegajoso	pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,2-0,4 m	5YR 5/6	7,5YR 7/8	7,5R 3/3	5YR 3/4	10R 4/3	7,5YR 5/6
	pegajoso	muito pegajoso	ligeiramente pegajoso	não pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
> 0,4 m	2,5YR 5/8					5YR 5/8
	pegajoso					pegajoso
	9.1	9.2	9.3	9.4	9.5	9.6
0-0,2 m	2,5YR 4/4	7,5R 3/3	7,5R 3/4	7,5R 3/4	10R 3/4	2,5YR 4/6
	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	muito pegajoso
0,2-0,4 m	2,5YR 4/6	7,5R 3/4	7,5R 3/4	10R 3/4	10R 3/4	2,5YR 5/6
	muito pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso
0,4-0,8 m	2,5YR 4/6					2,5YR 5/8
	pegajoso					pegajoso
> 0,8 m	2,5YR 4/6					
	pegajoso					
	10.1	10.2	10.3	10.4	10.5	
0-0,2 m	7,5YR 3/3	7,5YR 4/3	10R 4/4	10R 4/4	10YR 5/6	
	pegajoso	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	pegajoso	
0,2-0,4 m	10YR 6/6	7,5YR 5/6	10R 4/4	10R 4/4	7,5YR 5/6	
	pegajoso	pegajoso	ligeiramente pegajoso	ligeiramente pegajoso	muito pegajoso	
0,4-1 m	7,5YR 5/6					7,5YR 5/6
	pegajoso					pegajoso
> 1 m	7,5YR 6/6					
	pegajoso					

*Mistura com sedimento; **Rocha intemperizada.

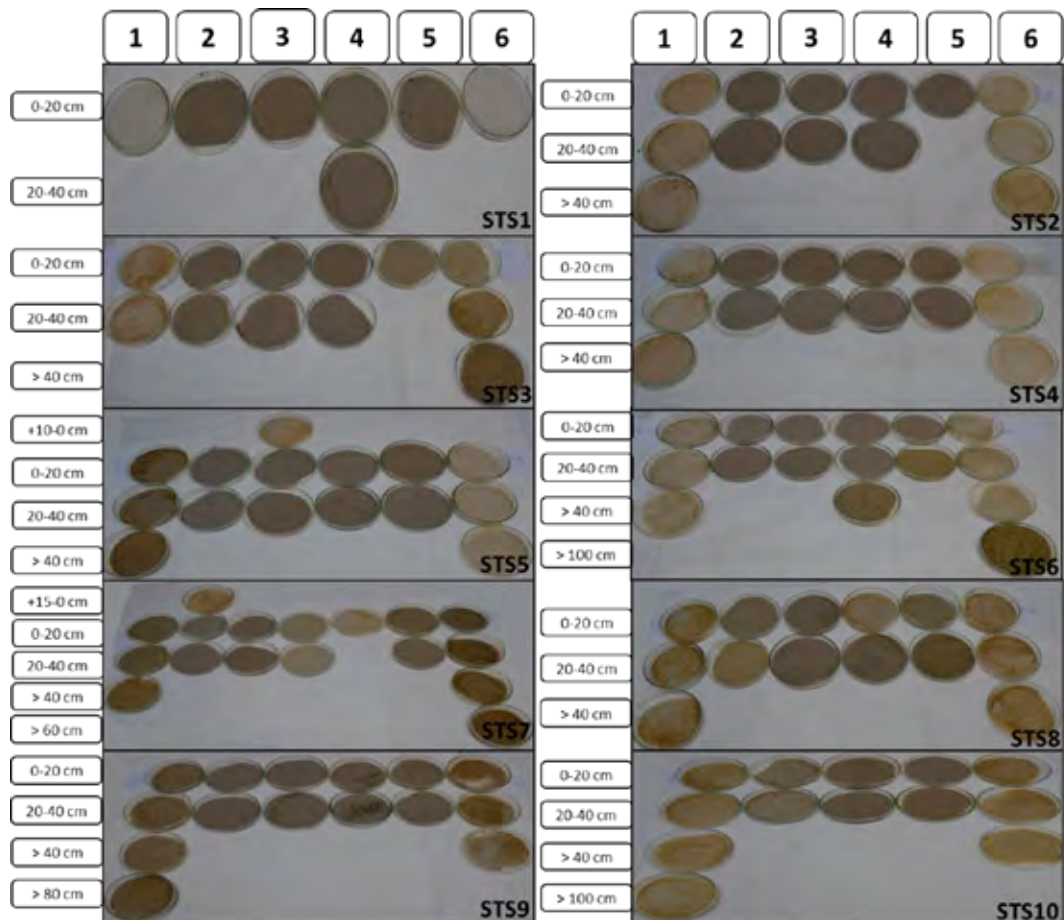
A análise de difratometria de raio X e a avaliação morfológica apresentadas nas Figura 79 a Figura 90 e na Tabela 35 foram realizadas com base nas amostras da fração TFSA. Adicionalmente, a fração areia das amostras também foi analisada, e a coloração também permitiu separar as amostras de rejeito depositado das amostras de solo controle a partir dessa fração (Figura 91).

A presença de hematita e da magnetita torna a fração areia do rejeito mais escura; por outro lado, a ocorrência quase exclusiva de quartzo na areia dos solos controle imprime uma coloração clara à fração areia. Observa-se que a amostra de rejeito coletada na profundidade 0,2-0,4 m do STS

9.4 apresentou características mais evidentes da ocorrência de hematita e magnetita na areia (pontos escuros na Figura 91). Devido a isso, a fração areia dessa amostra foi separada por imã de bolso de modo a obter um difratograma que mostre a presença de magnetita (Figura 92), uma vez que o efeito de diluição e da sobreposição dos picos entre os minerais na fração TFSA não permitiu identificar a magnetita nas amostras de rejeito (Figura 79 a Figura 88). A ocorrência de resíduos de minerais não magnéticos nessa amostra é devida a inclusões de caulinita e quartzo na hematita e magnetita, que podem ter sido arrastados durante a separação com o imã.

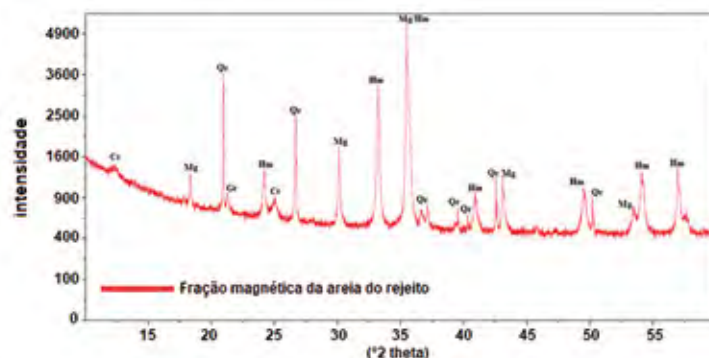
A magnetita (Fe_3O_4) é um mineral com propriedades ferrimagnéticas e que foi encontrada na amostra de rejeito (Figura 92) por ter sido herdada do material de origem de beneficiamento do ferro. A hematita também foi identificada na fração areia do rejeito, sendo considerada um mineral moderadamente magnético (hematita martítica), ainda que a interação com imãs comuns (atração ou repulsão) ocorra de forma notável principalmente nos minerais magnetita, pirrotita e ilmenita (ZANARDO; MARQUES JÚNIOR, 2009).

Figura 91 – Fração areia total dos solos controle e rejeito depositado em 10 seções transversais na bacia do Rio Doce, sendo a camada seguida de + indicativo da adição de solo sobre o rejeito como medida emergencial pós-desastre.



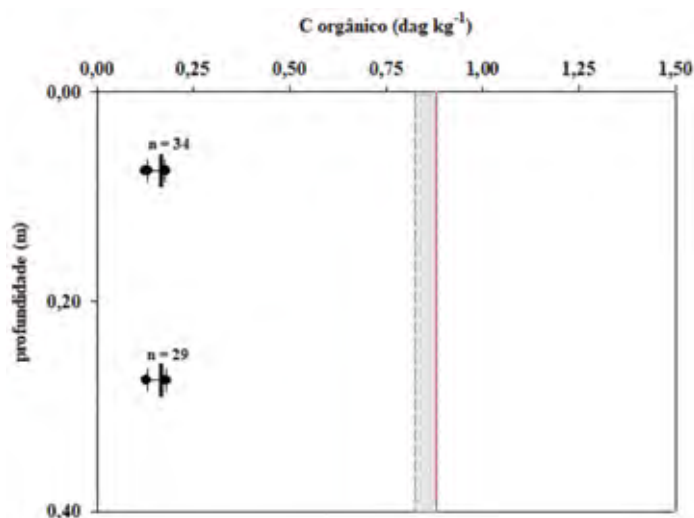
Solos controle: 1 – margem direita do rio; 6- margem esquerda do rio; rejeito depositado: 2 e 3 – margem direita do rio; 4 e 5 – margem esquerda do rio.

Figura 92 – Difratoograma de raio-X da fração areia magnética do rejeito nas amostras das seções STS9.3 e STS9.4 das camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m. Legenda: Ct- caulinita, Hm- hematita, Mg – magnetita e Qz – quartzo.



A fase sólida do solo é composta por minerais e matéria orgânica. Nesse sentido, além da alteração de uma matriz caulínica para uma matriz de mineralogia hematítica, conforme discutido, a deposição de rejeito sobre o solo causou uma redução do teor de matéria orgânica, representado pelo carbono orgânico (CO) mensurado (Figura 93 e Tabela 36). O teor mediano de CO do rejeito depositado na camada 0-0,2 m ($0,17 \text{ dag kg}^{-1}$) está abaixo da linha base ($0,88 \text{ dag kg}^{-1}$) e como não foram verificadas diferenças dos teores de CO em profundidade, presume-se que ainda não houve acúmulo de CO via deposição de resíduos orgânicos na superfície o suficiente para alterar o teor médio de matéria orgânica, mesmo após dois anos do desastre.

Figura 93 – Teor de carbono orgânico de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e a linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015).

Tabela 36 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos teores de C orgânico do rejeito em relação à linha base.

Parâmetro	C
p-valor	0,0038
dag kg ⁻¹	
rejeito 0-20 cm	0,16 b
rejeito 20-40 cm	0,16 b
linha base 0-40 cm	0,82 a

Médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher.

A matéria orgânica, medida a partir do teor de CO, é fundamental, pois é o principal reservatório de N e S do solo, representando mais de 95 % de seus valores totais (SILVA; MENDONÇA, 2007). Além disso, atua na agregação, estabilidade de agregados, capacidade de retenção de água, percentagem de macroporos, entre outros parâmetros (SILVA; MENDONÇA, 2007). Portanto, a matéria orgânica é determinística para as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos e para o seu correto funcionamento no ambiente, e seus teores extremamente baixos no rejeito depositado indicam que ocorreu dano gravíssimo para a composição da fase sólida do solo pois a recomposição dos teores originais de carbono é improvável, especialmente na condição da mineralogia predominante no rejeito.

O conteúdo de MOS é determinado pela dinâmica entre adições e perdas. As adições são provenientes do carbono fotossintetizado adicionado ao solo na forma de resíduos, exsudatos radiculares e raízes (BAYER; MIELNICZUK, 2008), além da própria fauna edáfica, representada principalmente por fungos e bactérias. Ao entrar no solo, o material orgânico vegetal (fonte primária) pode passar por uma série de reações que definem o quanto é perdido e o quanto é incorporado ao solo em uma fração estável, compondo as substâncias húmicas (que são mais estáveis no ambiente edáfico por formarem complexos organominerais com a fração argila). A permanência desse carbono mais estável no solo é consequente de uma série de fatores, entre os quais citam-se a temperatura e o teor de umidade (solos de regiões tropicais tendem a perder o carbono para a atmosfera mais rapidamente do que solos de regiões temperadas), o preparo do solo (o revolvimento acarreta em taxas de decomposição maiores) e a textura e mineralogia do solo, pois solos argilosos e com predomínio de minerais de carga variável tenderão a reter de forma mais eficiente o carbono em comparação ao solos arenosos e menos intemperizados (BAYER; MIELNICZUK, 2008). Isso ocorre porque as cargas dos argilominerais interagem com as cargas dos grupos funcionais presentes nas substâncias húmicas, promovendo uma estabilização química desses compostos orgânicos contra a decomposição (SILVA; MENDONÇA, 2007).

No caso do rejeito depositado, por essa matriz apresentar uma predominância da hematita como mineral em sua constituição, a estabilização química do material orgânico em princípio não seria prejudicada. Contudo, essa hematita está presente em grande parte como partículas de tamanho grande (frações silte e areia), conforme será discutido no tópico a seguir. Assim, a estabilização química da matéria orgânica nesse novo substrato tenderá a ser menos efetiva e a recomposição dos teores originais e posterior manutenção dos teores de carbono no Tecnosolo poderá ser menos eficiente.

Apesar de o dano ser considerado cessado, a alteração da composição mineralógica da fase sólida do solo é um dano permanente e, portanto, irreversível, com impossibilidade de o solo retornar à condição original sob o aspecto mineralógico na escala de tempo de uma vida humana. No entanto, uma vez que aportes constantes de matéria orgânica ocorram, ou seja, se a vegetação for continuamente mantida sobre o material, os efeitos desse dano tenderão a reduzir com o tempo. Como a modificação da matriz que compõe esse material depositado muito provavelmente não permitirá o reestabelecimento dos níveis originais de CO, a recuperação é, contudo, parcial. Portanto, reitera-se que a alteração da composição do solo em decorrência do desastre pode ser considerado um dano gravíssimo, pois o acúmulo de rejeito resultou em uma condição praticamente definitiva, em que os patamares anteriores em termos de qualidade dos minerais e quantidade da matéria orgânica dificilmente serão recuperados.

2.2.3 AUMENTO DA DENSIDADE DO SOLO¹

Para o diagnóstico desse dano foram avaliados os indicadores físicos de distribuição granulométrica, densidade do solo, densidade de partículas, porosidade total, macro e microporosidade, umidade em capacidade de campo (U_{cc}), umidade em ponto de murcha permanente (U_{pmp}) e capacidade de água disponível (CAD).

A distribuição granulométrica do rejeito depositado se mostrou similar em profundidade, ou seja, praticamente não houve diferença entre as camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m (Figura 94), o que demonstra a homogeneidade desse material. Considerando a camada 0-0,2 m, os teores medianos de areia total (444 g kg^{-1}) e areia fina (368 g kg^{-1}) do rejeito depositado foram inferiores aos teores da linha base (695 e 600 g kg^{-1} , respectivamente), enquanto que os teores de areia grossa (67 g kg^{-1}) se mantiveram próximos aos teores da linha base (75 g kg^{-1}). O mesmo comportamento foi verificado para os teores médios (Tabela 37). Analisando-se a camada 0-0,2 m do rejeito depositado para os teores de argila (aproximadamente 150 g kg^{-1}), esses também foram comparáveis à linha base (Figura 94, Tabela 37).

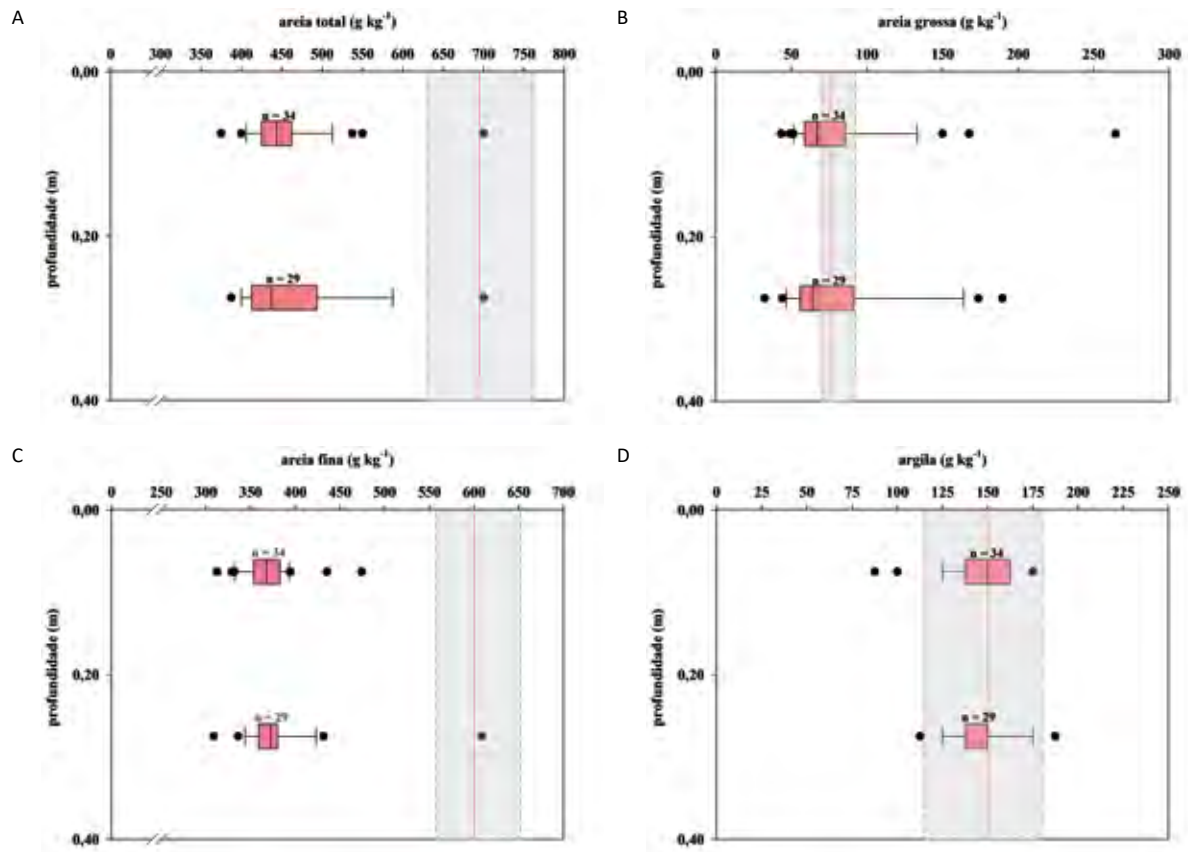
Os solos de várzea eram solos aluviais e naturalmente com altos teores de areia devido à concentração de partículas grosseiras, uma vez que há arraste preferencial de partículas mais finas nos eventos de cheia. Assim, a deposição do rejeito não modificou essa característica, haja vista que os teores totais de areia foram mesmo inferiores e não houve modificação na proporção de argila em relação à linha base. Entretanto, destaca-se que apesar de os teores de argila do rejeito serem similares aos da linha base, o material depositado apresentou baixa representatividade da fração argila em relação ao predomínio da fração silte em sua composição. No rejeito, a fração silte foi 2,6 vezes superior (413 g kg^{-1}) ao encontrado antes do desastre (160 g kg^{-1}) (Figura 95). Ou seja, os solos da linha base, anteriormente classificados como franco arenosos, passaram a ser representados por Tecnossolos de textura franca.

Estas alterações granulométricas são devidas à própria natureza do rejeito que foi depositado na superfície do terreno nas margens dos tributários do rio Doce após o desastre. A textura do material depositado é resultante do processo de beneficiamento do minério de ferro que segue as etapas de peneiramento, moagem, deslamagem e flotação (ARAÚJO, 2006). A etapa de moagem diminui o

1 Este dano refere-se ao aumento da densidade aparente do solo, ou seja, a massa de sólidos seca em estufa (105 a 110°C) dividida pelo volume total da amostra indeformada, considerando o volume de vazios do solo.

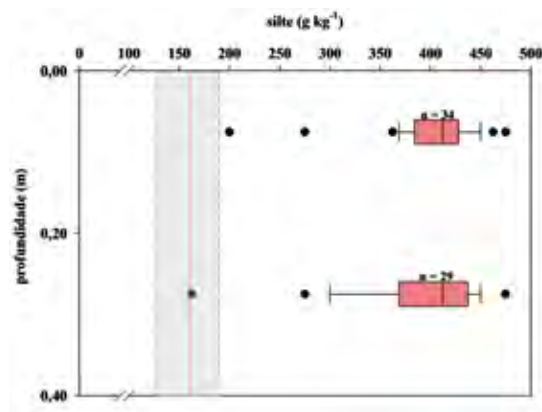
tamanho da partícula até o material ficar na fração areia fina ou silte (SOUZA, 2005; GOMES, 2009; VASCONCELOS; BRANDÃO; LEMOS, 2012).

Figura 94 – Teores de areia total (a), areia grossa (b), areia fina (c) e argila (d) de amostras do rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015).

Figura 95 – Teores de silte de amostras do rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015).

Tabela 37 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos indicadores físicos¹ avaliados no rejeito depositado e solo de linha base.

Parâmetro	areia total		areia grossa		areia fina		argila		silte		d. partículas		d. solo
p-valor	0,0050		0,3123		0,0044		0,875		0,0042		0,0064		6,8x10 ⁻⁵
----- g kg ⁻¹ -----													
rejeito 0-20 cm	451,7	b	81,0	ns	370,3	b	145,5	ns	403,5	a	2,97	a	1,95 a
rejeito 20-40 cm	459,3	b	79,4		379,6	b	149,3		392,1	a	3,01	a	2,04 a
linha base 0-40 cm	697,5	a	87,5		610,0	a	145,0		157,5	b	2,72	b	1,46 b

Parâmetro	p. total		macrop.		microp.		U _{cc}		U _{PMP}		CAD		
p-valor	0,6306		0,003442		0,0030		7,9x10 ⁻⁵		0,00263		4,9x10 ⁻⁵		
----- m ³ m ⁻³ -----													
rejeito 0-20 cm	0,4417	ns	0,080	b	0,3615	a	0,36	a	0,067	b	239,2	a	
rejeito 20-40 cm	0,4431		0,064	b	0,3790	a	0,38	a	0,087	b	240,9	a	
linha base 0-40 cm	0,4616		0,194	a	0,2670	B	0,24	b	0,145	a	53,9	b	

¹Teores de areia total, areia grossa, areia fina, argila, silte, densidade de partículas, densidade do solo, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, umidade em capacidade de campo (U_{cc}), umidade em ponto de murcha permanente (U_{PMP}) e capacidade de água disponível (CAD). Médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher.

A deposição do rejeito influenciou negativamente na distribuição granulométrica em relação aos solos aluviais anteriores ao desastre, pois o aumento nos teores de silte pode dificultar a aeração no rejeito, já que essa fração de menor diâmetro é acomodada entre os espaços deixados pelas partículas de areia. Isso foi de fato observado (Figura 96), já que a densidade aparente (chamada de densidade do solo) do rejeito foi maior que a densidade dos solos de linha base devido à redução do volume total de poros (determinado pela redução de macroporos) (Tabela 37). Contudo, o maior valor da mediana de densidade do solo em relação à linha base deve ser analisado com cuidado. Além da porosidade total, a densidade do solo é fortemente influenciada pela densidade de partículas, que é um atributo físico muito estável, cuja magnitude depende exclusivamente da composição das partículas sólidas (proporções relativas das frações mineral e orgânica e mineralogia da fração mineral).

A densidade de partículas do rejeito foi superior à densidade de partículas dos solos de linha base (Tabela 37), já que as amostras de solo analisadas por Pacheco (2015) antes do desastre eram constituídas principalmente por quartzo nas frações areia e silte e por minerais aluminossilicatos na fração argila. Já nas amostras de rejeito teve-se o predomínio absoluto de minerais de ferro, principalmente hematita nas frações silte e argila. A densidade média dos minerais silicatados (quartzo) é de aproximadamente 2,65 g cm⁻³ (FERREIRA, 2016) e dos óxidos de ferro se aproxima de 3,0 g cm⁻³ (Figura 96). Essa diferença reflete o maior peso atômico do ferro em relação ao silício.

Outro fator que concorreu para aumentar os valores de densidade de partículas do rejeito foram seus reduzidos teores de matéria orgânica (discussão no item 2.2.2). Em média, a matéria orgânica do solo apresenta massa específica em torno de 1,2 g cm⁻³ (SBCS, 2016). Portanto, os maiores valores de densidade do solo das amostras de rejeito em relação à linha base tiveram a influência de dois parâmetros: menor volume total de poros e maior valor de densidade de partículas.

Valores de densidade de partículas elevados, por si só, não causam prejuízos físicos diretos aos solos. Por outro lado, valores elevados de densidade do solo ($> 1,3 \text{ g cm}^{-3}$ para solos de textura argilosa e $> 1,6 \text{ g cm}^{-3}$ para solos de textura franca e arenosa (REICHERT; REINERT; BRADA, 2003)) ou ainda baixo volume de poros totais, principalmente quando definido pelo baixo volume de macroporos ($< 10\%$), limitam, sobremaneira a drenagem do solo e o crescimento radicular das plantas. Ainda, o primeiro efeito na redução da taxa de drenagem é a instalação de processos erosivos no solo (BRADY; WEIL, 2013), conforme indicado no item 2.2.7.

De fato, houve redução nos valores de volume de macroporos do rejeito em relação aos solos da linha base (Figura 96 e Tabela 37). O rejeito depositado possui valor mediano de macroporosidade de 7% em toda a camada de 0,4 m avaliada, e este parâmetro deve ser de no mínimo 10% para não restringir o desenvolvimento das plantas (BAVER; GARDNER; GARDNER, 1972). A perda de volume de macroporos no rejeito é reflexo direto da ausência de estrutura (agregação) do material depositado com o desastre. Durante o arraste do rejeito, as partículas soltas de areia, silte e argila se acomodaram, em sequência hierárquica de tamanho, reduzindo o volume de macroporos: areia média e fina preenchem os espaços deixados pela areia grossa, silte preenche os espaços da areia e argila preenche os espaços do silte (BRADY; WEIL, 2002; HILLEL, 1998). Já as estruturas dos solos de linha base permitem a formação de espaços vazios de maior dimensão (macroporos) entre os agregados. A perda da estrutura de um solo é a primeira e a principal ação para intensificar os processos erosivos, pois a ausência de rede de poros formada intra e entre agregados impede a infiltração da água no solo e consequentemente favorece o escoamento superficial.

A redução do volume de macroporos no rejeito não refletiu em diferença expressiva no volume de poros totais (valor ligeiramente inferior da mediana do rejeito em relação aos solos de linha base, sendo a diferença não significativa) (Tabela 37), pois a redução do volume de macroporos foi compensada pelo aumento de microporos desse material (Figura 96 e Figura 97). Os microporos (diâmetro menor que 0,05 mm) são formados principalmente entre as partículas minerais e orgânicas e são responsáveis pelo armazenamento de água para as plantas. No rejeito, o maior contato entre as partículas minerais, pela ausência de estruturação, favoreceu a formação de microporos.

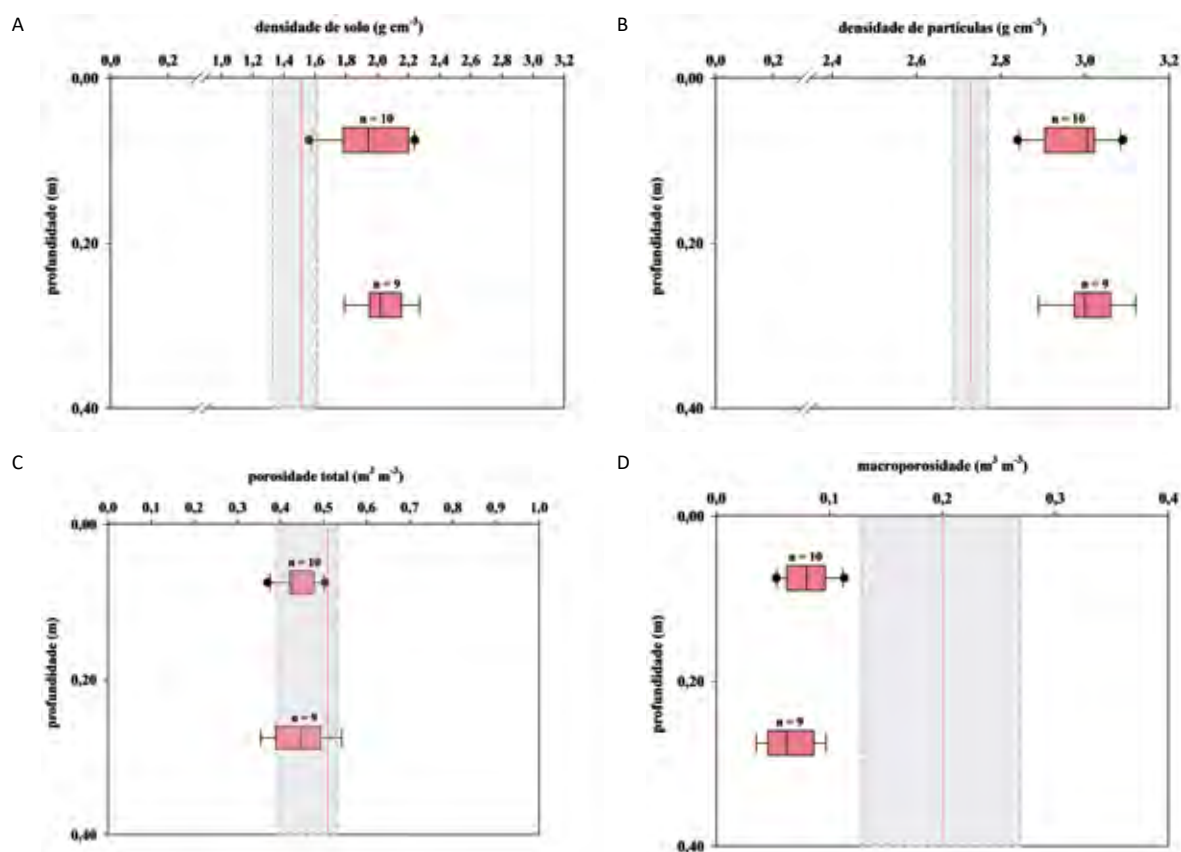
Para distribuições granulométricas similares, a distribuição entre volumes de macro e microporos torna-se o parâmetro mais importante para definir a dinâmica de água no solo. A U_{cc} representa a quantidade de água distribuída nos poros do solo que está em uma relação de equilíbrio com a força da gravidade (após toda a água livre ter sido drenada) (LEPSCH, 2011). Após uma chuva intensa (solo saturado), quanto maior o volume de macroporos, menor a umidade remanescente no solo após a drenagem. Dessa maneira, devido à baixa proporção de macroporos no rejeito, os valores de U_{cc} foram superiores nessa matriz em relação aos valores de U_{cc} da linha base (Figura 97, Tabela 37).

Com a perda constante de água dos microporos pelos processos de evapotranspiração, o solo pode atingir a U_{pmp} que representa o conteúdo de água no solo que proporciona a murcha irreversível das plantas e não há mais recuperação da turgescência das folhas quando as plantas são colocadas em um ambiente escuro e saturado de umidade (EMBRAPA, 1997). A maior U_{cc} e a menor U_{pmp} resultou em uma CAD no rejeito cerca de quatro vezes e meia superior em comparação à linha base (Figura 97 e Tabela 37). Poderia-se considerar que essa característica é desejável do ponto de vista do manejo da

recuperação da cobertura vegetal nas várzeas após o desastre (maior quantidade de água disponível para as plantas); contudo, o rejeito é uma matriz menos resiliente (ausência de agregação) e mesmo que aparentemente possa armazenar mais água, espera-se que sua infiltração seja limitada pela baixa macroporosidade.

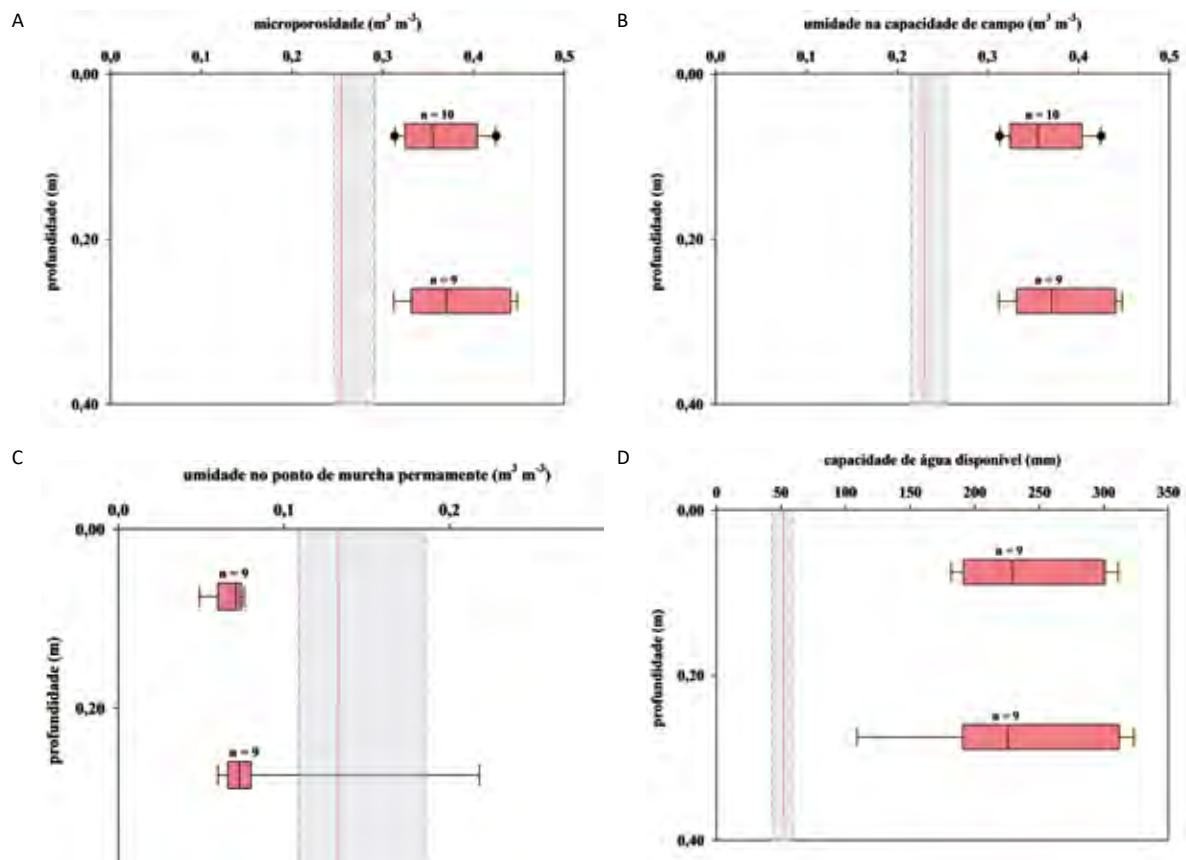
O aumento da água disponível no rejeito depositado é explicado, ainda, pelas diferenças de textura das matrizes pré e pós-desastre. Conforme já citado, os solos da linha base, classificados como solos franco arenosos, foram substituídos por Technossolos de textura franca. Com isso, o incremento da fração silte (maior área de superfície específica) em comparação ao predomínio da fração areia dos solos aluviais resultou em maior potencial de retenção da água (componente matricial) (LEPSCH, 2011; O'GEEN, 2013).

Figura 96 – Valores de densidade do solo (a), densidade de partículas (b), porosidade total (c) e macroporosidade (d) de amostras do rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada em representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e linha vertical vermelha representa a mediana da linha base em Ottoni et al. (2018), com exceção da densidade de partícula que foi obtida de Pacheco (2015).

Figura 97 – Valores de microporosidade (a), umidade em capacidade de campo (b), umidade em ponto de murcha permanente (c) e capacidade de água disponível para as plantas (d) de amostras do rejeito (em vermelho), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e linha vertical vermelha representa a mediana da linha base em Ottoni et al. (2018).

O adensamento na matriz de rejeito pode resultar na restrição do crescimento radicular e aumentar a ocorrência de processos erosivos, principalmente em locais sem cobertura vegetal. No entanto, esse dano foi classificado como grave devido à maior água disponível quantificada no rejeito depositado e à possibilidade de retomada da formação de agregados e de estruturas no Tecossolo a partir de práticas de manejo de média complexidade. O dano foi classificado como cessado, em que o aumento do teor de matéria orgânica pela adição e incorporação de resíduos e biomassa vegetal, além da manutenção da cobertura vegetal, tenderão a reduzir os efeitos do adensamento e aumentar a microporosidade do rejeito com o tempo (RIVENSCHILD; BASSUK, 2007). Esse manejo irá propiciar aumento do CO que, em dezenas de anos, auxiliará na união de partículas minerais e na formação de macro e microagregados, propiciando melhora da condição física geral da matriz. Essa é a principal resiliência necessária para retomar as funções físicas desse novo Tecossolo, como o aumento do volume de macroporos (poros entre os agregados) e redução dos processos erosivos. Desta forma, o dano pode ser considerado parcialmente reversível desde que mantida a adição constante de matéria orgânica no sistema e a permanência da vegetação sobre o Tecossolo.

2.2.4 ALTERAÇÃO DA CAPACIDADE DE SUPORTE E DEFORMABILIDADE DO SOLO

Para auxiliar a avaliar a alteração da capacidade de suporte e deformabilidade do solo foram realizados ensaios de índice de suporte Califórnia (Figura 98 e na Figura 99) e adensamento unidimensional (Tabela 38). Os resultados obtidos nos ensaios geotécnicos de laboratório foram comparados com resultados apresentados por Alonda (2017) e Pattrol (2017).

Figura 98 – Curva de índice de suporte de Califórnia *versus* teor de umidade.

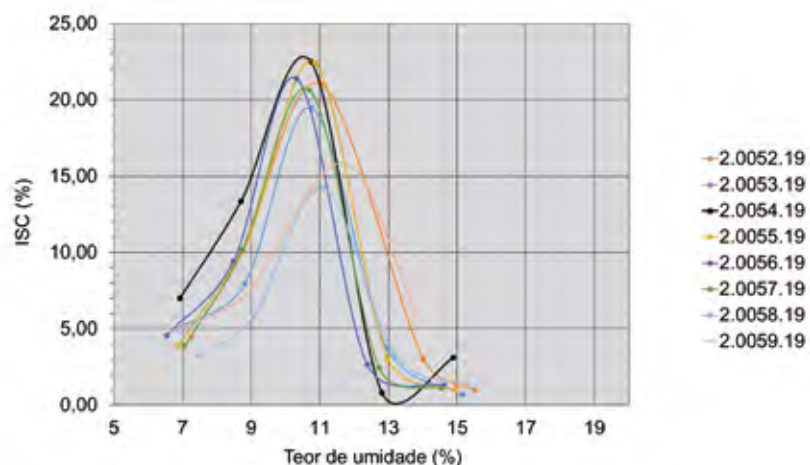
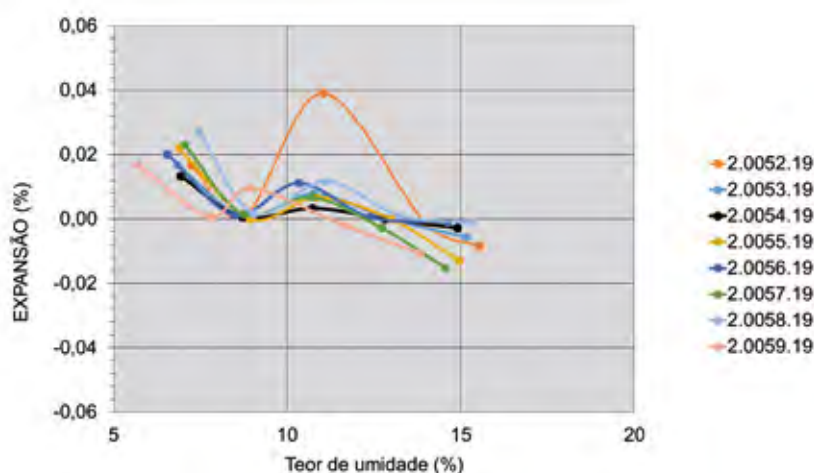


Figura 99 – Curva de expansão *versus* teor de umidade.



Ainda, visando a análise da capacidade de suporte do ponto de vista da sua deformabilidade, foram realizados ensaios de adensamento unidimensional com o intuito de verificar o comportamento para diferentes carregamentos.

Na Tabela 38, estão apresentados os valores de índice de compressão (C_c) e de tensão de pré-adensamento (σ'_{vm}), calculados a partir das curvas de variação do índice de vazios com a tensão normal efetiva. O valor de σ'_{vm} foi estimado pelo método de Pacheco Silva. Na mesma Tabela estão apresentados os valores de coeficiente de adensamento vertical C_v para os diferentes estágios de carregamento aplicados aos corpos de prova. Os valores de C_v foram calculados pelo método de Taylor, a partir das curvas de variação da altura do corpo de prova *versus* a raiz quadrada do tempo.

Tabela 38 – Quadro resumo dos valores obtidos nos ensaios de adensamento.

Amostra	Índice de compressão C_c	Tensão de pré-adensamento σ'_{vm} (kPa)	Índice de vazios correspondente	Tensão normal (kPa)	Coefficiente de adensamento C_v (cm ² /s)
2.0052.19	0,10	135	0,538	80	$3,05 \times 10^{-3}$
				160	$3,00 \times 10^{-3}$
2.0053.19	0,10	160	0,541	160	$1,06 \times 10^{-3}$
2.0054.19	0,05	65	0,418	40	$3,43 \times 10^{-2}$
				80	$8,49 \times 10^{-3}$
2.0055.19	0,12	70	0,570	40	$5,49 \times 10^{-3}$
				80	$1,21 \times 10^{-2}$
2.0056.19	0,13	160	0,642	160	$3,03 \times 10^{-2}$
2.0057.19	0,05	44	0,358	40	$4,61 \times 10^{-3}$
				80	$3,29 \times 10^{-3}$
2.0058.19	0,12	60	1,045	40	$9,26 \times 10^{-3}$
				80	$9,10 \times 10^{-3}$
2.0059.19	0,07	60	0,513	40	$3,60 \times 10^{-3}$
				80	$1,41 \times 10^{-2}$

Quando comparados os resultados obtidos com os valores de linha base apresentados por Allonda (2017) e Pattrol (2017) constatou-se que os valores dos parâmetros dos ensaios de adensamento apresentaram um decréscimo quando comparados ao solo natural. Antes do desastre, o coeficiente de compressibilidade do solo variava de 0,15 a 0,49 e a tensão de pré-adensamento era de aproximadamente 120 kPa. O rejeito depositado sobre o solo natural possui coeficiente de compressibilidade do solo de 0,07 a 0,13 enquanto a média da tensão de pré-adensamento é de 95 kPa. A redução de valores vinculados a estes parâmetros pode acarretar em recalques excessivos para um mesmo carregamento e um mesmo tipo de fundação. Portanto, se houvesse uma redução significativa neste valor seria necessário a construção de fundações mais robustas para não se ter recalques diferenciados nas estruturas.

Com os parâmetros de adensamento obtidos nos ensaios realizados e conhecendo-se as condições de contorno e o projeto de engenharia de uma obra qualquer é possível calcular os níveis de recalque para quaisquer taxas de carregamento, incluindo o tempo de recalque.

Uma vez que, os parâmetros de capacidade de suporte e deformabilidade foram pouco alterados e levando em consideração os critérios adotados para classificação esse dano é classificado como pouco grave, cessado e é irreversível, visto que está associado às características do tipo de material.

2.2.5 ALTERAÇÃO DA PERMEABILIDADE E FLUXO DE ÁGUA NO SOLO

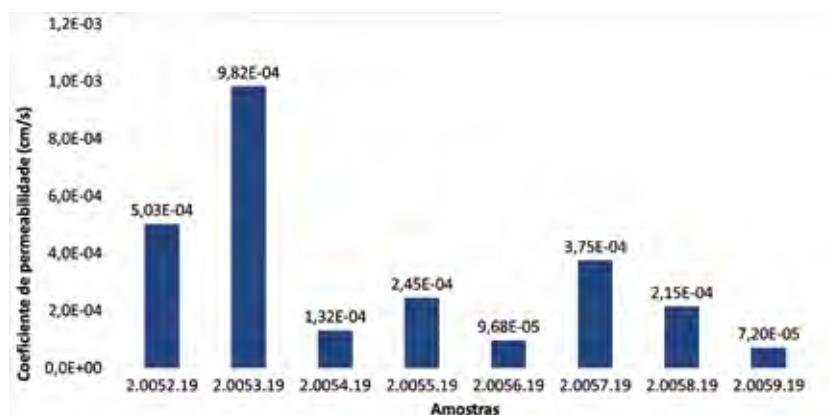
O dano referente a alteração da permeabilidade e fluxo de água no solo foi avaliado a partir da realização de ensaios de permeabilidade à carga variável (ABNT NBR 14545:2000) com amostras de rejeito coletadas no Compartimento 1. Os resultados obtidos a partir da realização dos ensaios foram comparados com resultados de ensaios realizados com amostras de solo pré-desastre, previamente ao rompimento da barragem de Fundão.

Os resultados obtidos nos ensaios de permeabilidade à carga variável no adensamento, para a obtenção do coeficiente de permeabilidade (k_v), foram apresentados por Pattrol (2017) e também foram apresentados no relatório de linha base. Sabe-se que este é um dado secundário extraído do ensaio de adensamento unidimensional e deve ser avaliado considerando as condições de campo. Os resultados apresentaram valores médios de 10^{-6} cm/s, compatível com o tipo de amostra ensaiada e identificada nos perfis geológico-geotécnicos.

Os resultados dos ensaios realizados com as amostras de rejeito coletadas no Compartimento 1 apresentaram valores médios da ordem de 10^{-4} cm/s. Este aumento do coeficiente de permeabilidade, quando comparado aos valores de linha base apresentados por Pattrol (2017) pode estar vinculado à composição granulométrica do rejeito. O rejeito possui elevada fração de silte e de areia (item 2.2.3), e estes materiais possuem diâmetro dos grãos maiores do que argilas. Ainda, foi verificado no ensaio do furo de agulha (Pinhole test), que o material em questão possui características de formação de *piping* (erosão interna), o que pode criar caminhos preferências para o fluxo de água no solo, aumentando assim o k_v . O resultado deste ensaio será apresentado no item 2.2.7.

Os resultados dos ensaios de permeabilidade estão apresentados na Figura 100. Verificou-se que pela elevada fração de silte e da areia, as amostras apresentaram coeficientes de permeabilidade na faixa de 10^{-4} a 10^{-5} cm/s.

Figura 100 – Resultados dos ensaios de permeabilidade à carga variável.



Foram realizadas, ainda, análises de fluxo utilizando o método de elementos finitos no ambiente SEEP/W, software desenvolvido pela fabricante GeoStudio.

As análises de fluxo foram realizadas utilizando parâmetros de condutividade hidráulica de linha base para o solo natural, e os parâmetros obtidos a partir de ensaios de permeabilidade realizados em laboratório de Geotecnia do Lactec para a obtenção do coeficiente de condutividade hidráulico para o rejeito depositado sobre a camada de solo natural.

Na Tabela 39 estão apresentados os valores de vazão obtidos por meio das análises de fluxo. Foram obtidos valores de ordem de 10^{-3} a 10^{-8} m³/s.

Tabela 39 – Resumo dos valores de vazão obtidos por meio de análises de fluxo.

Amostras	Vazão de escoamento (m³/s)
2.0052.19	$1,7957 \times 10^{-8}$
2.0053.19	$1,9365 \times 10^{-3}$
2.0054.19	$6,7422 \times 10^{-4}$
2.0055.19	$2,794 \times 10^{-6}$
2.0056.19	$1,1876 \times 10^{-6}$
2.0057.19	$9,506 \times 10^{-5}$
2.0058.19	$4,7534 \times 10^{-6}$
2.0059.19	$2,0973 \times 10^{-8}$

Nas Figuras 101 a 108 estão apresentadas as seções de interesse analisadas as quais foram extraídas do software de análise utilizado (SEEP/W). As seções correspondem aos locais em que foram realizadas amostragens de solo, conforme apresentado no item 2.2.1.2.5. Enfatiza-se que estas análises foram realizadas em trechos das encostas (locais de interesse) que apresentavam maiores declividades (trecho com a maior velocidade de fluxo). Nesse contexto, as figuras citadas apresentam o perfil dos locais de estudo com o destaque do trecho analisado.

Figura 101 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0052.19.

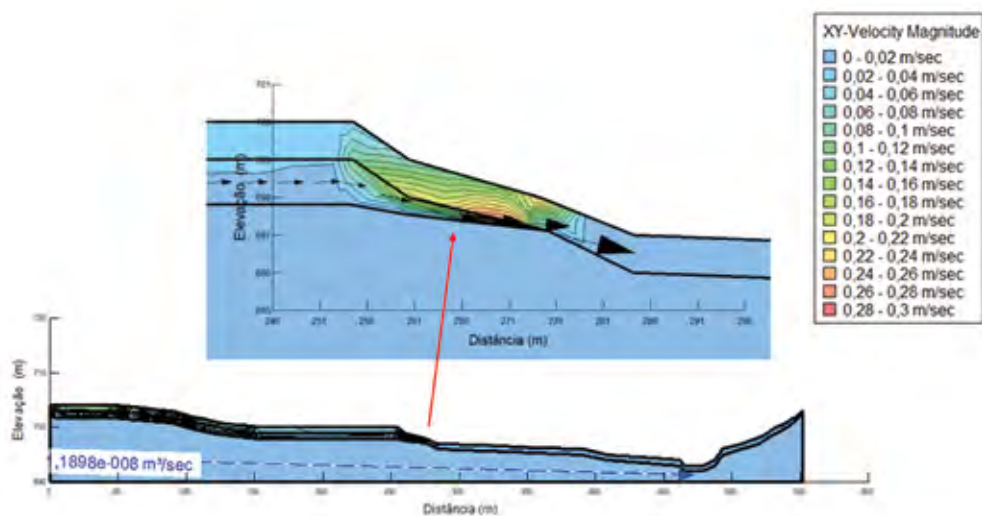


Figura 102 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0053.19.

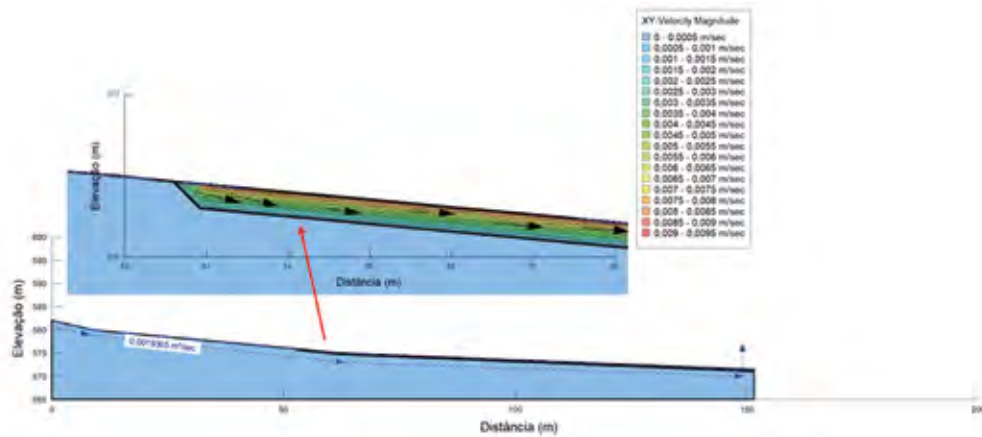


Figura 103 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0054.19.

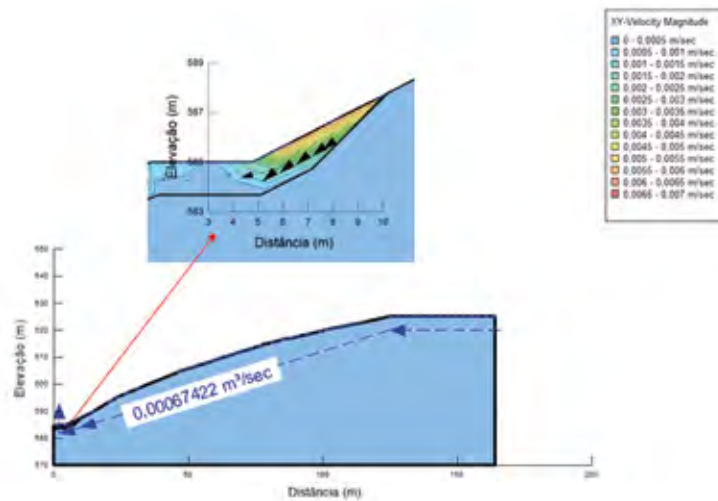


Figura 104 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0055.19.

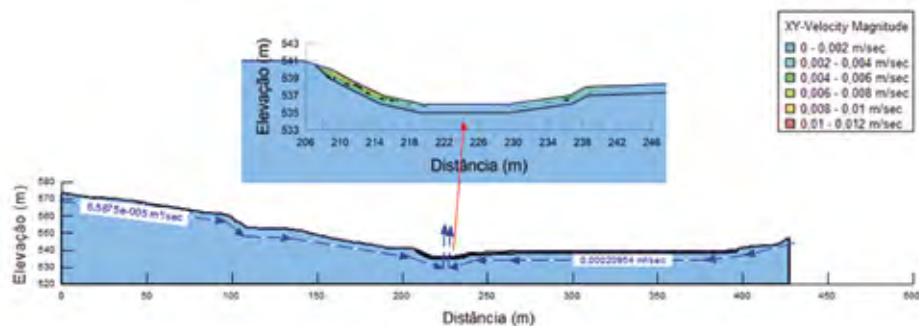


Figura 105 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0056.19.

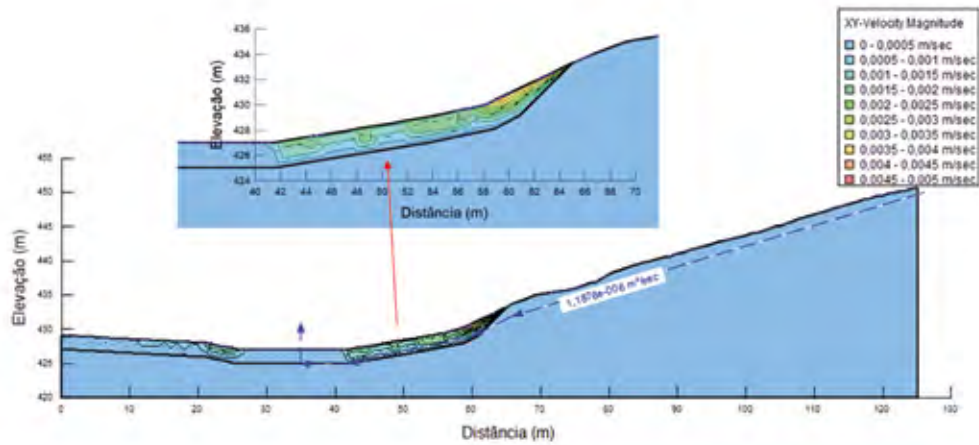


Figura 106 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0057.19.

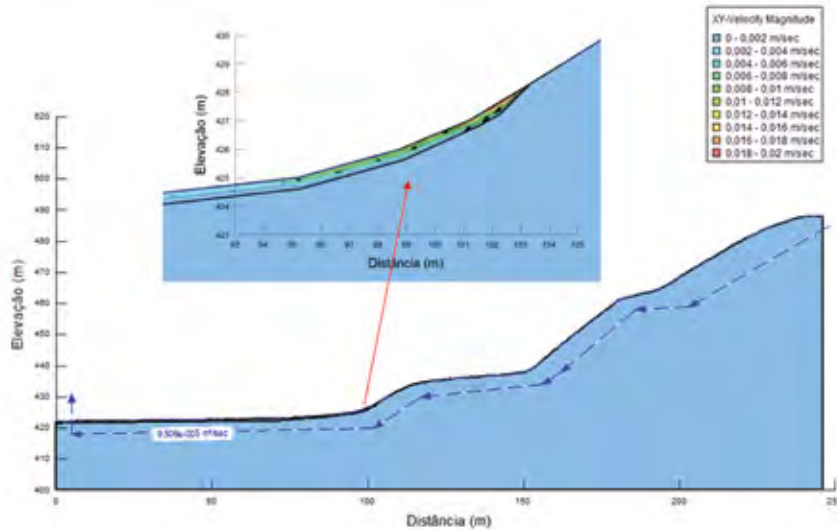


Figura 107 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0058.19.

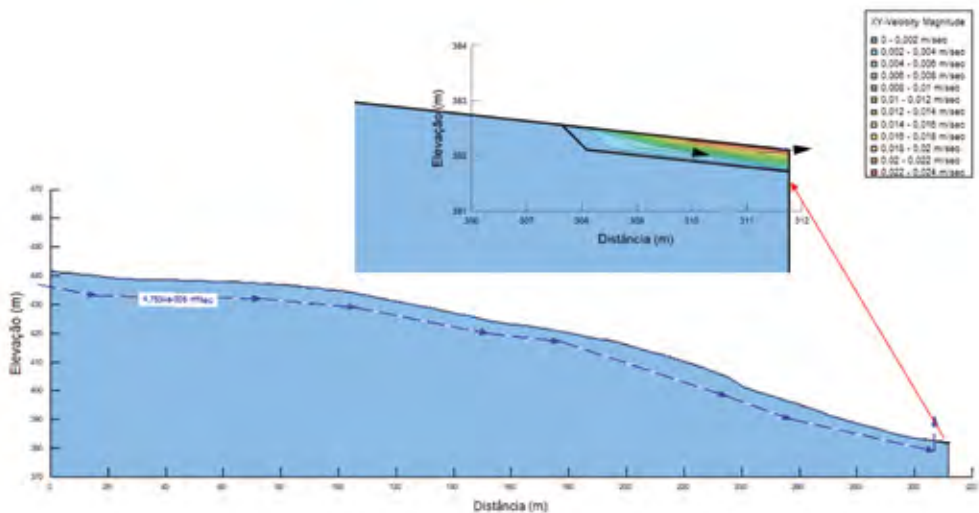
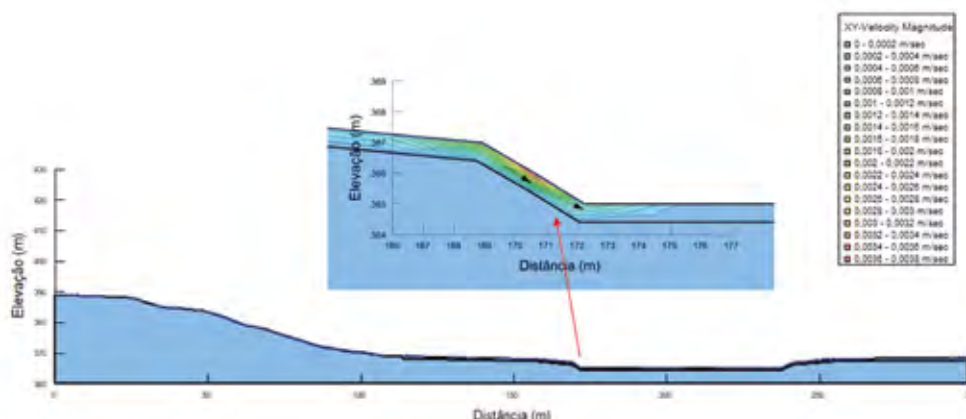


Figura 108 – Análise de fluxo da seção da amostra 2.0059.19.

De modo geral, os resultados dos ensaios indicaram que o tecnossolo apresenta um coeficiente de permeabilidade k_v mais elevado se comparado ao solo natural da região. O aumento do coeficiente de permeabilidade e as características de formação de *piping* indicam maior facilidade no carreamento de substâncias por meio de caminhos preferenciais para o fluxo de água no solo, por exemplo o carreamento de contaminantes. Portanto, este dano do ponto de vista geotécnico, pode ser classificado como grave, uma vez que a taxa de infiltração/percolação de água no solo foi aumentada em até 100 vezes. É um dano irreversível considerando que essa característica está sujeita ao tipo de solo e com o decorrer do tempo tende a reduzir, caso medidas de proteção do solo superficial sejam adotadas.

2.2.6 ALTERAÇÃO DA ESTABILIDADE DE ENCOSTAS

O dano referente a alteração da estabilidade de encostas foi avaliado através de análises computacionais para obtenção dos Fatores de Segurança. Para avaliar o Fator de Segurança (FS) de algumas encostas (taludes) localizadas no Compartimento 1, encostas estas selecionadas com base em investigações geotécnicas de campo (sondagens a trado e ensaios SPT), foram realizadas análises computacionais utilizando o software GeoStudio (SLOPE/W) empregando cinco métodos de cálculo para fator de segurança: Bishop, Janbu, Morgenstern Price, Ordinary e Spencer. Para a avaliação e classificação do dano referente a alteração da estabilidade de encostas foram utilizados os FS obtidos pelo método de Morgenstern Price, uma vez que para utilizar esse método são consideradas condições de estabilidade que satisfazem simultaneamente todas as condições de equilíbrio de forças e de momentos (FABRÍCIO, 2006).

Para a realização das análises geotécnicas foram adotados parâmetros de resistência ao cisalhamento (intercepto coesivo e ângulo de atrito interno) para dois tipos de solo (argiloso e arenoso, respectivamente coesivo e não coesivo), haja visto que sobre o solo natural foi depositado uma camada de rejeito oriunda do rompimento da barragem de Fundão. Para a camada de solo foram adotados parâmetros obtidos por Alonda (2017) e Pattrol (2017), enquanto que para o rejeito foram utilizados dados obtidos a partir de ensaios de cisalhamento direto realizados com amostras coletadas no Compartimento 1.

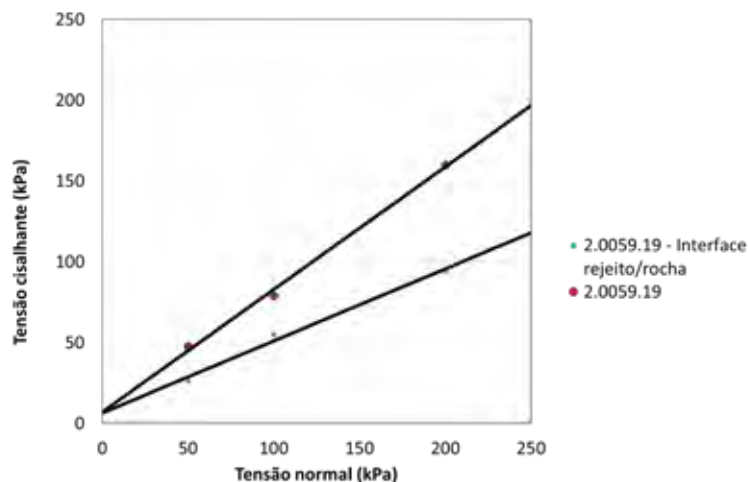
Os valores de intercepto coesivo e do ângulo de atrito interno obtidos a partir da realização de ensaios de cisalhamento direto estão apresentados na Tabela 40.

Tabela 40 – Resumo dos parâmetros de resistência – ensaio de cisalhamento direto.

Amostras	Ângulo de atrito interno (°)	Intercepto coesivo (kPa)
2.0052.19	27,7	26,8
2.0053.19	14,9	12,6
2.0054.19	34,3	15,2
2.0055.19	26,0	12,1
2.0056.19	36,6	15,3
2.0057.19	34,9	7,2
2.0058.19	37,1	13,7
2.0059.19	37,2	7,1

Para a obtenção dos parâmetros de resistência ao cisalhamento da interface rejeito/rocha foram realizados três ensaios de cisalhamento direto para as tensões de 50, 100 e 200 kPa com o intuito de comparar os resultados com os ensaios já realizados e realizar análises de estabilidade de talude com a presença de maciço de rejeito em contato com maciço rochoso. O ensaio foi realizado com a amostra 2.0059.19, haja vista que o local de amostragem desta amostra apresenta inclinações significativas para a análise de estabilidade de taludes. O resultado, comparando o ensaio de cisalhamento com a interface rejeito/rocha, está apresentado na Figura 109.

Figura 109 – Envoltória de resistência para interface rejeito/rocha.



A partir da comparação dos resultados dos ensaios realizados na condição rejeito/rejeito e rejeito/rocha verificou-se que o ângulo de atrito interno teve uma redução de 37,2° para 24,0° e o intercepto coesivo apresentou redução de 7,1 kPa para 6,5 kPa. Para a engenharia geotécnica, a redução dos parâmetros de resistência ao cisalhamento não é visto como algo bom. É nítido que os resultados obtidos para a condição rejeito/rocha quando comparados com a condição rejeito/rejeito são menores, entretanto, este comportamento é esperado uma vez que é resultante da interação rejeito/rocha.

Para a realização das análises geotécnicas foram adotados dois tipos de parâmetros, haja vista que sobre o solo natural foi depositado uma camada de rejeito oriunda do rompimento da barragem de Fundão. Para a camada de solo foram adotados os seguintes parâmetros: intercepto coesivo igual a

55 kPa, ângulo de atrito igual a 32° e massa específica natural de 1,706 g/cm³ para os solos coesivos e intercepto coesivo igual a 2, ângulo de atrito igual a 30° e massa específica natural de 1,655 g/cm³ para os solos não coesivos. Para a camada de rejeito depositada sobre o solo natural foram utilizados os parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos a partir da realização de ensaios de cisalhamento direto feitos em laboratório. Ainda, os valores de massa específica natural utilizados para as análises da camada de rejeito estão apresentados no Apêndice H.

Os resultados obtidos para os Fatores de Segurança nas análises com o programa SLOPE/W para cada um dos métodos analisados, para cada seção, para solos coesivos e não coesivos, apresentados no Apêndice L, encontram-se resumidos na Tabela 41 e na Tabela 42. Ainda, estão apresentados nas mesmas tabelas os pontos dos ensaios SPT correspondentes, os resultados dos ensaios SPT realizados estão apresentados no 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019e). Para algumas seções as mesmas foram subdivididas para que fosse possível analisar em separado, trechos significativos de inclinação dos taludes.

Tabela 41 – Resultados das análises de estabilidade - solos coesivos.

Amostra	Ensaio SPT correspondente	Subdivisão da seção	Solos Coesivos				
			M-P	Spencer	Bishop	Janbu	Ordinary
2.0052.19	81	-	8,759	8,759	8,759	8,718	8,707
		A	5,983	5,983	5,982	5,840	5,774
		B	30,12	30,12	30,121	27,575	29,454
2.0053.19	8	-	12,711	12,712	12,716	11,276	12,401
		A	11,103	11,104	11,106	9,692	10,668
		B	27,391	27,391	27,392	25,054	26,622
2.0054.19	14	-	1,582	1,583	1,577	1,427	1,607
		A	1,658	1,659	1,648	1,432	1,643
2.0055.19	15	-	2,819	2,819	2,817	2,681	2,798
		A	7,326	7,475	7,155	6,095	6,99
		B	3,269	3,27	3,267	2,956	3,185
2.0056.19	34	-	2,333	2,334	2,328	2,091	2,301
2.0057.19	37	-	4,088	4,088	4,085	3,672	3,869
		A	6,547	6,548	6,549	6,448	6,628
		B	4,097	4,097	4,094	3,652	3,856
		C	0,993	0,994	0,982	0,868	1,09
2.0058.19	49	-	1,680	1,680	1,673	1,515	1,664
		A	1,679	1,680	1,67	1,508	1,658
2.0059.19	57	-	2,783	2,783	2,779	2,528	2,708
		A	3,532	3,532	3,534	3,503	3,687
		B	2,785	2,785	2,782	2,556	2,740

Tabela 42 – Resultados das análises de estabilidade - solos não coesivos.

Amostra	Ensaio SPT correspondente	Subdivisão da seção	Solos não coesivos				
			M-P	Spencer	Bishop	Janbu	Ordinary
2.0052.19	81	-	5,491	5,491	5,490	5,275	5,280
		A	4,403	4,401	4,397	4,020	4,009
		B	8,682	8,682	8,681	8,104	8,028
2.0053.19	8	-	1,777	1,778	1,771	1,615	1,727
		A	1,767	1,767	1,76	1,613	1,718
		B	6,558	6,557	6,557	5,854	5,922
2.0054.19	14	-	0,503	0,504	0,485	0,454	0,622
		A	0,499	0,5	0,485	0,45	0,617
2.0055.19	15	-	0,585	0,585	0,584	0,582	0,746
		A	0,671	0,672	0,663	0,54	0,764
		B	0,491	0,491	0,484	0,472	0,66
2.0056.19	34	-	0,880	0,877	0,872	0,839	0,935
2.0057.19	37	-	1,316	1,316	1,302	1,155	1,245
		A	1,99	1,999	1,978	1,735	1,839
		B	1,216	1,216	1,205	1,091	1,188
		C	0,192	0,195	0,16	0,136	0,389
2.0058.19	49	-	0,650	0,651	0,641	0,608	0,731
		A	0,618	0,618	0,604	0,571	0,710
2.0059.19	57	-	0,901	0,901	0,896	0,843	0,947
		A	2,073	2,075	2,067	1,943	2,010
		B	0,896	0,896	0,889	0,845	0,948

Quando analisados os Fatores de Segurança obtidos para as seções de selecionadas ao longo do Compartimento 1, para solos coesivos, foram obtidos valores da ordem de 0,993 a 30,12. E, para solos não coesivos, valores da ordem de 0,192 a 8,682.

Os valores elevados de FS obtidos a partir das análises realizadas (Tabelas 41 e 42) indicam que os taludes se encontram estáveis e que o risco de ocorrer movimentações de massa são praticamente nulos. Já para os valores baixos de FS (próximos a um) é possível que ocorram movimentações de massa caso ocorram precipitações pluviométricas de alta intensidade. É importante enfatizar que os locais em que foram encontrados valores de FS baixos, são locais onde não houve a deposição de rejeito, pois estão em cotas elevadas e a superfície de ruptura ocorre no solo natural.

Por fim, é importante enfatizar que, independente da análise de estabilidade indicar que o rompimento do talude possa ocorrer em uma cota acima de onde ocorreu a deposição do rejeito, o rompimento deste talude pode transportar a camada de rejeito depositada nas margens de volta para a calha do rio, aumentando a contaminação e o carreamento de sedimentos para o corpo hídrico. De acordo com os critérios assumidos para a classificação do dano, este dano é considerado pouco grave, uma vez que os valores de FS obtidos estão de acordo com o que estabelece a norma ABNT NBR 11682:2009. O dano está cessado haja visto que não ocorreram novas deposições de rejeito e é considerado irreversível.

2.2.7 AUMENTO DOS PROCESSOS EROSIVOS

Neste item estão apresentados os resultados dos ensaios de erodibilidade (*Inderbitzen*, *Pinhole test* e *Crumb test*) para a avaliação dos processos erosivos e a modelagem computacional para o cálculo da perda de solo (RUSLE1). Grande parte dos processos erosivos atuam de modo conjugado a processos de transformação, adição e remoção de solo. A erosão natural ocorre lentamente e com essa ocorrência é possível a formação de novas camadas de solo, viabilizando a substituição de camadas de material erodido e/ou transportado. Já a erosão antrópica está diretamente ligada aos fatores de ocupação e ao uso do solo que causam alterações nas paisagens, como é o caso do ocorrido após o rompimento da barragem de Fundão. Neste sentido, a partir dos ensaios de laboratório realizados, buscou-se avaliar os processos erosivos decorrentes da deposição de rejeito sobre o solo natural no Compartimento 1.

A Tabela 43 apresenta os resultados obtidos a partir do ensaio de torrão (*Crumb test*), em que todas as amostras foram classificadas como moderadamente dispersivas.

Tabela 43 – Resultados do ensaio do torrão (*Crumb test*).

Amostra	Grau atribuído	Classificação
2.0052.19	3	MD
2.0053.19	3	MD
2.0054.19	3	MD
2.0055.19	3	MD
2.0056.19	3	MD
2.0057.19	3	MD
2.0058.19	3	MD
2.0059.19	3	MD

Legenda: MD – Moderadamente dispersivo.

Na Tabela 44 estão apresentados os resultados obtidos a partir dos ensaios de *Pinhole test* realizados, em que as oito amostras avaliadas foram classificadas como dispersivas a moderadamente dispersivas.

Tabela 44 – Resultados do ensaio *Pinhole test*.

Amostra	Turbidez do efluente	Classificação
2.0052.19	Escuro	D2 – Dispersivo
2.0053.19	Levemente escuro	D2 – Dispersivo
2.0054.19	Levemente escuro	ND4 – Moderadamente dispersivo
2.0055.19	Levemente escuro	ND4 – Moderadamente dispersivo
2.0056.19	Levemente escuro	D2 – Dispersivo
2.0057.19	Levemente escuro	ND4 – Moderadamente dispersivo
2.0058.19	Levemente escuro	ND4 – Moderadamente dispersivo
2.0059.19	Levemente escuro	D2 – Dispersivo

Por fim, foi realizado em laboratório o ensaio *Inderbitzen*, com o intuito de determinar a erosão de um talude de aterro, para uma certa condição de chuva e consequentemente escoamento de água superficial. Os resultados vinculados com a inclinação das seções críticas definidas para as análises subsidiaram as análises de erodibilidade e possibilitaram a obtenção de informações de recargas de material devido ao carregamento de partículas pelo escoamento superficial. Foram realizados ensaios *Inderbitzen* para as 8 amostras de rejeito para diferentes condições de contorno (alterando a inclinação e vazão). Nas Figuras 110 a 117, estão apresentados os comportamentos dos materiais com relação à erosão *versus* tempo.

Figura 110 – Amostra 2.0052.19 (Erosão *versus* tempo).

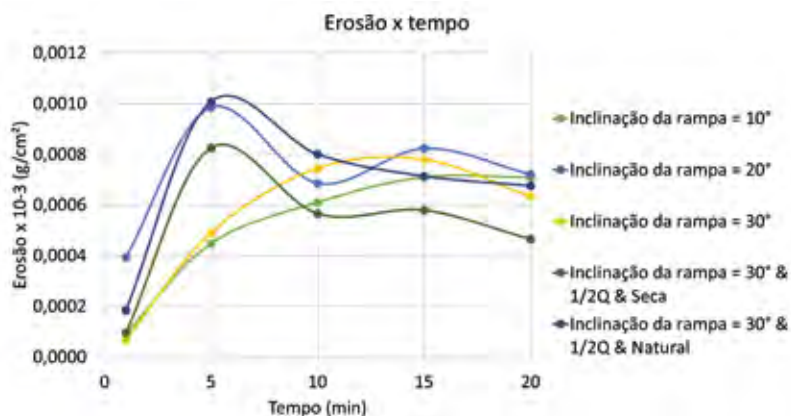


Figura 111 – Amostra 2.0053.19 (Erosão *versus* tempo).

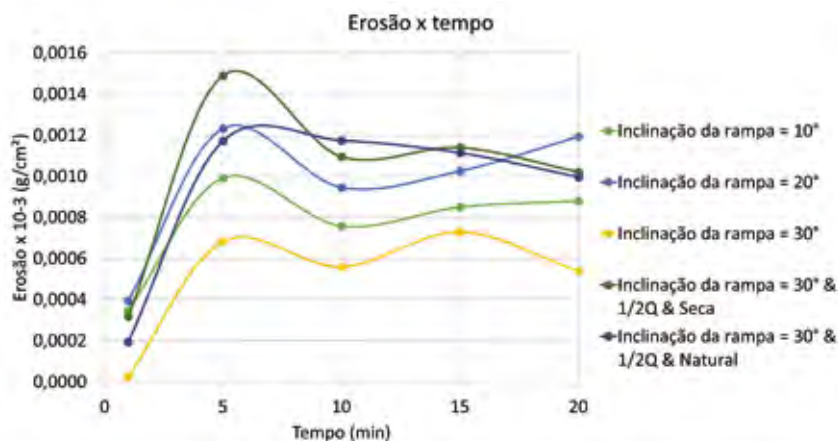


Figura 112 – Amostra 2.0054.19 (Erosão versus tempo).

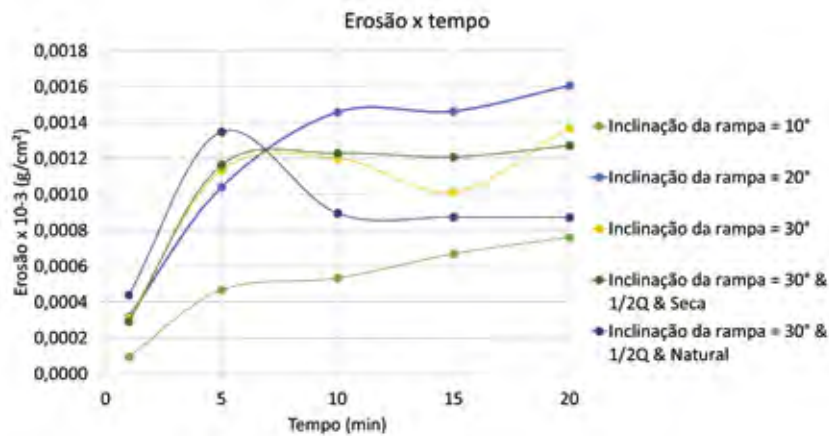


Figura 113 – Amostra 2.0055.19 (Erosão versus tempo).

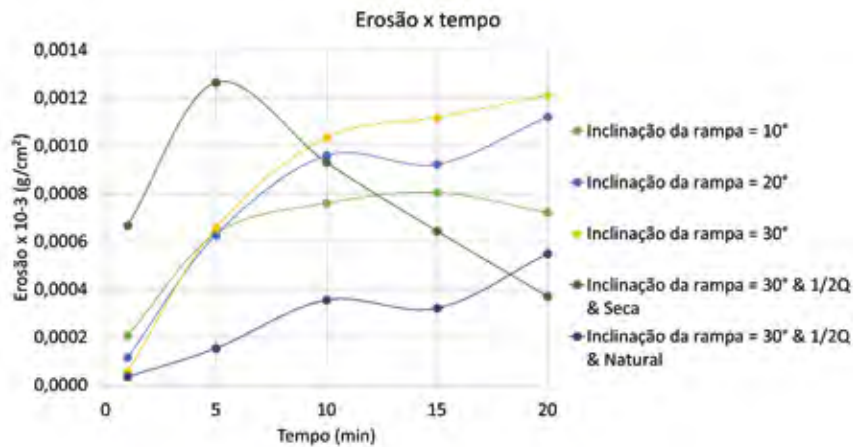


Figura 114 – Amostra 2.0056.19 (Erosão versus tempo).

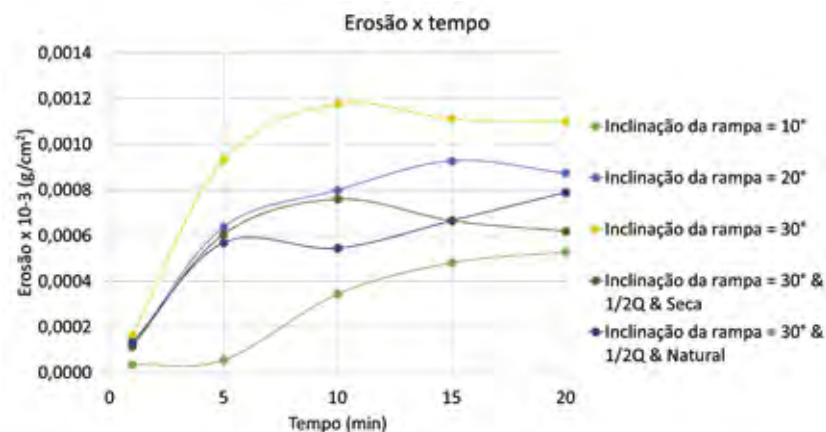


Figura 115 – Amostra 2.0057.19 (Erosão versus tempo).

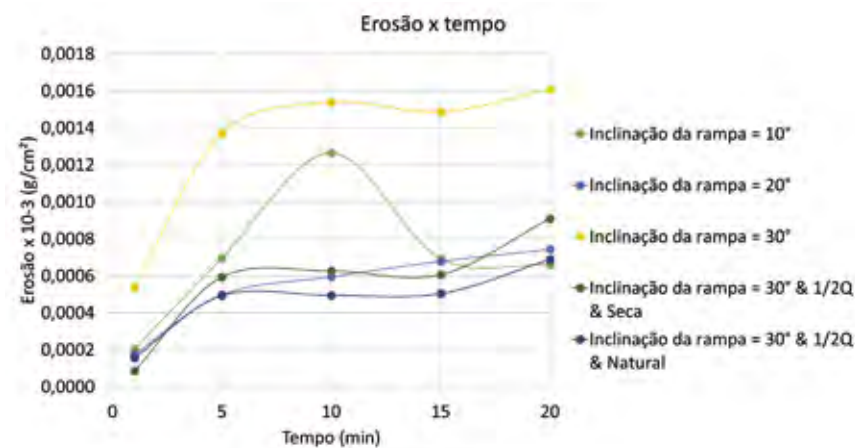


Figura 116 – Amostra 2.0058.19 (Erosão versus tempo).

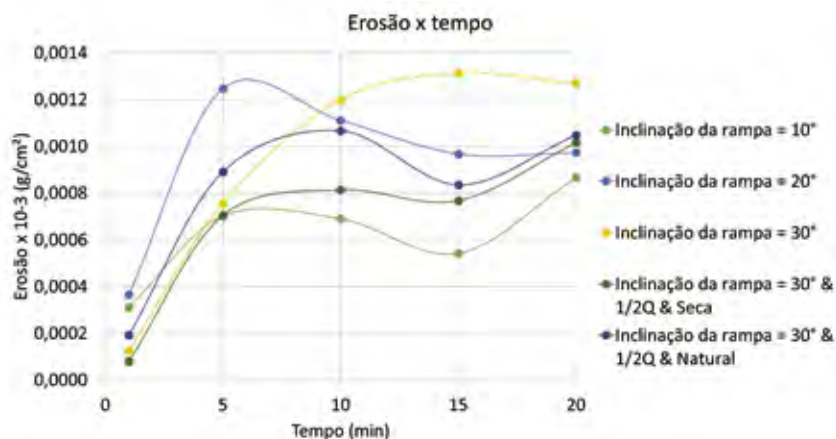
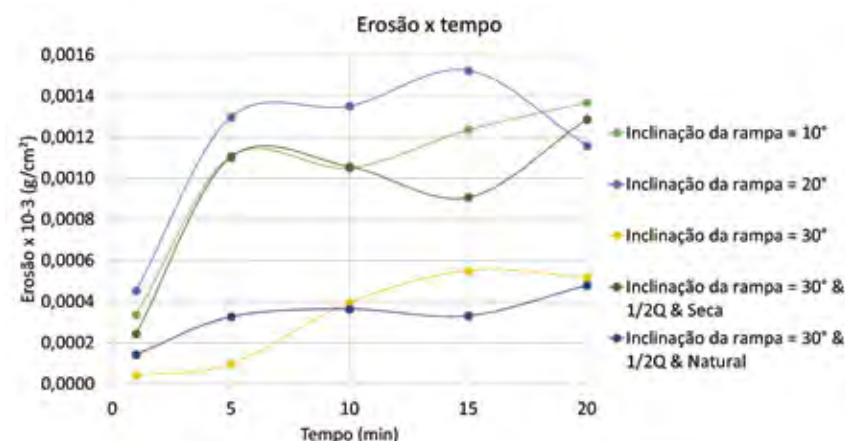
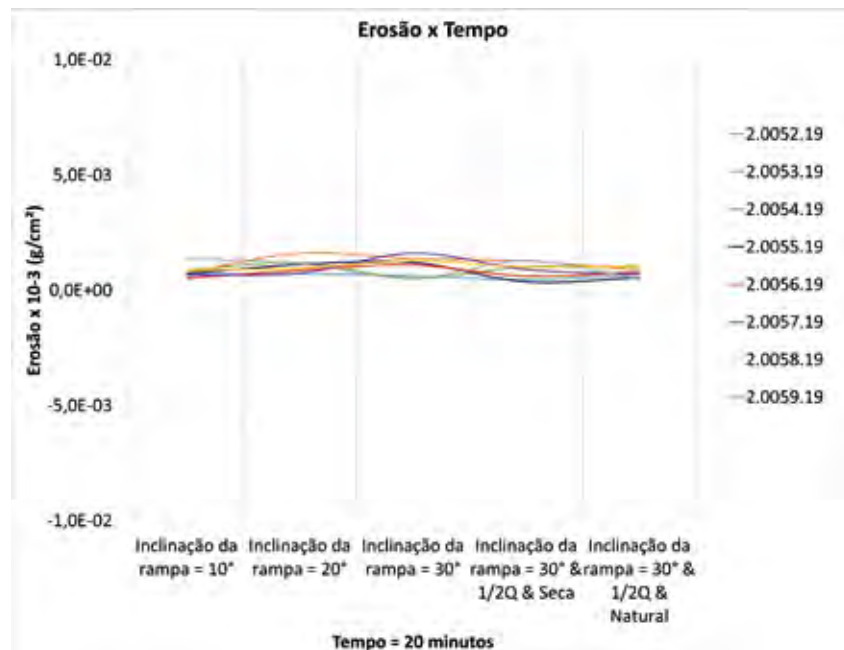
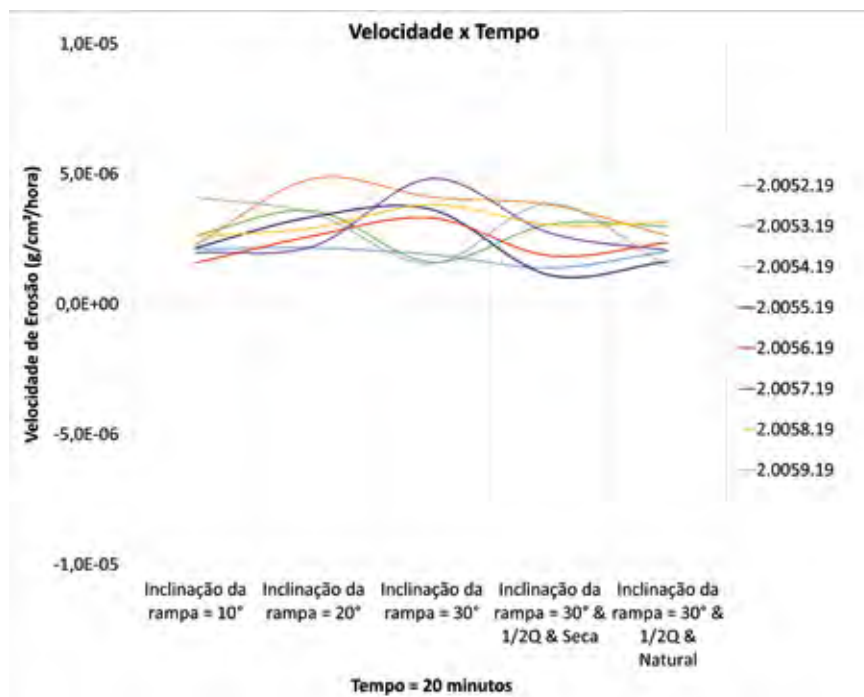


Figura 117 – Amostra 2.0059.19 (Erosão versus tempo).



Para uma melhor interpretação dos resultados foram elaborados gráficos, contendo os resultados do tempo de 20 minutos para cada ensaio realizado, tanto para a erosão *versus* tempo quanto para a velocidade *versus* tempo. Na Figura 118 e na Figura 119 estão apresentados os resultados para erosão e para a velocidade de erosão.

Figura 118 – Comparativo de resultados de erosão para T=20 min.**Figura 119** – Comparativo de resultados de velocidade de erosão para T=20 min.

Ao realizar a comparação dos resultados dos ensaios *Inderbitzen* para o tempo final de ensaio (T= 20 min) verificou-se que o comportamento das amostras em relação a erosão foi similar, onde a erosão teve uma variação de $1,6 \times 10^{-3}$ a $4,0 \times 10^{-4}$ g/cm². A variação da inclinação da rampa do equipamento ao longo da execução do ensaio não acarretou em mudanças significativas nos resultados obtidos. Outra condição de contorno que foi alterada durante a realização do ensaio foi a vazão de escoamento, tanto para a vazão de 35 mL/s quanto para 70 mL/s os resultados obtidos foram similares entre si.

De forma a complementar as avaliações de laboratório, que demonstraram a dispersibilidade e erodibilidade do rejeito depositado, foi realizado o cálculo da perda de solo, via modelagem, nos cenários pré (T_0) e pós (T_1) desastre. As estimativas de erosão para o cenário T_0 indicam que a perda de solo média na área de drenagem dos sub-compartimentos contidos no Compartimento 1 atingiu mais de 4 milhões de toneladas ao ano, o que representa uma taxa de erosão de $44,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 45), sendo esta considerada uma taxa de erosão moderada de acordo com a FAO (1980) (Tabela 46).

A bacia do rio Doce é historicamente notável por apresentar uma alta produção de sedimentos, sendo a segunda maior bacia hidrográfica do Brasil em termos de descarga sólida média e a maior em termos de concentração média de sedimentos em suspensão (LIMA et al., 2006). Evidências físicas do expressivo aporte de sedimentos à bacia são as altas taxas de assoreamento que certos reservatórios existentes na calha do rio Doce sofreram ao longo das últimas décadas.

Por outro lado, considerando que a onda de rejeitos liberada pelo rompimento da barragem suprimiu a vegetação das várzeas às margens dos tributários do rio Doce e depositou uma camada de rejeitos inconsolidada e mais propensa a erodir, a modelagem para o cenário T_1 estimou uma taxa de erosão de $54,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, cerca de 24,3% superior em relação ao cenário pré-desastre, tendo ocorrido incremento na taxa de perda de solo na ordem de $10,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 45) em decorrência da nova configuração de uso e cobertura da terra. Com isso, o potencial de erosão da região afetada passou a ser considerada alto (FAO, 1980) (Tabela 46).

Tabela 45 – Perda de solo estimada por modelagem (InVest) nas sub-bacias do Gualaxo do Norte, Baixo Carmo e Incremental do rio Doce, através da Equação Universal de Perda de Solo modificada (RUSLE 1), para os cenários T_0 (pré-desastre) e T_1 (pós-desastre).

Bacia	T_0	T_1	variação	T_0	T_1	diferença
	$\text{t área drenagem}^{-1} \text{ ano}^{-1}$		%		$\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	
Gualaxo do Norte	3.083.404,2	3.740.628	+21,3%	55,0	66,7	11,7
Baixo Carmo	588.214,1	662.727	+12,7%	24,9	28,0	3,2
Incremental Doce	485.173,6	765.421	+57,8%	33,4	52,8	19,3
Média	4.156.791,9	5.168.777	24,3%	44,1	54,8	10,7

Tabela 46 – Classificação do potencial de erosão baseado nos intervalos de perda de solo, segundo a FAO (1980).

Condição potencial de erosão	Intervalos de perda de solo ($\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
Muito baixa	0 - 5
Baixa	5 - 10
Moderada	10 - 50
Alta	50 - 200
Muito alta	> 200

A erosão hídrica é um processo que ocorre a partir de três etapas: a desagregação das partículas da massa do solo; o transporte dessas partículas morro abaixo por salpicamento, arrastamento, rolamento e flutuação; e, finalmente, a deposição das partículas transportadas para algum lugar de altitude inferior, que no caso do contexto do desastre, é a direção jusante do rio Doce (no sentido da Foz). De maneira geral, a erosão hídrica se inicia como uma remoção uniforme das partículas desagregadas na superfície do solo (erosão laminar), podendo evoluir para fluxos concentrados em sulcos (erosão em sulcos) e, em volumes de enxurrada ainda mais concentrados, evoluindo para erosão em voçorocas (BRADY; WEIL, 2013). Os processos de erosão laminar e em sulcos foram identificados, visualmente, nas áreas de deposição de rejeito no Compartimento 1, conforme observa-se na Figura 120, a partir de registros fotográficos realizados pela Fundação Renova (2018).

A vegetação nativa desempenha papel fundamental na retenção de sedimentos que erodem das encostas, servindo como barreira para interceptar as partículas de solo desagregadas com o impacto da gota de chuva e impedindo que esse material alcance os corpos d'água superficiais. Com isso, a erosão causa não apenas consequências para a possibilidade de contaminação da água (aumentando a turbidez e, eventualmente, contaminando-a por elementos químicos associados à matriz do solo), mas também para a perda da camada fértil de solo e para a degradação das terras.

A região do Compartimento 1, que foi a mais afetada pelo desastre e onde o rejeito ficou depositado nas áreas extracalha, ocorrendo supressão da vegetação na APDL, apresenta os mais elevados índices médios de erosividade das chuvas da bacia do rio Doce, valores estes superiores a 7.000 ($\text{MJ mm}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), que são chuvas consideradas de potencial erosivo médio a forte (OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012). Apesar de as áreas de deposição de rejeito estarem inseridas nas várzeas, ou seja, em locais de baixa declividade (o que influencia o fator LS da RUSLE1), a retirada da vegetação da área pela força mecânica da onda de lama e a característica de maior erodibilidade do rejeito depositado em relação aos solos soterrados resultaram em valores de perda por erosão maiores do que os calculados como decorrentes da erosão natural das sub-bacias.

De fato, segundo o potencial de erosão calculado por parcelas padrão em campo a partir de experimentos realizados pela Fundação Renova, nas localidades de Barra Longa, Pedras e Ponte do Gama foram quantificadas perdas de até 21 t $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018). Nesse sentido, a quantificação do aumento dos processos erosivos no presente diagnóstico adotou uma postura conservadora, podendo ser afirmado com segurança de que a erosão aumentou em, pelo menos, 10,7 t $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no Compartimento 1 devido ao desastre.

Figura 120 – Registros fotográficos de processos erosivos nas áreas de deposição do rejeito (Compartimento 1).



A foto à esquerda representa a parcela de erosão do experimento de campo da Fundação Renova, em que é possível visualizar processos de erosão laminar, e as fotos à direita representam a erosão em sulcos. Fonte: FUNDAÇÃO RENOVA, 2018.

Como demonstrado nos itens 2.2.2 e 2.2.3, o rejeito apresenta granulometria com predominância de silte, o que associado à mineralogia dessa fração (óxidos de ferro), acarretou em uma baixa macroporosidade mensurada no material. Ainda, o rejeito depositado nas regiões extracalha do Compartimento 1 apresenta baixo teor de CO, o que lhe confere pouca ou nenhuma estruturação, o que em conjunto com a reduzida macroporosidade, pode resultar na restrição à drenagem e, consequentemente, no aumento do potencial de escoamento superficial.

Dessa maneira, espera-se que o potencial de erodibilidade dessa matriz seja superior em comparação às ordens de solo anteriormente presentes nas várzeas soterradas, uma vez que solos com predominância de frações silte e areia fina, como é o caso do rejeito, são conhecidos por serem os mais propensos a erodir (WISCHMEIER; SMITH, 1978). De fato, o rejeito foi classificado como dispersivo a moderadamente dispersivo e altamente erodível pelos testes *Pinhole test* e *Inderbitzen*, respectivamente e foi possível obter valores de K (fator erodibilidade da RUSLE1) a partir da distribuição granulométrica de amostras coletadas em campo por meio de equações de pedotransferência (WISCHMEIER; SMITH, 1978) da ordem de $0,0792 \text{ (t ha}^{-1} \text{ ((MJ ha}^{-1} \text{ (mm h}^{-1} \text{))}^{-1} \text{ (Apêndice J))}^{-1}$, valor este 1,3 vezes maior do que a erodibilidade do solo mais arenoso da região (Espodossolo Humilúvico, Tabela 25).

O aumento dos processos erosivos foi considerado um dano grave, uma vez que embora o maior desprendimento das partículas e o posterior transporte para os corpos d'água incorra na possibilidade de contaminação e aumento da turbidez da água, é possível retornar às taxas de erosão anteriores ao desastre com práticas de manejo de média complexidade. Novamente, a MOS é o fator chave para amenizar esse dano, que tende a reduzir com o passar do tempo se ocorrer incremento da fração orgânica desse material. A matéria orgânica atua na formação de estruturas no solo, já que a formação

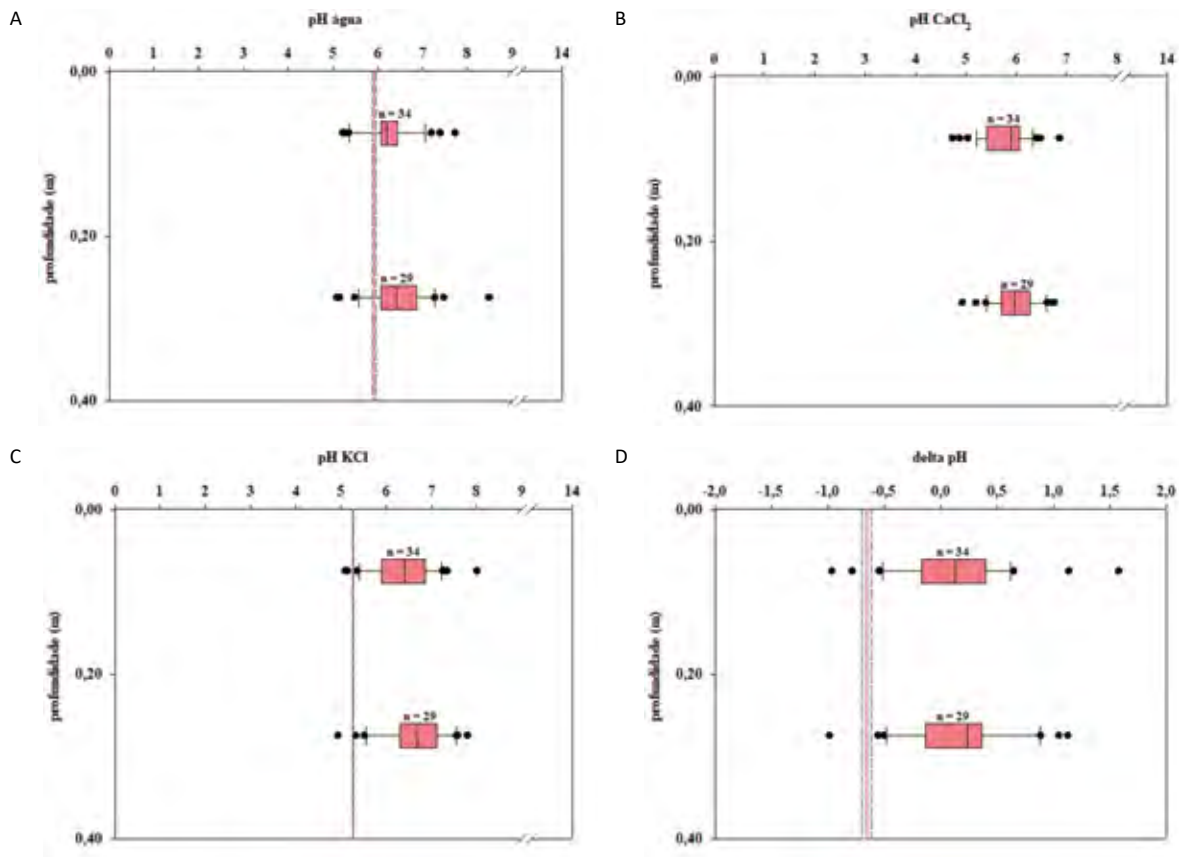
de complexos organominerais, devido à interação entre as substâncias húmicas e os argilominerais e óxidos do solo, além da atuação de raízes e hifas de fungos, por exemplo, favorecem a união das partículas e a consequente formação de macro e microagregados. Esses agregados são responsáveis, entre outras funções, pela drenagem da água livre, o que resulta em menor potencial de escoamento e erosão laminar. Nesse sentido, esse dano pode ser parcialmente revertido se observadas práticas conservacionistas em áreas de cultivo sobre o Tecnossolo e se aportes de material orgânico e manutenção da cobertura vegetal ocorrerem de forma contínua no rejeito depositado.

2.2.8 ALTERAÇÃO DA FERTILIDADE E DO POTENCIAL PRODUTIVO DO SOLO

Na avaliação das potenciais alterações na fertilidade e no potencial produtivo decorrentes da deposição do Tecnossolo foram considerados os indicadores químicos de pH em água, pH em CaCl_2 , pH KCl e delta pH; teores trocáveis de Al, Ca, Mg, K e Na; relação Ca/Mg; teor disponível de P; soma de bases, CTC potencial e efetiva; saturação por alumínio (m%) e saturação por bases (V%); e teores trocáveis de Fe, Mn, Zn e Cu do rejeito depositado no Compartimento 1 (item 2.2.1.2.1). Ainda, foram quantificados os teores de macronutrientes no tecido vegetal das gramíneas coletadas *in-situ* (item 2.2.1.2.2) e a produção de biomassa aérea e de raízes e teores de macronutrientes do arroz cultivado em casa de vegetação (item 2.2.1.3.6.3).

A acidez ativa das amostras de rejeito foi medida pelas duas metodologias mais utilizadas no Brasil (EMBRAPA, 1997): pH em água e pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ (Figura 121). Os valores medianos de pH de ambos os meios (água e CaCl_2), não apresentaram variação em profundidade (0-0,2 e 0,2-0,4 m). Na camada superior do rejeito foi encontrado valor mediano de pH em água (6,2) superior ao obtido na linha base (5,9) (Tabela 47).

Figura 121 – Valores de pH em água (a), pH em CaCl_2 0,01 mol L^{-1} (b), pH em KCl (c) e delta pH (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e a linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015). Para pH CaCl_2 , Pacheco (2015) não avaliou esse parâmetro, o que justifica a ausência de área hachurada.

Tabela 47 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos parâmetros de fertilidade do rejeito em relação à linha base.

Parâmetro	pH água	pH KCl	delta pH	pH CaCl ₂	Al	Ca	Mg	K	Na	P
p-valor	0,0461	0,0037	0,0092	0,0847	0,9286	0,0588	0,0849	0,0038	0,5026	0,0294
	----- cmolc kg ⁻¹ ----- mg kg ⁻¹									
rejeito 0-20 cm	6,2 ab	6,3 a	0,10 a	5,8 ns	0,00 ns	1,07 ns	0,20 ns	0,09 a	0,09 ns	8,1 a
rejeito 20-40 cm	6,4 a	6,6 a	0,16 a	5,9	0,00	1,21	0,20	0,10 a	0,10	7,0 a
linha base 0-40 cm	5,9 b	5,3 b	-0,65 b	-	0,00	2,05	0,47	0,04 b	-	4,3 b

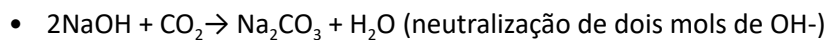
Parâmetro	Ca/Mg	SB	CTC _{ef}	CTC _{pot}	m%	V%	Fe	Mn	Zn	Cu
p-valor	0,0552	0,0988	0,0944	0,1849	0,9286	0,0497	0,4319	0,9450	0,6334	0,8469
	----- cmolc kg ⁻¹ ----- % ----- mg kg ⁻¹ -----									
rejeito 0-20 cm	5,8 ns	1,5 ns	1,46 ns	3,35 ns	0,0 ns	43 b	87 ns	90 ns	0,23 ns	0,63 ns
rejeito 20-40 cm	6,8	1,6	1,61	3,36	0,0	47 ab	116	119	0,24	0,71
linha base 0-40 cm	4,6	2,6	2,56	4,06	0,0	60 a	-	-	-	-

Médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher.

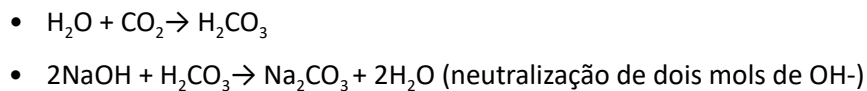
Solos aluviais (dados de Pacheco, 2015) naturalmente apresentam valores mais elevados de pH em relação aos solos de porções mais altas da paisagem, pois ocorre o processo de adição e acúmulo de bases, que são lixiviadas dos solos presentes em cotas elevadas, além do processo de redução que é comum em ambientes anóxicos, em que há consumo de prótons (como por exemplo, a reação de redução do hidróxido férrico).

O valor de pH dos rejeitos (da ordem de 6,2 a 6,4), em que mais de 75% das amostras foi classificado como “alto” e “muito alto” conforme classificação de Ribeiro; Guimarães; Alvarez (1999) (Apêndice M), é coerente com o processo de obtenção de minério de ferro. Como mencionado, a rocha (Itabirito) passa pelos processos de moagem, deslamagem e flotação. Para a realização deste processo são utilizados amido de milho, óxido de cálcio, hidróxido de sódio e etermonoamina (pH 10,5). O aumento do pH tem como propósito aumentar a repulsão entre as partículas para dispersar o sistema (TOTOU et al., 2011) e assim, tal tratamento explica a existência de algumas amostras de rejeito com valores de pH superior a 7, chegando a até 8,5 (Figura 121).

O pH máximo do rejeito (8,5) ficou abaixo de 10,5 apesar de esse ser o valor máximo em que as éter-aminas encontram-se em equilíbrio entre as formas iônicas e moleculares (FERNANDES et al., 2019) e, portanto, espera-se que seja o pH máximo de correção em que o rejeito é submetido. Este fato está relacionado com o processo de carbonatação. A ação do CO₂ (dióxido de carbono) atmosférico em solução resulta na formação de ácido carbônico, que reduz o pH do rejeito, conforme as reações que seguem:



Ou essa reação ocorre na presença de umidade pelo seguinte sistema de reações:

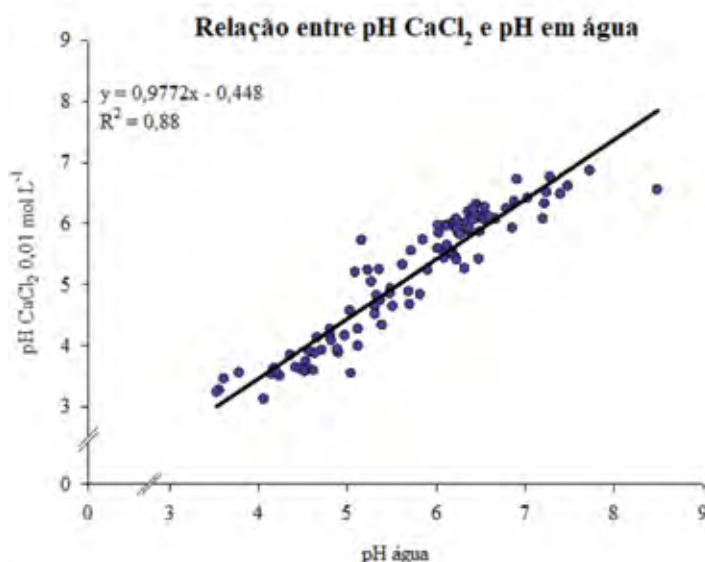


Adicionalmente, outros processos de diminuição do pH estão relacionados com a adição de H⁺ e o aumento da lixiviação de bases. Algumas formas de adubo nitrogenado, por exemplo, podem auxiliar na acidificação do rejeito (MOTTA; MELO, 2009). É importante considerar, ainda, que o baixo poder tamponante do rejeito, dado pelo baixo teor de matéria orgânica e argila e predomínio de argilas de baixa atividade (CTC das argilas < 27 cmol_c kg⁻¹), faz com que mudanças rápidas de pH possam ocorrer via adição de agentes acidificantes. Nesse sentido, justifica-se a verificação de valores de pH nas amostras de rejeito depositado em valores abaixo de 8, embora esse tenha sido o valor considerado limite para fins de classificação e para o cálculo de volume e da espessura da camada de rejeito depositada (conforme descrição no item 2.2.1.2.1). Esse valor foi escolhido por representar, com maior segurança, a similaridade com os valores de pH quantificados no rejeito barrado (Capítulo 6.2 do TOMO I – Contextualização), aplicando-se portanto, um critério conservador. No entanto, na camada mais superficial de áreas com atividade agropecuárias, as reações de acidificação citadas podem incorrer na diminuição dos valores de pH para os valores inferiores a 8, conforme observado (Figura 121).

Pela determinação do pH em CaCl₂ na concentração 0,01 mol L⁻¹ buscou-se representar o pH da solução do solo e que geralmente se correlaciona melhor com a produtividade das plantas (MOTTA; MELO, 2009). Apesar de não haver comparativo com a linha base, o valor mediano de pH em CaCl₂ (5,9) foi coerente com o pH em água, uma vez que de forma geral o pH em CaCl₂ é menor em torno de 0,6 a

0,7 unidades em relação ao pH em água (MOTTA; MELO, 2009) (Figura 121 e Figura 122). A solução de CaCl_2 diminuiu, ainda, a ocorrência de pontos discrepantes, dado ao efeito salino da solução.

Figura 122 – Relação entre pH em CaCl_2 0,01 M e pH em água de amostras do rejeito e em solos de controle coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



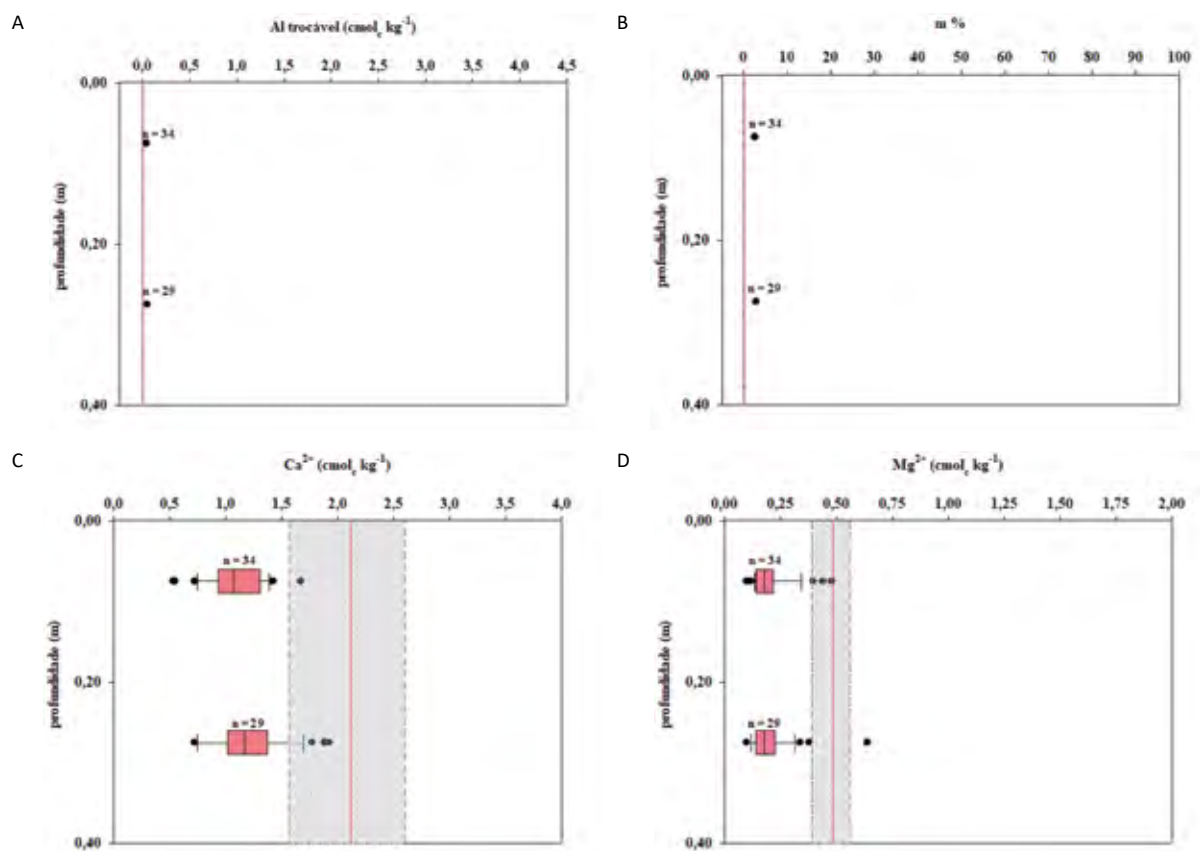
Outra característica distinta do rejeito foi o predomínio de cargas positivas (CTA) em relação às cargas negativas (CTC) na maioria dos locais avaliados, uma vez que o pH em KCl foi maior que o pH em H_2O (Figura 121 e Tabela 47). Assim, valores positivos de delta pH (delta pH = pH KCl – pH H_2O) foram obtidos para as camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m das amostras de rejeito (Figura 121 e Tabela 47) e esses valores foram superiores à linha base.

O predomínio de carga positiva, tal como ocorreu com as amostras de rejeito, não é comum em solos, ocorrendo apenas no horizonte B de solos muito intemperizados (Latossolos Ácricos) (ALLEONI; MELLO; ROCHA, 2009). Nessa situação, tem-se a combinação de baixo teor de matéria orgânica e o predomínio de óxidos de Fe e Al na fração argila, conforme já discutido. Assim, um maior valor de CTA em relação à CTC no rejeito indica o predomínio de óxidos de Fe e esse comportamento está coerente com sua natureza hematítica (discussão no item 2.2.2). Um maior valor de CTA favorece a adsorção não específica de oxianions importantes no solo, como nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), borato (H_4BO_4^-), além do íon cloreto (Cl^-). A maior adsorção de nitrato pode ser vantajosa sob o aspecto ambiental, haja vista que o N na forma de nitrato, juntamente com o P, são os principais agentes da eutrofização. Contudo, sob o aspecto agrônomo, a adsorção de H_2PO_4^- nos óxidos de Fe apresenta uma maior energia de ligação (caráter covalente - adsorção específica), o que pode reduzir a disponibilidade futura desse importante nutriente para as plantas cultivadas no rejeito (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

Valores de pH em água menores que 5,4 podem resultar no surgimento de formas tóxicas de Al, o que pode diminuir a produtividade e o crescimento de plantas sensíveis a acidez (MOTTA; MELO, 2009; MOTTA; LIMA, 2006). Por outro lado, valores de pH em água acima de 6,5 podem induzir a deficiência de micronutrientes (como Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e B), ou seja, valores de pH muito elevados, conforme observado para o rejeito depositado. O rejeito não apresentou Al trocável ou tóxico (100%

das amostras apresentaram acidez trocável com classificação de “muito baixo”, conforme RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Apêndice M), possivelmente devido aos valores de pH em água e em CaCl_2 estarem acima de 5,4 e 4,8, respectivamente, condição essa próxima à linha base (Figura 123). Nesta situação, todo o Al se encontra hidrolisado e formando compostos não tóxicos às plantas, conforme se observou pela relação inversamente proporcional entre os valores de pH (em água e CaCl_2) com Al e com m% (Figura 124 e Figura 125). A saturação de Al (m%), que representa a percentagem de cargas da CTC efetiva que estão sendo ocupadas por Al^{3+} , foi praticamente nula e, assim, descarta a possibilidade de toxidez de Al nas amostras de rejeito depositado (Figura 123 e Tabela 47).

Figura 123 – Teores de Al trocável (a), saturação por alumínio (b) e teores de Ca^{2+} (c) e Mg^{2+} (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e a linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015).

Figura 124 – Relação entre pH em água com Al trocável (A) e com saturação por alumínio (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terra altas), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.

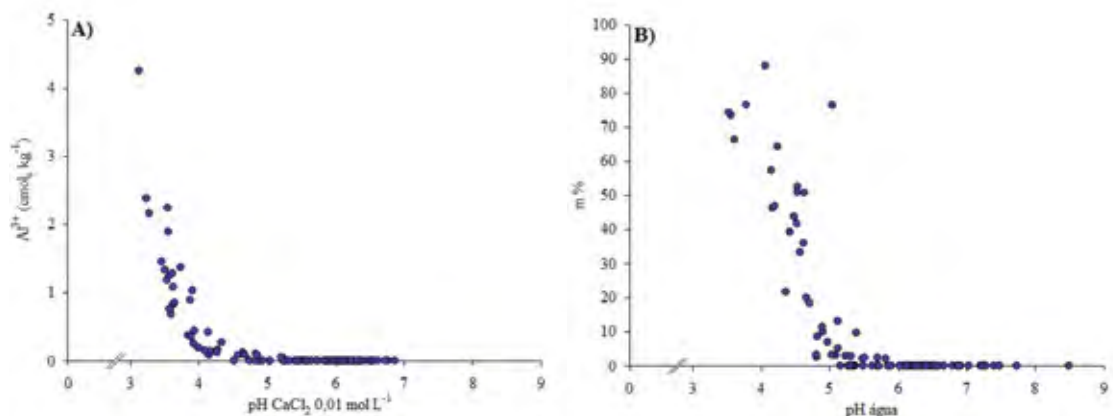
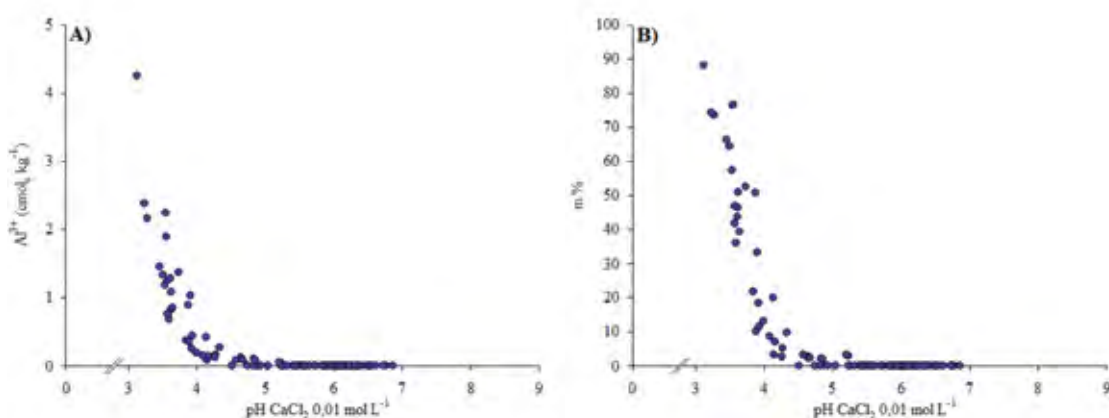


Figura 125 – Relação entre pH em CaCl_2 com Al trocável (A) e com saturação por alumínio (B) de amostras do rejeito e em pontos de controle (solos de terra altas), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



Os teores de Ca trocável do rejeito na camada 0-0,2 m ($1,07 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) foram inferiores à linha base ($2,05 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Figura 123) sem haver, ainda, diferença em profundidade (Tabela 47). Teores de Ca menores que $0,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ têm se mostrado limitantes ao crescimento de raízes em solos de Cerrado (MOTTA; LIMA, 2006). Deste modo o rejeito não apresentou uma limitação ao desenvolvimento de plantas quanto aos teores de Ca, mas pode ter ocorrido redução do Ca disponível após o desastre em comparação com a linha base, uma vez que os teores obtidos no rejeito foram considerados “baixos” em mais de 65% das amostras na camada 0-0,2 m, conforme a interpretação de Ribeiro; Guimarães; Alvarez (1999) (Apêndice M).

O teor de Mg trocável ou disponível apresentou-se como “muito baixo” nas duas profundidades do rejeito (Apêndice M), sendo os teores medianos inferiores à linha base (Figura 123). A relação Ca/Mg, que indica o equilíbrio entre os dois nutrientes mais abundantes nos pontos de troca da CTC, apresentou valores medianos mais elevados no rejeito em comparação à linha base (Figura 126). A relação considerada ideal para as plantas oscila entre 3/1 a 6/1 (MOTTA; LIMA, 2006) e essa relação é particularmente importante quando os dois nutrientes se encontram em teor baixo, como foi o caso

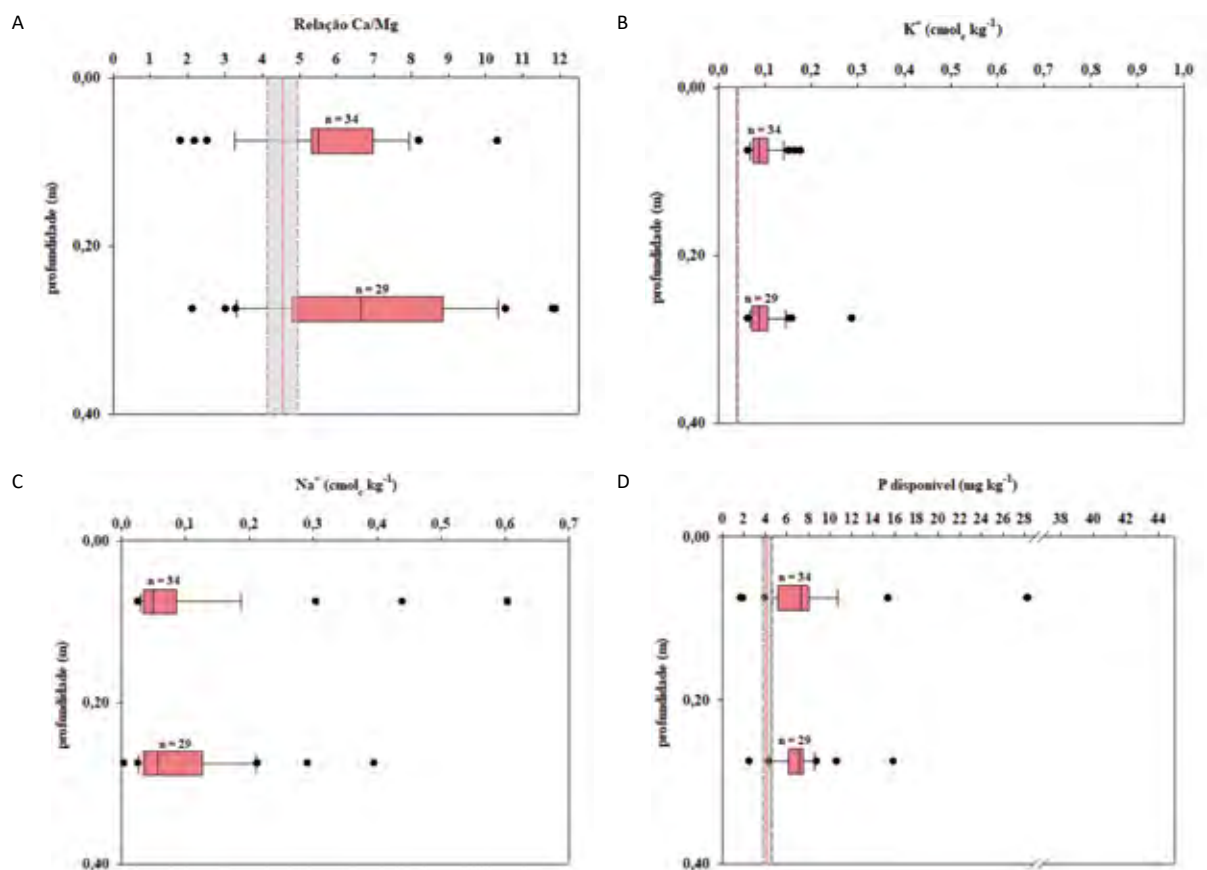
do rejeito. Logo, se faz necessário a reposição do Mg no rejeito para evitar possíveis deficiências às plantas.

Os teores medianos e médios de K trocável quantificados no rejeito ($0,087 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) foram superiores aos da linha base ($0,04 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Figura 126 e Tabela 47), mas, mesmo nessa condição, os teores foram classificados como “muito baixos” a “baixos” em mais de 80 % das amostras em ambas as profundidades (Apêndice M). Nesse sentido, pode-se considerar que não houve diminuição do potencial de suprimento de K devido ao desastre. Já, em relação ao sódio, os teores medianos de Na trocável ficaram abaixo de $0,1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Figura 126) que pode ser considerado baixo, indicando uma perda rápida do Na adicionado através do rejeito por meio do dispersante. Esta característica é comumente observada no solo: dada a baixa força de adsorção do Na comparativamente às demais bases ($\text{Al}^{+3} > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$), explicada pela valência do elemento (monovalente) e por seu maior raio hidratado desse último, o sódio é mais facilmente lixiviado do solo.

Diferentemente do Ca e do Mg, o teor mediano de P disponível foi maior no rejeito ($7,3 \text{ mg kg}^{-1}$) em relação ao da linha base ($4,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 126), da mesma maneira que os teores médios (Tabela 47). Entretanto, os teores de P disponíveis ainda foram considerados de “muito baixos” a “baixos” (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) em mais de 90% das amostras de rejeito (Apêndice M), o que pode ser explicado pelos baixos teores de argila desse material (Figura 94). É preciso ainda considerar que os óxidos de Fe, abundantes no rejeito, apresentam delta pH positivo (predomínio de CTA) e, portanto, elevada capacidade de adsorver especificamente o P e podem reduzir sua disponibilidade para as plantas (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

O P tem muito baixa mobilidade no solo, sendo que teores similares nas camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m indicam que possíveis adubações fosfatadas que possam ter ocorrido na área não alteraram os teores na camada inferior. Não há indicação de adição de P durante o processo de mineração, contudo, produtos contendo P podem ser utilizados durante o processo de beneficiamento na dispersão da argila, como o Calgon, por exemplo (hexametáfosfato de sódio).

Figura 126 – Relação Ca/Mg (a) e teores de K^+ (b), Na^+ (c) e P disponível (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



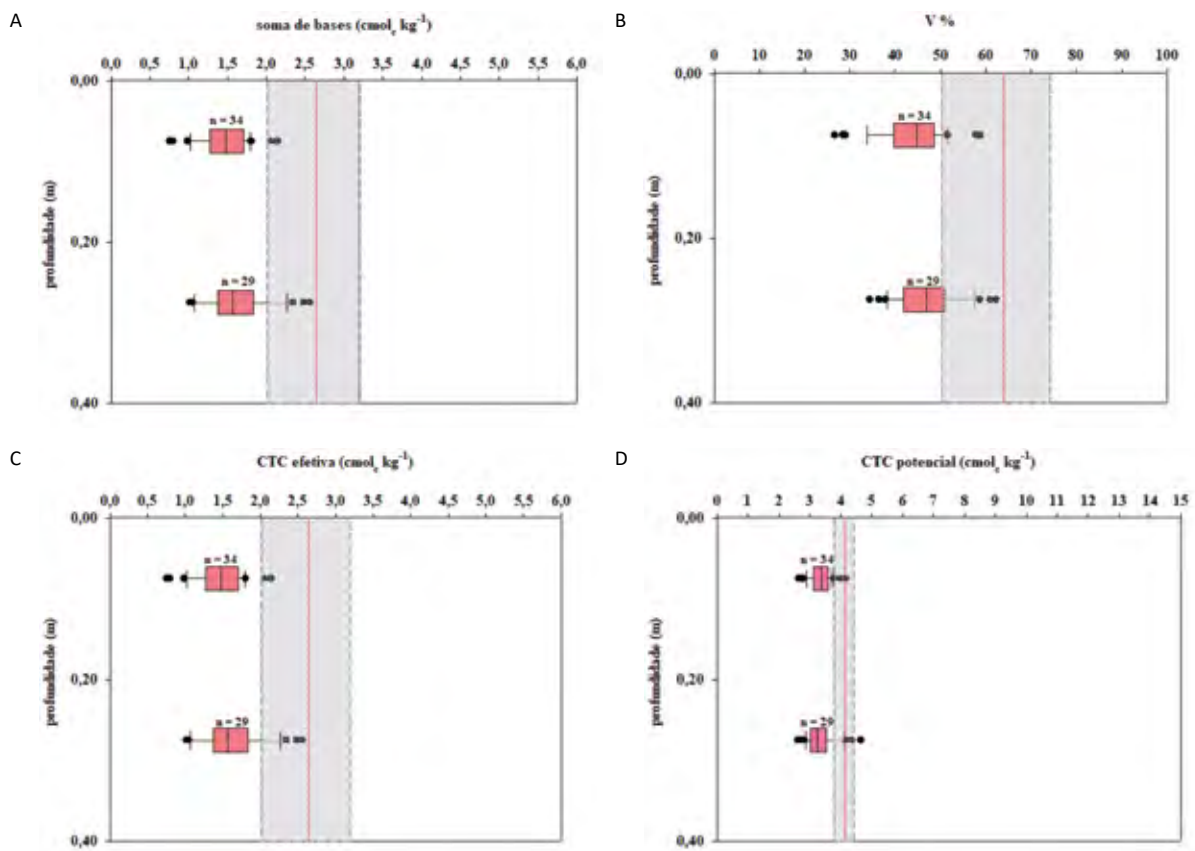
As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e a linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015). Para sódio, Pacheco (2015) não avaliou esse parâmetro, o que justifica a ausência de área hachurada.

De maneira geral, tanto a soma de bases (SB) quanto a saturação por bases (V%) do rejeito ficaram abaixo dos teores da linha base (Figura 127). Ainda, conforme será discutido, a CTC do rejeito é baixa e, portanto, os dados de V% do rejeito devem ser vistos com cautela, pois há limitado número de pontos de troca disponíveis e pode haver uma superestimativa quanto ao potencial de suprimento de bases no rejeito. Como já foi visto, os teores de Ca, Mg e K foram baixos no rejeito, indicando sua restrita disponibilidade de bases.

Em relação à CTC efetiva e CTC potencial do rejeito ($1,37$ e $3,22\ cmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente), observou-se que ambas se apresentaram inferiores à linha base ($2,64$ e $4,14\ cmol_c\ kg^{-1}$, respectivamente) (Figura 127). Avaliando-se os valores dessas conforme Ribeiro; Guimarães; Alvarez (1999), praticamente todas as amostras apresentaram valores “baixos” em ambas as camadas avaliadas (Apêndice M). Essa menor CTC refletiu em menor capacidade de adsorção de bases no rejeito, o que pode ser explicado pelos baixos teores de matéria orgânica, baixa percentagem de argila e baixa atividade da argila (predomínio de argilas oxídicas), conforme já citado. A baixa CTC efetiva indica, ainda, que alguns elementos, como o K^+ por exemplo, podem ser mais facilmente lixiviados (GOEDERT, 1986).

É importante considerar que não é recomendado elevar o pH do rejeito para disponibilizar cargas negativas, pois o mesmo já está acima do recomendado (valores em torno de 5,5 a 6,0) e, portanto, o aumento de sua CTC pode ser obtido via incremento de matéria orgânica no sistema. A CTC é um dos parâmetros mais importantes do solo, pois é responsável por um bom crescimento das plantas. Em solos férteis, essas cargas negativas são as responsáveis por manter os elementos catiônicos essenciais disponíveis às plantas, em que a interação eletrostática entre cargas opostas previne a lixiviação e perda desses nutrientes, aumentando sua disponibilidade ao longo do tempo para os cultivos.

Figura 127 – Soma de bases (a), saturação por bases (b) e capacidade de troca catiônica efetiva (c) e potencial (d) de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e a linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015).

Os micronutrientes Fe, Mn, Zn e Cu, extraídos por solução de Mehlich I, não foram quantificados por Pacheco (2015) e dessa forma os dados relativos a esses elementos no rejeito estão discutidos apenas de forma crítica quanto aos seus teores. É importante ressaltar, no entanto, que os dados de micronutrientes devem ser vistos com cautela, uma vez que, de forma geral, existem poucas calibrações na literatura para a interpretação de seus níveis no solo.

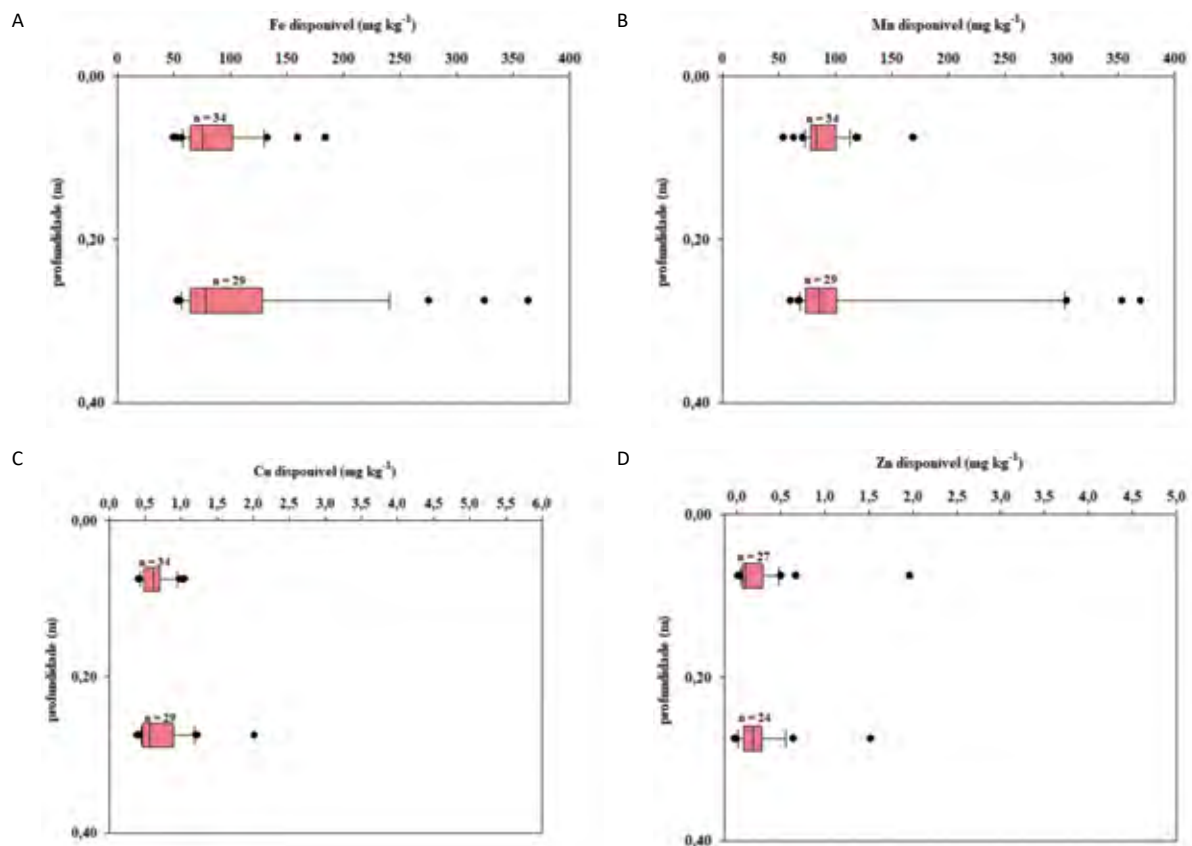
O teor mediano de Fe disponível no rejeito ($75,4 \text{ mg kg}^{-1}$, camada 0-0,2 cm) foi considerado normal, embora o rejeito tenha teores elevados de óxidos de Fe (Figura 128). Isso indica uma baixa solubilidade do Fe no material, dada sua cristalinidade e tamanho de partícula. No entanto 100% das amostras de rejeito foram consideradas com teores altos do elemento em análise (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Apêndice M).

O teor disponível do micronutriente Mn foi elevado no rejeito (Figura 128), embora este último também apresente pH elevado, em que se esperaria menor disponibilidade desse elemento. Elevados teores de Mn disponível podem, em algumas situações, indicar a possibilidade de toxidez. As atividades de mineração de Mn na região (RODRIGUES, 2012; TOMO I – Contextualização) explicam os resultados obtidos. Considerando a já elevada disponibilidade de Mn no rejeito, sendo essa considerada “alta” em 100% das amostras (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Apêndice M), as condições de aeração do material, que são comprometidas devido a característica física do rejeito (conforme discutido no item 2.2.3) podem aumentar ainda mais a mobilidade desse micronutriente visto que a forma reduzida (Mn^{2+}) é mais móvel do que a forma oxidada (Mn^{4+}).

Os baixos teores de Zn disponível medidos nas amostras de rejeito depositado ($0,10 \text{ mg kg}^{-1}$) sugerem possibilidade de carência do mesmo para as plantas cultivadas nessa matriz (Figura 128), uma vez que grande parte das amostras encontra-se com teores abaixo do valor considerado crítico de $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ (GOEDERT, 1986), o que é corroborado pelos teores “muito baixos” a “baixos” (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) encontrados em mais de 60% das amostras (rejeito) (Apêndice M).

As amostras de rejeito apresentaram teores de Cu ($0,62 \text{ mg kg}^{-1}$) em níveis variando de “baixo” a “médio” no rejeito em 90% das amostras (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Figura 128, Apêndice M). Solos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica, características verificadas para o rejeito, podem tornar-se deficientes em Cu, além da presença excessiva de íons metálicos (como Fe, Mn e Al) reduzir a disponibilidade desse nutriente às plantas (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007).

Figura 128 – Teores de ferro (a), manganês (b), cobre (c) e zinco (d) disponíveis de amostras de rejeito coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e a linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015). Para ferro, manganês e cobre Pacheco (2015) não avaliou esses parâmetros, o que justifica a ausência de área hachurada.

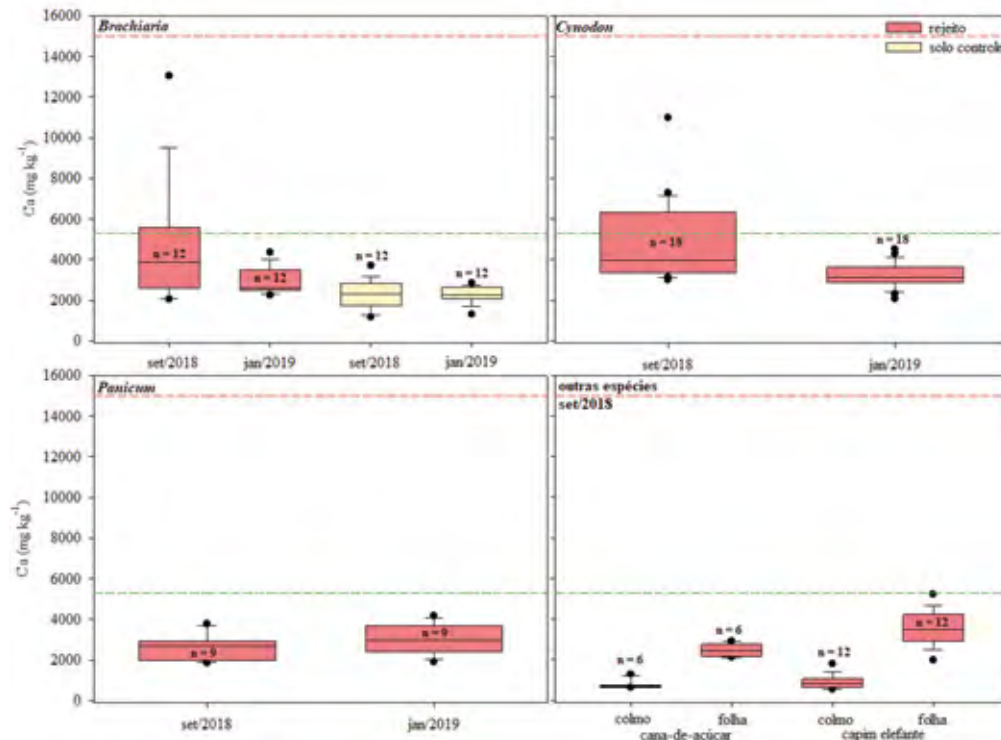
Conforme os resultados apresentados, verificou-se que o rejeito depositado entre Fundão e Risoleta Neves possuiu pH e teores de P superiores ao solo natural da região, predomínio de cargas positivas, maiores teores de Mn trocável, ausência de Al tóxico, menores teores de Mg e Zn trocável, baixos teores de soma de bases e baixos valores de CTC (tanto efetiva quanto potencial), indicando ter havido alteração do potencial produtivo do solo. Nesse sentido, as plantas coletadas *in situ* e que são cultivadas diretamente sobre o rejeito depositado foram coletadas e analisadas para auxiliar no entendimento sobre esses efeitos.

A avaliação nutricional das gramíneas cultivadas no rejeito pôde ser comparada às plantas cultivadas no solo controle, que não tiveram a influência do rejeito, em relação ao gênero *Brachiaria*. Nesse caso, as plantas crescidas sobre o rejeito apresentaram teores de Ca ligeiramente superiores às desenvolvidas sobre o solo controle (Figura 129), mesmo com os baixos teores de Ca quantificados no rejeito (Figura 123). Nesse caso, o maior suprimento hídrico promovido pelo rejeito presente nas várzeas (maior CAD, conforme discutido no item 2.2.3) pode ter favorecido a absorção de Ca comparativamente às áreas de terras altas. Os menores teores de Ca quantificados na biomassa de *Panicum* e no colmo do capim elefante e cana-de-açúcar ocorrem pela maior proporção de fibras nessas espécies, uma vez que a maior parte do Ca no tecido vegetal está localizada nas paredes celulares e na lamela média, na forma de pectatos de cálcio (VITTI; LIMA; CICARONE, 2006). No caso do capim elefante e da cana-de-açúcar, isso não incorre em maiores problemas, dado que os maiores teores de Ca nas folhas compensam os menores teores no colmo, uma vez que essa biomassa é ofertada aos animais de forma conjunta.

Os teores de Ca quantificados nas biomassas forrageiras amostradas em campo estão em concordância com os teores reportados na literatura (SOUSA et al., 1987; SENGGER et al., 1996; VITOR et al., 2008), que variaram entre 1.160 e 7.100 mg kg⁻¹. Mendonça Junior et al. (2010) indicaram como teores de Ca necessários para suprir a exigência de bovinos uma faixa entre 5.300 a 8.000 mg kg⁻¹ de matéria seca, embora o valor reportado pelo NRC (2001) para bovinos em lactação (ou seja, na fase de maior exigência do animal) seja o limite inferior dessa faixa. Dessa forma, os teores de Ca quantificados nas gramíneas cultivadas sobre o rejeito permitiriam o crescimento de animais a pasto sem que houvesse grandes limitações ao desenvolvimento dos animais, haja vista que esses limites consideram animais em sua fase de maior exigência quanto ao nutriente.

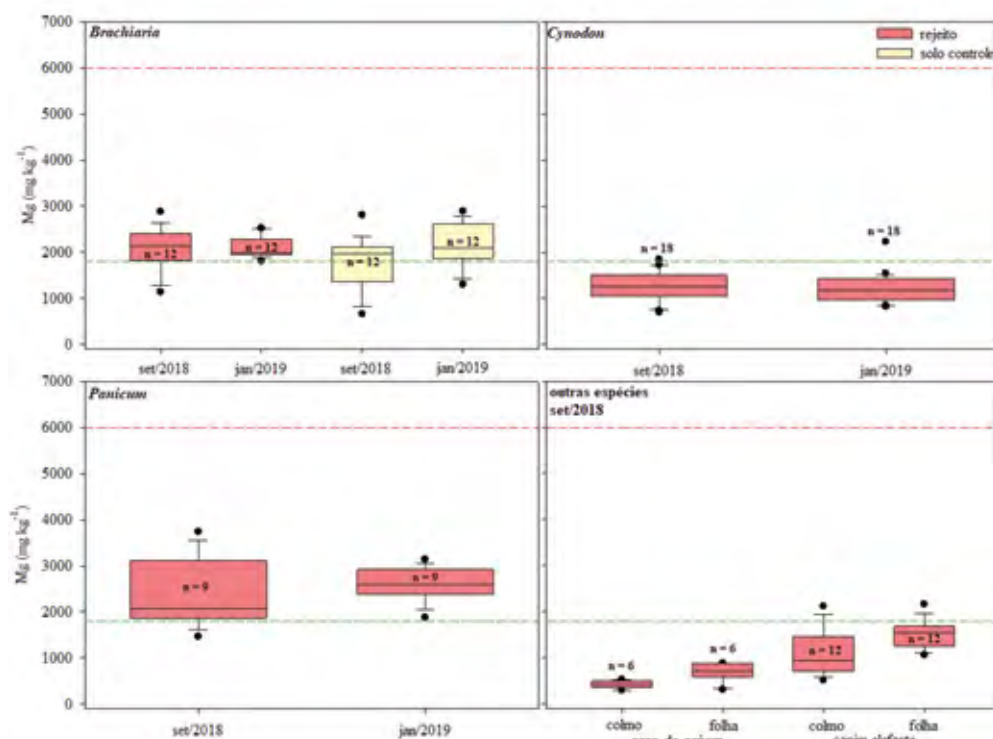
De forma semelhante, os teores de Mg observados nas forrageiras estiveram adequados quanto ao suprimento desse nutriente aos animais (Figura 130) e em concordância com a literatura (SOUSA et al., 1987; SENGGER et al., 1996; VITOR et al., 2008), que reportaram como teores normais uma variação entre 1.000 e 2.790 mg kg⁻¹, mesmo que baixos teores de Mg tenham sido quantificados no rejeito (Figura 123). Novamente, a maior disponibilidade hídrica fornecida nas áreas de várzea pode estar favorecendo sua absorção, já que o principal mecanismo de contato desse elemento com as raízes das plantas advém de fluxo de massa, ou seja, juntamente com o fluxo de água. Conforme o valor recomendado pelo NRC, a exigência de Mg para bovinos em lactação varia entre 1.800 e 2.900 mg kg⁻¹ (MENDONÇA JUNIOR et al., 2010), o que sugere que os teores observados nas pastagens de *Brachiaria* e *Panicum* foram considerados suficientes para os animais. No entanto, Sousa et al. (1987) constataram uma deficiência subclínica de Mg para bovinos em lactação em teores próximos aos observados nesse levantamento. Ainda, a elevada relação Ca/Mg do rejeito indica a possibilidade de deficiência desse nutriente a longo prazo se não houver reposição, uma vez que o Mg é preferencialmente lixiviado da matriz do solo em relação ao Ca. Em relação à cana-de-açúcar, foram detectados baixos teores de Mg em sua biomassa, mas o seu comprometimento à dieta animal é pouco provável uma vez que essa espécie é utilizada como suplemento energético, complementando outras fontes de alimentação.

Figura 129 – Teores de cálcio na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (*Brachiaria*, *Cynodon*, *Panicum* e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (*Brachiaria*).



Linha horizontal vermelha representa o teor de cálcio máximo tolerável no pasto para alimentação de bovinos de acordo com a NRC (2005) e linha horizontal verde representa a exigência mínima de cálcio para bovinos de leite em lactação de acordo com a NRC (2001).

Figura 130 – Teores de magnésio na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (*Brachiaria*, *Cynodon*, *Panicum* e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (*Brachiaria*).



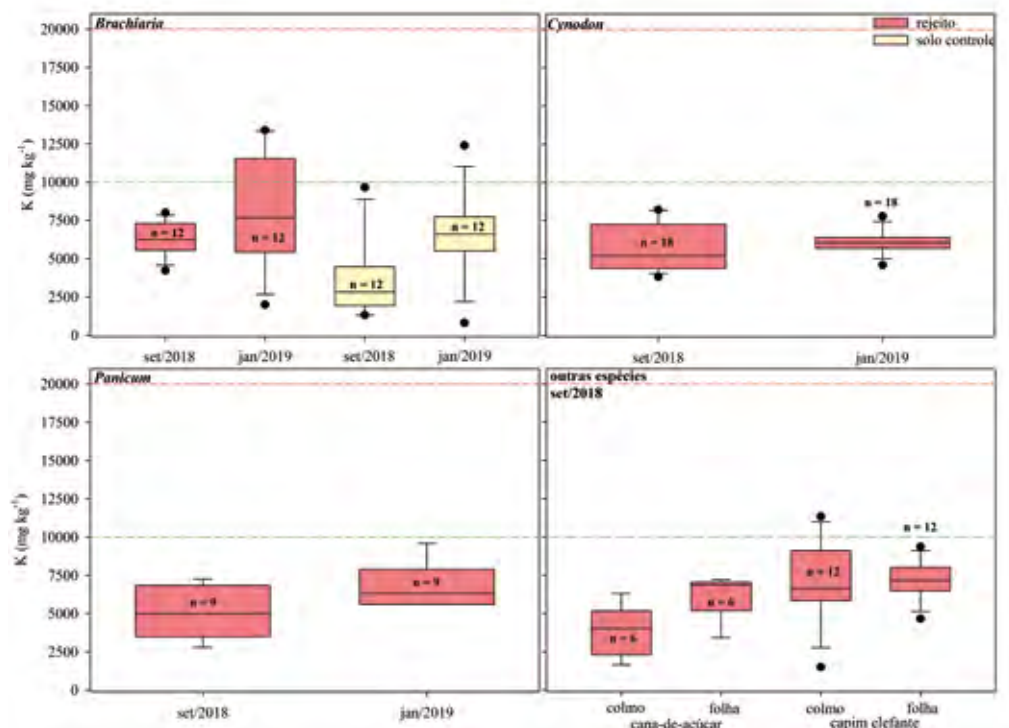
Linha horizontal vermelha representa o teor de magnésio máximo tolerável no pasto para alimentação de bovinos de acordo com a NRC (2005) e linha horizontal verde representa a exigência mínima de magnésio para bovinos de leite em lactação de acordo com a NRC (2001).

Os teores de K quantificados na biomassa das gramíneas cultivadas no rejeito depositado variaram de 1.501 a 13.400 mg kg⁻¹, apresentando distribuição similar aos teores quantificados na *Brachiaria* cultivada no solo (Figura 131). Os teores de K reportados na literatura para plantas forrageiras variam entre 5.000 e 20.000 mg kg⁻¹, em que abaixo do limite inferior pode ocorrer possibilidade de deficiência desse nutriente na planta (FRANÇA; HAAG, 1985; MONTEIRO et al., 1995). Senger et al. (1996) indicaram, ainda, que 10.400 mg kg⁻¹ é um teor médio de K considerado normal para pastagens, o que corrobora com o teor de 10.000 mg kg⁻¹ exigido na dieta de ruminantes (NRC, 2001). Isso sugere que as plantas cultivadas no rejeito apresentaram teores ligeiramente abaixo do exigido, dado os teores considerados “baixos” a “muito baixos” quantificados no rejeito (Apêndice M). Os teores da linha base e do solo controle, porém, também já eram considerados baixos e, assim, considera-se que não houve prejuízos no que concerne à nutrição por esse elemento.

Do mesmo modo que para as bases (Ca, Mg e K), os teores de P obtidos na *Brachiaria* foram muito similares entre a pastagem estabelecida no rejeito e no solo controle (Figura 132). Como indicado anteriormente os teores disponíveis de P foram superiores no rejeito em relação à linha base (Figura 126) e se refletiram na concentração do tecido da planta. Ainda, o rejeito apresentou ausência de Al e pH mais elevado, que permitem maior disponibilidade de P às plantas. No entanto, as pastagens da região avaliada, de uma maneira geral, apresentaram teores de P limitantes (mediana variando de

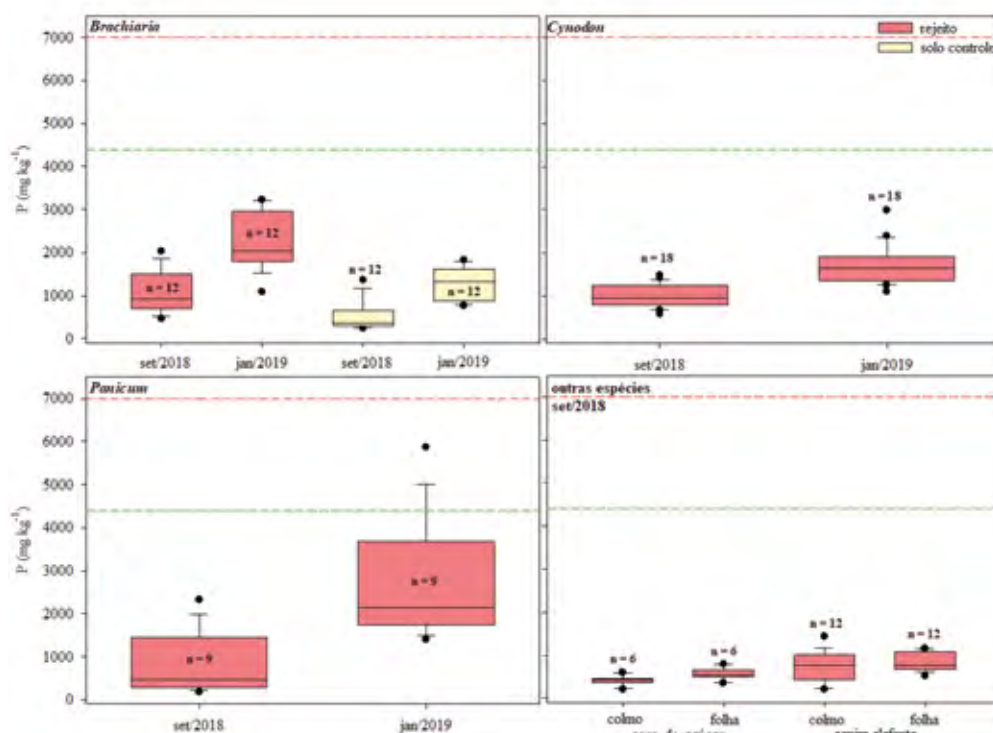
359 a 2.147 mg kg⁻¹) ao suprimento adequado para bovinos de leite (4.400 mg kg⁻¹), assim como ocorre na grande maioria do Brasil. O P é sem dúvida o nutriente mais limitante ao bom desenvolvimento de plantas e animais criados a pasto sem suplementação mineral no Brasil (TOKARNIA et al., 1999) e sua suplementação na forma de sais minerais é amplamente utilizada. Nesse sentido, é importante considerar que a necessidade de P para o desenvolvimento vegetal é inferior ao requerido pelos bovinos, sendo os níveis mínimos considerados adequados para gramíneas como sendo entre 1.000 e 1.500 mg kg⁻¹, o que de forma geral foi verificado nas forrageiras crescidas no rejeito. Dessa forma, pode-se considerar que a deposição do rejeito não aumentou a limitação de P aos bovinos, que já ocorria na área.

Figura 131 – Teores de potássio na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (*Brachiaria*, *Cynodon*, *Panicum* e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (*Brachiaria*).



Linha horizontal vermelha representa o teor de potássio máximo tolerável no pasto para alimentação de bovinos de acordo com a NRC (2005) e linha horizontal verde representa a exigência mínima de potássio para bovinos de leite em lactação de acordo com a NRC (2001).

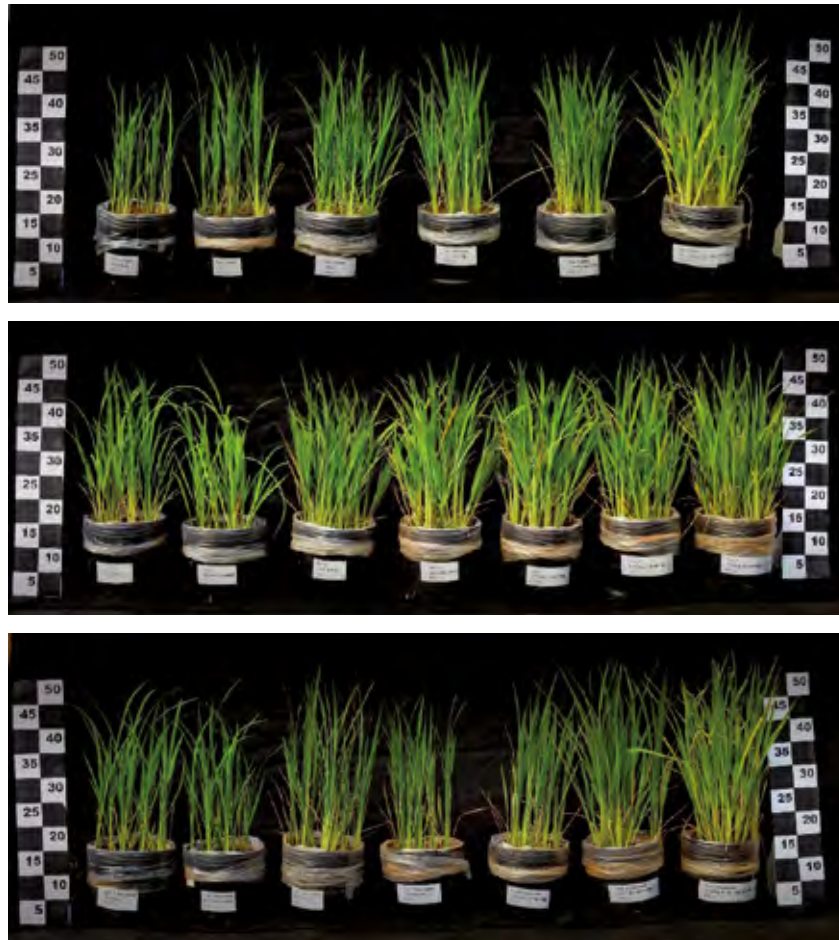
Figura 132 – Teores de fósforo na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (*Brachiaria*, *Cynodon*, *Panicum* e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (*Brachiaria*).



Linha horizontal vermelha representa o teor de fósforo máximo tolerável no pasto para alimentação de bovinos de acordo com a NRC (2005) e linha horizontal verde representa a exigência mínima de fósforo para bovinos de leite em lactação de acordo com a NRC (2001).

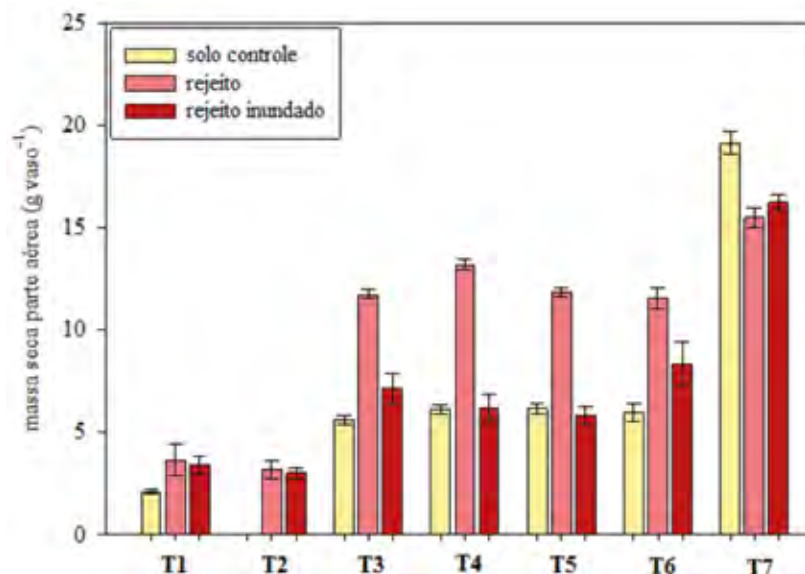
Ainda, para o entendimento sobre os efeitos decorrentes do desastre em relação ao potencial produtivo do solo, plantas de arroz foram cultivadas no rejeito (conforme apresentado no item 2.2.1.3.6.3), em sistema de sequeiro e inundado, comparativamente ao cultivo dessa espécie no solo não afetado pelo rejeito (solo controle). Observou-se que o crescimento de biomassa aérea do arroz foi superior no rejeito (nos dois sistemas) em relação ao solo controle quando não adicionado nenhum nutriente (T1 e T2) (Figura 133 e Figura 134), o que pode ser explicado pela acidez mais elevada no solo controle. De forma geral, ambas as matrizes (solo e rejeito) são carentes de nutrientes de plantas e, nesse caso, devido ao pH mais corrigido do rejeito, houve favorecimento ao crescimento da cultura. A adição de cascalho fino (seixos de rio) com o intuito de melhorar a condição física do rejeito não modificou o potencial produtivo do mesmo, indicando pequena influência ao desenvolvimento da biomassa aérea do arroz. Deve-se considerar, ainda, que o arroz é uma planta com elevada capacidade de crescer em condições desfavoráveis de solo quanto aos aspectos físicos.

Figura 133 – Acompanhamento fotográfico das plantas de arroz cultivadas em solo controle (acima), rejeto (meio) e rejeto em sistema inundado (abaixo), dia 17/01/2019.



Da esquerda para direita: tratamento sem adição de nutrientes (solo ou rejeto puros ou rejeto 50% mais 50% de cascalho fino em volume); tratamento com N; tratamento com N+K; tratamento com N+K+Mg; tratamento com N+K+Mg+Zn; tratamento completo (N+K+Mg+Zn+Mo+Cu+B+P).

Figura 134 – Massa seca da biomassa aérea de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.

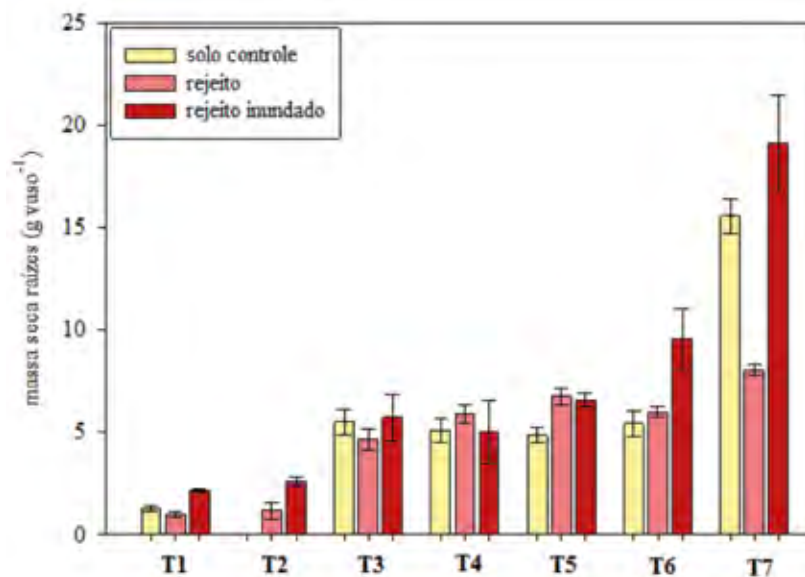


T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

A adição de N aos vasos (T3) resultou em incremento da biomassa aérea nas três matrizes avaliadas (Figura 134), reforçando que o baixo teor de matéria orgânica dos substratos limitou o crescimento vegetal. De maneira consistente entre os tratamentos T3, T4 e T5 houve superioridade na biomassa aérea quantificada no rejeito em condição de sequeiro. O menor crescimento do arroz no rejeito inundado indica possibilidade de toxidez de Fe nessa condição, o que será descrito e discutido na sequência. A toxidez de Fe pode ocorrer de forma direta e indireta, ou seja, pela absorção em grande quantidade desse elemento ou por seu acúmulo nas raízes, limitando a absorção de outros nutrientes (BECKER; ASCH, 2005). Somente nos vasos que receberam a adição de todos os nutrientes, incluindo Cu, Mo, B e P (T7), é que ocorreu maior produção de biomassa aérea pelas plantas cultivadas no solo (Figura 133 e Figura 134). Nesse caso, o P que era especialmente limitante na condição do solo (solo ácido, com baixos teores de P disponíveis) foi reposto e a cultura de arroz pôde expressar seu potencial produtivo.

A biomassa de raízes obtida no experimento de vasos não refletiu a mesma tendência que a biomassa aérea, ocorrendo uma leve superioridade das raízes de arroz sob cultivo no rejeito inundado (Figura 135), apesar dos problemas associados à toxidez de Fe nesse sistema. É provável que a explicação esteja relacionada à menor resistência física que o rejeito em condição inundada oferece, permitindo uma maior expansão do sistema radicular.

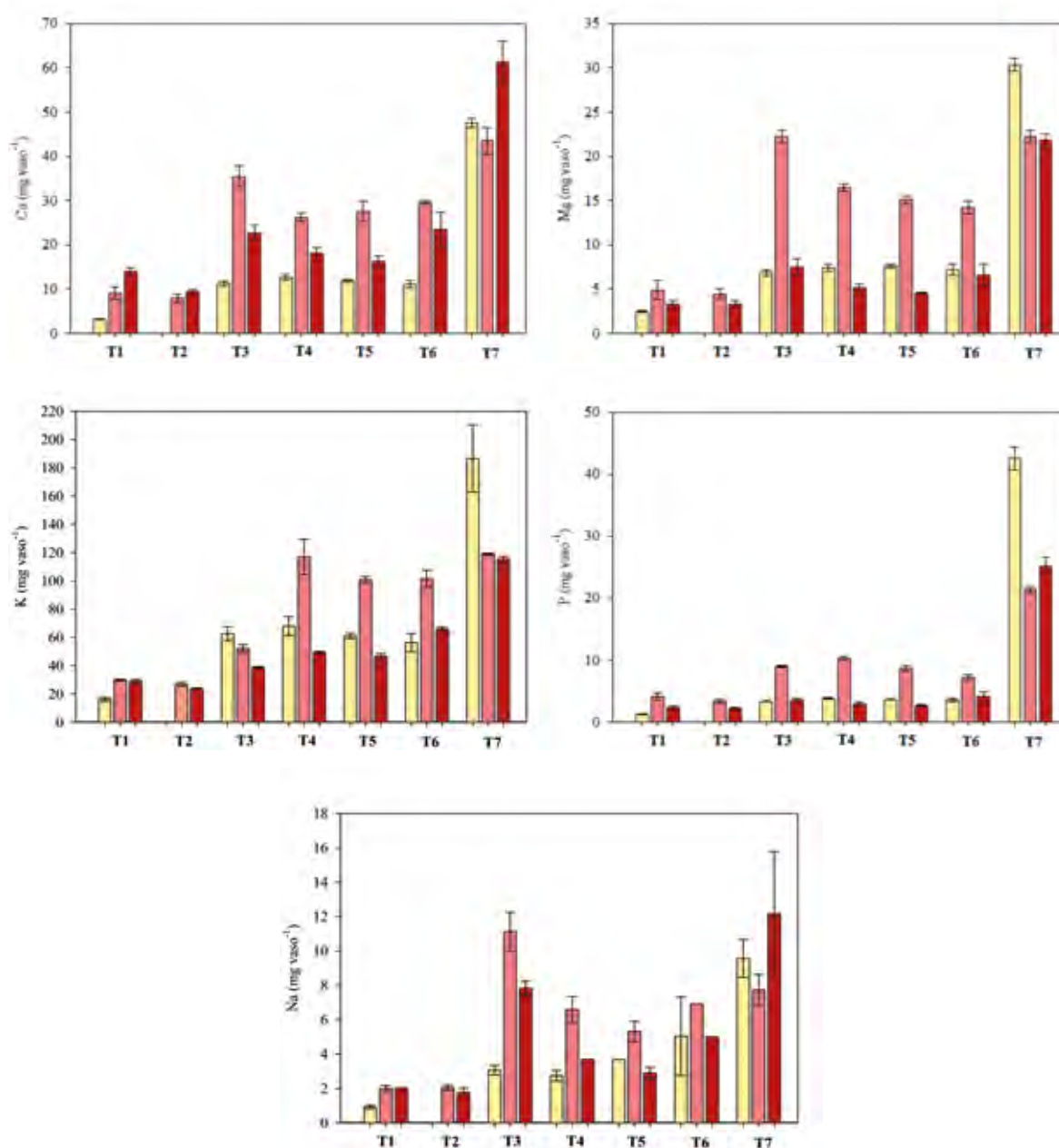
Figura 135 – Massa seca da biomassa de raízes de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.



T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

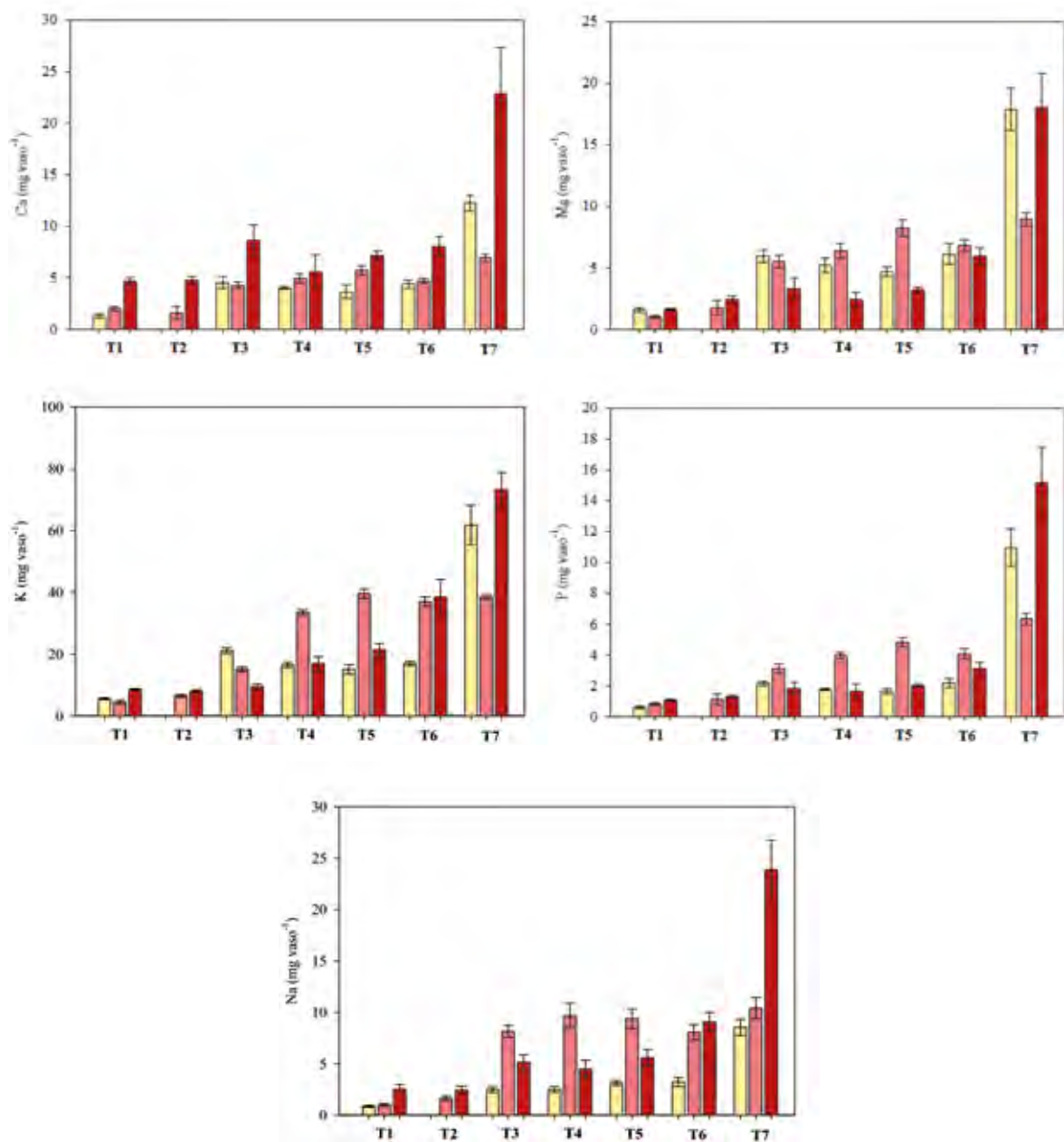
Em relação à absorção e ao acúmulo de macronutrientes pela cultura do arroz, observou-se que os conteúdos de Ca, Mg, K, P e Na acompanharam a tendência das produções de biomassa, ou seja, onde houve uma maior quantidade de biomassa, os conteúdos foram maiores (Figura 136 e Figura 137). O conteúdo de elementos faz a correção para a quantidade de massa produzida, uma vez que os teores (concentração em mg kg⁻¹) podem levar a interpretações equivocadas devido ao efeito de diluição (ou seja, quanto maior a massa, menor será a concentração do elemento). Os teores foliares auxiliam, no entanto, no entendimento quanto ao *status* nutricional da planta. Assim, os teores quantificados apresentaram baixa variação entre as matrizes (Tabela 48). Comparando-se, ainda, os teores quantificados com os teores da folha bandeira do arroz (última folha a surgir em cada colmo, que é indicadora da nutrição da planta), constatou-se que as três matrizes apresentaram teores baixos para os padrões da cultura especialmente para o K. Mesmo a adição de K a partir do T4 não resultou em maiores teores desse nutriente nos tecidos da planta. Ainda, os teores de P quantificados na parte aérea da planta só foram considerados suficientes de acordo com os teores de referência da folha bandeira no T7, ou seja, no tratamento em que houve reposição desse nutriente. Como esse comportamento não variou entre as matrizes, inferiu-se que o P é um nutriente limitante tanto no solo quanto no rejeito.

Figura 136 – Conteúdo de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e sódio na biomassa aérea de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.



T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

Figura 137 – Conteúdo de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e sódio na biomassa de raízes de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.



T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

Tabela 48 – Teores de nutrientes na biomassa da parte aérea e raízes de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.

Matriz	Tratamento	parte aérea					raízes				
		Ca	Mg	K	P	Na	Ca	Mg	K	P	Na
		mg kg ⁻¹									
solo controle	T1	1.566	1.197	7.938	634	450	1.045	1.281	4.568	483	700
	T3	2.023	1.232	11.250	595	550	832	1.101	3.870	399	450
	T4	2.062	1.216	11.150	626	450	809	1.033	3.262	360	500
	T5	1.949	1.238	9.950	589	600	744	977	3.135	337	650
	T6	1.867	1.209	9.500	599	850	824	1.128	3.148	401	600
	T7	2.487	1.586	9.750	2.223	500	788	1.144	3.971	699	550
rejeito	T1	2.619	1.321	8.224	1.221	550	2.135	1.067	4.691	863	1.050
	T2	2.533	1.412	8.526	1.104	650	1.360	1.482	5.641	923	1.400
	T3	3.033	1.900	4.454	766	950	928	1.196	3.258	676	1.750
	T4	1.985	1.250	8.877	785	500	845	1.088	5.715	681	1.650
	T5	2.328	1.282	8.531	732	450	849	1.222	5.896	718	1.400
	T6	2.590	1.234	8.815	621	600	787	1.134	6.190	680	1.350
	T7	2.82	1.439	7.695	1.389	500	868	1.113	4.812	789	1.300
rejeito inundado	T1	4.198	971	8.606	689	600	2.182	755	4.079	496	1.200
	T2	3.183	1.111	7.947	720	600	1.861	935	3.134	513	950
	T3	3.207	1.048	5.438	495	1.100	1.528	571	1.661	328	900
	T4	2.966	847	8.004	478	600	1.135	520	3.411	347	900
	T5	2.816	789	8.034	464	500	1.091	499	3.279	309	850
	T6	2.790	774	7.913	489	600	861	632	4.032	334	950
	T7	3.769	1.341	7.107	1.548	750	1.161	932	3.834	787	1.250
folha bandeira ¹		2.200-3.600	1.200-1.900	9.000-14.000	1.700-2.500	-	-	-	-	-	-
folha bandeira ²		2.500-4.000	1.700-2.700	12.000-24.000	1.300-2.100	-	-	-	-	-	-

Folha bandeira¹: comparação com arroz em cultivo inundado; Folha bandeira²: comparação com arroz em cultivo em sequeiro (SBCS, 2019). T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P).

Portanto, fazendo-se uma avaliação integrada dos parâmetros de fertilidade do solo e da avaliação das plantas cultivadas sobre o rejeito *in situ* e em condições controladas, verificou-se que a qualidade nutricional das plantas desenvolvidas no rejeito depositado foi similar àquelas crescidas em substrato natural (solo controle), bem como o potencial de produção de arroz em condição controlada no rejeito pode ser mesmo superior ao solo controle. Ambas as matrizes e sistemas de produção do arroz indicaram que quando ocorre suplementação dos nutrientes essenciais às plantas, o potencial produtivo tanto do rejeito quanto do solo tende a ser maior, ou seja, os baixos teores de nutrientes foram limitantes ao crescimento vegetal em ambas as situações: rejeito e solo. Paralelamente, tem-se que a capacidade de retenção de nutrientes (CTC) e os teores de bases foram menores no rejeito depositado em relação à linha base, além de haver predomínio de cargas positivas no material, embora outros parâmetros tenham sido mais favoráveis ao rejeito (como pH mais corrigido e teor de P mais

elevado). Dessa forma, a alteração da fertilidade e do potencial produtivo do solo em decorrência da presença do Tecnossolo no Compartimento 1 pode ser considerado um dano pouco grave, já que os nutrientes podem ser repostos por meio de manejo de baixa complexidade sem que aparentemente haja prejuízos ao potencial da principal atividade produtiva da região, que é a produção de forrageiras. Ainda, o dano foi classificado como cessado e é parcialmente reversível, uma vez que, como já indicado anteriormente na avaliação do aumento da densidade do solo (item 2.2.3), aportes constantes de matéria orgânica ocorram. Nesse caso, adicionalmente à manutenção constante da vegetação de cobertura (que é essencial), práticas de manejo de baixa complexidade, como a utilização de resíduo animal produzido internamente na propriedade (esterco bovino produzido na região, que tem sua maior expressividade agropecuária situada na produção de gado de leite) podem ser utilizadas, visando a utilização destes resíduos como fertilizantes de baixo custo e alta eficácia na atual conjuntura do desastre. A incorporação do esterco bovino ao rejeito depositado, em doses adequadas, é altamente recomendável para a melhoria geral desse material, em especial à fertilidade do mesmo. Ainda que fertilizantes industriais possam ser complementados, o esterco auxiliará no incremento do carbono, que é extremamente baixo no rejeito, favorecendo o incremento da CTC desse material com predominância de hematita a longo prazo.

2.2.9 CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

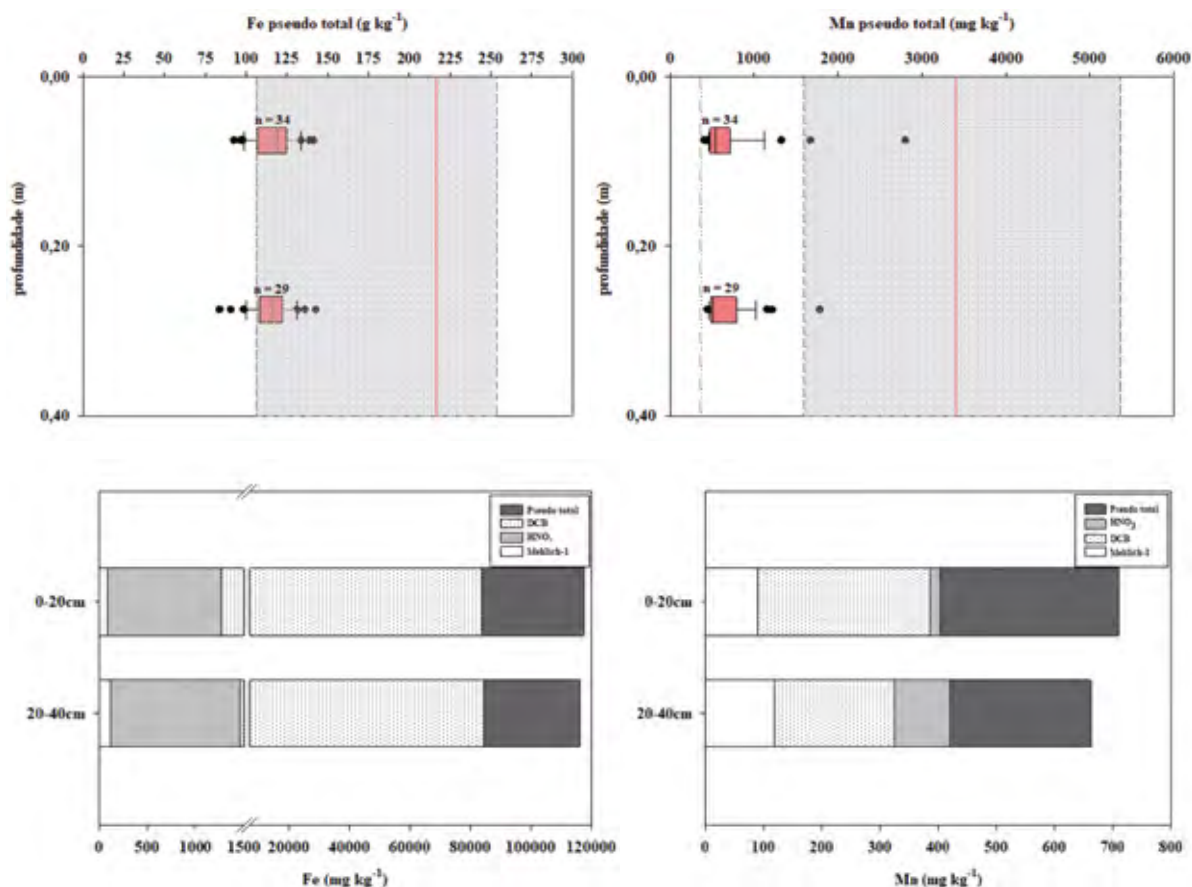
Dos 17 elementos analisados (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Sb, Se, Sn, Pb e Zn) nas amostras de rejeito depositado, coletadas conforme descrição do item 2.2.1.2.1, identificou-se contaminação pelos elementos Fe e Mn nessa matriz embora os teores pseudo totais dos mesmos não tenham ultrapassado os teores de linha base. Conforme a sistemática de comparações para a análise do dano (descrita no item 2.2.1.5), a linha base de EPTs extraída dos trabalhos de Rodrigues (2012) e de Pacheco (2015) foi priorizada; no entanto, a interpretação dos teores de EPTs quantificados nas amostras de rejeito também levou em consideração a conformidade com os VRQs (em especial, os VRQs determinados para a bacia do rio Doce), a biodisponibilidade do elemento a curto, médio e longo prazo, além dos teores dos EPTs quantificados nas gramíneas coletadas *in situ* e dos resultados obtidos em condições controladas (conforme experimentos de citogenotoxicidade e de plantio em casa de vegetação, descritos nos itens 2.2.1.3.6.2 e 2.2.1.3.6.3).

Nesse sentido, baseando-se na avaliação integrada dos diferentes indicadores utilizados para diagnosticar a contaminação por EPTs no Tecnossolo foi verificada a ocorrência de teores anômalos de Fe e Mn no Tecnossolo depositado no Compartimento 1 e não foi possível afirmar que houve dano para os elementos Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Sb, Se, Sn, Pb e Zn. Portanto, para esses últimos, considerou-se que não houve contaminação do solo. Os indicadores quantificados bem como as devidas discussões sobre os resultados dos elementos para os quais não foi diagnosticado dano estão descritos no Documento Suplementar “Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo”. Complementando as análises apresentadas nesse Documento Suplementar, no Apêndice N consta a comparação dos teores pseudo totais das amostras de rejeito depositado obtidos pela Renova e pelo Lactec.

Em relação ao Fe, os teores pseudo totais desse elemento no rejeito depositado foram inferiores aos teores da linha base (Figura 138, painel superior; Tabela 49), o que não era previsto, pois apesar

de o Fe também ser um elemento majoritário e constituinte do esqueleto do solo, o Itabirito usado na mineração é rico em óxido de ferro (hematita) conforme já amplamente discutido. No entanto, parte desses óxidos encontra-se na fração areia do rejeito (Figura 92). Nesse sentido, para entender melhor esse resultado, separou-se a fração magnética da areia dos rejeitos, sendo essa fração constituída quase na sua totalidade por magnetita e hematita (dados apresentados no item 2.2.2) e procedeu-se a digestão dessa fração pelo método EPA3051.

Figura 138 – Pannel superior: teores pseudo totais de Fe e Mn de amostras do rejeito, coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



As linhas verticais separadas por área hachurada representam os limites do primeiro e terceiro quartis da linha base e linha vertical vermelha representa a mediana da linha base (Pacheco, 2015; Rodrigues, 2012). Linha vertical representa o valor de referência de qualidade para o rio Doce (— · — · — Guevara et al., 2018) para o Mn. Pannel inferior: frações (média) de Fe e Mn no rejeito.

Tabela 49 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos teores de EPTs no rejeito em relação à linha base.

Parâmetro	Fe	Mn
p-valor	0,0146	1,2x10-8
----- mg kg ⁻¹ -----		
rejeito 0-20 cm	117.434 b	710,4 b
rejeito 20-40 cm	116.150 b	661,6 b
linha base 0-40 cm	197.626 a	3.525 a

Médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher.

A partir da fórmula teórica da composição da hematita, teve-se como premissa uma recuperação de Fe nessa fração de 629 g kg⁻¹, porém essa extração resultou em aproximadamente 4% do total de Fe

teoricamente existente na amostra da areia magnética pura (Tabela 50). Com isso, pode-se dizer que a dinâmica de extrações discutidas para esse método no início da seção foi limitante para a magnetita e a hematita presente na fração areia, pois o EPA3051 tem capacidade de extração limitada para o Fe nessa forma estrutural e altamente estável no ambiente. É importante considerar, no entanto, que os dados apresentados foram obtidos no ponto com a maior concentração visual de areia magnética (STS 9.4 e 9.3 nas camadas de 0-0,2 e 0,2-0,4 m) e que esse mineral é apenas residual no rejeito. Por outro lado, grande parte (71 a 73%) do Fe pseudo total encontra-se na fração redutível (DCB) (Figura 138, painel inferior), o que indica que os processos de redução (condição anaeróbica, com acúmulo de elétrons) podem ocasionar uma liberação intensa de Fe no ambiente, podendo causar fitotoxidez às plantas que se desenvolvem sobre o rejeito.

Tabela 50 – Teores (mg kg⁻¹) de EPTs extraídos da fração areia magnética do rejeito na STS9.4 da camada 20-40 cm pelo método EPA3051*.

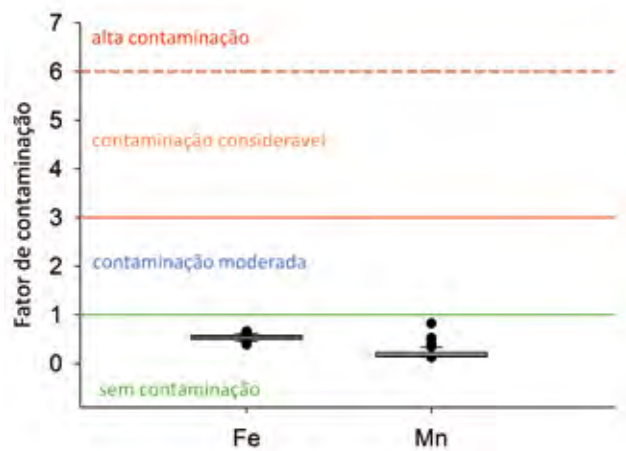
Ag	As	Ba	Cd	Cr	Cu
0,9	41,3	180,5	3,7	29,4	4,24
Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
26.037	2.138	13,5	14,8	18,3	37,6

*Considerando que a amostra magnética apresenta 90% de pureza (houveram picos de quartzo - seção Mineralogia) e tomando apenas a fórmula mínima da Hm (Fe₂O₃ -69% Fe) = 900 x 0,69 = 629 g kg⁻¹ de Fe. A extração foi apenas de 26 g kg⁻¹, ou seja, 4% do Fe magnético.

Os teores medianos e médios pseudo totais de Mn, a exemplo do Fe, também ficaram abaixo dos teores da linha base (Figura 138, Tabela 49), porém 100% das amostras apresentaram teores pseudo totais de Mn acima do VRQ para a bacia do rio Doce, mostrando que a presença desse elemento no rejeito pode representar um potencial risco ambiental. Salienta-se, ainda, que de 13 a 18% da fração pseudo total de Mn está prontamente disponível ao meio ambiente quando se analisam as camadas 0-0,2 e 0,2-0,4 m de rejeito (Figura 138, painel inferior) e mais de 50% pode ser disponibilizado em caso de inundação permanente ou temporária da várzea. Isso significa que os teores de Mn disponíveis no rejeito estão cerca de 10x maiores que o limite superior da classe de interpretação para teores “altos” no solo (RIBEIRO; GUIMARÃES; ALVAREZ, 1999) (Apêndice M), mesmo para os valores elevados de pH encontrados no rejeito. Apesar de ser um micronutriente essencial para as plantas, o excesso de Mn pode ser tóxico e, assim, se houver um abaixamento do pH do rejeito ao longo dos anos, os níveis fitotóxicos de Mn poderão ser ainda mais graves.

Com relação ao fator de contaminação (FC), não foram detectados índices de contaminação para os elementos Fe e Mn (Figura 139). Apesar disso, salienta-se que o FC foi calculado com base nos teores pseudo totais dos elementos, não sendo considerada a maior labilidade de ambos nas amostras de rejeito.

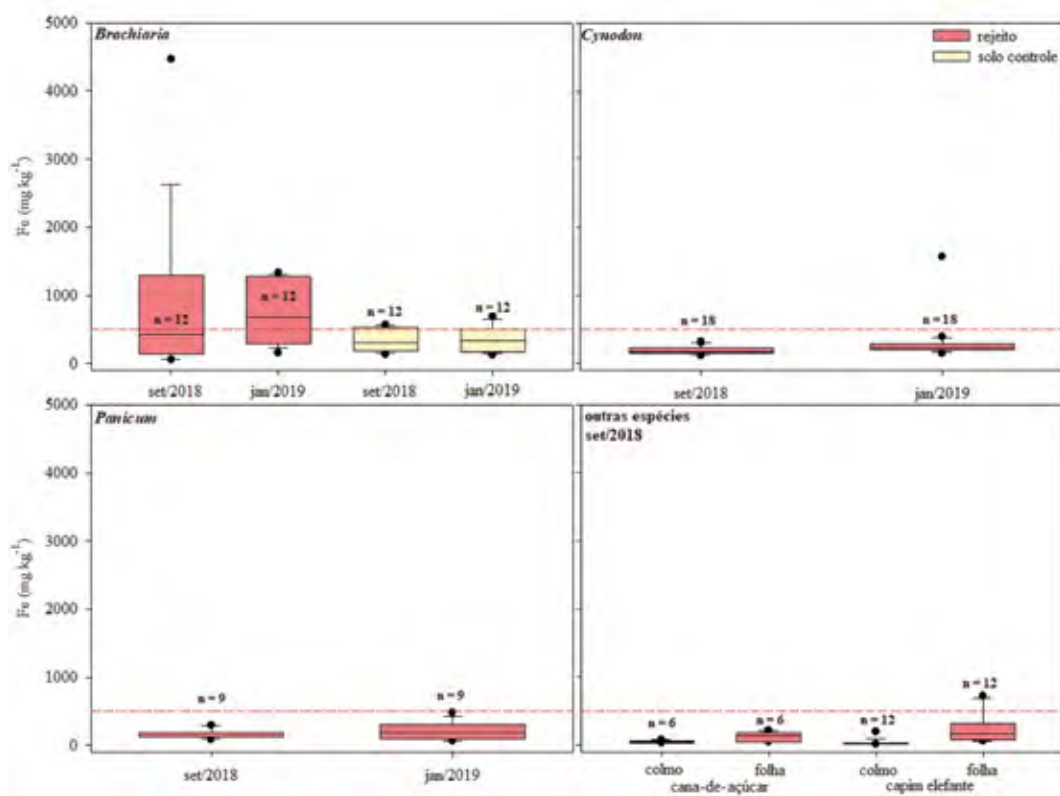
Figura 139 – Fator de contaminação para Fe e Mn (teores pseudo totais) no rejeito em relação à linha base anterior ao desastre.



A partir da avaliação dos indicadores apresentados até o momento (teores pseudo totais em relação à linha base e sua comparação com a legislação (somente para o Mn, haja visto que não existem VRQs para Fe por esse ser um elemento majoritário da constituição do solo), conjuntamente com a avaliação dos teores nas diferentes frações), houve a verificação da possibilidade de estabelecimento uma relação denexo causal entre o desastre e a contaminação potencial pelos elementos Fe e Mn devido à deposição do rejeito no solo, podendo haver prejuízos à biota presente nessas áreas com expressiva quantidade desses elementos. Essa constatação foi confirmada, conforme demonstrado a seguir, pelos teores de Fe e Mn recuperados nas biomassas das plantas que se desenvolveram no rejeito depositado.

O teor de Fe mediano quantificado nas plantas do gênero *Brachiaria* desenvolvidas no rejeito do Compartimento 1 foi superior ao teor máximo tolerável (TMT) de ingestão para bovinos (Figura 140). Portanto, a ingestão dessa gramínea pelos animais pode causar efeitos deletérios em seu organismo, tais como danos mitocondriais que afetam principalmente o fígado, coração e células pancreáticas (NRC, 2005). Segundo o *National Research Council* (2005) (entidade americana que estabeleceu limites máximos toleráveis de EPTs a diversas espécies), os sinais característicos de toxicidade crônica por Fe incluem a redução na ingestão de alimentos, na taxa de crescimento e na eficiência de conversão, o que afetaria diretamente a produtividade dos animais. Por outro lado, o mesmo órgão admite que para bovinos de leite (que são predominantes na região de estudo) o TMT para Fe na dieta desses animais não deve ultrapassar 1.000 mg kg^{-1} (NRC, 2001) e, assim, os teores recuperados na *Brachiaria* cultivada no rejeito estariam apenas levemente acima dessa referência. Para *Panicum*, *Cynodon* e as capineiras, da mesma forma, os teores de Fe não ultrapassaram o TMT mais restritivo, o que indica não haver risco de intoxicação por Fe devido à ingestão dessas plantas pelos animais.

Figura 140 – Teores de ferro na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (*Brachiaria*, *Cynodon*, *Panicum* e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (*Brachiaria*).



Linha horizontal vermelha representa o teor de ferro máximo tolerável no pasto para alimentação de bovinos de acordo com a NRC (2005).

A maior absorção de Fe pela *Brachiaria* é compatível com o seu teor nos rejeitos em formas não-trocáveis (HNO_3) e redutíveis (DCB) de Fe (Figura 138), além da robustez desse gênero de gramínea, que foi capaz de extrair formas menos disponíveis do elemento. A maior correlação entre os teores de Fe nas plantas e no rejeito foi para a extração com HNO_3 1 mol L⁻¹ (teores não-trocáveis) ($r = 0,82$) (Tabela 51 -) e, assim, para avaliar a disponibilidade de Fe para as plantas na área de rejeito é preferível a utilização deste método de extração. Essa fração foi a que mais se correlacionou, também, com os teores de outros elementos, como Al, As, Cr e Zn nas plantas, embora para estes elementos não tenha sido diagnosticado dano ao solo em decorrência do desastre (para mais detalhes, consultar o Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra como Documento Suplementar).

Tabela 51 – Coeficientes de correlação de Pearson entre os teores de EPTs extraídos pelas plantas (médias das campanhas de set/2018 e jan/2019) e os teores pseudo totais, redutíveis, não trocáveis e trocáveis quantificados no rejeito.

	fração			
	pseudo total	redutível	não trocável	trocável
Al	0,62	0,16	0,64	-
As	-0,24	-	0,70	0,38
Ba	0,06	0,06	-0,03	-
Cr	0,59	0,52	0,57	-
Cu	-0,09	-	-0,24	-0,03
Fe	-0,43	-0,51	0,82	0,15
Mn	0,26	0,18	0,17	0,04
Ni	0,44	0,10	0,08	0,40
Zn	0,53	0,22	0,61	0,46

Traços indicam que não houve leitura para o elemento naquela fração.

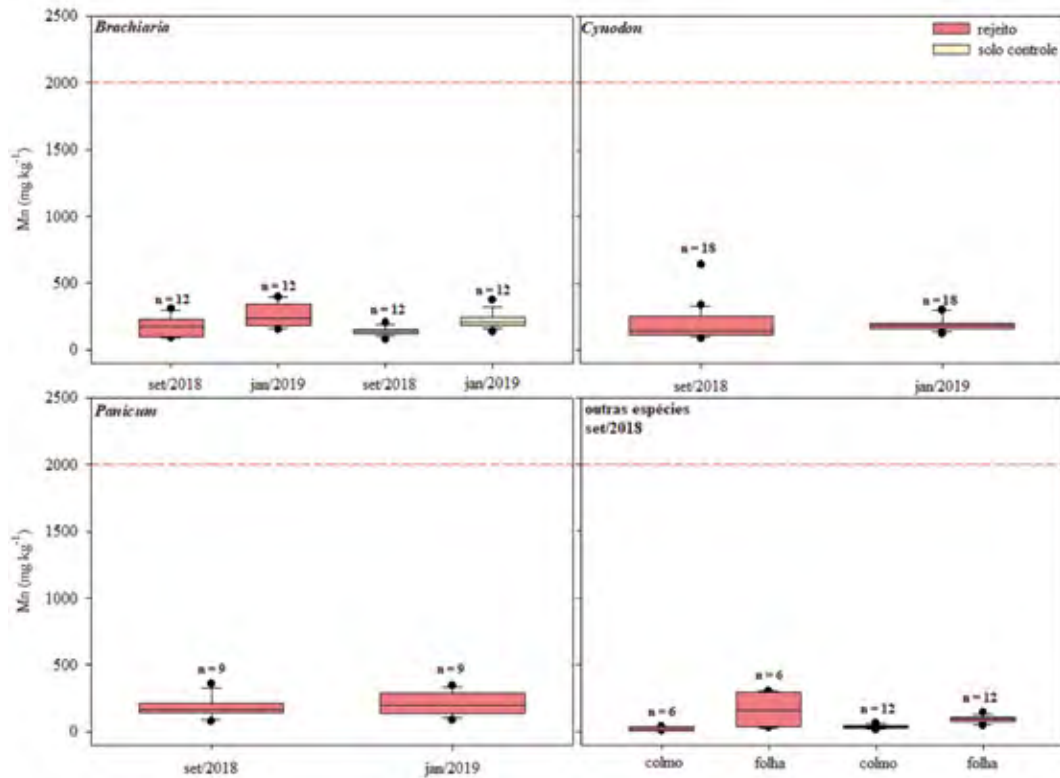
Os EPTs podem ser encontrados no solo nas seguintes formas: i) solução do solo (prontamente disponível); ii) adsorvidos eletrostaticamente aos sítios de troca (adsorção não específica); iii) participando de reações de precipitação e dissolução; iv) ligados a compostos orgânicos (adsorção específica); v) incorporados na superfície da fase inorgânica, como óxidos de Al, Fe e Mn (adsorção específica); e vi) participando da estrutura de minerais primários e secundários (SOBRINHO; BARRA; LÃ, 2009). De forma geral, a disponibilidade e mobilidade dos EPTs nos solos reduz de i) para vi). Assim, pode-se afirmar que as plantas estão extraindo formas mais estáveis que as trocáveis (Mehlich-1) e menos estáveis que as estruturais (pseudo total), ou seja, estão absorvendo o Fe em formas intermediárias de estabilidade.

O aumento da disponibilidade de Fe está normalmente associado à elevada acidez (baixos valores de pH) e condições de anaerobiose do solo. A planta também tem grande participação nesse processo, pois suas raízes podem acidificar o pH da rizosfera e liberar compostos que auxiliam na absorção do Fe (chamados de siderófilos), fatores esses que contribuem para o aumento da disponibilidade de Fe às plantas. A carência nutricional de outros elementos, como o Zn e Cu, também pode desencadear desbalanço de nutrientes, resultando em maior extração de Fe pelas plantas (MOTTA et al., 2007; TOKARNIA et al., 1999). Dessa maneira, ressalta-se que os teores de Fe na biomassa de gramíneas podem apresentar variação sazonal e outros trabalhos no Brasil também reportam teores de Fe acima de 1.000 mg kg⁻¹ (POTT et al., 1989; SENGGER et al., 1997), em pastagens do Rio Grande do Sul e de áreas alagadas do Pantanal Mato Grossense, o que justifica a variação observada. Efeitos tóxicos relativos aos elevados teores de Fe vêm sendo, de forma semelhante, reportados no Brasil em bovinos e ovinos criados a pasto (TOKARNIA et al., 1999). No entanto, quando comparado aos teores de Fe da mesma espécie no solo controle, o teor mediano desse elemento não ultrapassou a referência para bovinos, o que ratifica a contaminação por Fe no Tecnossolo do Compartimento 1.

O Mn quantificado na biomassa das gramíneas coletadas em campo não ultrapassou o TMT desse elemento para bovinos (Figura 141), mas é importante salientar que essa referência é elevada (o teor máximo considerado tóxico para os animais é de 2.000 mg kg^{-1}). No entanto, a partir do cultivo do arroz em casa de vegetação, essa espécie absorveu teores médios de quase 3.000 mg kg^{-1} na biomassa aérea (Tabela 52), que foram teores cerca de 4,3 vezes superiores aos teores considerados tóxicos para as plantas (DECHEN; NACHTIGALL, 2006). Além disso, a quantidade de Mn acumulada na biomassa aérea das plantas cultivadas no rejeito inundado em vaso chegou a mais de 45 mg vaso^{-1} (Figura 142), o que é coerente com a maior disponibilidade desse elemento em condições de alagamento, conforme observado pelos teores redutíveis (Figura 138, painel inferior).

A região de Mariana tem a exploração de Mn como uma de suas atividades econômicas (RODRIGUES, 2012). Ainda, elevados teores de Mn em solos na região do Quadrilátero Ferrífero estão associados com os elevados teores naturais do material de origem da região (CARVALHO FILHO et al., 2011; CARVALHO FILHO et al., 2015). De forma consistente, elevados teores de Mn nas rochas, solos, sedimentos e água da bacia do rio Doce, além do rejeito de mineração do Fe, foram reportados na literatura (GOMES, 2009; GREENPEACE, 2017; GUERRA et al., 2017; MAIA et al., 2017; RODRIGUES, 2012; SILVA et al., 2016; WOLFF, 2009). Em paralelo, foram constatadas anomalias de Mn em plantas da região do rio Doce anteriormente ao desastre, como a associação da seca de ponteiros do eucalipto à toxidez de Mn (LEITE et al., 2014), bem como elevados teores desse elemento no tecido de manga (*Magifera indica* L.) cultivada em casa de vegetação (FREITAS, 2018). Em suma, existe um histórico que indica elevados teores naturais de Mn no vale do Rio Doce. O desastre pode ter ampliado esse efeito, uma vez que o Mn encontrado naturalmente nos óxidos pode ter sua disponibilidade aumentada na condição em que se encontra o rejeito depositado, passando para formas reduzidas. Isso ocorre porque o rejeito em condição de várzea, devido à baixa quantidade de macroporos, restringiu a difusão de oxigênio para o meio, favorecendo a redução desse elemento. Andrade et al. (2017) também observaram aumento da concentração de Mn em grãos do arroz cultivado no rejeito comparado com o solo, confirmando uma maior disponibilidade do mesmo. Os teores elevados de Mn no tecido da parte aérea do arroz, observados no presente trabalho, em valores acima dos teores da folha bandeira, corroboraram a elevada disponibilidade desse elemento no rejeito, em especial na condição inundada (Tabela 52).

Figura 141 – Teores de Mn na biomassa aérea de gramíneas desenvolvidas diretamente sobre o rejeito (*Brachiaria*, *Cynodon*, *Panicum* e outras espécies cultivadas em capineiras) e sobre o solo controle (*Brachiaria*).



Linha horizontal vermelha representa o teor de manganês máximo tolerável no pasto para alimentação de bovinos de acordo com a NRC (2005).

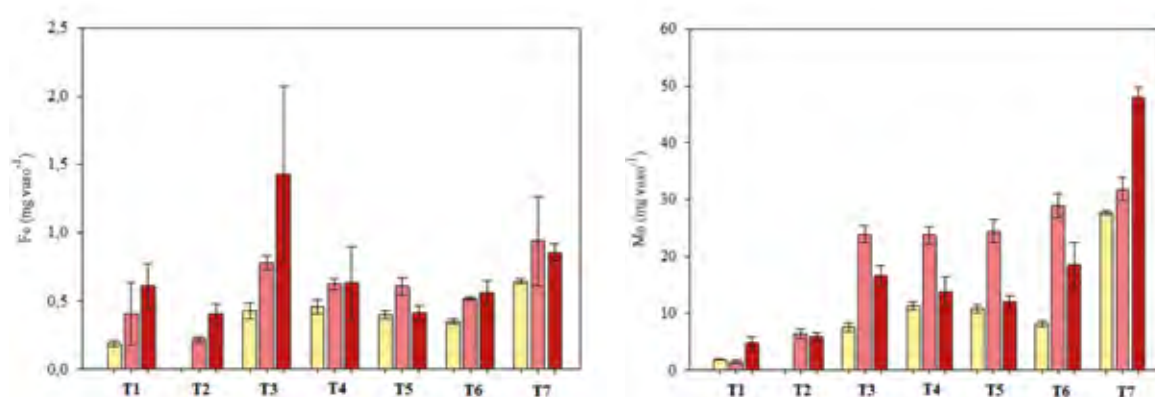
Tabela 52 – Teores de EPTs solo na biomassa da parte aérea e de raízes de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.

Matriz	Trat.	parte aérea		raízes	
		Fe	Mn	Fe	Mn
		mg kg ⁻¹			
solo controle	T1	91,31	902	4.182	355
	T3	75,44	1.361	6.843	244
	T4	74,66	1.843	5.808	278
	T5	64,36	1.750	6.503	269
	T6	59,40	1.381	5.052	317
	T7	33,62	1.448	5.041	156
rejeito	T1	105,14	355	4.906	352
	T2	70,33	2.014	5.369	1.012
	T3	66,59	2.040	4.046	1.173
	T4	47,18	1.796	3.766	789
	T5	51,69	2.064	3.802	1.093
	T6	45,21	2.525	3.404	1.000
	T7	59,05	2.061	3.453	888

Matriz	Trat.	parte aérea		raízes	
		Fe	Mn	Fe	Mn
		mg kg ⁻¹			
rejeito inundado	T1	178,10	1.333	15.520	1.246
	T2	136,99	1.945	13.013	1.364
	T3	188,60	2.320	16.087	1.314
	T4	95,84	2.201	16.655	986
	T5	70,21	2.067	15.962	945
	T6	66,19	2.159	15.249	934
	T7	52,53	2.953	14.045	986
folha bandeira ¹		70-220	450-650	-	-
folha bandeira ²		40-140	45-160	-	-

Folha bandeira¹: comparação com arroz em cultivo inundado; Folha bandeira²: comparação com arroz em cultivo em sequeiro (SBCS, 2019).

Figura 142 – Conteúdo de Fe e Mn na biomassa aérea de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.

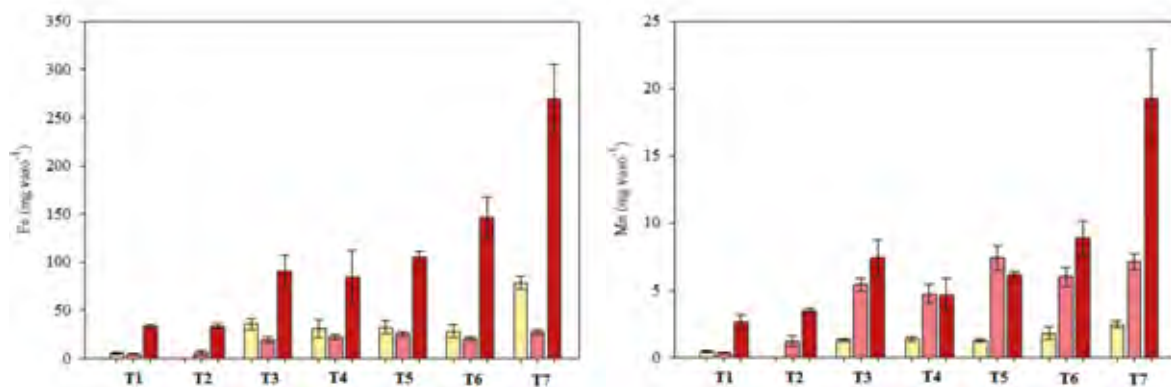


T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

Uma característica observada nos resultados obtidos no experimento em casa de vegetação foi o acúmulo de Fe nas raízes de arroz em condição de rejeito inundado (260 mg vaso⁻¹) (Figura 143), que se sobressaiu muito em relação ao acúmulo máximo na parte aérea (1,5 mg vaso⁻¹) (Figura 142) (relação= 173 vezes). É importante ressaltar que é praticamente impossível retirar completamente o resíduo de rejeito das raízes, que fica aderido na parte externa das raízes e que também é digerido e quantificado, o que pode ter superestimado os teores de Fe no sistema radicular das plantas. Com o intuito de verificar se o Fe (e eventualmente, outros EPTs) foi absorvido pelas raízes ou se sua origem foi devida à contaminação por rejeito na superfície externa, foram realizados cortes transversais do sistema radicular do arroz nas condições extremas dos três substratos: solo controle, rejeito em condição inundada e rejeito em condição de sequeiro (T1 – controle sem adubação; T7 – adubação completa

com macro e micronutrientes). Os tecidos foram analisados por microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia de energia dispersiva (MEV/EDS), que avalia de forma semi-quantitativa os EPTs presentes na amostra.

Figura 143 – Conteúdo de Fe e Mn nas raízes de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.

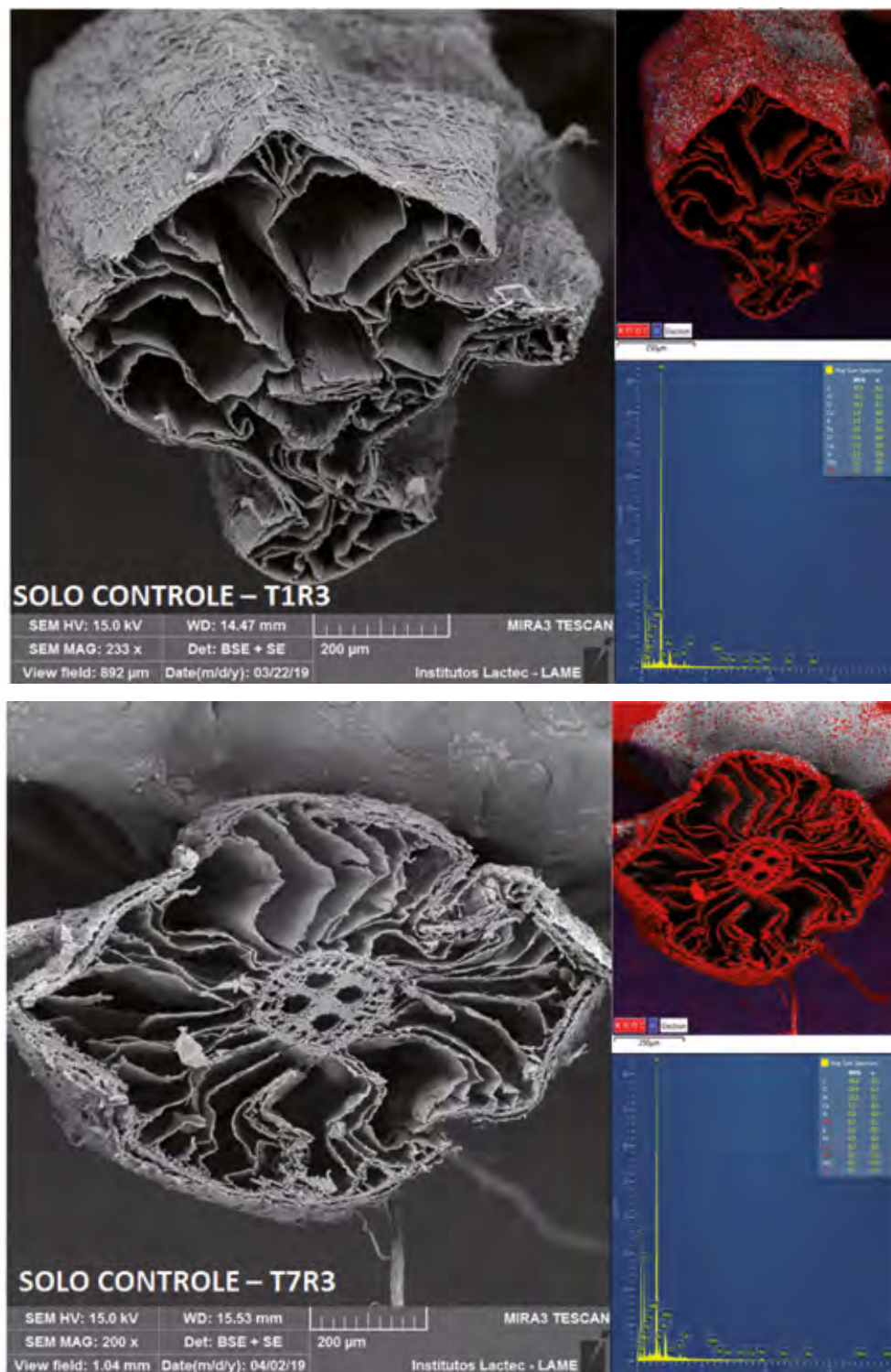


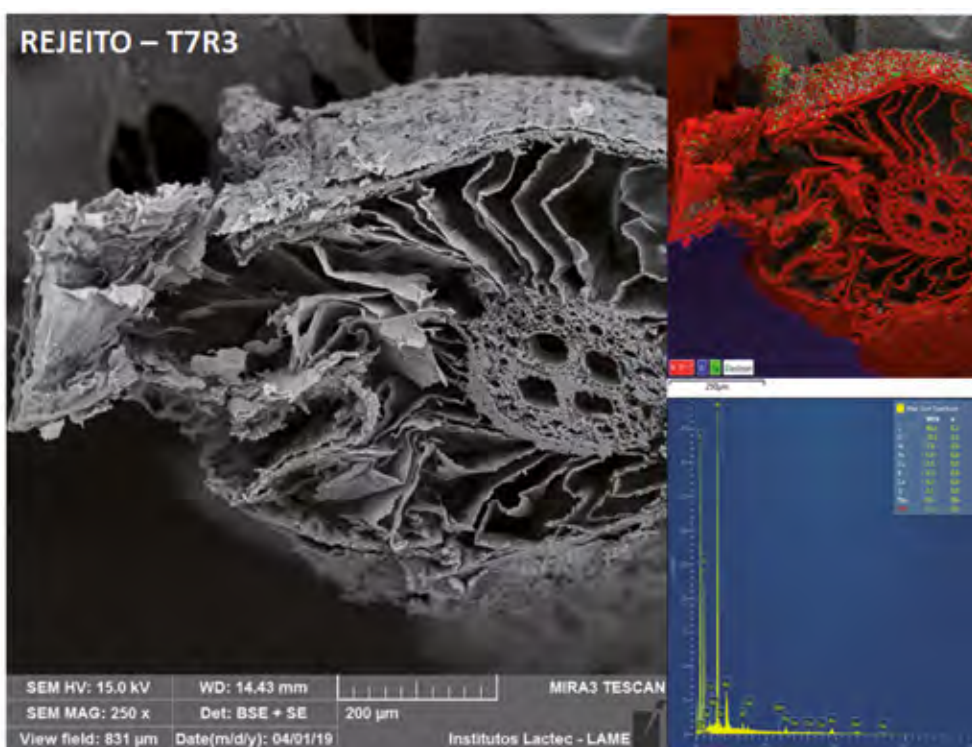
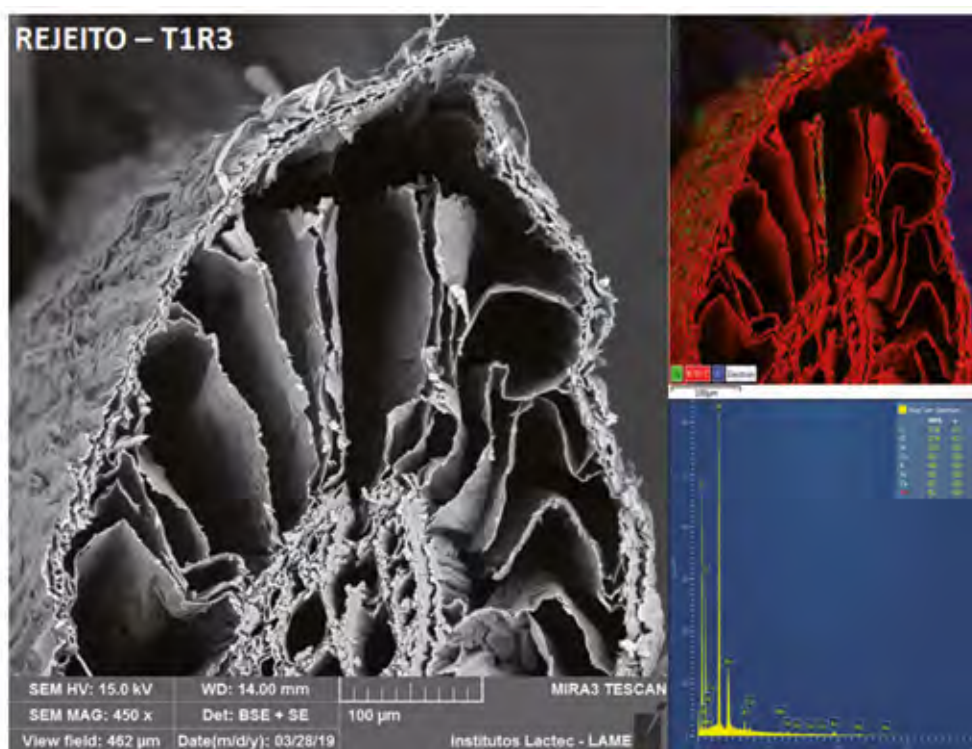
T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

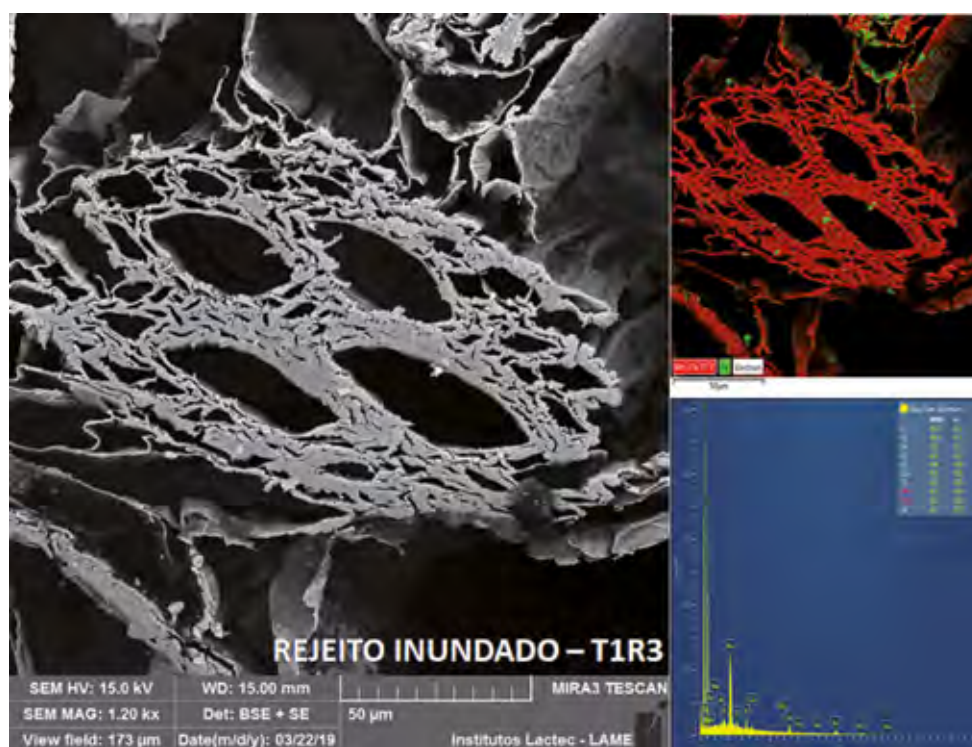
Na Figura 144 é possível observar que as raízes desenvolvidas no rejeito em sistema inundado apresentaram Fe (representado em verde na imagem) na estrutura interna das raízes, especialmente quando macro e micronutrientes foram fornecidos à planta (T7). As raízes de arroz desenvolvidas no solo controle não apresentaram Fe detectado por EDS e as raízes presentes no rejeito, tanto em condição de sequeiro quanto em sistema inundado, apresentaram Fe também na superfície externa do tecido. Assim, foi possível verificar que, pelo menos em parte, os teores elevados de Fe presentes no tecido radicular do arroz cultivado no rejeito inundado foram resultantes de uma elevada absorção desse elemento pelas plantas, adicionalmente à contaminação das raízes pelo próprio rejeito.

O arroz é uma cultura adaptada a condições anaeróbicas. Seu sistema radicular é desenvolvido para bombear oxigênio para as raízes submetidas ao alagamento de forma a suprir as células radiculares através do aerênquima. Com isso, parte do O₂ se difunde para a rizosfera, oxidando o Fe²⁺ para Fe³⁺, o que resulta na formação de uma placa de óxido de ferro na superfície radicular (AWASTHI et al., 2017). Esse processo é um mecanismo de proteção da espécie contra os níveis tóxicos de ferro em ambientes alagados, mas ao mesmo tempo a formação da placa férrica nas raízes pode impedir a absorção de outros nutrientes levando ao desbalanço nutricional da cultura (conhecido por ser o processo de toxidez indireta do ferro) (SAALTINK et al., 2017). Por outro lado, a toxidez direta de ferro implica em sua absorção pela planta, em que o elemento é transportado da raiz para outros órgãos a partir de diversas etapas, através do simplasto, xilema e floema. Quando o ferro entra no simplasto este é oxidado e quelatizado (SANTOS et al., 2017).

Figura 144 – Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por energia dispersiva das raízes de arroz (*Oryza sativa*) cultivado em vasos contendo solo controle, rejeito e rejeito em sistema inundado.







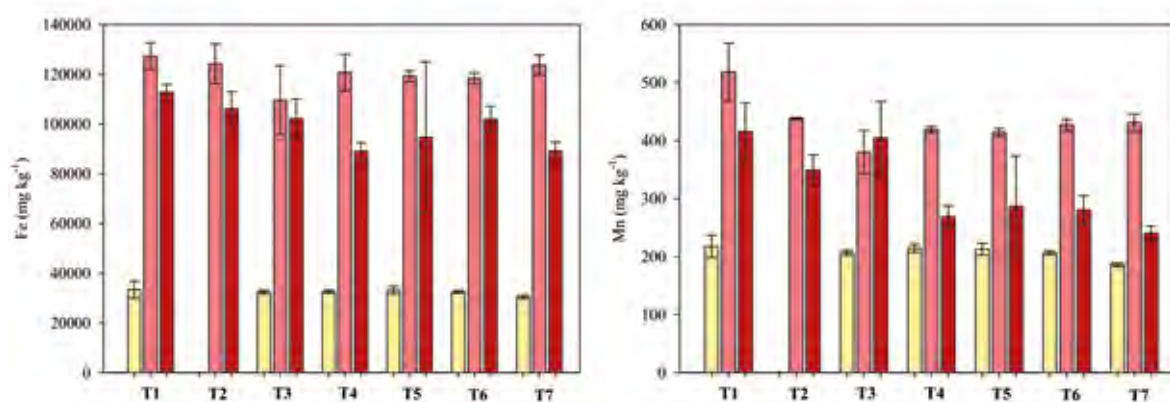
Foram escolhidos os tratamentos 1 (solo controle, rejeito e rejeito inundado puros) e 7 (rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino ou solo controle + N + K + Mg + Zn + Mo + Cu + B + P) para a realização do EDS.

É importante novamente ressaltar que a técnica do MEV/EDS é semi-quantitativa, uma vez que o feixe de raios-X que incide sobre a amostra quantifica apenas uma porção de área, o que pode não representar a constituição química da amostra como um todo. As informações obtidas por essa técnica, contudo, foram utilizadas de forma qualitativa no presente diagnóstico, permitindo identificar a presença do Fe tanto na superfície externa quanto no córtex das raízes de arroz cultivadas no rejeito em sistema inundado (Figura 144).

Dentre os elementos presentes nas raízes, outro EPT que apresentou teores mais elevados quando o arroz foi cultivado no rejeito inundado foi o Mn (Figura 143 e Tabela 52), embora esse EPT não tenha sido identificado pelo EDS devido ao limite de detecção do aparelho. No sistema inundado, a pressão de O_2 reduz e o Mn^{4+} e o Fe^{3+} (formas oxidadas, presentes na fase cristalina) do rejeito passam a ser os aceptores de elétrons da respiração radicular e microbiana (SOUSA; VAHL; OTERO, 2009). Com a entrada de elétrons no sistema os elementos são reduzidos para Mn^{2+} e Fe^{2+} . Na forma reduzida o Mn e o Fe tornam-se muito mais móveis, o que facilita as suas absorções pelo sistema radicular das plantas. A cultivar de arroz escolhida foi uma cultivar resistente à toxidez de Fe, porém no sistema inundado, ainda foi possível observar sintomas característicos da toxidez desse elemento nas folhas do arroz (folhas com tons alaranjados) o que reforça a elevada disponibilidade de Fe nesse sistema. Esses dados mostram que o efeito fitotóxico de Mn e Fe do rejeito pode ser magnificado em situações de excesso de água do sistema.

Os teores pseudo totais de Fe e Mn recuperados nos substratos dos vasos ao final do experimento de casa de vegetação corroboraram a contribuição do rejeito para o suprimento desses elementos, comparativamente ao solo controle (Figura 145). No solo controle, por outro lado, maiores teores de Al foram quantificados (verificar o Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnosolo, que se encontra como Documento Suplementar), corroborando a própria mineralogia dos materiais conforme discutido (mais aluminossilicatos no solo e predominantemente óxidos de ferro no rejeito).

Figura 145 – Teores de Fe e Mn no solo controle (amarelo), rejeito (rosa) e rejeito em sistema inundado (vermelho) após o cultivo de arroz.



T1 = solo controle, rejeito e rejeito inundado puros; T2 = rejeito e rejeito inundado com adição de 50% de cascalho fino; T3 = T2 + N; T4 = T3 + K; T5 = T4 + Mg; T6 = T5 + Zn; T7 = T6 + Mo + Cu + B + P). Barras representam o erro padrão de média e diferenciam os tratamentos de acordo com o teste de Kruskal Wallis (LSD de Fisher: *post-hoc test*).

A avaliação de citogenotoxicidade do rejeito, utilizando-se a cebola (*A. cepa*) como organismo indicador, indicou que o material é citotóxico tanto na forma bruta quanto a partir dos extratos aquosos diluídos da matriz, uma vez que foi constatada redução no índice mitótico (IM) da cultura nessas condições (verificar o Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra como Documento Suplementar). A diminuição do IM das células meristemáticas de *A. cepa* pode ser considerada uma avaliação sensível para estimar níveis de contaminação no ambiente (LEME; MARIN-MORALES, 2009). No presente caso, esse efeito pode estar relacionado, sobretudo, aos teores de Mn do rejeito, por esse elemento ter sido encontrado, dentre todos os EPTs, em grande parte na fração mais prontamente disponível (Figura 138, painel inferior) e podendo estar ainda mais móvel em condições de anoxia. O mesmo raciocínio pode ser feito para o Fe, pois a dinâmica desse elemento em ambientes anóxicos é parecida com a do Mn, sendo, porém, o Mn reduzido preferencialmente em relação ao Fe. Fiskesjö (1985) observaram redução do IM do mesmo sistema-teste em concentrações de Mn acima de $3,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$, ou seja, em concentrações acima de $181,2 \text{ mg L}^{-1}$, que são bem próximas dos teores quantificados no rejeito para a fração de Mn extraída por Mehlich-1 (Figura 138, painel inferior). O mesmo autor observou, no entanto, baixa probabilidade de efeito mutagênico de íons de Mn^{2+} , conforme também ratificado pelos resultados de alterações genotóxicas e mutagênicas obtidos no presente estudo (verificar o Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra como Documento Suplementar).

Dessa maneira, com base na avaliação integrada de todos os indicadores avaliados para diagnosticar a contaminação por EPTs no Tecnossolo do Compartimento 1, verificou-se a contribuição do rejeito para o aumento nos teores de Fe e Mn nessa matriz em decorrência do desastre. O acúmulo de Fe na biomassa de braquiária cultivada sobre o rejeito pode afetar o rebanho bovino que se alimenta exclusivamente dessa pastagem desenvolvida na área do rejeito depositado. Além disso, os maiores teores biodisponíveis de Mn em áreas de rejeito sugerem que esse elemento e seu efeito citotóxico na biota devem ser monitorados em longo prazo. Mais importante do que os teores totais desses elementos, os teores que possam vir a se tornar reduzidos (Fe^{2+} e Mn^{2+}) e, portanto, mais biodisponíveis, são determinantes para o potencial tóxico desses elementos.

A contaminação por EPTs no solo foi diagnosticada como um dano cessado e pouco grave, uma vez que Fe e Mn são elementos majoritários no ambiente (em rochas, solos, sedimentos, etc), além de serem elementos essenciais ao desenvolvimento de plantas, animais e seres humanos e de seus teores pseudo totais não terem ultrapassado a linha base anterior ao desastre (Figura 138, Tabela 49). Diferentemente de EPTs que são classificados como altamente tóxicos em pequenas quantidades e que não possuem nenhuma função biológica (como As, Cr, Cd, Pb, Hg, etc.) (GUILHERME et al., 2005), os elementos Fe e Mn apresentam classe de toxicidade média a baixa para mamíferos, e assim, sua presença no solo em teores um pouco acima dos toleráveis é menos crítica. No entanto, é inegável o efeito cumulativo de metais e semi-metais em organismos vivos que são expostos constantemente a esses elementos. Dado que o rejeito permanecerá na área de depósito, pode-se considerar que esse dano é irreversível e seu efeito tenderia a aumentar com o tempo caso os bovinos se alimentem exclusivamente da pastagem de braquiária que se desenvolve no Tecnossolo, pois não é possível inferir sobre possíveis complicações por efeitos crônicos devido à exposição dos animais ao Fe e Mn proveniente do rejeito.

2.2.10 CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR EPTS DEVIDO ÀS AÇÕES EMERGENCIAIS

A adição de solos não afetados pelo desastre sobre o rejeito nas várzeas foi identificada em 75 polígonos do Compartimento 1, com valores médios de 0,49 ha cada, os quais totalizaram uma área de 37 ha (Figura 78). Nessa área, a contaminação por EPTs no solo devido às ações emergenciais pós-desastre foi subdividido em duas categorias: 1) dano passado ou já instalado - comparação entre o rejeito depositado e a mistura de solo + rejeito; 2) dano potencial futuro (caso as ações de mitigação do desastre continuassem sendo o deslocamento de solo de posições mais elevadas do terreno para cobrir os rejeitos das várzeas) – comparação entre o rejeito depositado e os solos controle.

Para a Ag não houve dano em curto ou longo prazo, pois os teores pseudo totais do elemento no rejeito foram equivalentes aos teores pseudo totais nas amostras de mistura e de solos controle (Figura 146, Tabela 53).

O Al é o segundo elemento catiônico mais abundante na estrutura dos minerais primários e secundários dos solos. Portanto, a sua variação no caso da bacia do rio Doce ocorre em função da mineralogia do material fonte e não de contaminações pela atividade de minerações férreas. Os teores pseudo totais de Al aumentaram na seguinte sequência: solo controle > mistura > rejeito (Figura 146, Tabela 53). O material de origem dos solos controle é composto principalmente por rochas ígneas ácidas, que são ricas em feldspatos alcalinos e minerais aluminossilicatos (Apêndice C), o que resulta, naturalmente, no enriquecimento dos solos em Al em detrimento ao Fe.

Não houve dano passado para o As (teores pseudo totais do rejeito similares aos teores pseudo totais das misturas) (Figura 146, Tabela 53) apesar de as misturas terem ultrapassado em 13% o VRQ do rio Doce (Tabela 54). Caso a ação de cobertura do rejeito depositado com solos de empréstimo provenientes de terras altas continuasse, haveria uma diluição dos teores de As no rejeito depositado, pois os teores pseudo totais nessa matriz foram inferiores aos teores do rejeito; ou seja, especificamente para o As, a continuidade das ações de cobertura dos rejeitos seria desejável. Contudo, não se pode dissociar o efeito direto da deposição do rejeito para os EPTs. Para o As, o desastre não promoveu contaminação com o elemento (verificar o Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra como Documento Suplementar), ou seja, não seria necessária ação de mitigação onde não houve dano ambiental. A avaliação conjunta da adição de solo controle sobre o rejeito pode ser negativa para o incremento de outros EPTs, além do próprio corte e exposição de horizontes mais profundos e mais propensos à erosão nas áreas de empréstimo.

Considerando que os teores mais elevados de Ba foram quantificados nas amostras de mistura na profundidade de 0,2-0,4 m (Figura 146, Tabela 53), pode-se concluir que não houve dano passado e não haveria dano potencial futuro para esse EPT devido às ações emergenciais pós-desastre, embora os teores de Ba das misturas estejam em desconformidade com o VRQ do rio Doce em até 53% das amostras (Tabela 54). O mesmo comportamento pôde ser verificado para o Cd e Co, em que as três matrizes não diferiram entre si (Figura 147, Tabela 53). Para ambas as profundidades e em todas as matrizes, os teores pseudo totais de Cd são muito similares e próximos de zero, com reduzida dispersão dos dados.

Já para o Cr e o Cu houve dano passado e haveria potencial de dano futuro com as ações de deposição de solo de empréstimo sobre o rejeito (Figura 147, Tabela 53). Os teores medianos desses elementos nos solos controle foram superiores aos teores quantificados no rejeito e, assim, a mistura com o rejeito aumentou os teores desses EPTs.

Figura 146 – Teores pseudo totais de Ag (a), Al (b), As (c) e Ba (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.

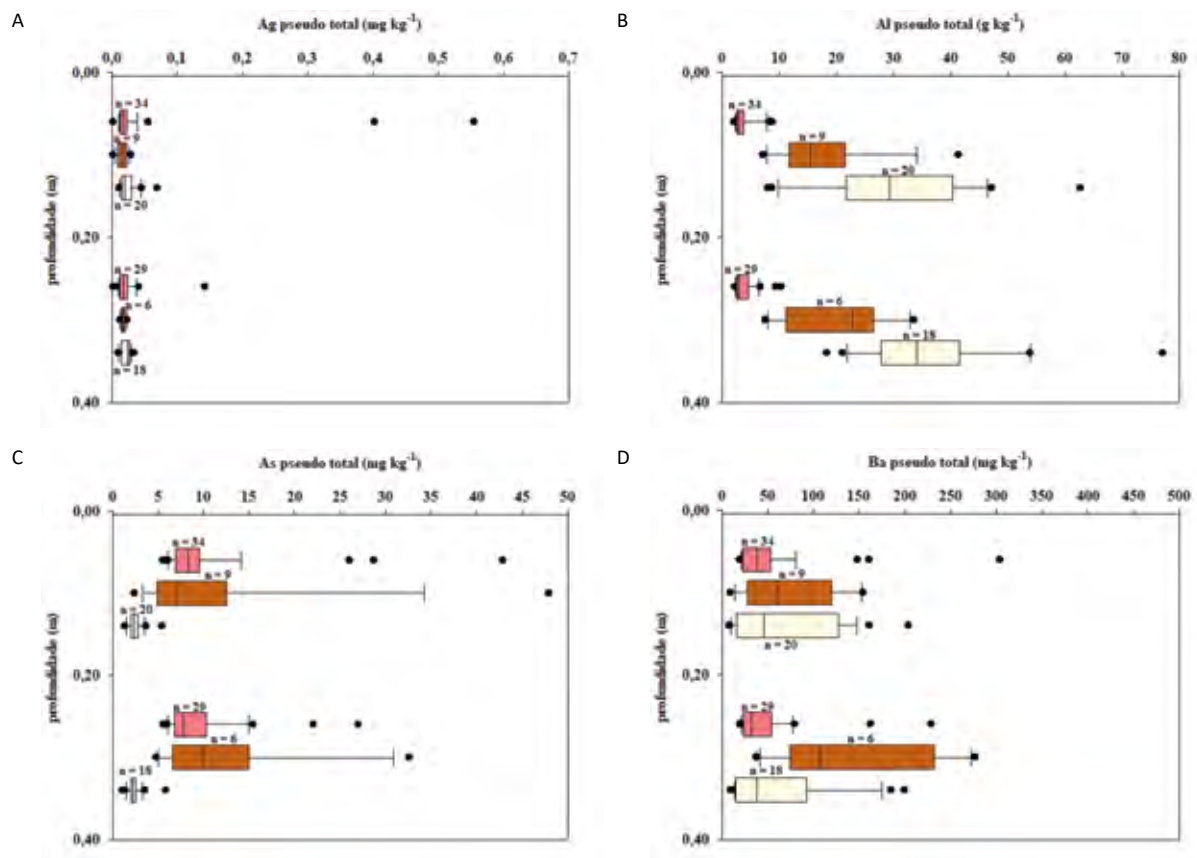


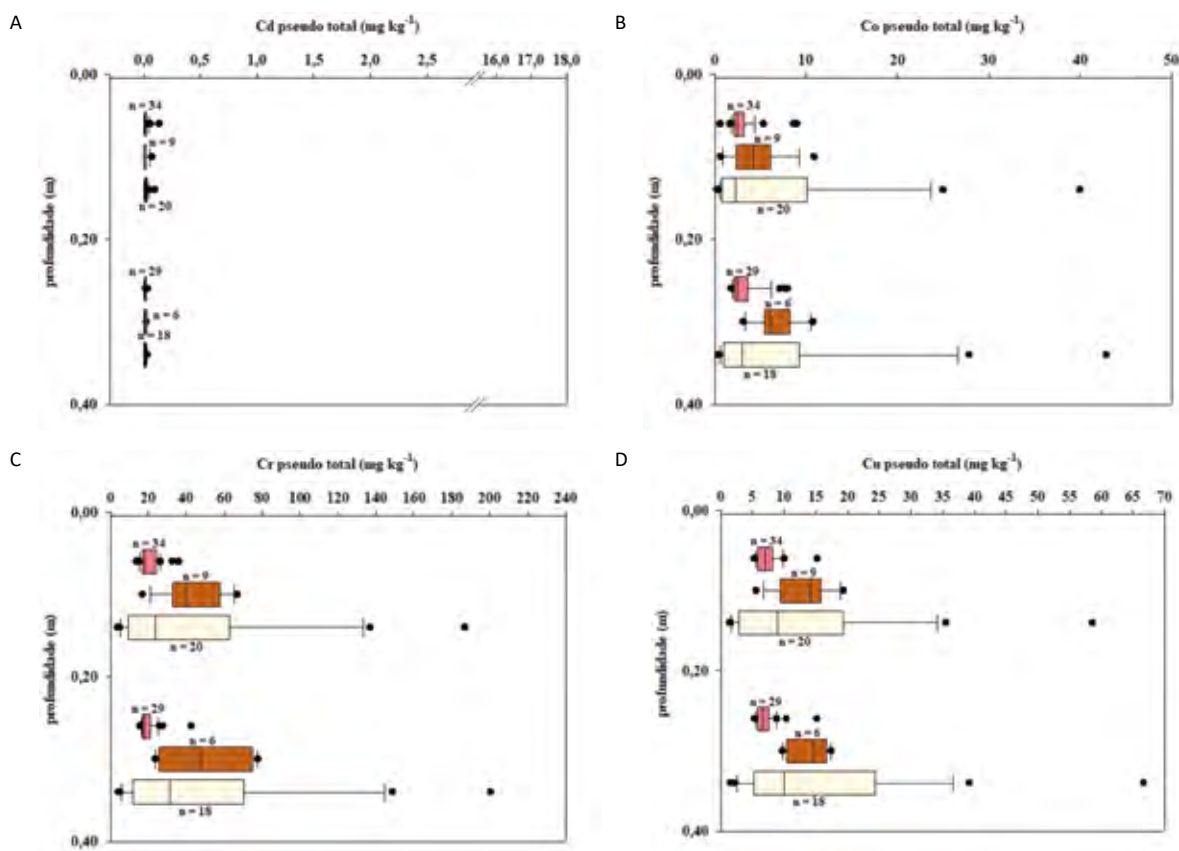
Tabela 53 – Estatística (Kruskal Wallis, $p < 0,05$) dos teores de elementos potencialmente tóxicos do rejeito em relação às misturas e aos solos controle.

Parâmetro	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
p-valor	0,351	$< 2,2 \times 10^{-16}$	$1,4 \times 10^{-14}$	0,1156	0,3175	0,1489	0,0034	0,0038	$< 2,2 \times 10^{-16}$
----- mg kg ⁻¹ -----									
rejeito 0-20 cm	0,046 ns	3691 d	10,4 a	52,84 ns	0,021 ns	3,03 ns	20,11 b	7,41 c	117434 a
rejeito 20-40 cm	0,023	3902 d	9,6 a	48,17	0,014	3,23	20,04 b	7,06 c	116150 a
mistura 0-20 cm	0,016	17973 c	12,2 a	76,2	0,017	4,58	43,08 a	13,13 ab	52572 bc
mistura 20-40 cm	0,017	20863 bc	13,1 a	139,4	0,013	6,64	49,47 a	13,92 a	76667 b
solo controle 0-20 cm	0,026	31147 ab	2,6 b	68,28	0,023	7,40	45,34 b	14,24 bc	31597 c
solo controle 20-40 cm	0,022	36602 a	2,4 b	64,84	0,013	8,41	52,59 ab	16,46 abc	35969 c

Parâmetro	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
p-valor	0,3877	0,0002	0,0589	$7,9 \times 10^{-16}$	3×10^{-16}	$1,8 \times 10^{-11}$	$1,6 \times 10^{-9}$	0,1148
----- mg kg ⁻¹ -----								
rejeito 0-20 cm	0,138 ns	710 a	10,34 ns	4,6 c	0,57 a	0,19 b	3,99 b	20,24 ns
rejeito 20-40 cm	0,152	662 a	10,51	4,3 c	0,54 ab	0,12 b	3,95 b	20,21
mistura 0-20 cm	0,170	533 ab	11,69	11,8 b	0,35 c	1,39 a	5,27 a	23,23
mistura 20-40 cm	0,166	822 a	18,23	17,2 ab	0,45 bc	2,09 a	5,47 a	29,64
solo controle 0-20 cm	0,144	319 b	12,54	17,3 ab	0,11 d	1,89 a	5,71 a	24,66
solo controle 20-40 cm	0,161	329 b	14,53	18,9 a	0,09 d	1,89 a	6,29 a	26,40

Médias seguidas de letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste LSD de Fisher.

Figura 147 – Teores pseudo totais de Cd (a), Co (b), Cr (c) e Cu (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



Os teores de Fe foram antagônicos à sequência de enriquecimento dos teores de Al, ou seja, os teores nos solos controle foram menores do que os teores das misturas, que por sua vez foram intermediários entre os teores do rejeito e do solo controle, comportamento que ocorreu de forma semelhante com o Mn (Figura 148 e Tabela 53). Esses dois elementos foram os que resultaram em dano direto pela deposição do rejeito sobre o solo, conforme argumentado anteriormente. Com isso, as misturas com os solos de terras altas contribuíram para a diluição desses elementos, embora os teores de Mn ainda ultrapassassem a legislação em até 60% das amostras de mistura (Tabela 54).

Com relação aos EPTs Hg e Ni, não foi verificado dano pelas ações emergenciais pós-desastre, devido aos teores nas três matrizes se manterem próximos entre si (Figura 148 e Tabela 53). Destaca-se que os teores nos solos controle se mostram sempre mais variáveis do que os teores de EPTs do rejeito, que é uma matriz mais homogênea em termos de composição química, e isso se reflete nos teores das misturas (maior dispersão dos dados no *boxplot*).

O dano passado ocorreu mais expressivamente para o elemento Pb, sendo para este o pior cenário de potencial dano futuro devido às ações emergenciais pós-desastre (Figura 149 e Tabela 53). A mediana dos teores pseudo totais de Pb no rejeito está em torno de 4 mg kg^{-1} e nas amostras de solo controle esse teor aumentou para aproximadamente 17 mg kg^{-1} e, com isso, os teores nas misturas entre solo e rejeito se sobressaíram em relação aos teores do rejeito puro. Contudo, os teores de Pb das misturas estiveram dentro dos VRQs (apenas 7% das amostras ultrapassaram o VRQ do rio

Doce, Tabela 54), o que indica que mesmo que tenha havido incremento nos teores das misturas, esse não foi suficiente para ultrapassar os valores de referência ambiental ou mesmo alcançar os teores naturalmente encontrados na linha base (mediana de $35,7 \text{ mg kg}^{-1}$, conforme apresentado na Figura 5 do Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra como Documento Suplementar).

Para o Sb, a mistura entre rejeito e solo controle mostrou-se positiva, pois diminuiu os teores pseudo totais do elemento em comparação ao rejeito puro (Figura 149 e Tabela 53), porém, para Se e Sn, essa prática resultou em incrementos nos teores de EPTs, resultando em uma desconformidade de até 87% das amostras de mistura em relação ao VRQ do rio Doce para Se (Tabela 54). Em levantamento dos teores de Se em solos brasileiros foram encontrados teores médios de $0,19 \text{ mg kg}^{-1}$, com uma faixa de variação entre $0,08$ e $1,61 \text{ mg kg}^{-1}$ (GABOS; ALLEONI; ABREU, 2014), sendo esses teores relacionados com a CTC, teor de matéria orgânica e percentagem de argila, o que justifica as diferenças observadas e confirma que os teores quantificados no solo controle do presente diagnóstico foram elevados.

Figura 148 – Teores pseudo totais de Fe (a), Hg (b), Mn (c) e Ni (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.

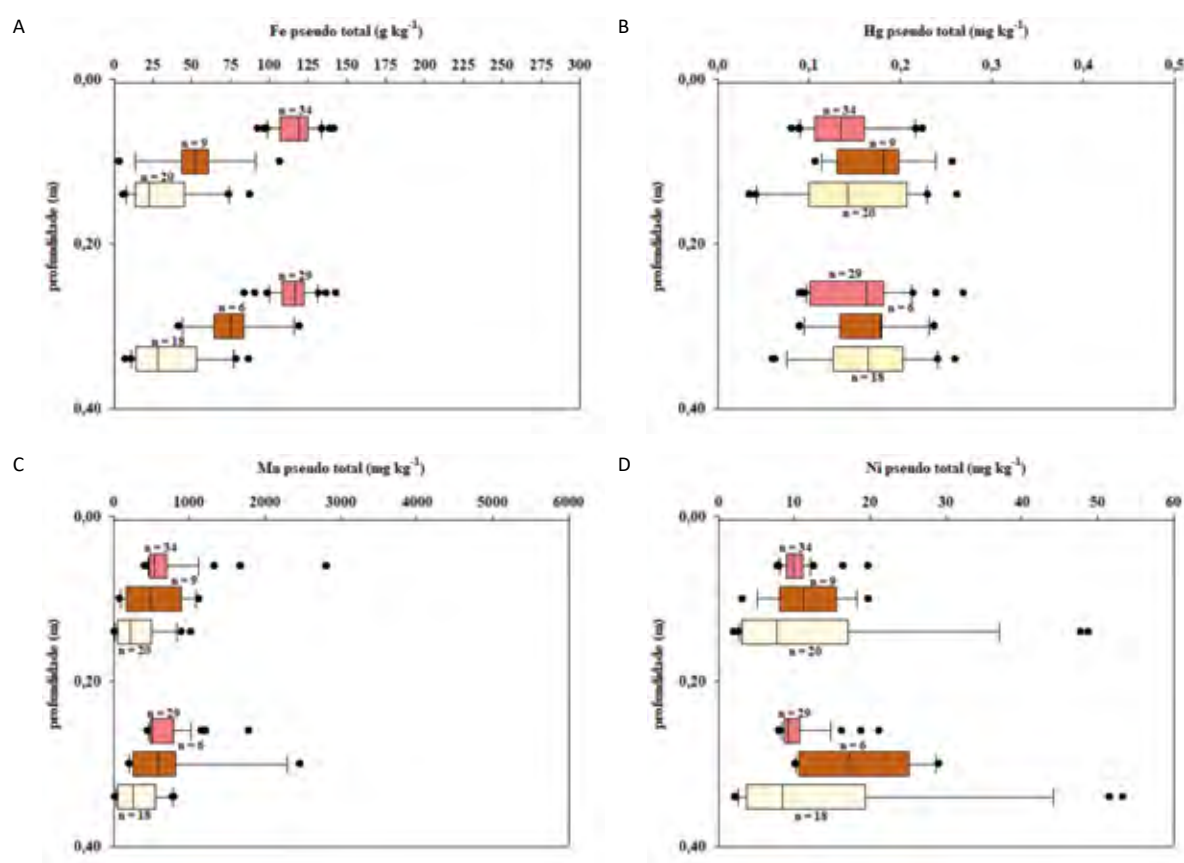


Figura 149 – Teores pseudo totais de Pb (a), Sb (b), Se (c) e Sn (d) de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.

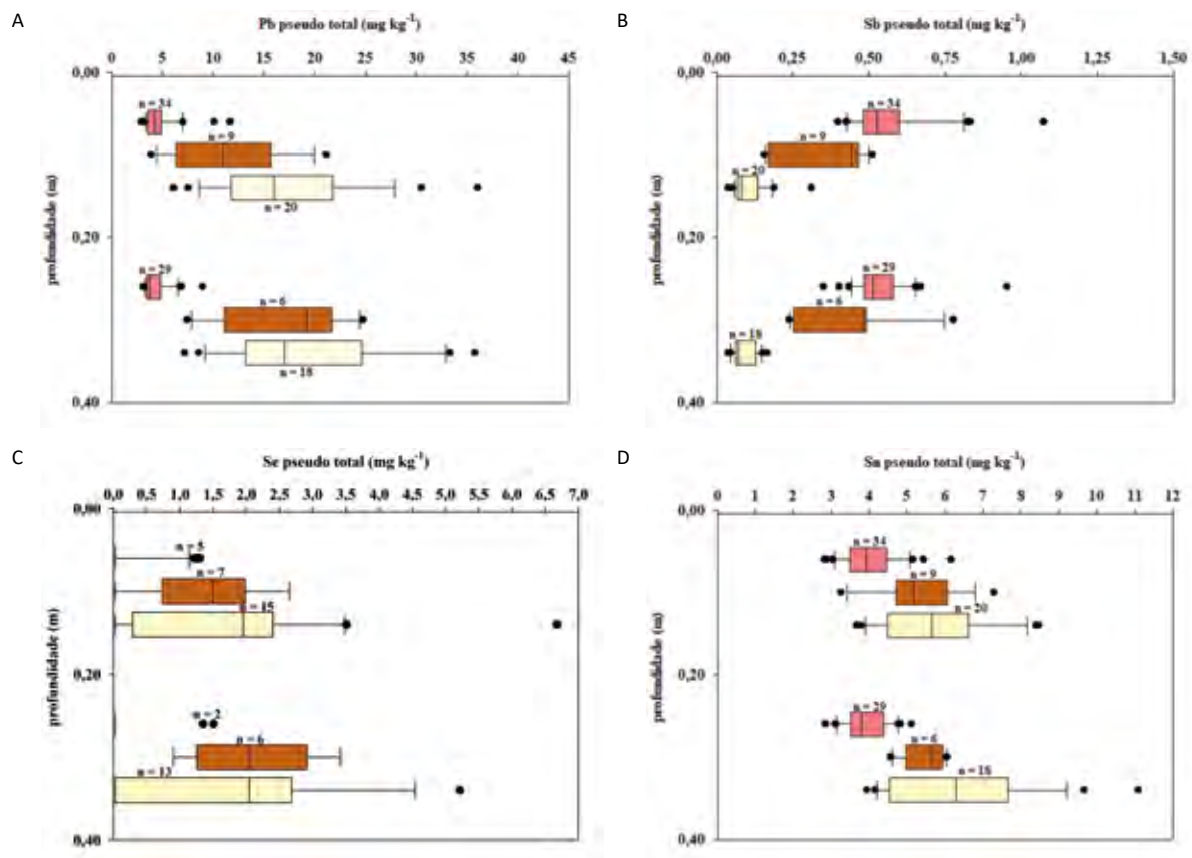


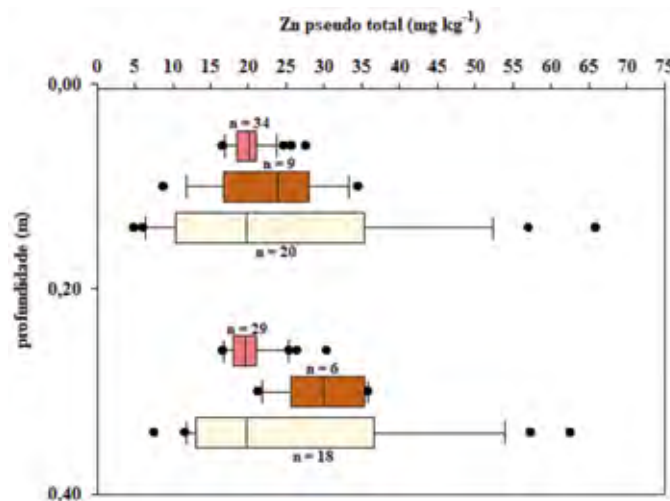
Tabela 54 – Porcentagem das amostras de misturas e solo controle em desconformidade com a legislação para os teores pseudo totais de EPTs.

	EPTs	VRQ de Minas Gerais ¹	VRQ do rio Doce ²	VRQ Conama ³
Mistura	As	53%	13%	13% VP e 7% VI Agrícola
	Ba	47%	53%	27% VP
	Co	33%	-	-
	Cr	7%	-	7% VP
	Hg	100%	-	-
	Mn	-	60%	-
	Ni	13%	-	-
	Pb	20%	7%	-
	Sb	13%	-	-
	Se	87%	87%	-
Solo controle	Ba	29%	37%	13% VP
	Co	32%	21%	11% VP e 5% VI Agrícola
	Cr	21%	5%	21% VP e 5% VI Agrícola
	Cu	5%	5%	3% VP
	Hg	92%	-	-
	Mn	-	39%	-
	Ni	18%	11%	11% VP
	Pb	37%	24%	-
	Se	100%	100%	7%
	Zn	13%	11%	-

¹ COPAM (2011); ² Guevara et al. (2018); ³ Resolução Conama n°420/2009; VP – valor de prevenção; VI – valor de investigação; valores ausentes quando não ultrapassou o limite do VRQ.

Por fim, para o Zn, apesar de as amostras de mistura apresentarem medianas mais elevadas desse elemento em comparação ao rejeito, não houve diferença em relação às três matrizes devido à maior dispersão dos dados nos solos controle (Figura 150, Tabela 53).

Figura 150 – Teores pseudo totais de Zn de amostras do rejeito (em vermelho), dos solos controle (em amarelo) e de misturas (em marrom), coletadas em 10 seções transversais na bacia do rio Doce.



A disponibilidade dos EPTs nas misturas também foi alterada em comparação a dos elementos intrínsecos ao rejeito (Tabela 55). Com exceções ao Mn e ao Sb, em que as misturas diluíram os teores nas diferentes frações comparativamente ao rejeito, para os demais elementos (Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn) a mistura com os solos controle aumentou os teores nas frações, principalmente na fração não-trocável, que se mostrou a que mais contribuiu para a absorção pelas plantas (Tabela 51). Especialmente para o Pb, as misturas incrementaram os teores mais lábeis (Mehlich-1) desse EPT na camada 0-0,2 m em mais de 20 vezes em relação ao rejeito (Tabela 55).

Tabela 55 – Relação entre os teores não-trocáveis (HNO₃), redutíveis (DCB) e trocáveis (Mehlich-1) das amostras identificadas como mistura entre solo e rejeito e das amostras puras de rejeito.

		0-20 cm	20-40 cm			0-20 cm	20-40 cm
Al	HNO ₃	3,9	3,4	Hg	HNO ₃	-	-
	DCB	2,5	1,7		DCB	-	-
	Mehlich-1	-	-		Mehlich-1	-	-
Ag	HNO ₃	-	-	Mn	HNO ₃	0,8	1,0
	DCB	-	-		DCB	0,7	1,1
	Mehlich-1	-	-		Mehlich-1	0,7	0,5
As	HNO ₃	4,3	6,4	Ni	HNO ₃	1,9	2,1
	DCB	-	-		DCB	0,7	1,4
	Mehlich-1	1,5	1,7		Mehlich-1	1,4	1,2
Ba	HNO ₃	1,6	2,0	Pb	HNO ₃	2,4	3,2
	DCB	1,2	1,8		DCB	0,4	1,5
	Mehlich-1	-	-		Mehlich-1	22,0	8,5
Cd	HNO ₃	2,0	2,3	Sb	HNO ₃	-	-
	DCB	0,3	0,2		DCB	0,6	1,2
	Mehlich-1	-	-		Mehlich-1	-	-
Co	HNO ₃	-	-	Se	HNO ₃	-	-
	DCB	-	-		DCB	-	-
	Mehlich-1	-	-		Mehlich-1	-	-
Cr	HNO ₃	1,8	2,2	Sn	HNO ₃	-	-
	DCB	1,8	1,9		DCB	-	-
	Mehlich-1	-	-		Mehlich-1	-	-
Cu	HNO ₃	2,0	1,7	Zn	HNO ₃	2,4	2,7
	DCB	-	-		DCB	0,5	0,6
	Mehlich-1	2,2	1,8		Mehlich-1	5,6	3,2
Fe	HNO ₃	1,8	2,0				
	DCB	0,4	0,5				
	Mehlich-1	1,5	1,3				

Valores acima de 1 indicam enriquecimento àquela fração devido à adição de solos de áreas de empréstimo sobre o rejeito. Não foi realizado fracionamento (ou não houve leitura para as frações) dos elementos Ag, Co, Hg, Se e Sn.

Portanto, o ato de adicionar solos de empréstimo provenientes de terras altas às áreas com rejeito depositado nas várzeas (Tecnossolo) com o intuito de amenizar as características do mesmo causou efeitos contrários, dependendo do EPT e de suas formas químicas: efeito de diluição (desejável) e de concentração (dano ambiental). Quando se comparam os teores de EPTs das amostras puras de rejeito com os teores de EPTs dos solos controle observou-se um prognóstico negativo de forma geral, e caso a prática de adição de terras altas ao Tecnossolo continuasse ocorrendo, poderia ocorrer potencialização do dano de contaminação por EPTs especialmente em relação ao Pb. Como não é possível selecionar quais elementos deverão ou não ser afetados por esse ato, preza-se pelo princípio da precaução e, portanto, essa tratativa de recuperação não é uma ação recomendada.

Para a contaminação por EPTs devido às ações emergenciais pós-desastre considerou-se como valores de referência os teores pseudo totais recuperados no rejeito depositado (que era o contexto anterior à adição de solo de empréstimo), comparando-se com os teores das misturas. Nesse sentido, os 37 ha de área em que se encontram as misturas apresentaram maiores teores de Al, Ba, Cr, Cu, Pb, Se e Sn em comparação ao rejeito puro, além de Ba, Mn e Se estarem em desconformidade com o VRQ da bacia do rio Doce em 53, 60 e 87% das amostras, respectivamente (Tabela 54). Além disso, para o elemento Pb, a mistura ocasionou um aumento da fração biodisponível desse elemento em 22 vezes (Tabela 55). No entanto, em nenhuma situação os teores das misturas superaram os próprios teores naturalmente encontrados nos solos de várzea soterrados pelo Tecnossolo, ou seja, os teores quantificados por Pacheco (2015) e Rodrigues (2012). Assim, esse dano foi considerado pouco grave, já que também não foram detectados teores anômalos de EPTs nas plantas cultivadas no solo controle (*in situ* e arroz cultivado em casa de vegetação) (verificar o Relatório de Elementos Potencialmente Tóxicos no Tecnossolo, que se encontra como Documento Suplementar), que representa a fonte de possível contaminação adicional ao rejeito.

Considerando que a prática de adição de solos de empréstimo sobre o rejeito da várzea foi uma ação pontual e emergencial, ocorrendo logo após o desastre, pode-se considerar que esse dano foi cessado. Com relação aos 37 ha já impactados pela cobertura do rejeito com solos de cobertura, o dano no incremento dos teores e da solubilidade de alguns EPTs é considerado irreversível.

2.2.11 FORMAÇÃO DE TECNOSSOLO

A classificação pedológica é uma ferramenta importante, pois auxilia no entendimento dos processos de formação de solos e de suas funções ao ambiente, uma vez que são estabelecidos critérios de agrupamentos a partir de características químicas e morfológicas que os definem (RESENDE et al., 2014; RESENDE et al., 2019). Além disso, a classificação dos solos permite avaliar a melhor aptidão de uso das ordens de solo de acordo com suas potencialidades e fragilidades. Por exemplo, Latossolos (solos profundos, altamente intemperizados e com boa drenagem, de forma geral) possuem características favoráveis para uso na agricultura, enquanto que Organossolos e Gleissolos (solos com acúmulo de matéria orgânica e saturação sazonal ou permanente com água) possuem funções ecológicas específicas às áreas a que pertencem, como áreas de várzeas úmidas, por exemplo. Para esses últimos, a preservação do solo e da flora adjacente é essencial para a proteção do ecossistema, não sendo recomendado outros usos (RESENDE et al., 2019). Além disso, ambientes aluviais servem de habitat para espécies vegetais específicas (CARVALHO et al., 2009) e, portanto, prestam diversos serviços ecossistêmicos que podem ter sido negativamente impactados pelo recobrimento com a camada de rejeitos.

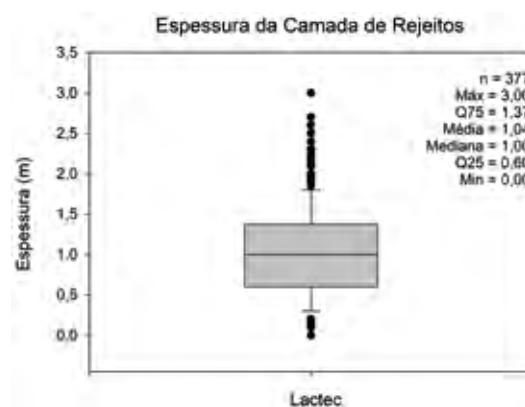
O grupo de referência dos *Technosols* foi inserido no sistema de classificação da FAO (WRB) em 2006, buscando contemplar os solos sob influência humana extrema, como os solos de áreas urbanas e industriais (solos pavimentados), solos de estradas, de áreas de mineração etc. (ECHEVARRIA; MOREL, 2015). Apesar de não corresponder a nenhuma ordem de solo do Sistema Brasileiro de Classificação do Solo, o conceito de Tecnossolo se aplica à realidade do desastre do rompimento da barragem de Fundão (SCHAEFER et al., 2016), pois a nova camada de “solo” formada é proveniente de rejeito de mineração de ferro (portanto, de origem antrópica por definição) e fará parte da paisagem permanentemente

caso não seja removido. Assim, o soterramento das ordens de solo que naturalmente ocupavam as várzeas (Neossolos Flúvicos, Gleissolos e Cambissolos (SCHAEFER et al., 2016) e que exerciam suas funções ecológicas no ambiente por uma camada de rejeitos de mineração que atende os pré-requisitos para uma nova ordem de solo, de maior fragilidade ambiental, pode configurar em dano ao solo.

Para tanto, foram avaliadas características morfológicas do rejeito depositado, com o intuito de embasar o diagnóstico desse dano, conforme descrito no item 2.2.2. No entanto, o contexto do desastre possui uma peculiaridade, pois não se parte do pressuposto de que pode haver ou não a presença de artefatos (material criado, substancialmente modificado ou trazido à superfície por seres humanos sem alteração das propriedades químicas e mineralógicas) (FAO, 2015) ao ponto de modificar a ordem de solo, mas, sabe-se da inegável presença desse material sobre os solos. Nesse sentido, o diagnóstico da formação de Tecnossolo, ou seja, da substituição de ordens naturais de solo por uma ordem de solo antrópico foi avaliado quanto ao atendimento ao pressuposto do tamanho da camada de artefatos presente.

A partir das sondagens a trado e SPT realizadas entre Fundão e Risoleta Neves, identificou-se uma espessura de camada de rejeito (puro e em mistura) de 1 m, e pelo menos 75% das sondagens realizadas mostraram haver uma camada superior a 0,5 m (Figura 151). Com isso, pode-se afirmar que a camada de rejeitos no Compartimento 1 atende ao pressuposto de 20% ou mais (m/v) de artefatos nos primeiros 100 cm de solo (FAO, 2015).

Figura 151 – Dispersão das medidas de espessura da camada de rejeito depositado e de mistura solo/rejeito ao longo da APDL, dentro do Compartimento 1.



Comprovou-se, assim, a modificação da taxonomia dos solos soterrados pelo rejeito dentro do Compartimento 1, em que as áreas de planícies às margens dos tributários do rio Doce até a UHE Risoleta Neves passaram a ser recobertas por Tecnossolos. Essa alteração é permanente (irreversível) e o dano ocorreu e cessou, considerando que a camada de rejeitos não será removida. Pode-se considerar que o dano ocorrido foi gravíssimo, pois como discutido nos itens anteriores, a matriz desse novo solo é distinta dos solos que haviam anteriormente ao desastre (especialmente em relação à mineralogia) e, dessa forma, só será possível afirmar se as funções ecológicas exercidas pelo Tecnossolo nesse ambiente serão as mesmas que as exercidas pelos solos de várzea a partir de um monitoramento de longo prazo. No entanto, uma avaliação pontual no tempo foi realizada (a partir de coletas e avaliações ocorridas em 2018 e 2019) e os danos elencados e discutidos anteriormente (itens 2.2.2 a 2.2.10) auxiliaram no entendimento de que o Tecnossolo não presta as mesmas funções que os solos

anteriores ao desastre. Essa constatação foi especialmente observada pela verificação de alteração da matriz mineralógica e orgânica do solo; adensamento e aumento do potencial erosivo nessa matriz; e aumento da presença de Fe e Mn no ambiente edáfico, conforme demonstrado.

2.2.12 CONCLUSÕES

Os danos ocorridos aos solos em função do desastre de do rompimento de Fundão foram avaliados para as áreas identificadas com depósitos extracalha do rejeito de mineração, sendo *a priori*, verificados nos limites do Compartimento 1.

O soterramento das ordens de solo que ocorriam nas planícies aluvionares por uma camada de solo antrópico (Tecnossolo) resume as principais alterações negativas observadas. A substituição da matriz caulínica dos solos de várzea pela matriz hematítica do rejeito, com redução dos já baixos teores de carbono orgânico, além do predomínio de areia fina e silte no rejeito (que culminaram em aumento da densidade do material devido à diminuição de macroporos e maior densidade das partículas de Fe, tornando-o mais adensado e propício a processos erosivos) foram os danos de maior gravidade, tendo sido classificados como danos graves e/ou gravíssimos. Considerando a permanência desse material no Compartimento 1, a incorporação de matéria orgânica, manutenção permanente da cobertura vegetal e práticas de manejo conservacionistas seriam as medidas passíveis de serem tomadas para a reversibilidade parcial dos danos ambientais ao solo.

As alterações químicas, como diminuição dos teores de bases trocáveis e da CTC do solo; predomínio de CTA em relação à CTC; além do aumento de Mn biodisponível e identificação de enriquecimento do substrato e das plantas cultivadas nele em Fe, foram considerados danos de menor gravidade haja vista que a região em questão já apresentava solos de baixa fertilidade e teores anômalos de EPTs anteriormente ao rompimento da barragem. Adicionalmente, as alterações citadas podem ser contornadas por práticas de manejo de menor complexidade, como a reposição de nutrientes por meio de fertilizantes químicos e compostos orgânicos, por exemplo. Contudo, mesmo tendo sido diagnosticados como danos pouco graves, essas alterações devem ser monitoradas em longo prazo afim de acompanhar a recuperação do solo ao longo do tempo. Por fim, a adição de solos de empréstimo sobre as várzeas recobertas com rejeito não é recomendada uma vez que podem ser disponibilizados outros elementos ao ambiente edáfico que não estariam naturalmente disponíveis, mesmo após o desastre (especialmente em relação ao Pb).

Do ponto de vista geotécnico, foram identificados os danos referentes a alteração da capacidade de suporte e deformabilidade do solo, alteração da permeabilidade e do fluxo de água e alteração da estabilidade de encostas. Em relação a capacidade de suporte e deformabilidade a realização dos ensaios indicou que este novo tipo de solo (Tecnossolo) pode ser utilizado como material para sub-base de pavimentos, apresentando Índice de Suporte Califórnia (ISC) maior ou igual a 20 e expansão menor ou igual a 1%, conforme determina o método de pavimentos flexíveis DNER 667/22:1981. Entretanto, análises químicas para avaliação da dispersão de elementos potencialmente tóxicos são necessárias para verificar a disseminação do material para outros compartimentos ambientais (água e/ou ar). No caso da utilização do local que sofreu deposição como fundação para novos tipos de construção, deve-se atentar para que a fundação esteja assentada em solo natural, ultrapassando assim a camada de solo/rejeito.

O dano referente a alteração da permeabilidade e fluxo de água ocasionou na deposição de partículas de rejeito com diâmetro compreendido entre 0,002 e 0,06m (fração silte) e 0,06 a 2 mm (fração areia) sobre o solo natural. Este novo tipo de solo (Tecnosolo) possui maior coeficiente de permeabilidade (10^{-4} a 10^{-5} cm/s) se comparado aos valores de linha base para solo natural (10^{-6} cm/s). Este aumento, está diretamente relacionado a velocidade de escoamento superficial e subsuperficial, acarretando no aumento da taxa de infiltração de água no solo, estando diretamente relacionado a movimentações de massa (alteração da estabilidade de encostas). Ainda, a partir da análise granulométrica foi possível identificar que o rejeito depositado sobre o solo natural possui elevadas frações de silte e areia. É importante ressaltar, todavia, que a avaliação metodológica da permeabilidade e fluxo de água sob a ótica da Engenharia Geotécnica difere daquela empregada sob o enfoque ambiental; assim, mesmo tendo sido verificado aumento da densidade natural do substrato, a verificação de aumento dos índices de permeabilidade no rejeito podem ser consideradas visões diferentes sobre a mesma matriz (solo como corpo natural que presta serviços ecológicos *versus* solo como base de sustentação para edificações e obras de engenharia).

O dano relacionado à alteração da estabilidade de encostas foi analisado a partir do Fator de Segurança obtido a partir de análises de estabilidade em seções selecionadas ao longo do Compartimento 1. Quando analisados os fatores de segurança obtidos para as seções ao longo do Compartimento 1, para solos coesivos, foram obtidos valores da ordem de 0,993 a 30,12. Para solos não coesivos, valores da ordem de 0,192 a 8,682. Como não existem dados de FS pretérito (linha base) do Compartimento 1, não foi possível uma comparação de resultados entre FS pré e pós desastre. Salienta-se que a superfície de ruptura não se dá nos locais em que o rejeito foi depositado, e sim, em cotas mais elevadas onde há somente a presença de solo natural.

O dano referente ao aumento dos processos erosivos pode causar a perda da camada fértil do solo e sua posterior desagregação, resultando no assoreamento de rios e lagos e fonte potencial de contaminação de águas superficiais. Esses fatores implicam diretamente na instabilidade de encostas, podendo ocorrer o soterramento de casas e plantações, além do comprometimento da potabilidade da água devido a turbidez causada pelos sedimentos em suspensão. O rejeito depositado sobre o solo natural possui elevada erodibilidade, uma vez que os ensaios de erosão classificaram o rejeito com moderada dispersibilidade.

2.3 DANOS À FLORA

As matas ripárias apresentam incontestável lista de importâncias ao ambiente, tais quais a proteção do solo frente às intempéries e auxílio da infiltração da água, formação de barreiras que impedem a chegada de poluentes até o curso d'água, manutenção da biodiversidade, estoque de nutrientes no solo, entre outros (VOGEL et al., 2009). Além do ambiente predominantemente terrestre em que se encontra, a vegetação ribeirinha mantém estreitos laços com o próprio ambiente aquático próximo a ela, como o fornecimento direto pelas copas das árvores de frutos, sementes e flores, usados como alimento pelos peixes, sombreamento, manutenção da temperatura da água e a proteção do corpo hídrico contra o assoreamento das margens e do solo do entorno (NUNES & PINTO, 2007).

A lama de rejeitos oriunda da barragem de Fundão removeu e danificou a vegetação presente no rio Doce e em suas margens. O primeiro e mais incisivo dano foi a supressão dos indivíduos que se encontravam no trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. A força mecânica da onda retirou desde árvores de grande porte até o banco de sementes presente no solo da área atingida.

A lei 12.651/12 prevê a proteção da vegetação ribeirinha na forma de Áreas de Preservação Permanente. Além disso, as formações florestais do Bioma Mata Atlântica são resguardadas pela lei 11.428/06, que rege especificamente sobre este bioma, dada sua fragmentação, fragilidade e importância.

O rejeito percorreu e se depositou em locais ocupados pela vegetação nativa arbórea, como nos fragmentos florestais, e também não arbórea, como nos campos rupestres e regiões de várzea. Em locais com cota de relevo mais alta a força da lama não foi capaz de abater os indivíduos mais resistentes, mas adentrou a mata e se depositou no solo, afetando o sub-bosque e o banco de sementes e acarretando posteriormente na morte das árvores. Além disso, as ações emergenciais causaram adicionais supressões de vegetação nativa em áreas de reassentamentos e obras emergenciais, bem como aumento e introdução de espécies exóticas utilizadas nas ações de restauração.

Este capítulo apresenta a qualificação e quantificação destes danos sobre a flora terrestre ao longo do rio Doce.

2.3.1 METODOLOGIA

Para avaliar os danos à flora, foram utilizadas as quatro classes de vegetação nativa previamente mapeadas: Mata Nativa, Vegetação Secundária Inicial, Campos Rupestres e Várzeas. Dentro das classes, os grupos botânicos foram separados de acordo com as suas características, com a finalidade de contemplar o maior número possível de grupos e espécies afetadas. Desta forma, foram avaliados o estrato arbóreo, regeneração natural, epífitas, lianas, herbáceas e banco de sementes, plântulas e serrapilheira.

A avaliação da perda geral de vegetação se deu por meio da comparação dos mapeamentos entre os períodos pré e pós-desastre, que demonstrou a supressão da vegetação e a perda da cobertura do solo. Através destas ações determinou-se as quantidades de perda em área. É importante pontuar que foram consideradas duas áreas: aquelas onde houve supressão mecânica de vegetação nativa e aquelas onde a lama adentrou a floresta e se depositou no solo. Neste último caso houve mortalidade tardia dos indivíduos arbóreos e alteração das plantas do sub-bosque, do banco de sementes e plântulas.

A fim de obter o volume de recursos perdidos, bem como informações sobre a biodiversidade, foram executados levantamentos florísticos, fitossociológicos e inventário florestal. As unidades amostrais foram instaladas em locais saudáveis, onde a lama não alcançou, com o objetivo de entender quais grupos botânicos se faziam presentes nos locais de supressão, bem como a composição de espécies e a estimativa do volume de madeira. Posteriormente os resultados foram extrapolados para a área de vegetação nativa suprimida pela lama.

Para a classificação de gravidade do dano, a área suprimida foi o indicador prioritário. Quando não foi possível calcular esta área o indicador utilizado foi o número de espécies afetadas, conforme consta na Tabela 56 a seguir.

Tabela 56 – Escala de classificação dos danos à flora.

DANO	APLICAÇÃO	INDICADOR	ESCALA DO INDICADOR	GRAVIDADE
Danos à flora	Compartimentos 1, 2 e 3	Tamanho da área afetada / Número de espécies afetadas	Maior que 500 hectares ou Mais de 200 espécies afetadas	Gravíssimo
			De 50 a 500 hectares ou entre 50 e 200 espécies afetadas	Grave
			Até 50 hectares ou menos de 50 espécies afetadas	Pouco grave

2.3.1.1 Mapeamento da área de supressão de vegetação nativa ciliar

Para calcular a perda de vegetação nativa na área de passagem e deposição da lama foi seguida a metodologia descrita no 1º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018d). Desta forma, todas as áreas que no período pré-desastre foram incluídas dentro das quatro classes de vegetação nativa e no período pós-desastre foram atingidas pela APDL, foram contabilizadas como perda da vegetação nativa ciliar.

Além disso, foram utilizadas duas outras técnicas para avaliar perdas que pudessem passar despercebidas na primeira metodologia. A primeira delas foi a medição de cotas, especialmente nos locais com cobertura florestal onde a lama passou e se depositou, mas não suprimiu a vegetação arbórea (conforme capítulo 6.3 do TOMO I – Contextualização). A segunda técnica foi a análise de imagens com auxílio de NDVI.

O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) é uma aplicação dos processos de realce por meio de operações matemáticas entre bandas de sensores satelitários. Segundo Shimabukuro (1998), o NDVI é muito utilizado na estimativa de biomassa, na estimativa de cobertura vegetal e na detecção de mudanças de padrão de uso e cobertura da terra.

A partir do NDVI é possível determinar a densidade de fitomassa foliar fotossinteticamente ativa por unidade de área (quanto maior este índice de vegetação, mais densa é a fitomassa verde). De acordo com Novo (1989), à medida que aumenta a quantidade de vegetação verde, aumenta a reflexão na banda do infravermelho próximo e diminui a reflexão na banda do vermelho fazendo com que o aumento da razão seja potencializado, realçando assim a vegetação.

Dessa forma, Jensen (1996) descreve para o cálculo do NDVI a seguinte equação:

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$$

Em que:

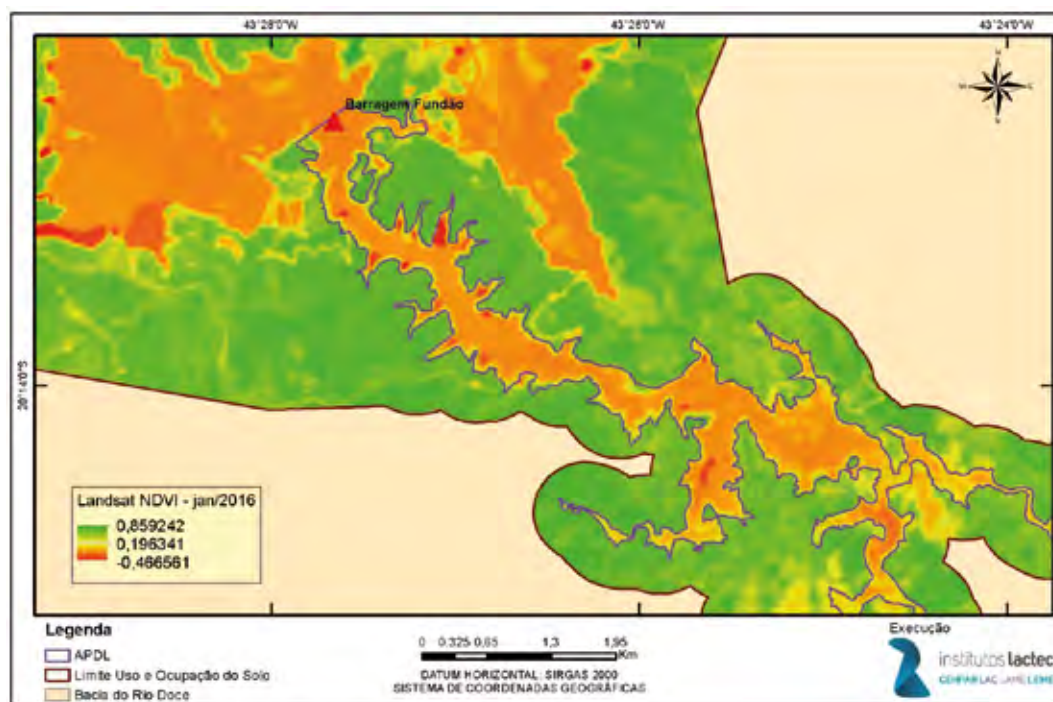
NDVI é o índice de Vegetação por Diferença Normalizada; NIR é a refletância no comprimento de onda correspondente ao Infra-Vermelho Próximo (0,76 a 0,90 µm); e R é a refletância no comprimento de onda correspondente ao Vermelho (0,63 a 0,69µm).

A vegetação é caracterizada, assim, por uma intensa absorção devido à clorofila na região do vermelho ($0,63 - 0,69 \mu\text{m}$) e por uma intensa energia refletida na região do infravermelho próximo ($0,76 - 0,90 \mu\text{m}$) causada pela estrutura celular das folhas. Se o objetivo central é gerar o NDVI da imagem selecionada, só é necessário utilizar as bandas 3 e 4 da imagem, as quais atuam no comprimento de onda que correspondente a região do visível vermelho e ao infravermelho próximo.

Os valores do NDVI oscilam de -1 a +1. Quanto mais próximo de 1, maior a densidade da cobertura vegetal, ou seja, ela apresenta-se em seu estágio denso, úmida e bem desenvolvida. A água tem refletância na banda 3 maior do que na banda 4, portanto, apresenta valores negativos, próximos a -1, no NDVI. As nuvens refletem de forma semelhante no visível e no infravermelho próximo, portanto, espera-se que o valor do pixel seja bem próximo de zero. O solo nu sem vegetação, ou com vegetação rala e esparsa, apresenta valores positivos, mas não muito elevados.

O cálculo do NDVI gera uma imagem em tons de cinza, onde as áreas mais claras representam a vegetação e as mais escuras o solo exposto, rios, etc. No entanto, é usual a visualização de imagens NDVI numa escala de cores que varia do vermelho ao verde. Neste caso, o vermelho simboliza os locais sem vegetação e o verde equivale às áreas com vegetação (Figura 152).

Figura 152 – Exemplo de imagem NDVI



Para a análise da variação temporal do NDVI no Compartimento 1, trecho que vai da barragem de Fundão até a UHE Risoleta Neves, foram selecionados e extraídos os valores (NDVI) de 220 pontos, os quais estão situados entre o polígono da supressão da vegetação e o polígono da APDL (área de passagem e deposição da lama), em áreas de vegetação nativa. Além disso, os pontos foram selecionados em áreas onde não existiam nuvens, em nenhum período das imagens, e também em locais onde a área entre a APDL e o polígono de supressão da vegetação fosse maior que 15 metros (tamanho do pixel da imagem Landsat), para que possibilitasse a coleta de valores NDVI somente na área de interesse,

evitando assim interferência nos dados. Na Figura 154 é possível observar que os pontos estão apenas em pixels “inteiros” situados entre a APDL e o polígono de supressão da vegetação.

Na Figura 153 segue apresentada a distribuição destes pontos ao longo do Compartimento 1 e na Figura 154 e Figura 155 pode-se observar exemplo de alguns pontos coletados.

Figura 153 – Distribuição dos pontos ao longo do Compartimento 1.



Figura 154 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 1.

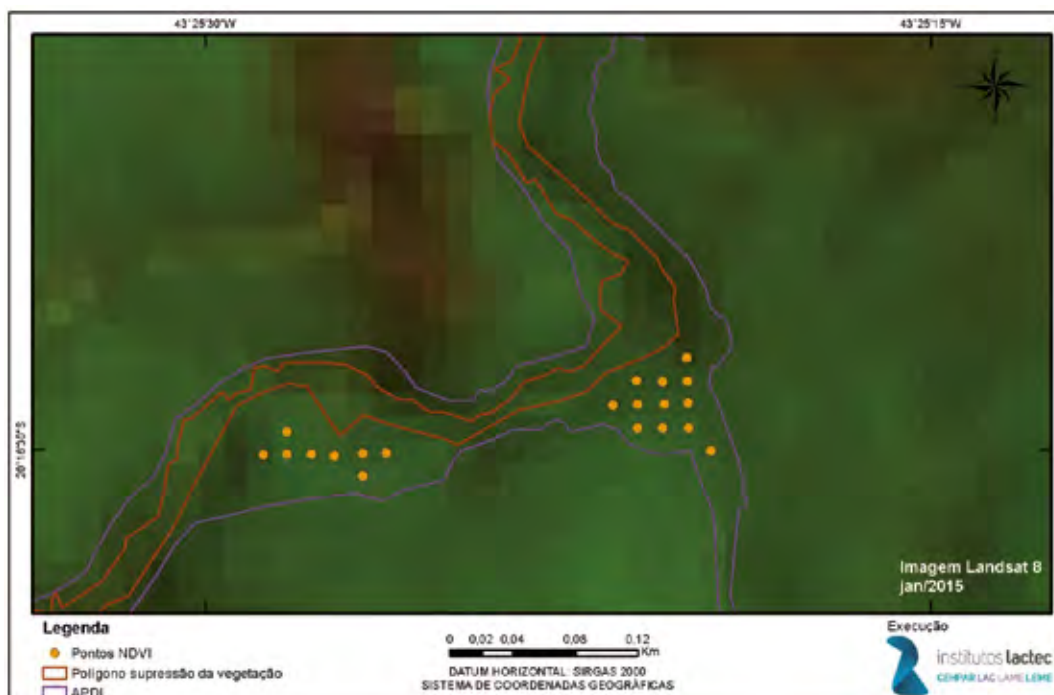
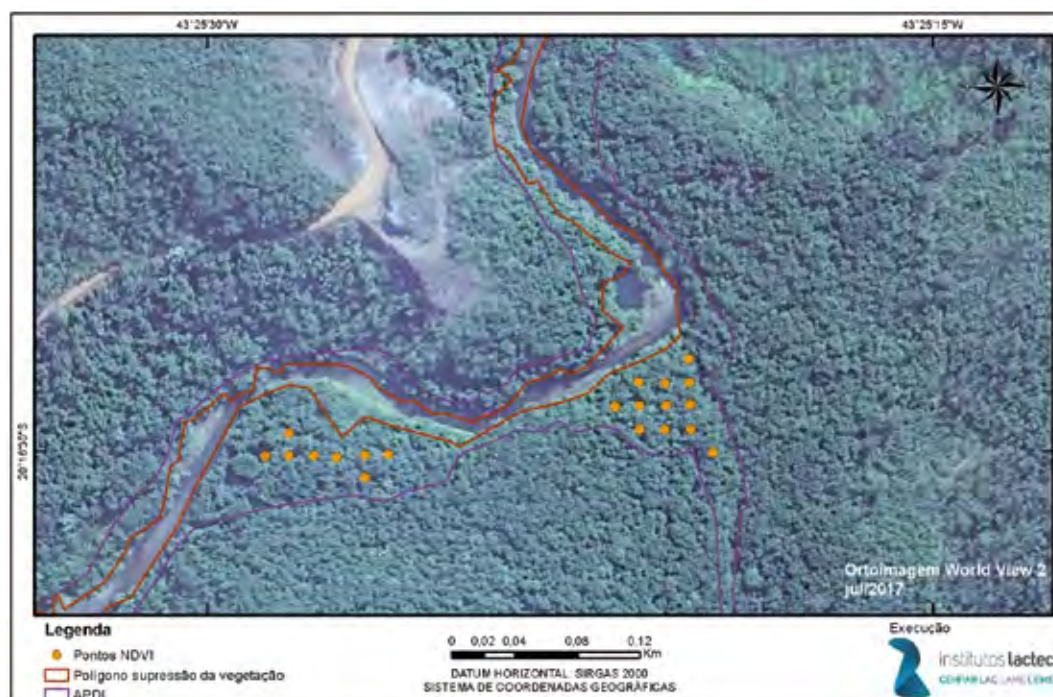


Figura 155 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 1.



A coleta dos pontos no Compartimento 2, se deu de duas maneiras diferentes. No trecho situado entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari, aqui denominado Compartimento 2-A, foram coletados 93 pontos localizados em áreas de vegetação nativa, dentro da APDL. A Figura 156 mostra os pontos ao longo do Compartimento 2-A, e nas Figura 157 e Figura 158 são apresentados alguns pontos coletados neste compartimento.

Figura 156 – Distribuição dos pontos ao longo do Compartimento 2-A.

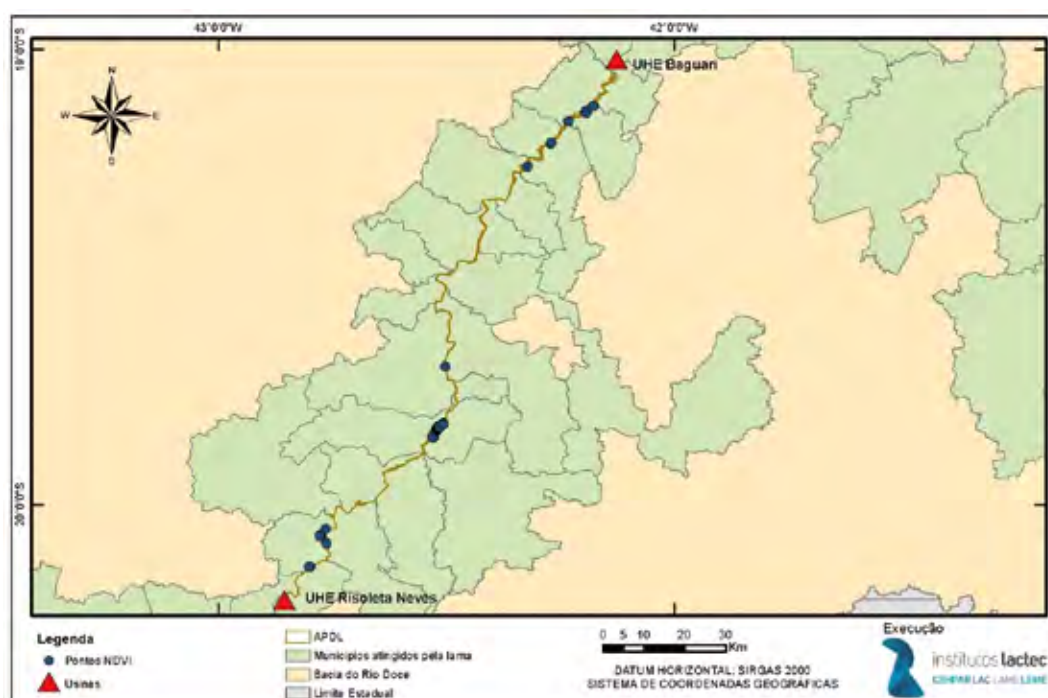


Figura 157 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 2-A.

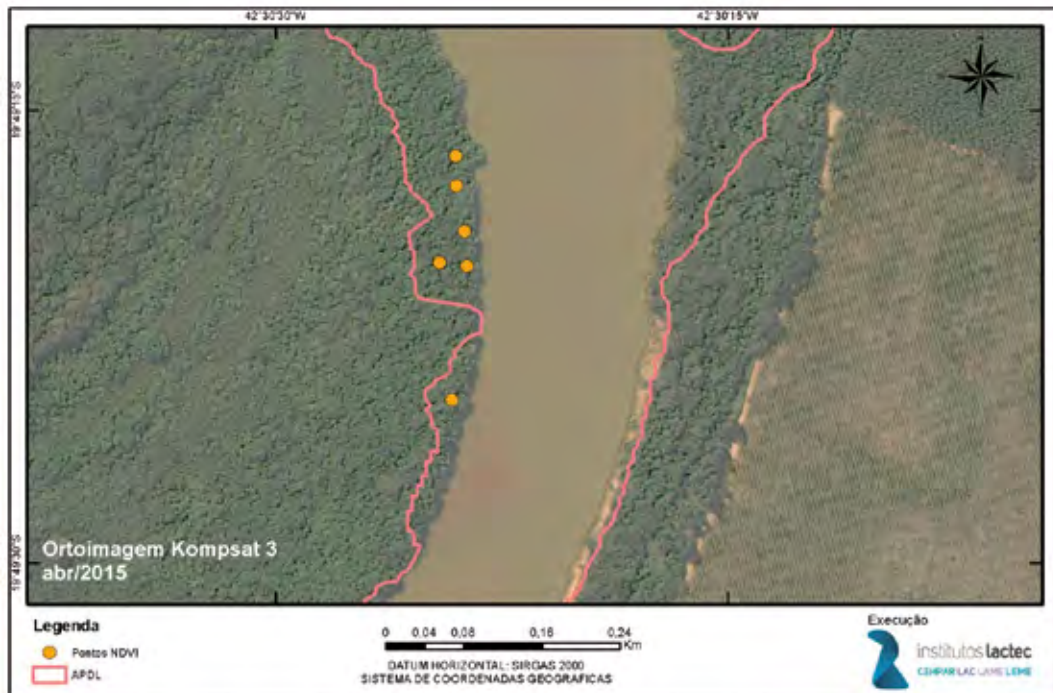
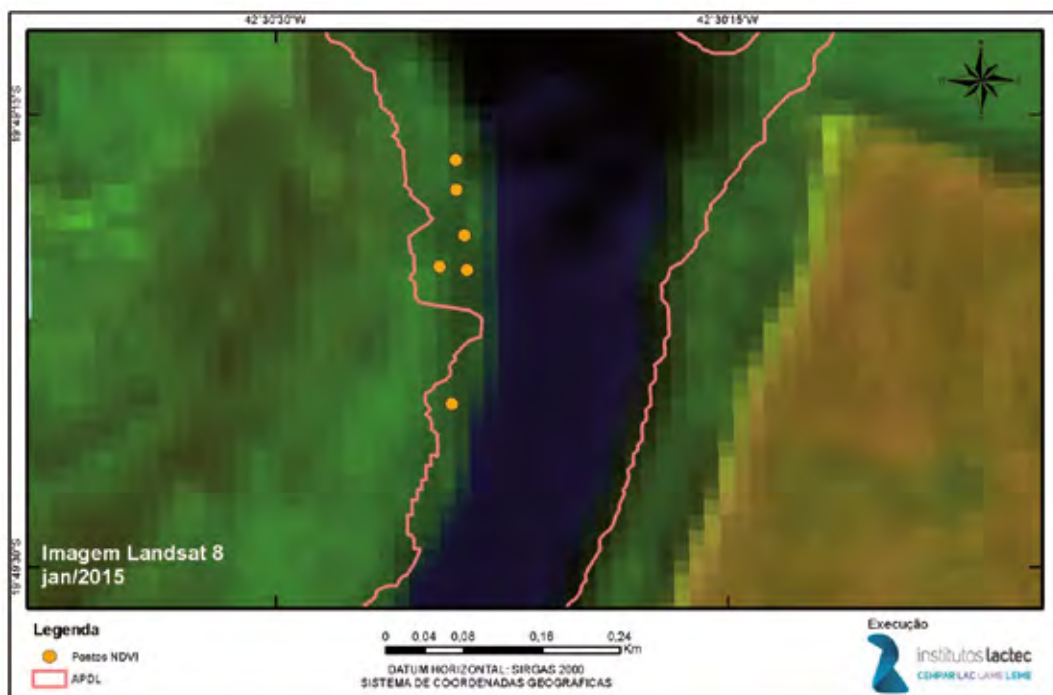


Figura 158 – Exemplo de pontos coletados no Compartimento 2-A.



No restante do Compartimento 2, situado entre a UHE Baguari e a UHE Mascarenhas, aqui denominado Compartimento 2-B e no Compartimento 3, que compreende o trecho entre a UHE Mascarenhas e a foz do rio Doce no Estado do Espírito Santo, foram coletados 12 pontos, localizados em áreas de vegetação nativa próximas ao rio, uma vez que a APDL nestes trechos, limitou-se à calha do rio. A Figura 159 mostra os pontos NDVI coletados ao longo do dos Compartimentos 2-B e 3 e as Figura 160 e Figura 161 mostram alguns pontos coletados neste trecho.

Figura 159 – Distribuição dos pontos ao longo dos Compartimentos 2-B e 3.

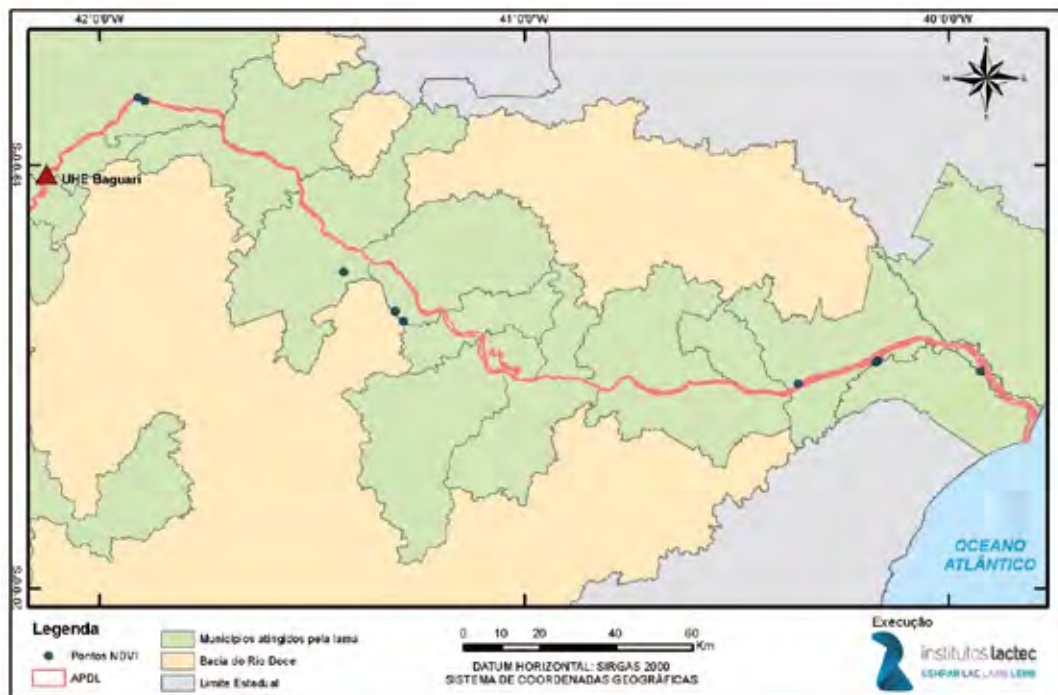


Figura 160 – Exemplo de pontos coletados nos Compartimentos 2-B e 3.

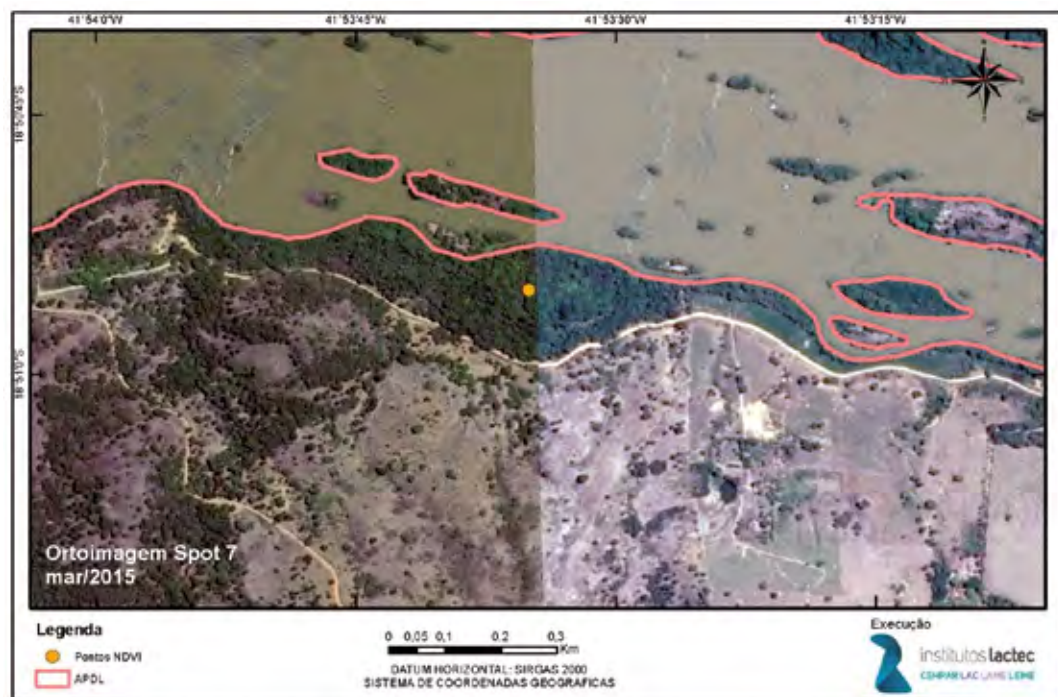
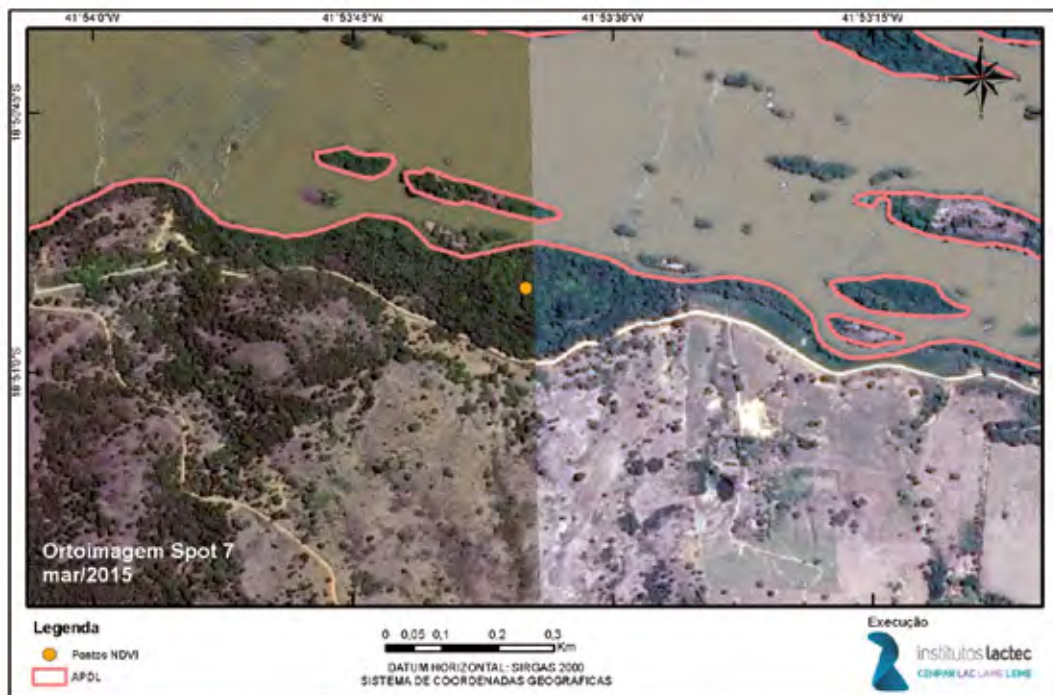


Figura 161 – Exemplo de pontos coletados nos Compartimentos 2-B e 3.



2.3.1.2 Mapeamento de áreas de supressão de vegetação nativa pela implantação de infraestrutura

Como insumos para a identificação e delimitação das áreas de supressão de vegetação e áreas de empréstimo (obras emergenciais), foram utilizadas as ortofotografias disponibilizadas pela Fundação Renova referentes aos períodos pré e pós-desastre, mapeamento de uso e ocupação do solo referentes ao período pré e pós-desastre, elaborados pelo Lactec, além das poligonais de reassentamento e da Fazenda Floresta.

O software utilizado para visualização, integração, análise das imagens raster, vetorização dos polígonos, consistência topológica, geração de APP's e cálculo de áreas, foi o ArcMap 10.6.

As ortofotografias orbitais disponibilizadas pela Fundação Renova, estão classificadas em 5 grupos, conforme a descrição a seguir:

- T0: imagens pré-desastre, relativas ao período de 21/01/2015 a 05/11/2015;
- T1: imagens pós-desastre, no período de 06/11/2015 e 08/01/2016;
- T2: imagens pós-desastre, relativas ao período de 05/02/2016 e 10/03/2016;
- T4: imagens pós-desastre, relativas ao período de 08/01/2017 e 01/04/2017;
- T5: imagens pós-desastre, relativas a 31/04/2017.

Estas ortofotografias estão referenciadas ao datum SIRGAS 2000 e ao sistema de projeção UTM, fusos 23 e 24 sul.

O mapeamento de uso e ocupação do solo na escala 1:20.000, foi elaborado pelo Lactec, e refere-se aos períodos pré e pós-desastre, compreendendo o trecho das cabeceiras do rio Doce e entorno, desde a barragem de Fundão, no município de Mariana em Minas Gerais, até a foz do rio Doce, em Regência no Estado do Espírito Santo.

As poligonais relativas aos reassentamentos foram disponibilizadas pela Fundação Renova e cedidas pela Ramboll e referem-se as áreas de Nova Bento Rodrigues (Mariana – MG), Nova Gesteira (Barra Longa –MG) e Nova Paracatu de Baixo (Mariana – MG).

O limite da Fazenda Floresta (Rio Doce – MG), foi obtido junto ao Cadastro Ambiental Rural – CAR, disponibilizado para Consulta Pública, acessados em 03/07/2018 e cedido pela Ramboll.

Para o mapeamento dos polígonos das áreas de supressão de vegetação e áreas de empréstimo (obras emergenciais) tais como: abertura de acessos, contenção e/ou mitigação do desastre e disposição de rejeitos, adotou-se a técnica de vetorização digital através da fotointerpretação das ortoimagens orbitais referentes aos períodos pós-desastre (T4 e T5).

Com a finalidade de localizar estas alterações no uso do solo nas regiões adjacentes à área de passagem e deposição da lama - APDL, foi realizada a comparação entre as ortoimagens nos momentos pré e pós desastre. Na Figura 162 é apresentado um exemplo de alteração detectada na ortoimagem pós-desastre T5 e na Figura 163 pode ser observada a mesma área, porém ainda sem a alteração na ortoimagem pós-desastre T2.

Figura 162 – Exemplo de vetorização de polígono relativo à obra emergencial.

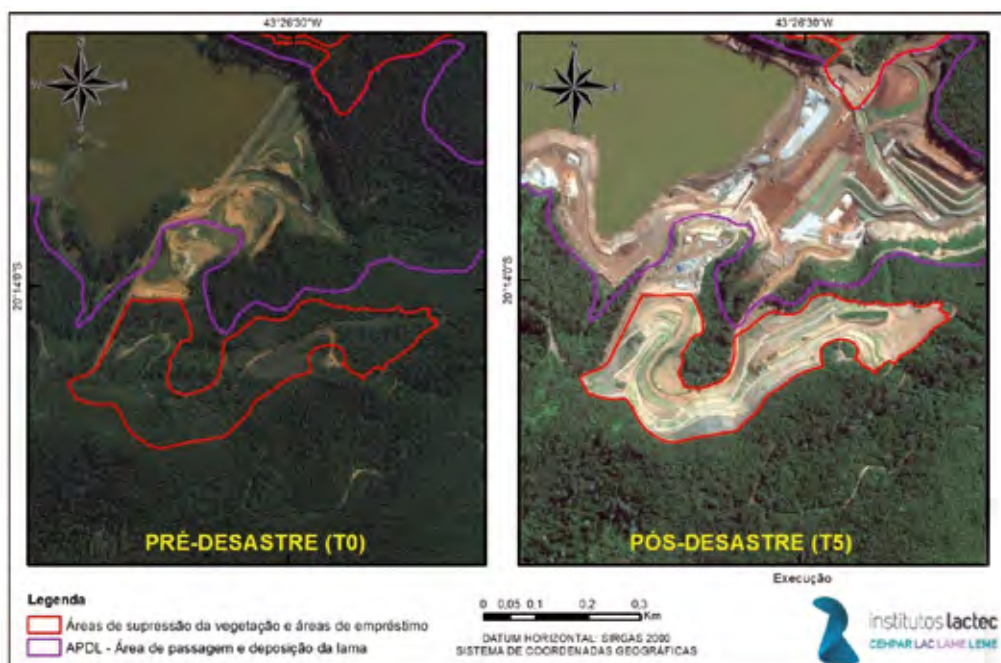
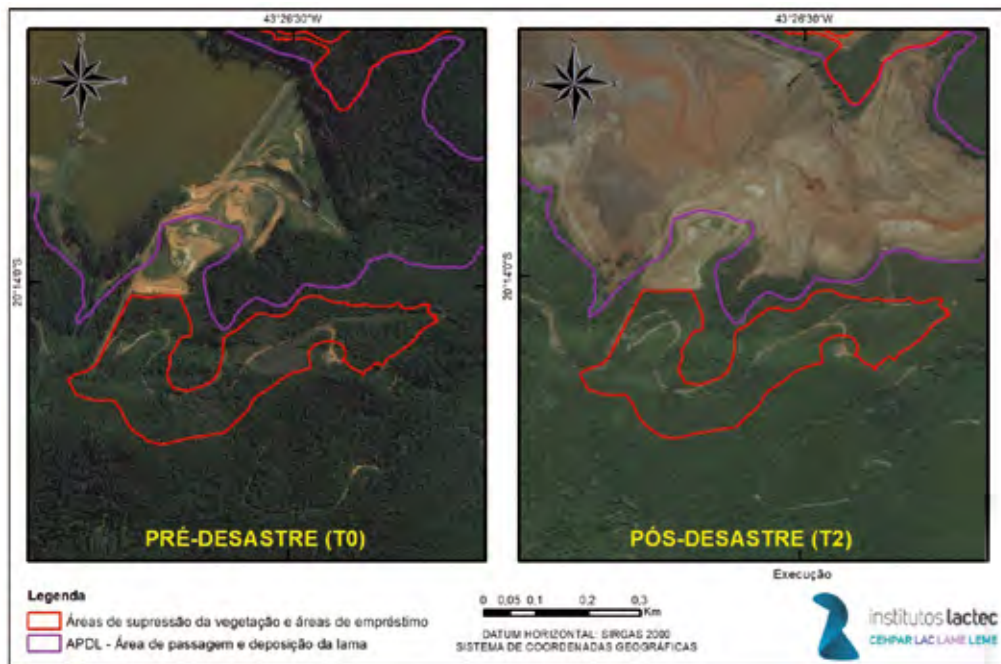


Figura 163 – Comparação entre ortoimagens (T0) e pós-desastre (T2), ainda sem alteração no uso do solo.



Para as áreas relativas à Fazenda Floresta e aos reassentamentos, foram consideradas as poligonais recebidas, portanto não houve vetorização.

A obra emergencial relativa à construção do barramento no rio Pequeno, próximo a lagoa de Juparanã, em Linhares – ES e o aterro projetado para disposição de rejeitos localizado na Fazenda Vista Alegre, embora não sejam adjacentes à APDL, foram vetorizados e estão sendo considerados nos cálculos.

2.3.1.3 Inventário florestal e regeneração natural

O inventário florestal foi executado de forma sistemática em remanescentes de Mata Atlântica ao longo das margens afetadas nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, no sentido do curso da lama. A primeira etapa deste serviço contemplou os municípios de Mariana, Barra Longa, Ponte Nova, Santa Cruz do Escalvado e Rio Doce, onde se realizou um esforço amostral de 18 parcelas de 2.500m² cada. A amostragem de forma sistemática permite mapear a população e contemplar toda a área estudada, pois as unidades amostrais são distribuídas de forma regular ao longo da área (SCOLFORO, 1997).

A amostragem sistemática proposta para o diagnóstico florestal do rio Doce estende-se até a foz, perfazendo um total de 105 parcelas permanentes, sendo 18 destas no Compartimento 1 (Figura 164). As coordenadas da malha amostral completa deste levantamento encontra-se no Apêndice O.

Figura 164 – Distribuição dos pontos de amostragem do inventário florestal ao longo do Rio Doce.



A distância planejada entre cada uma das parcelas instaladas foi de 4,65 km, no entanto devido à ausência de vegetação em certos trechos a distância variou, mas a característica sistemática da amostragem foi mantida. Apesar de abranger o curso de todo o rio, para a avaliação específica dos danos à flora foram utilizadas somente as dezoito parcelas iniciais, pois são as unidades amostrais que se encontram no Compartimento 1 e que fornecem dados fiéis às características da vegetação efetivamente suprimida.

Todas as 18 parcelas foram instaladas com características de parcela permanente com 100 m de comprimento e 25 m de largura, num ângulo retângulo, ou 2.500 m² de área. Isso totalizou uma área inventariada de 45.000 m² de Mata Atlântica. Os vértices das 18 parcelas foram estaqueados a fim de delimitar a área amostrada.

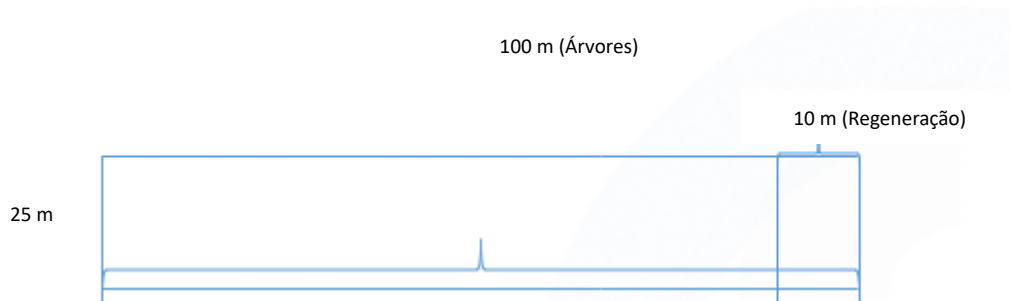
No momento da instalação priorizou-se a máxima aproximação dos rios afetados. O ideal seria que as parcelas fossem instaladas numa posição paralela ao curso do rio, todavia, situações adversas como as formas dos fragmentos, a ausência de vegetação, a excessiva inclinação, os limites e divisas das propriedades autorizadas e algumas vezes a presença de animais como abelhas e vespas conduziram as parcelas para as posições que foram lançadas.

A fim de ter o máximo de precisão na delimitação de 2.500 m² de mata a inventariar utilizou-se barbante de algodão em todos os lados da parcela para esse fim.

Para a instalação das subparcelas de regeneração foi dada duas opções, ou no início, ou no final da parcela de árvores. Priorizou-se a situação que representava melhor a área da parcela inventariada. Quando houve empate, optou-se pela mais próxima ao curso d'água. Toda subparcela teve uma dimensão de 250 m². Para tanto aproveitou-se o começo ou o final de cada uma das parcelas já instaladas e

devidamente delimitadas, e mediu-se 10m de cada lado, ligando os lados com uma trena ou barbante disponível para fechar a subparcela (Figura 165).

Figura 165 – Forma e dimensões das parcelas permanentes instaladas.



Para instalar as parcelas permanentes foram utilizados equipamentos de campo como GPSMAP 62s da Garmin com a inclusão de imagens Birdseye™ em cada um dos equipamentos, hipsômetro e clinômetro Haglöff, trena laser Bosch GLM 50 m, trenas de 50 m e cruzetas de madeira fabricadas sob medida. Balizas e estacas foram feitas para auxiliar na delimitação alinhada das parcelas.

Dentro de cada parcela instalada foram medidas todas as árvores com CAP (circunferência à altura do peito) $\geq 15,7$ cm a 1,30 m de altura do solo, ou DAP (diâmetro à altura do peito) $\geq 5,0$ cm a 1,30 m de altura do solo. Todas as árvores foram devidamente plaqueadas à altura de medição (Figura 166).

Dentro das subparcelas de regeneração natural, indivíduos com altura menor do que 2,0 m não foram considerados. Dividiu-se os restantes em duas classes de altura: Classe 1 ($\geq 2,0$ m e $\leq 4,0$ m), que representa uma planta que sai de uma categoria de “muda” e apresenta um aspecto de vigor consolidado e Classe 2 ($\geq 4,0$ m), planta que já está tomando forma de uma árvore jovem adulta e apresentando suas características ecológicas específicas.

Figura 166 – Aferição de CAP e plaqueamento dos indivíduos



A altura (HT) foi medida através do método de comparação. Ao iniciar a parcela, se estende uma vara telescópica até o máximo (aproximadamente 10m para o equipamento de campo utilizado) e faz-se a comparação do indivíduo que está sendo medido com a vara e entre os outros indivíduos. Dependendo do lugar, se o medidor tiver dúvidas e insegurança repete-se esse procedimento para obter maior precisão. A HT é uma importante medida a ser tomada pois, entre outras funções, define a posição fitossociológica da árvore, do indivíduo e da espécie que se encontra dentro da comunidade arbórea avaliada. Esta medida serve também como referência para determinar o estágio sucessional

da floresta. Além disso, a maioria das equações desenvolvidas para estimar o volume leva em consideração a altura.

A etapa de identificação botânica é realizada, na maioria das vezes, concomitantemente às medições de CAP e HT. Ao final das medições procura-se retornar às árvores não identificadas, ação viabilizada devido ao número que cada uma é plaqueada. Coleta-se a exsicata, dando sempre preferência a ramos com frutos e, ou flores. Este tipo de situação é exceção, pois no dia a dia a maioria dos ramos são coletados estéreis, sem o sistema reprodutivo, o que torna a identificação ainda mais complexa (Figura 167).

Figura 167 – Aferição de altura e coleta de material botânico fértil.



A identificação das espécies do inventário florestal conta com o auxílio de dois importantes herbários e profissionais destas para auxiliar e confirmar a identificação de espécies, sendo eles o Herbário Dendrológico Jeanine Felfili (HDJF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri e o Herbário Montes Claros Minas Gerais (MCMG) da Universidade Estadual de Montes Claros. Em paralelo, com a finalidade de identificar de forma precisa as espécies arbóreas, realizou-se uma exaustiva consulta ao site do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, onde dezenas de herbários nacionais e internacionais de renome disponibilizam em conjunto a grande maioria das espécies da flora brasileira. De forma construtiva todas as exsicatas instantes antes de serem prensadas foram fotografadas, pois caso a exsicata venha a se danificar por qualquer razão, o registro do ramo foi realizado e armazenado (Figura 168).

Figura 168 – Preparação das amostras para envio ao herbário.



2.3.1.4 Vegetação não arbórea

A diversidade de tipologias vegetacionais existentes na área de estudo, condicionadas por um conjunto bastante amplo de condições ecológicas regionais e usos econômicos e culturais, permite o desenvolvimento e a manifestação de numerosas formas de vida.

Nesta etapa foram avaliados os elementos não arbóreos que compõem os ambientes de fisionomia florestal (espécies herbáceas e subarbustivas, trepadeiras herbáceas e lenhosas, plântulas de espécies arbóreas, epífitas, a serapilheira e as sementes depositadas sobre a serapilheira e sobre o solo) e todos os componentes estruturais de ambientes de fisionomia não florestal, aqui representados pelos campos rupestres, pela vegetação de várzea e pela vegetação das capoeirinhas (vegetação secundária inicial).

O número e a distribuição dos pontos de amostragem foram definidos a partir da abrangência de cada uma das classes de uso e ocupação do solo consideradas no diagnóstico e a partir das características ecológicas de cada grupo biológico. A classificação do uso e ocupação do solo foi confeccionada remotamente pelo Lactec, considerando um *buffer* de 500 m a partir das margens dos rios onde houve a passagem dos rejeitos de minério de ferro (rio Gualaxo do Norte, rio do Carmo e rio Doce), desde o local de rompimento da barragem de Fundão até a foz do rio Doce. Duas Unidades de Conservação de proteção integral (Parque Estadual do Rio Doce e o Parque Estadual dos Sete Salões) foram integralmente incluídas, adicionando-se aos 500 m do limite originalmente estabelecido.

Uma vez definido o número de pontos de amostragem por grupo biológico, buscou-se estabelecer a localização de cada um destes. Os dois critérios primários para a determinação da localização dos pontos de amostragem foram:

- a) Para grupos biológicos terrestres, os pontos de amostragem foram estabelecidos sobre áreas não afetadas diretamente pela passagem da lama, porém em áreas imediatamente adjacentes aos cursos onde houve tal dano. O argumento para essa definição metodológica foi a intenção de se amostrar áreas semelhantes às aquelas danificadas pela passagem da lama e assim construir uma linha de base para determinar a perda de biodiversidade ocasionada pelo desastre. Para os grupos biológicos de ambientes aquáticos (macrófitas e reófitas) que foram danificados diretamente pela passagem da lama, além das calhas dos rios afetados foram também amostradas áreas onde não houve dano direto da lama, em alguns casos fora do *buffer* de 500 m. Para esses grupos, é possível uma comparação de áreas afetadas e não afetadas. A análise destes grupos encontra-se no TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais.
- b) Concentração da amostragem entre as áreas próximas à barragem de Fundão e a barragem da UHE Risoleta Neves (região mais danificada pelo desastre), área denominada no contexto deste diagnóstico como Compartimento 1. Exceção a este critério foi a localização dos pontos de amostragem dos ambientes de várzea, que não puderam ser concentrados no Compartimento 1 pela ausência de áreas não danificadas pela passagem da lama.

Em campo, para o estabelecimento definitivo dos pontos de amostragem, foram considerados critérios secundários como: i) possibilidade de acesso aos locais dos pontos de amostragem pré-determinados; ii) correspondência entre a realidade local e a classe de uso e ocupação do solo pré-definida remotamente; iii) bom estado de conservação dos ambientes naturais e; iv) tamanho dos fragmentos permitindo a aplicação do desenho amostral.

Para o diagnóstico, foram levantadas informações primárias em 806 pontos de amostragem ao longo de toda a área de estudo, sendo que 332 pontos foram concentrados na região do Compartimento 1 (Tabela 57). Nesses pontos, dependendo de cada grupo biológico, foram amostradas subparcelas denominadas unidades amostrais. O número de unidades amostrais foi condicionado ao método de amostragem particular de cada grupo biológico. A malha amostral completa da vegetação não arbórea encontra-se no Apêndice P.

Tabela 57 – Número de pontos e unidades amostrais para cada grupo biológico em cada compartimento, e sua respectiva classe de uso e ocupação do solo.

Classe de Uso e Ocupação do Solo	Grupo Biológico	Pontos de amostragem		Unidades amostrais	
		AT	C1	AT	C1
Campos Rupestres	Campos rupestres	50	30	500	300
Mata Nativa	Herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal	72	40	710*	390*
Mata Nativa	Epífitas	120	40	120	40
Mata Nativa	Trepadeiras herbáceas e lenhosas	120	40	120	40
Mata Nativa	Banco de sementes da serapilheira	100	40	300	120
Mata Nativa	Banco de sementes do solo	100	40	300	120
Mata Nativa	Banco de plântulas	100	40	300	120
Mata Nativa	Serapilheira acumulada	100	40	300	120
Secundária	Vegetação secundária inicial	44	22	440	220
TOTAL		806	332	2380	1080

C1 = Compartimento 1, da barragem de Fundão até a UHE Risoleta Neves; AT = área total, de Mariana/MG até Regência/ES. *Para os grupos Vegetação reofítica e Herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal houve dificuldades na coleta de dados quantitativos em alguns pontos de amostragem e, para esses pontos, foi realizada apenas amostragem florística.

As dimensões das unidades amostrais por grupo biológico e o total de área amostrada são apresentados na Tabela 58.

Tabela 58 – Dimensões das unidades amostrais por grupo biológico de estudo e áreas amostrais totais.

Grupo biológico	Unidades Amostrais (U.A.)	Dimensões das U.A.	Área Total por U.A. (m ²)	ÁreaTotalAmostrada (m ²)
Campos Rupestres	500	1 x 1 m	2	1.000
Herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal	710	2 x 2 m	4	2.840
Epífitas	120	-	-	-
Trepadeiras herbáceas e lenhosas	120	5 x 10 m	50	6.000
Banco de sementes da serapilheira	300	0,25 x 0,25 m	0.0625	18,75
Banco de sementes do solo	300	0,25 x 0,25 m	0.0625	18,75
Banco de plântulas	300	2 x 0,50 m	3	900
Serapilheira acumulada	300	0,25 x 0,25 m	0.0625	18,75
Vegetação secundária inicial	440	1 x 1m	1	440

Para a coleta de dados em campo foram utilizadas metodologias distintas, de acordo com cada grupo estudado, conforme disposto a seguir:

2.3.1.4.1 *Epífitas*

Para esse grupo biológico, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Mata Nativa”, totalizando 120 pontos de amostragem (Figura 169).

Na amostragem quantitativa das plantas epífitas não houve instalação de parcelas, logo a unidade amostral é o forófito. Em cada ponto de amostragem, foram selecionados de 1 a 5 forófitos para avaliação do número de indivíduos e da dominância.

Para determinar o que foi ou não considerado como indivíduo utilizou-se a separação visual e mecânica. Por exemplo, no caso de haver continuidade física visualmente perceptível do espécime, este foi considerado como indivíduo único. Em caso contrário, se não houve continuidade física entre os espécimes, foram considerados indivíduos independentes. Foi estabelecido um número máximo de 100 indivíduos de cada espécie por forófito, para evitar superestimativas, já que a separação do que é um ou mais indivíduos nem sempre é clara.

A dominância é um parâmetro que leva em consideração tanto o número de indivíduos, como o tamanho deles, de acordo com Kersten & Waechter (2011). As notas utilizadas foram as seguintes: 1 – poucos indivíduos, isolados e de pequeno porte; 3 – agrupamentos de indivíduos de pequeno porte ou poucos indivíduos de médio porte; 5 – agrupamentos de indivíduos de médio porte ou poucos indivíduos de grande porte; 10 – agrupamentos de indivíduos de grande porte.

Figura 169 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de epífitas ao longo da bacia do rio Doce.



Complementarmente foi realizado o levantamento florístico, que se baseia na inspeção minuciosa em busca de forófitos com indivíduos epífitos sobre eles instalados (Figura 170). O período limite para cada ponto de amostragem foi de duas horas e o raio de inspeção variou de ponto a ponto em função da densidade de indivíduos arbóreos e das dificuldades impostas pela topografia dos ambientes. A coleta das espécies foi feita manualmente (no caso das espécies ao alcance da mão), com a utilização de tesoura de poda alta ou mesmo, quando necessário e levando em consideração critérios de segurança, foram utilizados equipamentos e técnicas de acesso por corda para trabalho em altura (Figura 170). Nos casos de impossibilidade de coleta foi utilizada câmera fotográfica com zoom de longo alcance para a observação das espécies.

Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelão sendo borrifadas com álcool ainda *in loco*. Para todos os pontos de amostragem foram obtidas as coordenadas geográficas. Os dados obtidos em campo foram: número de espécies, número de indivíduos por espécie, dominância das espécies por forófito.

Figura 170 – Metodologia de amostragem e coleta de plantas epífitas nas parcelas (forófitos) amostradas ao longo da bacia do rio Doce.



2.3.1.4.2 *Herbáceas e Subarbustivas de Sub-Bosques Florestais*

Para esse grupo a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Mata Nativa”, totalizando 72 pontos de amostragem. A distribuição dos pontos de amostragem é apresentada na Figura 171.

Em cada ponto de amostragem foi instalado um transecto de 100 metros seguindo a curva de nível do terreno, desviando apenas de eventuais obstáculos, tais como afloramentos rochosos intransponíveis ou áreas com a declividade muito acentuada. Nos transectos foram instaladas a cada 10 metros, parcelas de 2 x 2 m (40 m² de área amostral por ponto de amostragem), alternando-se entre o lado esquerdo e direito visando uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação. A parcela foi instalada em campo com uso de dois metros de carpintaria dispostos de maneira cruzada (Figura 172).

Todas as plantas herbáceas e/ou subarbustivas que estivessem dentro das parcelas foram amostradas, as quais tiveram o número de indivíduos e a cobertura de cada espécie contabilizada. Para determinar o que foi ou não considerado como indivíduo utilizou-se a separação visual e mecânica. Por exemplo, no caso de haver continuidade física visualmente perceptível do espécime, este foi considerado como indivíduo único. Em caso contrário, se não houve continuidade física entre os espécimes, foram considerados indivíduos independentes. Foi estabelecido um número máximo de 50 indivíduos de cada espécie por parcela, para evitar superestimativas, já que a separação do que é um ou mais indivíduos nem sempre é clara. A medida de cobertura foi estimada em porcentagem que variou de 1% a 100% para cada espécie, sendo 100% a área total da parcela.

Figura 171 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosques florestais ao longo da bacia do rio Doce.



Paralelamente à instalação das parcelas e objetivando intensificar o esforço amostral, foram realizados levantamentos florísticos, onde, em cada ponto de amostragem e durante quinze minutos, a partir de caminhadas realizadas no interior e na borda da floresta, foram realizadas coletas de material fértil pertencentes a este grupo de plantas.

Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelão, sendo borrifadas com álcool ainda *in loco*. Para todos os pontos de amostragem e parcelas, foram obtidas as coordenadas geográficas. Os dados obtidos em campo foram: número de espécies, número de indivíduos por espécie, porcentagem de cobertura das espécies por parcela.

Figura 172 - Metodologia de amostragem e coleta de plantas herbáceas e subarbustivas de sub-bosques florestais ao longo da bacia do rio Doce.



2.3.1.4.3 *Trepadeira herbáceas e lenhosas*

Para esse grupo biológico, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Mata Nativa”, totalizando 120 pontos de amostragem, 40 destes localizados em área do Compartimento 1 (Figura 173). Em cada ponto de amostragem, foi estabelecida uma parcela retangular de 5 x 10 m (50 m²), demarcada com ajuda de duas fitas métricas dispostas perpendicularmente (Figura 174), para se obter dados de abundância das espécies trepadeiras herbáceas e lenhosas presentes.

Figura 173 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de trepadeiras herbáceas e lenhosas ao longo da bacia do rio Doce.



Figura 174 – Amostragem das trepadeiras herbáceas e lenhosas, com a instalação de parcelas de 5 x 10 m, demarcada com ajuda de duas fitas métricas dispostas perpendicularmente (esquerda) e secção transversal de uma trepadeira lenhosa amostrada (direita).



Em cada parcela, foi contabilizado o número de indivíduos de cada espécie, incluindo apenas os indivíduos com enraizamento dentro das parcelas (*sensu* GERWING et al., 2006, modificado por SCHNITZER et al., 2008). Ao menos um exemplar de cada espécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário, sempre se tomando o cuidado para coletar folhas e/ou amostras de caule para auxiliar na identificação. As coletas foram prensadas entre jornais e papelão in loco e, logo após as atividades em campo, foram passadas para uma prensa feita com jornais, papelão e alumínio corrugado.

Adicionalmente à coleta de dados nas parcelas, foi realizada a florística dos pontos amostrais, através do método do caminhamento, que consistiu na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil ou que não foram contempladas no levantamento da parcela, com o intuito de abranger ao máximo a riqueza específica local. Os dados obtidos em campo foram o número de espécies e número de indivíduos de cada espécie para cada ponto de amostragem.

2.3.1.4.4 Vegetação secundária inicial

Para esse grupo biológico, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Secundária”, totalizando 44 pontos de amostragem, sendo que 22 pontos de amostragem foram alocados no Compartimento 1 (Figura 175). Em cada ponto de amostragem, foi implantado um transecto de 100 m de comprimento, sendo orientado pela curva de nível do terreno. Nos transectos, foram amostradas a cada 10 m, parcelas de 1 x 1 m, alternando-se entre o lado esquerdo e direito visando uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação (Figura 176).

Figura 175 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de vegetação secundária inicial ao longo da bacia do rio Doce.



Figura 176 – Amostragem da vegetação nas áreas com Vegetação Secundária Inicial, com a instalação do transecto de 100 m (esquerda) e de parcelas de 1 x 1 m (direita). Detalhe para a inclusão de um indivíduo arbóreo na parcela amostral.



Para cada parcela, foram identificadas todas as espécies e quantificados todos os indivíduos. A cobertura vegetal de cada indivíduo dentro da parcela foi estimada em porcentagem que variou de 1% a 100% para cada espécie, sendo 100% a área total do gabarito de PVC utilizado para demarcar a área da parcela. Para determinar o que foi ou não considerado como indivíduo, utilizou-se a separação visual e mecânica. Por exemplo, no caso de haver continuidade física visualmente perceptível do espécime, este foi considerado como indivíduo único. Em caso contrário, se não houve continuidade física entre os espécimes, foram considerados indivíduos independentes. Foi estabelecido um número máximo de 50 indivíduos de cada espécie por parcela para evitar superestimativas, já que a separação do que é um ou mais indivíduos nem sempre é clara.

Adicionalmente à coleta de dados nas parcelas, foi realizada a florística dos pontos amostrais, que consiste na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil. Essa amostragem florística fora das parcelas visou complementar a lista florística dos locais amostrados. Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram prensadas entre jornais e papelões in loco e, logo após as atividades em campo, foram secas em estufa de campo. Para todos os pontos de amostragem e parcelas foram obtidas as coordenadas geográficas. Os dados obtidos em campo foram: número de espécies, número de indivíduos por espécie e cobertura das espécies por parcela.

2.3.1.4.5 *Campos rupestres*

Para esse grupo biológico, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Campo Rupestre”, totalizando 50 pontos de amostragem, dos quais 30 foram alocados dentro dos limites do Compartimento 1 (Figura 177). Em cada ponto de amostragem, foi implantado um transecto de 100 m de comprimento acompanhando a curva de nível do terreno. Nos transectos, foram instaladas parcelas de 1 x 1 m a cada 10 m (10 m² de área amostral por ponto de amostragem), alternando entre o lado esquerdo e direito do transecto, visando uma amostragem abrangente e não tendenciosa da vegetação (Figura 178).

Figura 177 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de campos rupestres ao longo da bacia do rio Doce.



Figura 178 – Áreas de amostragem de vegetação dos campos rupestres com transecto implantado (esquerda) e instalação da parcela de 1 x 1 m (direita).



Dentro de cada parcela, todas as espécies ocorrentes foram identificadas, sendo feita a quantificação de seus indivíduos e estimada a sua cobertura visualmente, com o auxílio de marcações adesivas coloridas no gabarito de PVC utilizado para instalação da parcela, variando de 1 a 100%. A definição do que seria considerado como um indivíduo foi igualmente feita de forma visual e sistemática, apenas a partir da existência perceptível de continuidade física entre plantas próximas. Foi estabelecido um número máximo de 50 indivíduos de cada espécie por parcela para evitar superestimativas, já que a separação do que é um ou mais indivíduos nem sempre é clara.

Adicionalmente à coleta de dados nas parcelas, foi realizada o levantamento florístico no entorno dos pontos amostrais, que consistiu na coleta de todas as espécies encontradas em estágio fértil e visou complementar a lista florística dos locais amostrados. Ao menos um exemplar de cada morfoespécie foi coletado para identificação e registro fotográfico em herbário. As coletas foram etiquetadas e prensadas entre jornais in loco. Logo após as atividades em campo, as amostras foram borrifadas com álcool 70% e acondicionadas em sacos plásticos com abertura selada. Para todos os pontos de amostragem e parcelas, foram obtidas as coordenadas geográficas. Os dados obtidos em campo foram: número de espécies, número de indivíduos por espécie e cobertura em porcentagem de cada espécie em cada parcela.

2.3.1.4.6 *Análise de dados, índices e parâmetros fitossociológicos*

Após a coleta dos dados e identificação das espécies, foram determinados os parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência, cobertura ou dominância e valor de importância de cada grupo biológico aos quais os dados coletados permitissem tais análises. Esses parâmetros fornecem informações importantes para descrever a estrutura horizontal de uma comunidade vegetal, fornecendo elementos sobre a distribuição espacial das populações e a importância ecológica de cada espécie no ecossistema.

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados separadamente para cada grupo biológico amostrado, considerando duas abordagens espaciais. Inicialmente, foram calculados os parâmetros fitossociológicos para todas as unidades amostrais ao longo da bacia do rio Doce, para fornecer uma visão geral da vegetação. Posteriormente, foram calculados os parâmetros fitossociológicos com os dados coletados nas unidades amostrais do Compartimento 1, que compreende os pontos amostrais entre o município de Mariana - MG (local do rompimento da barragem de Fundão) até a localidade de Candonga, onde está localizada a UHE Risoleta Neves, que representa a área com maior dano direto ocasionado pela passagem da lama.

No inventário florestal as informações da fitossociologia foram geradas no software MATA NATIVA 4, onde todas as equações que geraram os resultados aqui apresentados estão explícitas de forma descritiva. Para os outros grupos botânicos, os parâmetros fitossociológicos foram calculados no programa Microsoft Excel 2007, cuja descrição baseia-se nos trabalhos de Matteucci e Colma (1982), Schneider e Finger (2000), Munhoz e Araújo (2011) e Kersten e Waechter (2011).

a) Densidade absoluta e densidade relativa

A densidade é a medida que expressa o número de indivíduos, de uma dada espécie, por unidade de área (geralmente hectare). No caso desse estudo, foi calculada a densidade de indivíduos para os grupos onde a amostragem foi realizada por meio de parcelas, nas quais foi possível contabilizar o número de indivíduos.

O cálculo da densidade absoluta (DA) expressa o número de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área, nesse caso por hectare. Já a densidade relativa (DR) é a relação entre o número de indivíduos de uma espécie e a soma do número de indivíduos de todas as espécies, expresso em porcentagem.

$$DA = n_i \qquad DR = \frac{n_i}{N} \times 100$$

Onde: DA = densidade absoluta (ind. ha⁻¹); DR = densidade relativa (%); ni = número total de indivíduos amostrados de cada espécie por hectare (ind. ha⁻¹); N = número total de indivíduos amostrados, de todas as espécies do levantamento, por hectare (ind. ha⁻¹).

b) Frequência absoluta e frequência relativa

A frequência indica a dispersão média de determinada espécie pela área amostrada, pois considera o número de parcelas (para os grupos onde foram utilizadas parcelas) ou de pontos de amostragem (para os grupos onde foi realizado apenas o levantamento florístico) em que a espécie considerada foi amostrada. Indica a probabilidade de se encontrar determinada espécie numa unidade de amostragem, sendo que o seu valor indica o número de vezes que uma espécie ocorre num dado número de amostras.

O valor da frequência absoluta (FA) expressa a relação entre o número de parcelas em que uma determinada espécie ocorre e o número total de parcelas amostradas, enquanto a frequência relativa (FR) é a relação entre a frequência absoluta de determinada espécie com a soma das frequências absolutas de todas as espécies. Ambos os valores de frequência são expressos em porcentagem

$$FA = \frac{p_i}{P} \times 100 \quad DR = \frac{FA}{\sum_{i=1}^p FA} \times 100$$

Onde: FA = frequência absoluta (%); FR = frequência relativa (%); p_i = número de parcelas de ocorrência da espécie considerada; P = número total de parcelas amostradas.

c) Cobertura absoluta e cobertura relativa

A cobertura é definida como a taxa de ocupação do ambiente pelos indivíduos de uma espécie e indica o recobrimento da área amostrada pelos indivíduos da espécie considerada. No caso deste estudo, a cobertura foi estimada para os mesmos grupos citados no item anterior, ou seja, que foram amostrados pelo método de parcelas e para os quais também se contabilizou o número de indivíduos.

O cálculo da cobertura absoluta (CA) expressa o somatório da cobertura estimada de determinada espécie nas parcelas amostradas. Já a cobertura relativa (CR) é a relação, em porcentagem, da soma da cobertura absoluta da espécie com a soma das coberturas absolutas de todas as espécies amostradas nas parcelas.

$$CA = \sum_{i=1}^n C_i \quad CR = \frac{CA}{\sum CA} \times 100$$

Onde: CA = cobertura absoluta (%); CR = cobertura relativa (%); C_i = cobertura individual de cada espécie (%).

d) Dominância absoluta e dominância relativa

A dominância é uma nota atribuída a cada espécie por unidade amostral (forófitos, no caso das epífitas) que se refere a junção de dois dados: a quantidade de indivíduos e o tamanho deles. Para o grupo de epífitas, essa nota não se refere a cobertura das espécies em relação a área total do forófito, por isso este parâmetro não é apresentado juntamente com o parâmetro de cobertura conforme calculado para os demais grupos, pois ainda que as fórmulas utilizadas para os cálculos sejam as mesmas, os valores de entrada diferem em sua natureza.

$$DoA = \sum_{i=1}^n Do_i \quad DR = \frac{DoA}{\Sigma DoA} \times 100$$

Onde: DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa (%); Do_i = soma das notas de dominância de cada espécie.

e) Valor de importância

O Valor de Importância é um índice que reflete o grau de importância ecológica da espécie na comunidade amostrada e revela a posição sociológica de uma espécie em relação às demais na comunidade analisada. O cálculo do Valor de Importância é realizado pela soma ponderada dos valores relativos de densidade, frequência e cobertura ou dominância, dependendo do grupo considerado.

Para os grupos onde a amostragem foi realizada por meio de parcelas, nos quais foi possível contabilizar o número de indivíduos, o Valor de Importância foi calculado pela soma ponderada da densidade, frequência e cobertura relativa. Para as espécies epífitas, foi calculado o Valor de Importância epifítico, sendo a soma ponderada da frequência e dominância relativa. Já para as espécies trepadeiras, foi calculado o Valor de Importância das trepadeiras, que considerou a soma ponderada dos valores relativos de densidade de frequência.

$$VI = \frac{DR + FR + CR}{3} \quad VI_{ep} = \frac{FR + DoR}{2} \quad VI_{rep} = \frac{DR + FR}{2}$$

Onde: VI = Valor de importância; VI_{ep} = Valor de importância das espécies epífitas; VI_{rep} = Valor de importância das espécies trepadeiras; DR = densidade relativa (%); CR = cobertura relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa das epífitas (%).

f) Índice de diversidade de Shannon (H')

O índice de Shannon é um índice não paramétrico de medida de diversidade de espécies, que se baseia na abundância proporcional das espécies (FELFILI & REZENDE, 2003). Esse índice expressa a riqueza florística de uma comunidade e assume que os indivíduos são amostrados de forma aleatória em uma população infinitamente grande e que todas as espécies estão presentes na amostra. Os valores do índice variam geralmente 1,5 e 3,5, podendo ser superiores a 4,5 em casos de elevada diversidade de espécies.

$$H' = - \sum_{i=1}^n \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon; n_i = número de indivíduos da espécie i; N = número total de indivíduos amostrados.

g) Índice de dominância de Simpson (C)

O Índice de Dominância de Simpson mede a probabilidade de dois indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencerem à mesma espécie (BROWER & ZARR, 1984). Assim, uma comunidade com maior diversidade de espécies terá uma menor dominância. O valor do Índice de Dominância de Simpson varia de 0 a 1, sendo que para valores próximos de 1, a diversidade é considerada maior.

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^s n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)}$$

Onde: C = Índice de Dominância de Simpson; n_i = número de indivíduos da espécie i; N = número total de indivíduos amostrados.

h) Índice de equabilidade de Pielou (J)

O índice de Pielou avalia a uniformidade (ou equabilidade) das espécies na comunidade vegetal amostrada. O seu valor está relacionado ao valor máximo que H' (Índice de Diversidade de Shannon) pode assumir quando todas as espécies em uma amostra são perfeitamente iguais, com um indivíduo por espécie. O valor de J tende a 0, quando uma única espécie é presente em uma comunidade, e pode atingir no máximo 1, quando todas as espécies possuem abundâncias iguais, representado a diversidade máxima teórica para a área (PIELOU, 1966).

$$J = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}} \quad J = \frac{H'}{\log S}$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon; S = número total de espécies amostradas.

i) Coeficiente de mistura de Jentsch (QM)

O Coeficiente de Mistura de Jentsch fornece uma ideia geral da composição florística do grupo amostrado, pois relaciona o número de espécies com o número de indivíduos amostrados. Assim, o seu valor serve como medida da intensidade de mistura das espécies (HOSOKAWA, 1981), sendo que quanto maior o valor do coeficiente, maior a riqueza proporcional de espécies.

$$QM = \frac{S}{N}$$

Onde: QM = Coeficiente de Mistura de Jentsch; S = número total de espécies amostradas; N = número total de indivíduos amostrados.

2.3.1.5 Volume de madeira

Devido à supressão da vegetação ciliar, estima-se que houve considerável perda de volume de material lenhoso, componente dos indivíduos arbóreos que foram carregados pela onda de lama. Para avaliar esta perda, foram utilizadas as variáveis coletadas na metodologia abordada no item 2.3.1.3 deste relatório (CAP e altura).

Para fins didáticos as estatísticas foram calculadas pelo sistema de Amostragem Casual Simples, uma vez que, além de ser permissível em um inventário florestal de natureza sistemática gera informações mais confiáveis do que outros métodos. A proposta inicial seria sistematizar a uma distância de 4,65 km entre unidades amostrais, no entanto, ao levar em consideração que não existem matas de uma forma regular nesta distância, optou-se por fazer seções com 4,65km de comprimento, e assim aleatorizar dentro do espaço de abrangência de cada seção um ponto para a amostragem. Portanto, o inventário florestal ficou com características tanto de amostragem sistemática, como aleatória casual simples.

Foram testadas cinco equações volumétricas, todas geradas por instituições do estado de Minas Gerais, quatro do CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais) e uma do IEF (Instituto Estadual de Florestas). O último adaptou as equações em conjunto com a UFLA (Universidade Federal de Lavras).

Todas essas equações foram pré-selecionadas por causa da recomendação de utilização destas pelas instituições autoras, principalmente pela análise do gráfico de resíduo.

Os cálculos estatísticos foram executados pelo software MATA NATIVA 4, e as expressões e cálculos dos parâmetros são descritos a seguir conforme COCHRAN (1977).

A diferenciação estatística de população finita e infinita é feita pelo valor do fator de correção (1 - f). Desse modo, tem-se:

$(1 - f) \geq 0,98$ a população é considerada infinita;

$(1 - f) < 0,98$ a população é considerada finita.

em que:

$f = n/N$;

n = número de amostras;

N = número de amostras cabíveis na população = A/a .

A = área total da população;

a = área da parcela.

CV% = conforme definido no item subsequente.

Assim, para uma população finita, a intensidade de amostragem será definida como:

$$N = \frac{((t^2) * (CV\%)^2)}{((E\%)^2) + \frac{((t^2) * (CV\%)^2)}{N}}$$

Para uma população infinita, a intensidade de amostragem será definida como:

$$n = \frac{((t^2) * (CV\%)^2)}{((E\%)^2)}$$

em que:

n = intensidade amostral ideal;

t = valor tabelado de t para um nível de significância α definido pelo usuário na janela.

Média: Corresponde à média aritmética da variável amostrada.

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n}$$

em que:

$\bar{X}$ = média da variável amostrada

X_i = variável amostrada (número de árvores, área basal ou volumes)

n = número de amostras

Variância: Corresponde à variância da variável amostrada.

$$S_x^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n - 1}$$

em que:

S_x^2 = variância da variável amostrada (número de árvores, área basal ou volumes);

n = número de amostras.

Desvio Padrão: Corresponde à raiz da variância da variável amostrada.

$$S_x^2 = \pm \sqrt{S_x^2}$$

em que:

S_x = Desvio padrão da variável amostrada;

S_x^2 = variância da variável amostrada;

Coefficiente de Variação: Estima a variação relativa da variável amostrada em torno da sua média

$$CV\% = \frac{S_x}{\bar{X}} * 100$$

em que:

CV% = coeficiente de variação da variável amostrada;

S_x = Desvio padrão da variável amostrada;

$\bar{X}$, que representa $\bar{X}$ = média da variável amostrada;

Variância da Média: Determina a precisão da média estimada.

$$S_{\bar{X}}^2 = \frac{S_x^2}{n} (1 - f) \text{ para uma população finita}$$

$$S_{\bar{X}}^2 = \frac{S_x^2}{n} \text{ para uma população infinita}$$

em que:

$S_{\bar{X}}^2$ = variância da média da variável amostrada;

n = número de amostras.

Erro padrão: O erro padrão da média expressa a precisão da média amostral na forma linear e na mesma unidade de medida.

$$S_{\bar{X}} = \pm \sqrt{S_{\bar{X}}^2}$$

em que:

$S_{\bar{X}}$ = erro padrão da média da variável amostrada;

$S_{\bar{X}}^2$ = variância da média da variável amostrada.

$$S_{\bar{X}}^2 = \frac{(CV)^2}{n} (1 - f) \text{ para uma população finita}$$

$$S_{\bar{X}}^2 = \frac{(CV)^2}{n} \text{ para uma população infinita}$$

em que:

$V_{\bar{X}}^2$ = variância da média relativa da variável amostrada;

CV = coeficiente de variação da variável amostrada;

n = número de amostras.

Erro Padrão Relativo: O erro padrão da média também pode ser expresso em forma relativa, obtendo a raiz da Variância da Média Relativa.

$$V_{X'} = \pm \sqrt{V_{X'}^2}$$

em que:

$V_{X'}$ = erro padrão da média relativo da variável amostrada;

$V_{X'}^2$ = variância da média relativa da variável amostrada;

n = número de amostras.

O erro devido ao processo de amostragem pode ser estimado para um nível de probabilidade, como se segue:

Erro absoluto:

$$E_a = \pm t * S_{X'}$$

Erro relativo:

$$E_r = \pm \frac{t * S_{X'}}{X'} * 100$$

em que:

E_a = erro de amostragem absoluto;

E_r = Erro de amostragem relativo;

$S_{X'}$ = erro padrão da média da variável amostrada;

t = valor tabelado de t para um nível de significância a definido pelo usuário na janela

Intervalo de Confiança para a Média: Determina os limites inferior e superior, dentro do qual espera-se encontrar, probabilisticamente, o valor paramétrico da variável estimada. Este intervalo é baseado na distribuição (t) de Student.

$$IC [X' - t * S_{X'} \leq \mu \leq X' + t * S_{X'}] = P$$

em que:

IC = intervalo de confiança;

X' = média da variável amostrada.

$S_{X'}$ = erro padrão da média da variável amostrada;

μ = média paramétrica ou verdadeira;

P = probabilidade de ocorrência do intervalo.

Total da População: Corresponde à estimativa de produção para o total da população ou para a área total.

em que: $X'' = N * X'$

X'' = produção total estimada;

N e X' conforme já definidos.

Intervalo de Confiança para o Total: No intervalo de confiança para o total, a média e o erro padrão são expandidos para toda a população, multiplicando-se por N.

$$IC [X'' - N * t * S_{x'} \leq \mu \leq X'' + N * t * S_{x'}]$$

em que:

IC, X'' , N, t, $S_{x'}$, μ e P conforme já definidos.

Estimativa Mínima de Confiança: A estimativa mínima de confiança é similar ao limite inferior do intervalo de confiança, no entanto, por ser assimétrica, o valor de t deve ser tomado para o dobro do erro de probabilidade.

$$EMC = [X' - t * S_{x'}]$$

Este valor multiplicado por N informa a produção mínima esperada para a população avaliada.

2.3.1.6 Potencial uso de recursos florestais não madeireiros

Para a determinação da utilidade e/ou potencialidade de uso de cada uma das espécies levantadas no diagnóstico, foram realizadas buscas direcionadas em artigos científicos, livros, relatórios técnicos e documentos similares que abordassem a temática. Inicialmente houve um levantamento de informações via Google acadêmico, utilizando como palavras-chave das buscas (incluindo o uso das aspas): “plantas úteis”, “plantas de importância econômica” e “etnobotânica” juntamente com o complemento AND “Mata Atlântica”, “Floresta Ombrófila Densa”, “Floresta Estacional Semidecidual”, “Campos Rupestres”, “Várzeas” ou “Vegetação Secundária”. Uma segunda busca por “Atlantic Forest” AND “useful plants” foi também realizada complementarmente à primeira, de modo a acessar obras publicadas originalmente em inglês. Esta busca inicial resultou no encontro de mais de 3000 fontes de informação, as quais foram filtradas em busca de fontes mais abrangentes e direcionadas à região da bacia do rio Doce ou do sudeste do Brasil.

Para definir as classes de uso e potencialidade de uso humano, foi adaptada uma classificação combinando as categorias sugeridas em FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS (2006) e Crepaldi (2007), segregando a utilidade econômica das espécies vegetais em oito categorias:

- 1) Medicinal: espécies utilizadas como medicinais, aromáticas, óleos essenciais, corantes, estimulantes, especiarias, biocidas, insumos de indústria química/farmacêutica, cosméticos, apícola (para própolis) e aromatizantes;
- 2) Ambiental: espécies utilizadas na arborização urbana e em projetos de recuperação de áreas;
- 3) Alimentícia: espécies utilizadas como especiarias, leguminosas de grãos, corantes comestíveis, melíferas, fruteiras, raízes e tubérculos, oleaginosas, forrageiras e aromatizantes;
- 4) Ornamental: espécies utilizadas como ornamentais;
- 5) Construção: espécies madeireiras e fibras vegetais utilizadas na construção ou como apoio à construção de edificações e estruturas diversas (palanques, assoalhos, palhas de cobertura, entre outros);
- 6) Lenha: espécies madeireiras utilizadas como combustível;

- 7) Ritualística: espécies utilizadas em rituais e cerimônias religiosas diversas;
- 8) Tecnológicas: espécies utilizadas como fibras, corantes e madeira para confecção de utensílios domésticos, ferramentas, móveis, veículos e vários tipos de artefatos.

Cabe destacar que cada espécie pode apresentar mais de um tipo de utilidade e potencialidade de uso de acordo com as diversas fontes consultadas durante o estudo, sendo todas elas citadas em conjunto.

2.3.1.7 Fragmentação dos habitats e efeito de borda

Os objetivos específicos desta seção foram quantificar e espacializar, devido às mudanças no uso e cobertura da terra decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão, nos momentos pré (T0) e pós-desastre (T1) o tamanho dos fragmentos florestais e a quantidade de bordas florestais.

Os cálculos para obtenção das áreas de borda e fragmentação foram executados através da utilização de métricas de paisagem. Todas as métricas foram calculadas com base nos mapas de uso e cobertura da terra para os cenários pré (T0) e pós-desastre (T1). Para realizar esses cálculos, os mapas de uso e cobertura da terra foram reclassificados como mapas binários, considerando somente a classe “floresta” como habitat natural e todos os outros ambientes como matrizes (nesse caso, áreas de uma paisagem que não correspondem ao habitat de espécies). Assim, foram avaliadas as métricas considerando fragmentos de áreas naturais florestais.

Um fragmento é considerado como um conjunto de áreas (na representação matricial, pixels) contíguas e conectadas entre si, rodeadas totalmente por matriz. Assim, primeiramente os fragmentos foram identificados, e posteriormente suas áreas foram calculadas, em hectares.

As bordas são áreas de um fragmento sob influência dos seus arredores, que, portanto, apresentam características distintas de seu interior. Dada essa definição e uma distância considerada sobre influência da borda, os fragmentos florestais foram subdivididos entre borda e interior, e a área de cada classe foi calculada. Esse procedimento foi feito considerando-se distâncias de borda desde 30 até 720 m, para quantificar a área de habitat à diferentes distâncias da borda entre os fragmentos e a matriz.

As métricas foram calculadas através do software GRASS GIS, versão 7.4 (NETELER et al., 2012), utilizando a ferramenta LandScape Metrics (NIEBUHR, 2018). Além de gerar estatísticas relativas às métricas de paisagem, essa abordagem também produziu mapas para cada métrica, de forma que é possível identificar, em cada local da paisagem o valor correspondente de cada métrica.

2.3.1.8 Capacidade de resiliência da floresta

Para os grupos Banco de Sementes da Serapilheira, Banco de Sementes do Solo, Banco de Plântulas e Serapilheira Acumulada, a amostragem foi realizada na classe de uso do solo “Mata Nativa”, totalizando 100 pontos de amostragem por grupo, dos quais 40 foram amostrados na área do Compartimento 1 (Figura 179). Os pontos de amostragem foram compartilhados para os quatro grupos durante a coleta de dados.

Para o banco de sementes do solo, banco de sementes da serapilheira e serapilheira acumulada, a coleta de dados foi realizada em 3 subparcelas de dimensões 0,25 x 0,25 m (0,1875 m² de área amostral total por ponto de amostragem) em cada ponto de amostragem, sendo que a alocação de cada subparcela nos pontos de amostragem ocorreu de forma aleatória. Para demarcar as subparcelas foi utilizado um quadro de PVC (com as dimensões acima), sendo que em cada quadro foi coletada a camada total de serapilheira depositada, para compor a amostra de serapilheira, e em seguida coletado o solo abaixo da serapilheira, para compor a amostra do banco de sementes (Figura 180).

Figura 179 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem de banco de sementes da serapilheira, banco de sementes do solo, banco de plântulas e serapilheira acumulada na bacia do rio Doce.



Figura 180 – Amostragem para serapilheira acumulada (esquerda) e banco de sementes do solo (direita). Em ambos os casos a camada superficial de cada componente foi retirada e armazenada para posterior envio aos locais de processamento.



Para o banco de sementes da serapilheira, 3 novos quadros foram lançados, sendo novamente coletada a camada total de serapilheira acumulada para compor a amostra do banco de sementes da serapilheira. As amostras dos três grupos foram individualizadas por ponto de amostragem e armazenadas temporariamente em embalagens de papel (serapilheira acumulada) ou plástico (banco de sementes da serapilheira e do solo). No período máximo de sete dias, todas as amostras coletadas no período foram enviadas ao viveiro para procedimentos de germinação (banco de sementes) ou enviadas ao laboratório para procedimentos de triagem de componentes e secagem (serapilheira acumulada).

O processamento da serapilheira acumulada envolveu a secagem de todas as amostras em estufa e posterior triagem das mesmas (Figura 181), com a separação manual dos componentes em frações individualizáveis: fração “folhas”, fração “galhos”, fração “sistemas reprodutivos”, fração “raízes” e fração “miscelâneas”. Após o processo, cada fração teve seu peso seco mensurado, compondo também um peso total com a somatória de todas as frações. A fração miscelânea se refere à toda a serapilheira que não pode ser identificada como folha, galho, sistemas reprodutivos ou raízes.

Figura 181 – Processamento das amostras de serapilheira acumulada, sua secagem inicial em estufa (esquerda) e posterior triagem dos componentes da serapilheira (direita).



O experimento de germinação das sementes provenientes do solo e da serapilheira perdurou por três meses, onde as amostras foram acondicionadas em bandejas contendo substrato apropriado para seu desenvolvimento e postas em ambiente com irrigação controlada (Figura 182). Ao longo do período, os espécimes que apresentaram crescimento foram individualizados e morfotipados, sendo que os dados “número do indivíduo” e “morfotipo biológico” foram anotados em planilhas específicas, considerando ainda o número da amostra e ponto de amostragem associados ao indivíduo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação localizada no município de Rancharia – SP.

Figura 182 – Condução da germinação das amostras de banco de sementes da serapilheira e do solo em casa de vegetação, indicando amostras individualizadas por ponto de amostragem.



Para o banco de plântulas, *in loco* optou-se pela instalação de três transectos com dimensões de 2 m de comprimento (Figura 183), sendo amostrados 0,25 m de cada lado. Cada transecto compreendeu a amostragem de 1 m² (3 m² de área amostral total por ponto de amostragem), onde foram coletados e quantificados todos os exemplares, separados por morfoespécie, independente do hábito (se arbóreo, arbustivo, subarbustivo ou herbáceo). Como critério de inclusão para a amostragem e quantificação, foram considerados todos os indivíduos com até 30 cm de altura, que apresentavam cotilédones ou não, exceto briófitas. Após a coleta e quantificação, as amostras foram prensadas e enviadas ao laboratório para devida identificação taxonômica.

Figura 183 – Instalação de transecto de 2 m X 0,50 cm para a amostragem do banco de plântulas e processamento das amostras coletadas em campo com triagem e identificação das espécies por meio de comparação.



Dados adicionais foram coletados em cada ponto de amostragem, incluindo a temperatura do ar e do solo na borda e no interior das áreas florestais sob análise, com auxílio de um termômetro de mercúrio. A leitura do termômetro foi realizada sempre após estabilização da indicação da temperatura na escala do medidor.

2.3.1.9 Espécies exóticas

A amostragem da flora não arbórea, em especial de plantas herbáceas, permitiu atestar a existência e disseminação de espécies exóticas e possivelmente invasoras. A ocorrência destas espécies foi comparada com a utilização de espécies de gramíneas e leguminosas pela Fundação Renova para a revegetação inicial das áreas afetadas pela passagem da lama, conforme disposto no Relatório de Monitoramento das Intervenções Prioritárias (FUNDAÇÃO RENOVA, 2018) emitido pela instituição.

2.3.2 SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA CILIAR

O dano de supressão de vegetação nativa ciliar foi avaliado por Compartimento e dentro de áreas de preservação permanente, apresentados na sequência.

2.3.2.1 Compartimento 1

Após a comparação das imagens em T0 e T1, concluiu-se que a passagem da onda de lama causou a remoção imediata de aproximadamente 647 hectares de vegetação nativa adjacente ao rio, conforme demonstrado na Tabela 59 a seguir, que discrimina a quantidade de vegetação nativa danificada de acordo com as quatro classes pré-definidas.

Tabela 59 – Quantitativo de área de vegetação nativa removida mecanicamente pelo rejeito.

Classe	Área (ha)
Mata Nativa	283,87
Vegetação Secundária Inicial	281,80
Várzeas	67,39
Campos Rupestres	13,89
TOTAL	646,95

Entretanto, a deposição da lama no solo e no sub-bosque das matas ribeirinhas acarretou também na mortandade tardia dos indivíduos arbóreos e na alteração da regeneração natural e do banco de sementes e plântulas nestes locais (Figura 184).

Figura 184 – Mortandade da vegetação nativa adjacente ao rio.



Para avaliação deste dano, optou-se por utilizar as análises de NDVI. Os valores de NDVI analisados neste Compartimento correspondem ao mês de janeiro dos anos de 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018 e agosto dos anos de 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018, para que pudessem ser contemplados períodos secos e úmidos. O Landsat 8 começou a operar somente em março de 2013, por este motivo, não foi possível utilizar imagens de janeiro de 2013.

Para o mês de janeiro, foi calculado a média para cada ponto coletado, nos anos anteriores ao desastre (2014 e 2015) e nos anos após o desastre (2016 e 2017). O ano de 2018 não foi incluído porque optou-se por realizar uma análise pós-desastre de dois anos (2016 e 2017) para comparar com uma análise pré-desastre, também de dois anos (2014 e 2015), pois como citado anteriormente não existe imagem Landsat 8 disponível para janeiro de 2013.

Com o auxílio das análises NDVI e a tomada das cotas do alcance da lama, foi possível calcular o quantitativo das áreas onde a lama se depositou sem abater os indivíduos, conforme demonstrado na Tabela 60 a seguir.

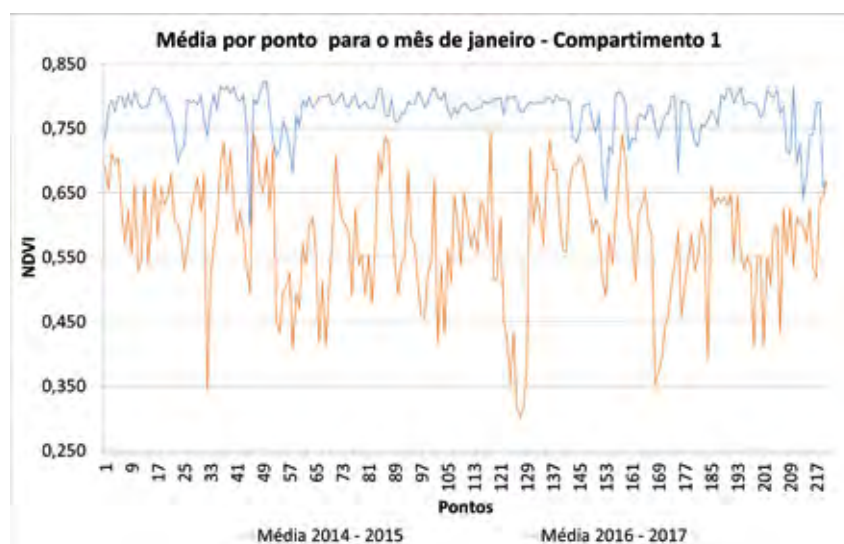
Tabela 60 – Quantitativo da área de vegetação nativa onde a lama se depositou sem remover os indivíduos

Classe	Área (ha)
Mata Nativa	146,20
Vegetação Secundária Inicial	66,24
TOTAL	212,45

É possível perceber que apenas duas classes sofreram alteração quando avaliamos este dano, fato este justificável pelo porte da vegetação. Enquanto várzeas e campos rupestres apresentam vegetação de característica mais herbácea, as vegetações secundárias em estágio inicial e médio de regeneração natural possuem indivíduos divididos entre os grupos herbáceos, arbustivos e arbóreos, dificultando a visibilidade do solo quando se está analisando a imagem aérea.

A Figura 185 mostra o gráfico representativo dos cálculos do NDVI. Nele é possível notar que nos anos anteriores ao desastre, a média dos valores de NDVI eram maiores em comparação aos anos posteriores ao desastre.

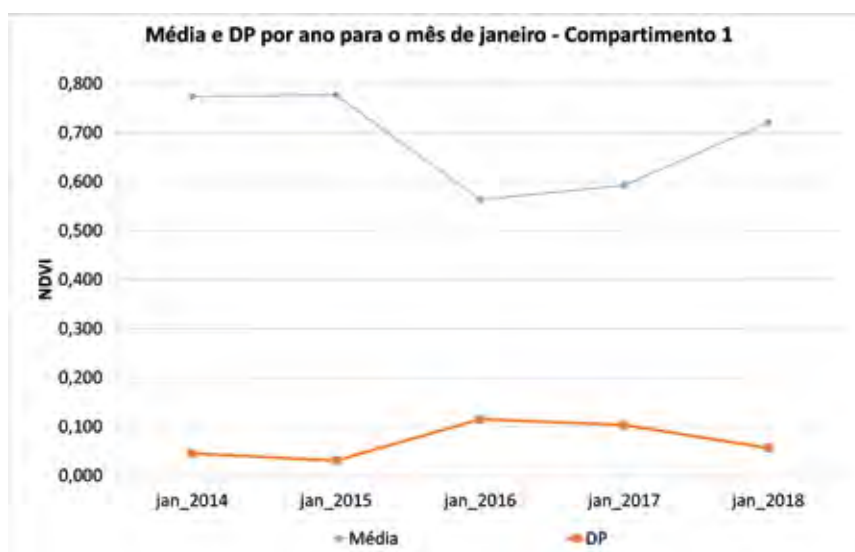
Figura 185 – Média NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de janeiro – Compartimento 1.



Também foram calculados os valores de média e desvio padrão (DP) dos 220 pontos, nos anos de 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018, conforme mostra a Tabela 61 e a Figura 186. Aqui, nota-se que os menores valores de média ocorreram nos anos de 2016 e 2017, enquanto os valores de desvio padrão para estes dois períodos, foram os maiores em comparação com o restante, indicando maior variação entre os dados.

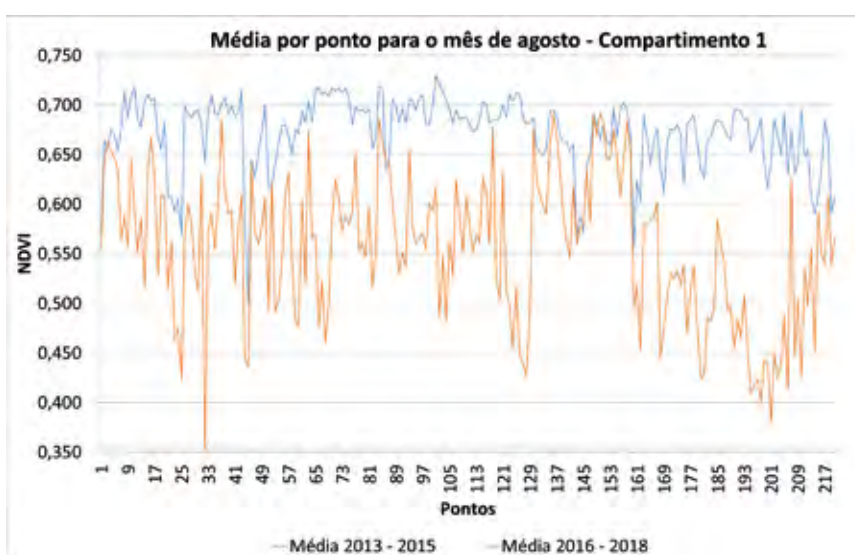
Tabela 61 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 1.

	jan_2014	jan_2015	jan_2016	jan_2017	jan_2018
Média	0,7736	0,7768	0,5632	0,5923	0,7207
DP	0,0449	0,0305	0,1148	0,1032	0,0564

Figura 186 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 1.

Foi ainda realizado um teste t pareado. Esta operação indica se houve mudança significativa nos valores NDVI de um ano para o outro. Resultados menores que 0,05 sugerem mudança, enquanto que valores maiores apontam uma estabilização dos dados analisados. Apenas entre os anos de 2014 e 2015 (para o mês de janeiro) não houve alteração significativa nos valores de NDVI.

As análises realizadas para o mês de janeiro, também foram feitas para o mês de agosto, contudo para esse mês foram incluídos os anos de 2013 e 2018 nos cálculos de média, conforme a Figura 187 mostra. Assim como ocorreu em janeiro, para o mês de agosto as médias para os anos anteriores ao desastre foram superiores aos valores de média para os anos seguintes ao desastre.

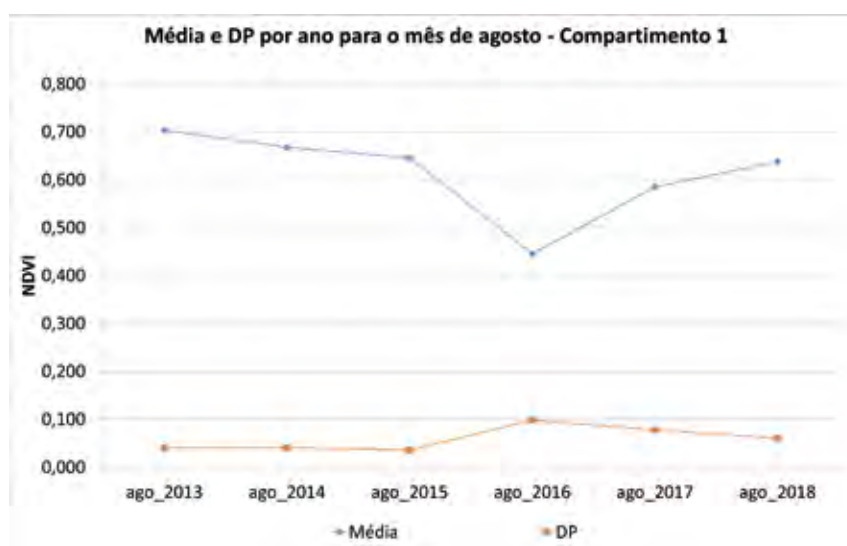
Figura 187 – Média do NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de agosto – Compartimento 1.

Nos cálculos de média e desvio padrão, para o mês de agosto, os resultados seguem a mesma tendência daqueles obtidos para o mês de janeiro, como pode ser observado na Tabela 62 e na Figura 188. Os menores valores de média, bem como os maiores valores de desvio padrão, se encontram nos anos de 2016 e 2017.

Tabela 62 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimento 1.

	ago_2013	ago_2014	ago_2015	ago_2016	ago_2017	ago_2018
Média	0,7033	0,6675	0,6457	0,4449	0,5851	0,6376
DP	0,0402	0,0409	0,0362	0,0987	0,0781	0,0607

Figura 188 – Média do NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de agosto – Compartimento 1.



Para o teste t pareado, os resultados no mês de agosto foram diferentes daqueles obtidos para o mês de janeiro. Pelo teste foram identificadas mudanças em todos os anos comparados.

De forma geral, quando sintetizamos o total de vegetação nativa alterada de diferentes formas no Compartimento 1, é possível concluir que quase 860 hectares foram danificados, sendo a maior parte na classe de mata nativa, conforme Tabela 63 abaixo.

Tabela 63 – Síntese da área de vegetação suprimida de acordo com as classes.

Classe	Remoção Mecânica (ha)	Mortalidade Tardia (ha)	Total (ha)	Porcentagem (%)
Mata Nativa	283,87	146,20	430,07	50,04
Vegetação Secundária Inicial	281,80	66,24	348,05	40,50
Várzeas	67,39	0,00	67,39	7,84
Campos Rupestres	13,89	0,00	13,89	1,62
TOTAL	646,95	212,45	859,40	100,00

A seguir, entre as Figura 189 e Figura 193, são apresentados alguns exemplos em que foram comparadas as mesmas áreas em duas épocas distintas: antes do rompimento da barragem de Fundão, por volta do mês de junho de 2015 e outra após o desastre, no período entre junho e julho de 2017. Nestas regiões, nitidamente pode se visualizar o impacto sofrido devido a deposição de rejeito sob a vegetação nativa. A comparação foi realizada com base em ortoimagens orbitais (pré-desastre) e por ortoimagens obtidas por veículo aéreo não tripulado – VANT (pós-desastre), ambas fornecidas pela Fundação Renova.

Figura 189 – Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.

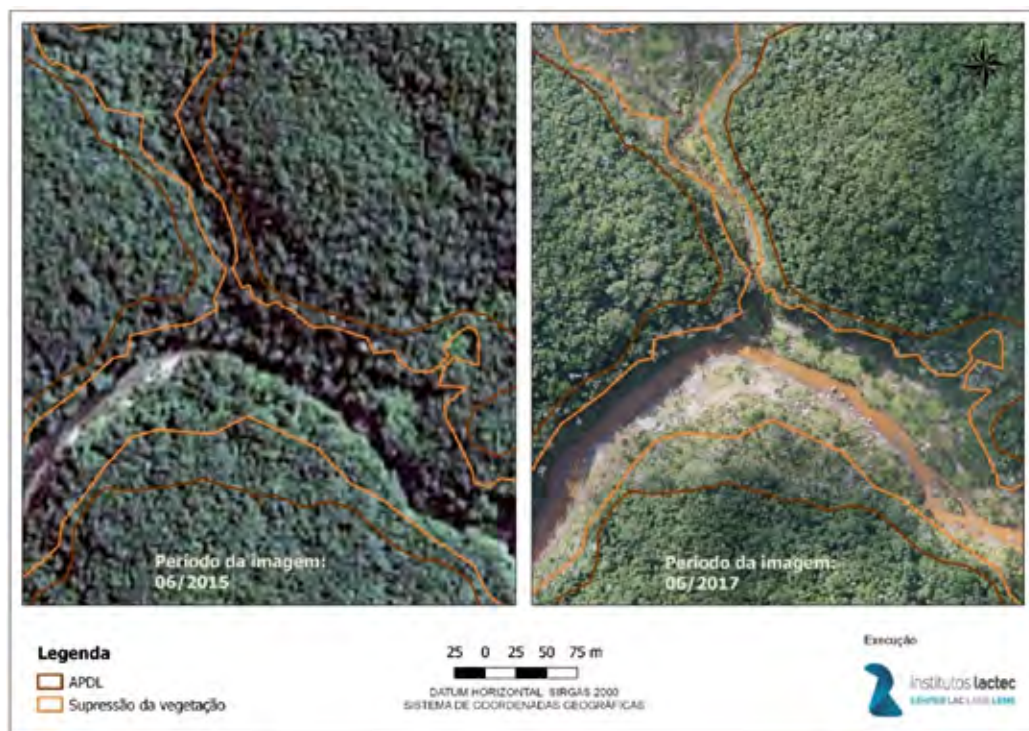


Figura 190 – 2º Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.

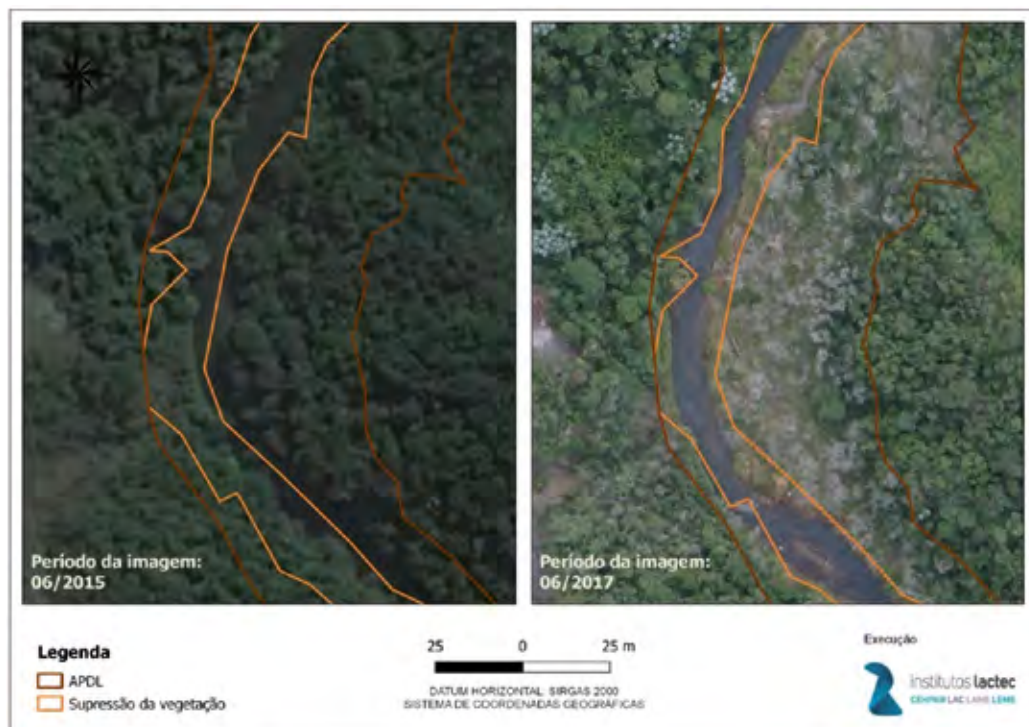


Figura 191 – 3º Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.

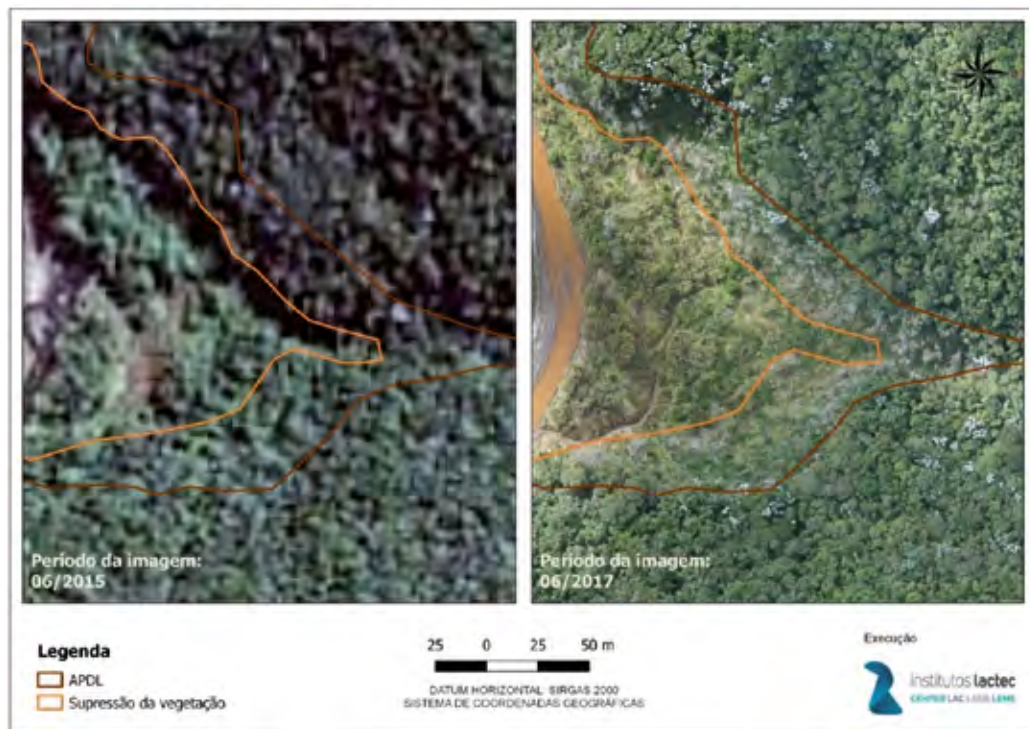


Figura 192 – Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.

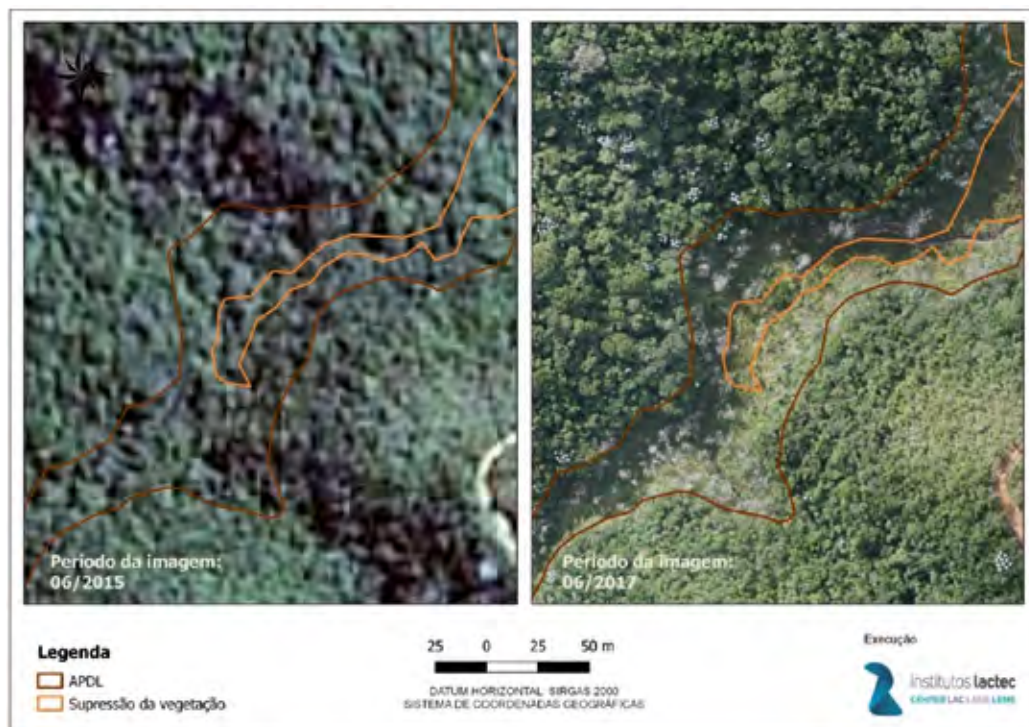
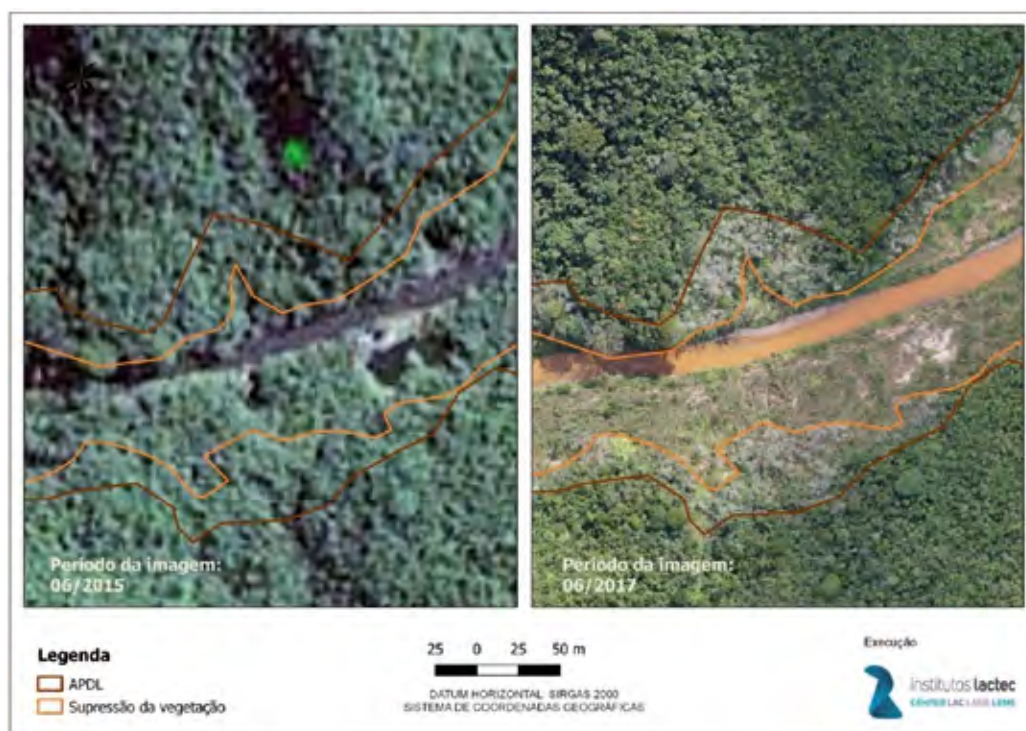


Figura 193 – Exemplo de vegetação impactada em consequência da deposição de rejeitos.



2.3.2.2 Áreas de Preservação Permanente

Dada a dimensão da área suprimida, é importante destacar que a lei 12.651/12, o Código Florestal Brasileiro, estabelece faixas mínimas de largura a serem preservadas na margem dos corpos d'água a partir da borda de sua calha regular, de acordo com a largura destes (Áreas de Preservação Permanente - APP) (Tabela 64).

Tabela 64 – Largura da APP em relação a largura dos cursos d'água

Largura da APP (m)	Largura dos cursos d'água (m)
30	Com menos de 10
50	De 10 a 50
100	De 50 a 200
200	De 200 a 600
500	Com mais de 600

Parte expressiva da vegetação ciliar suprimida encontrava-se dentro das faixas estabelecidas pela legislação, e, portanto, era caracterizada como Área de Preservação Permanente (Figura 194). Outra relevante observação é que em diversos locais a área suprimida ultrapassou a faixa delimitada de APP (Figura 195).

Figura 194 – APPs no trecho entre a Barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

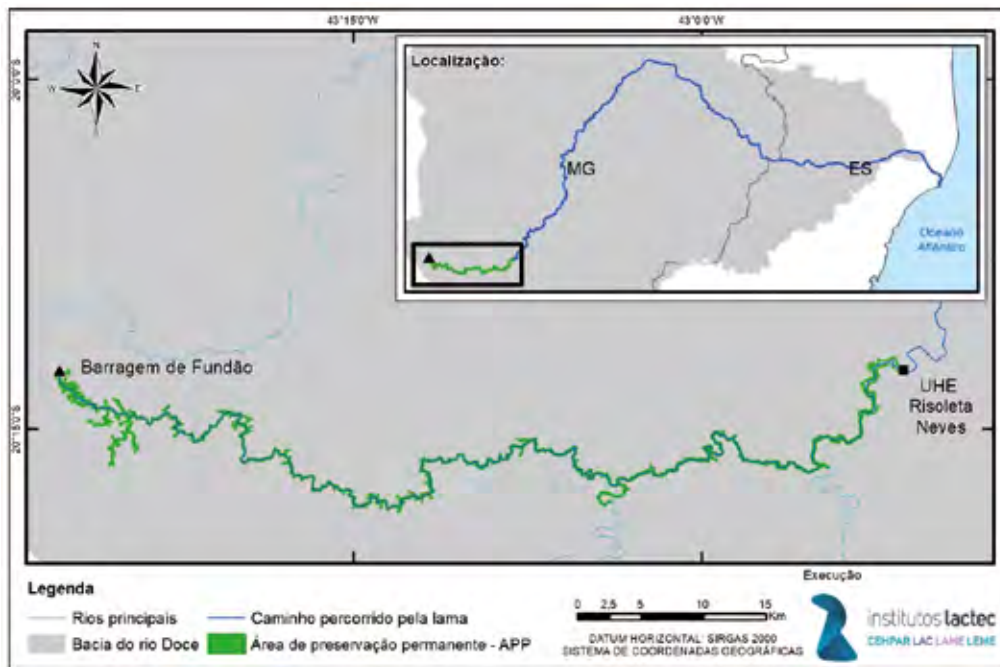
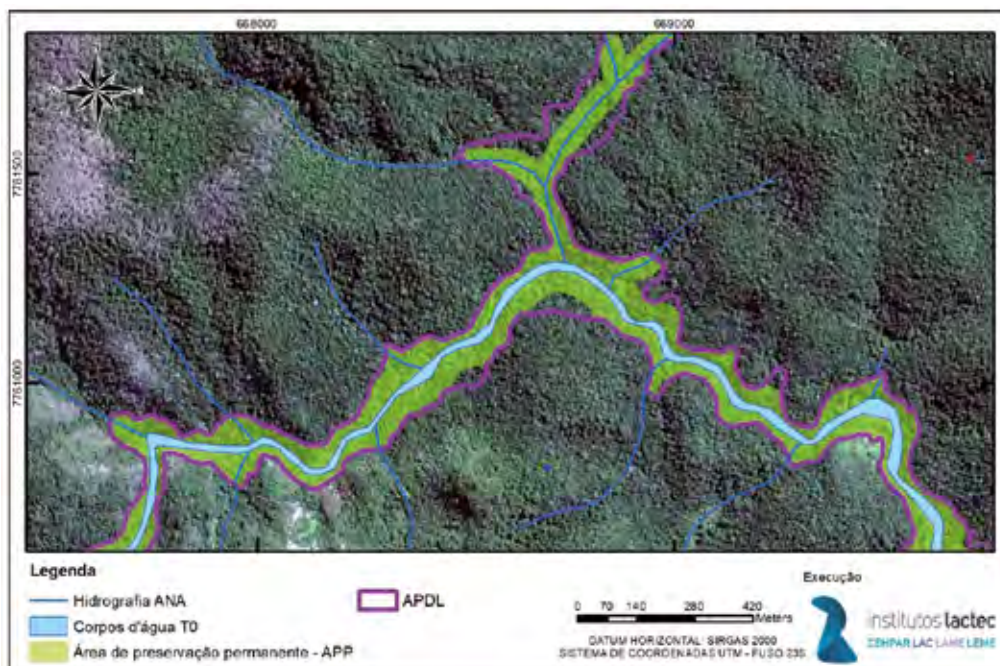


Figura 195 – Exemplo de trecho com APP gerada.



O cálculo de área por classe de uso do solo encontra-se na Tabela 65 abaixo. É de grande importância observar que mesmo que a faixa não esteja recoberta com vegetação nativa ela não perde sua função legal de APP. Além disso, o cálculo apresentado a seguir não considera os artigos 61-A e 61-B da lei, pois para este fim seria necessário avaliar individualmente cada uma das propriedades quanto à sua regularização ambiental.

Tabela 65 – Classes de uso do solo pré-desastre (T0) nas APPs.

Classe	Área (ha)	% da área afetada
Afloramento Rochoso	14,48	1,25
Area Construída	2,48	0,21
Área urbanizada	9,26	0,80
Banco de Areia	21,72	1,88
Campo e Pasto	498,48	43,16
Ilha	7,97	0,69
Mineração	2,06	0,18
Reflorestamento	7,05	0,61
Solo Exposto	8,13	0,70
Vegetação Nativa	583,42	50,51
TOTAL	1.155,04	100,00

A Tabela 66 a seguir demonstra a classe de vegetação nativa dividida entre suas quatro subclasses. É possível verificar que o total de Áreas de Preservação Permanente recobertas com vegetação nativa (583,42 ha) correspondem a 68% do total de áreas recobertas com vegetação nativa suprimidas (859,40 ha), o que significa que 32% destas áreas encontravam-se além da faixa de APP exigida por lei.

Tabela 66 – Quantitativo de vegetação nativa suprimida em APP por classe.

Classe	Área (ha)
Campo Rupestre	8,32
Mata Nativa	309,22
Vegetação Secundária Inicial	232,92
Várzea	32,92
Total	583,38

Este dano foi considerado gravíssimo devido ao tamanho da área suprimida, bem como a significativa alteração nas áreas de preservação permanente, protegidas por lei. Entretanto o dano está cessado e é reversível à medida em que as áreas se recuperem ou sejam contempladas com ações de restauração.

2.3.2.3 Compartimentos 2 e 3

A avaliação por imagens aéreas não indicou remoção mecânica de vegetação nativa nos compartimentos 2 e 3, o que corrobora com a informação de que a lama perdeu força ao chegar no reservatório da UHE Risoleta Neves e acabou não extrapolando a calha do rio na sua passagem em novembro de 2015. Porém, para confirmar esta hipótese optou-se por testar o NDVI também nestes compartimentos, a fim de verificar uma possível mortalidade da vegetação e a relação com o desastre.

A análise no Compartimento 2-A, também foi realizada para os meses de janeiro e agosto, com algumas ressalvas. Para o mês de agosto foram considerados os anos de 2013 a 2018, já para o mês de janeiro, foram analisados os anos de 2015 a 2018. O período da análise para o mês de janeiro foi menor, pois o Landsat 8 começou sua operação em março de 2013 e no ano de 2014, a imagem correspondente ao mês de janeiro contém muitas nuvens, impossibilitando seu uso na análise NDVI.

Aqui foram realizadas as mesmas análises empregadas no Compartimento 1, com a diferença de que foi elaborado um gráfico com os valores de cada ponto por ano para o mês de janeiro, já para agosto foi comparado a média dos anos pré e pós-desastre. A Figura 196 mostra os valores de NDVI para cada ponto nos anos de 2015, 2016, 2017 e 2018, e na Tabela 67 e Figura 197, podem ser observados a média e desvio padrão por ano.

Figura 196 – NDVI por ponto para o mês de Janeiro – Compartimento 2-A.

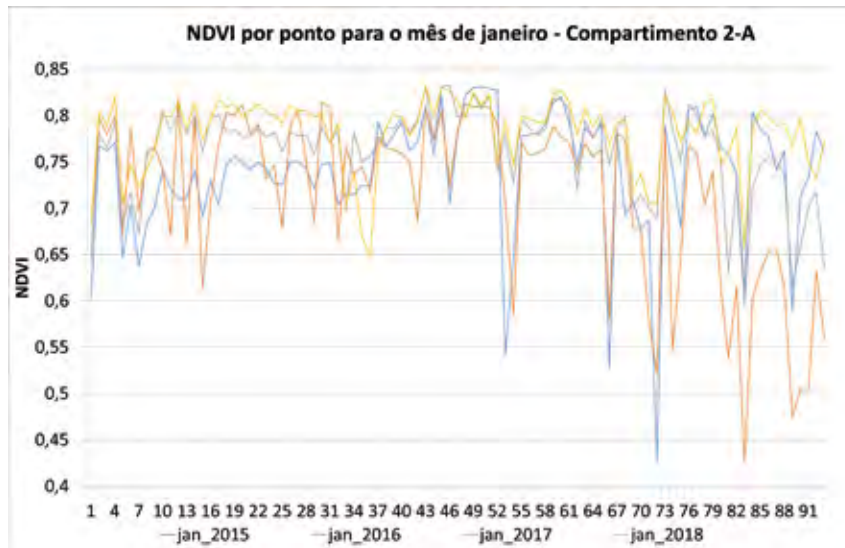


Tabela 67 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 2-A.

	jan_2015	jan_2016	jan_2017	jan_2018
Média	0,739	0,716	0,763	0,782
DP	0,068	0,090	0,049	0,039

Figura 197 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimento 2-A.



Para o mês de agosto foram feitas as mesmas análises. A Figura 198 apresenta os valores de NDVI médio por ponto para os anos pré e pós-desastre, a Tabela 68 e a Figura 199 mostram a média e desvio padrão para cada ano.

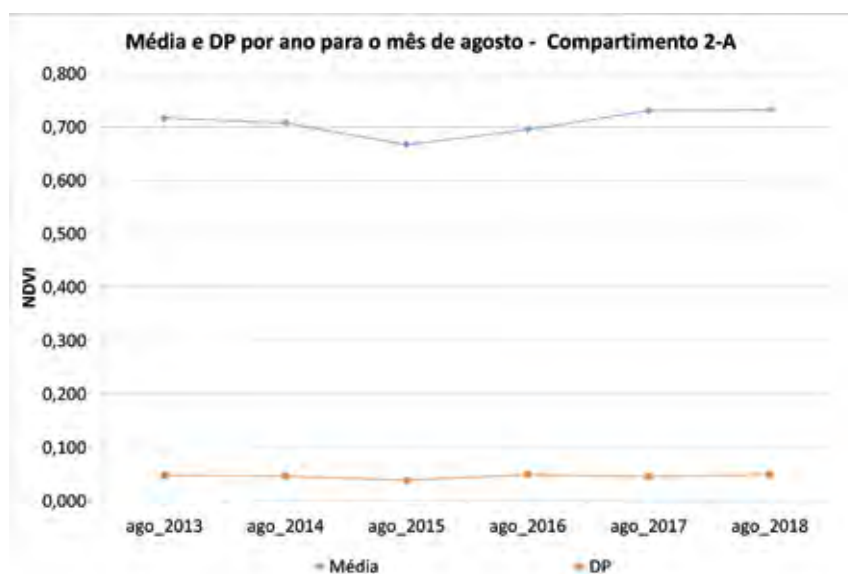
Figura 198 – Média NDVI por ponto, pré e pós-desastre para o mês de agosto – Compartimento 2-A.



Tabela 68 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimentos 2 e 3.

	ago_2013	ago_2014	ago_2015	ago_2016	ago_2017	ago_2018
Média	0,717	0,708	0,667	0,696	0,731	0,732
DP	0,049	0,047	0,039	0,050	0,046	0,049

Figura 199 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimento 2-A.



A seguir, entre as Figura 200 e Figura 202, são apresentados alguns exemplos em que foram comparadas as mesmas áreas em duas épocas distintas: antes do rompimento da barragem de Fundão e outra após o desastre, no ano de 2016, ambas as ortoimagens foram fornecidas pela Fundação Renova,

Figura 200 – Comparação antes e depois do desastre no Compartimento 2-A.

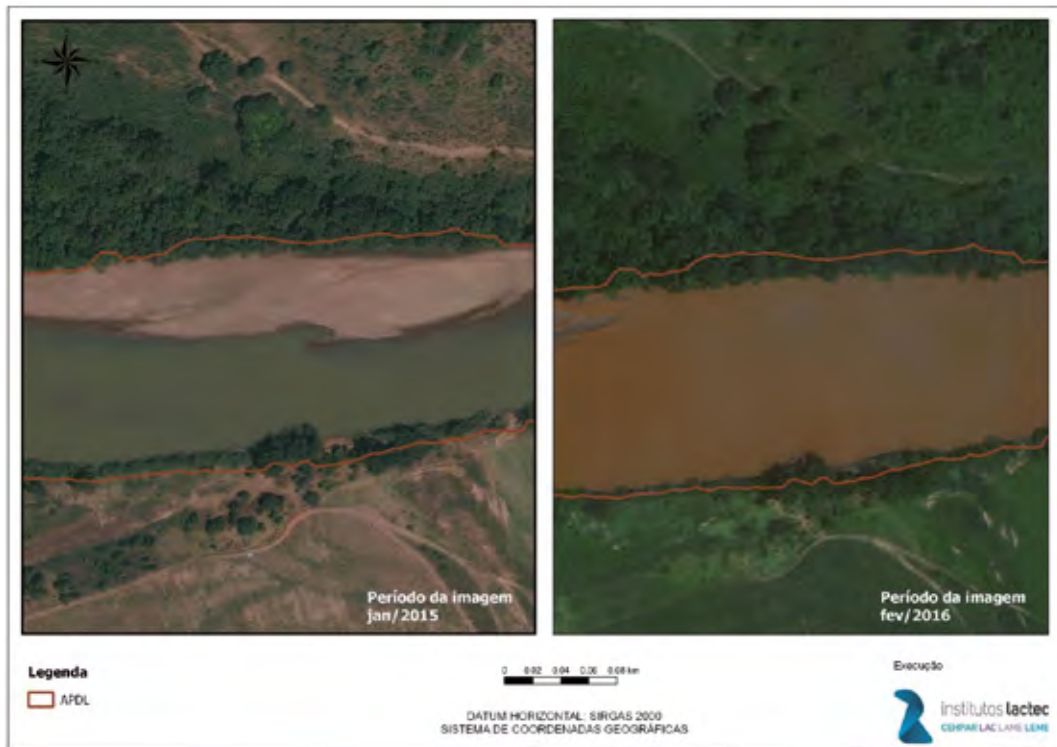


Figura 201 – 2ª Comparação antes e depois do desastre no Compartimento 2-A.

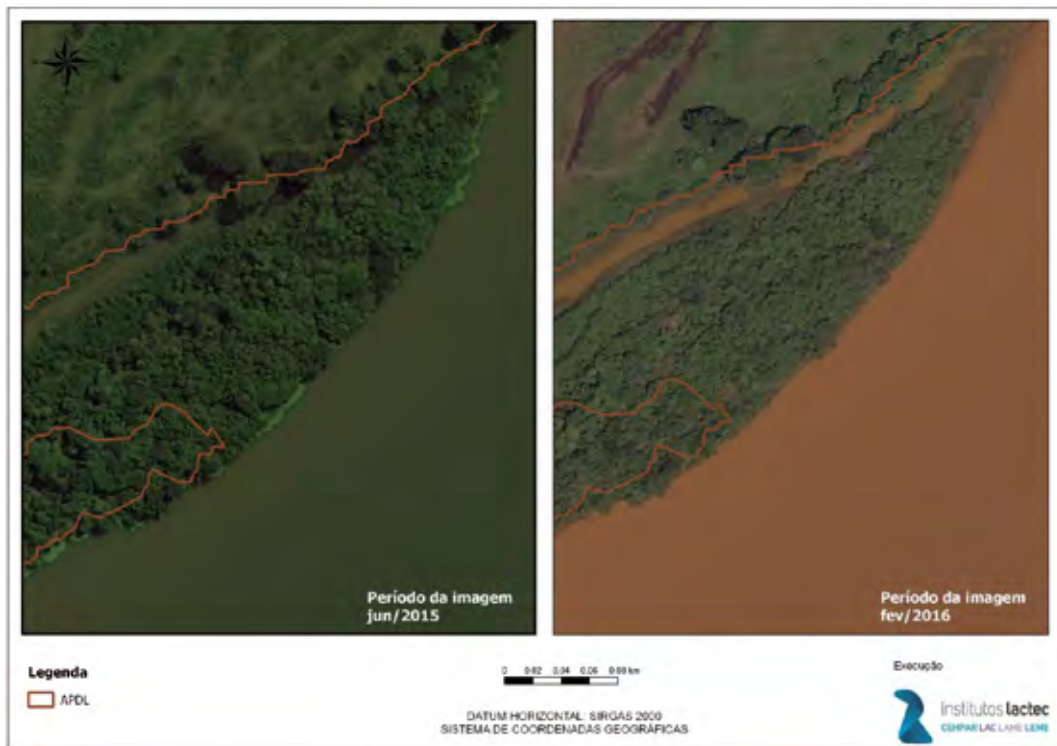
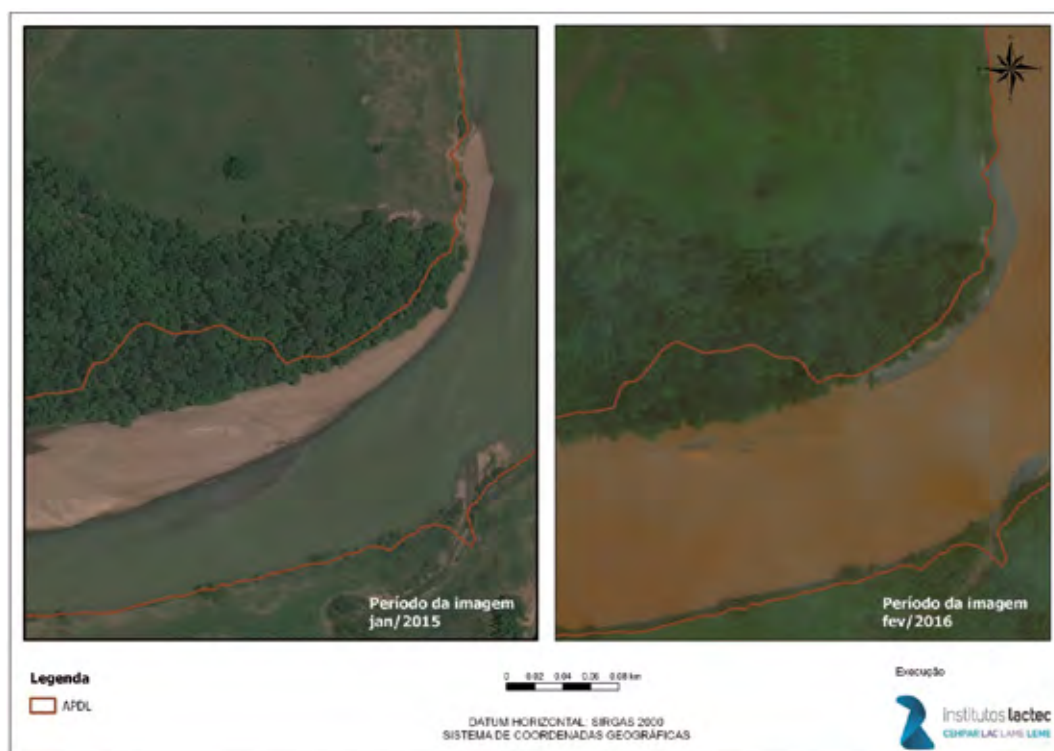


Figura 202 – 3ª Comparação antes e depois do desastre no Compartimento 2-A.

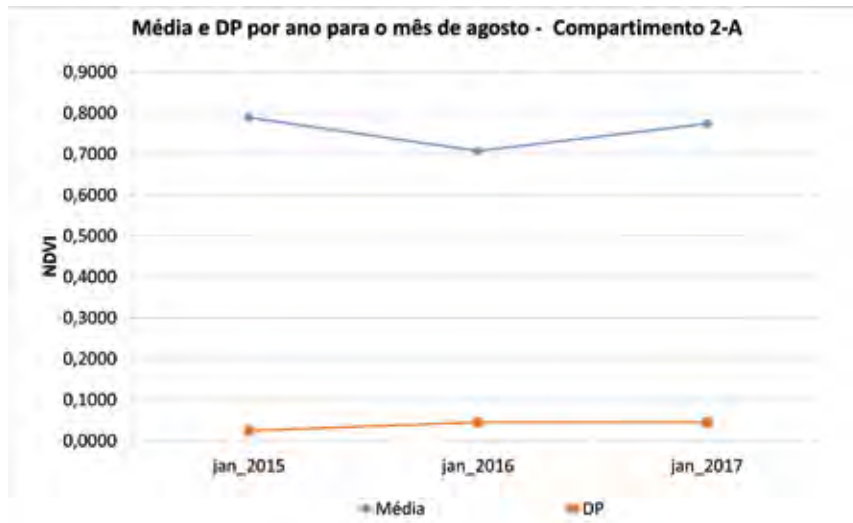
A análise nos compartimentos 2-B e 3, também foi realizada para os meses de janeiro e agosto, no entanto, devido sua extensão, optou-se por avaliar os anos 2015, 2016 e 2017.

A Figura 203 mostra os valores de NDVI para cada ponto nos anos de 2015, 2016 e 2017, e na Tabela 69 e Figura 204, podem ser observados a média e desvio padrão por ano.

Figura 203 – NDVI por ponto para o mês de Janeiro – Compartimentos 2-B e 3.**Tabela 69** – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimentos 2-B e 3.

	jan_2015	jan_2016	jan_2017
Média	0,7887	0,7076	0,7744
DP	0,0245	0,0452	0,0452

Figura 204 – Média e desvio padrão por ano para o mês de janeiro – Compartimentos 2



Para o mês de agosto foram feitas as mesmas análises. A Figura 205 apresenta os valores de NDVI para cada ponto nos anos de 2015, 2016 e 2017, a Tabela 70 e a Figura 206 mostram a média e desvio padrão para cada ano.

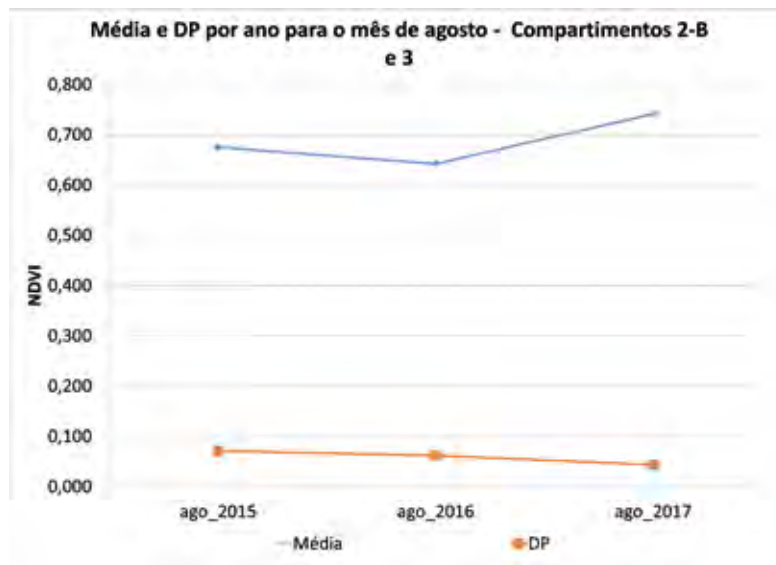
Figura 205 – NDVI por ponto para o mês de agosto – Compartimentos 2-B e 3.



Tabela 70 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimentos 2-B e 3.

	ago_2015	ago_2016	ago_2017
Média	0,675	0,642	0,741
DP	0,071	0,062	0,044

Figura 206 – Média e desvio padrão por ano para o mês de agosto – Compartimentos 2-B e 3.



A seguir, entre as Figura 207 e Figura 210, são apresentados alguns exemplos em que foram comparadas as mesmas áreas em duas épocas distintas: antes do rompimento da barragem de Fundão, entre os meses de abril e setembro de 2015 e outra após o desastre, no mês de fevereiro de 2016, ambas as ortoimagens foram fornecidas pela Fundação Renova.

Figura 207 – Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.

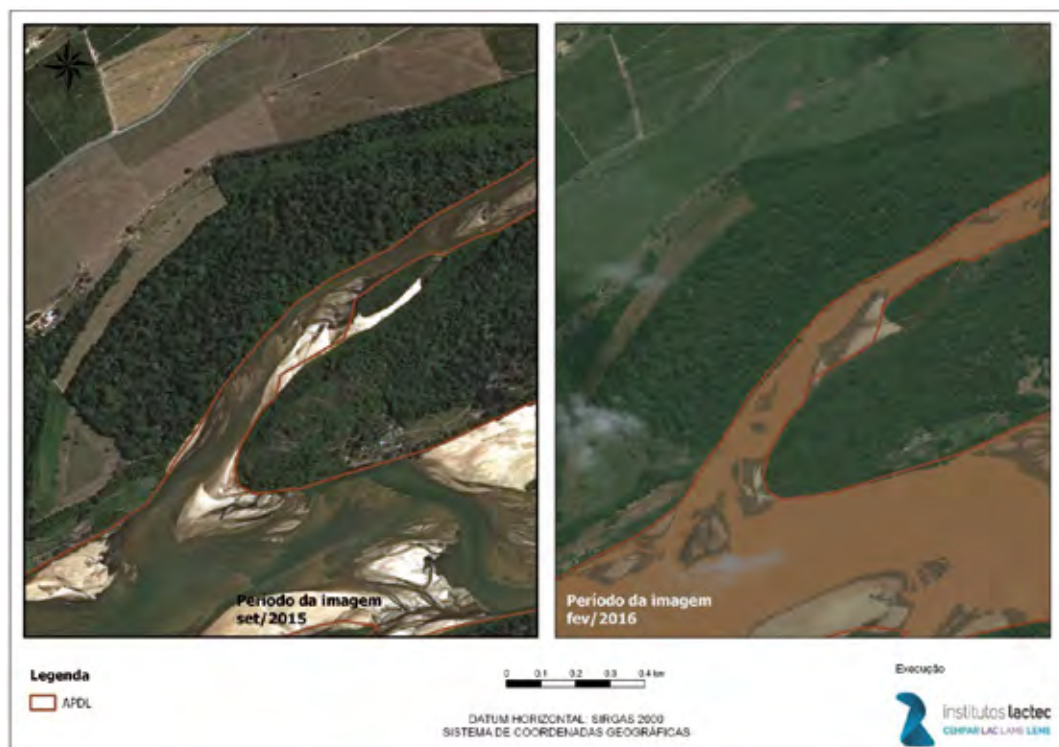


Figura 208 – 2ª Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.

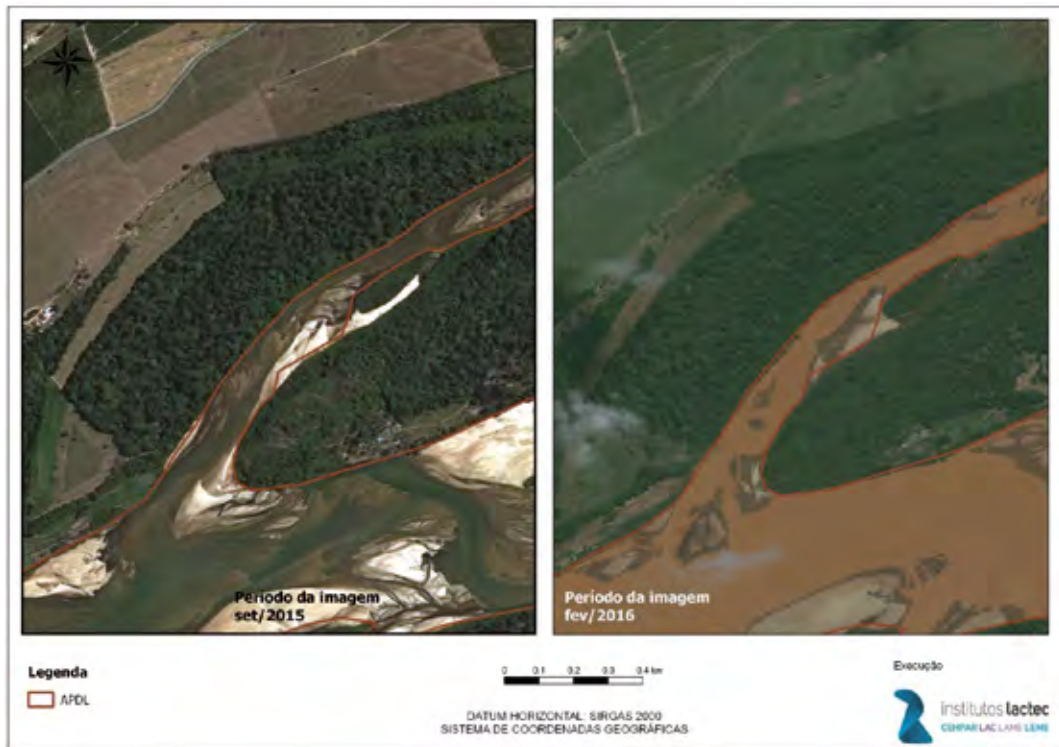
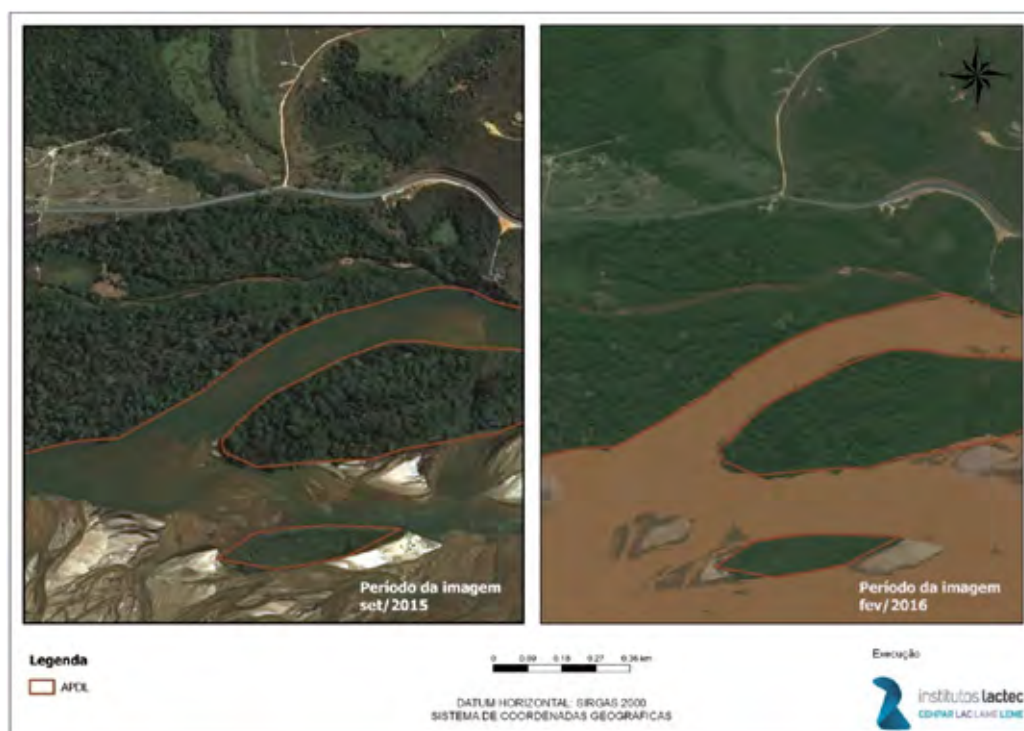


Figura 209 – 3ª Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.



Figura 210 – 4ª Comparação antes e depois do desastre nos Compartimentos 2-B e 3.



Conforme as avaliações apresentadas, é possível afirmar que não houve danos significativos à vegetação causados pela movimentação da lama nos Compartimentos 2 e 3, entretanto é precipitado afirmar que danos crônicos não possam vir a ocorrer nestas áreas. Somente monitoramentos contínuos da vegetação ripária e análises integradas dos meios físico e biótico poderão confirmar ou não a ocorrência destas possíveis modificações ao longo do tempo.

2.3.3 SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA POR IMPLANTAÇÃO DE INFRAESTRUTURA

A passagem da lama causou a destruição de diversas edificações, especialmente nas localidades de Bento Rodrigues, Gesteira e Paracatu de Baixo. Conforme firmado no Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC), a Fundação Renova é responsável pela reconstrução, recuperação e realocação destas localidades e de outras estruturas afetadas pelo desastre. A execução destas ações em determinados casos pode demandar supressão de vegetação nativa para a alocação destas estruturas.

As áreas referentes a este dano compreendem o trecho desde a barragem de Fundão, no município de Mariana - MG, até a UHE Risoleta Neves no município de Rio Doce - MG. Foram incluídos também o barramento construído no rio Pequeno, próximo a lagoa de Juparanã (Linhares – ES) a Fazenda Floresta (Rio Doce – MG), assim como os limites das poligonais de reassentamento relativas à Nova Bento Rodrigues (Mariana – MG), Nova Gesteira (Barra Longa – MG) e Nova Paracatu de Baixo (Mariana – MG).

2.3.3.1 Obras Emergenciais

As obras a seguir tratadas referem-se à abertura de estradas, acessos, áreas de empréstimo, entre outras alterações realizadas para a execução das ações emergenciais. O mapeamento dos polígonos relativos às obras emergenciais estão apresentados nas Figura 211 e Figura 212 compreenderam uma área de 225,21 ha. A partir do mapeamento do uso do solo e dos polígonos vetorizados, foi realizado o geoprocessamento das informações, com o objetivo de quantificar as áreas por classes afetadas pelas obras emergenciais, conforme mostrado na Tabela 71.

Figura 211 – Polígonos relativos às obras emergenciais entre a Barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

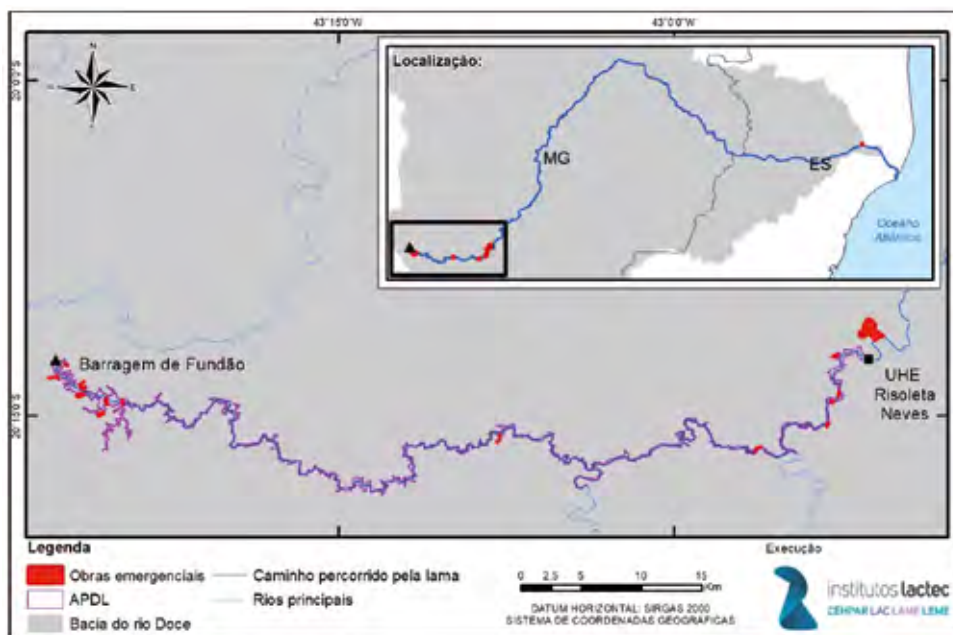


Figura 212 – Polígono relativo à obra relativa ao barramento no rio Pequeno.



Tabela 71 – Classes de uso do solo afetadas pelas obras emergenciais

Classe afetada pelas obras emergenciais	Área (ha)	% da área afetada pelas obras emergenciais
Agricultura	1,88	0,84
Campo e Pasto	162,00	71,93
Área urbanizada	0,65	0,29
Corpos d'água	0,39	0,17
Vegetação Nativa	60,29	26,77
TOTAL	225,21	100,00

Dentro da classe de vegetação nativa estão agrupadas as quatro subclasses de Mata Nativa, Vegetação Secundária Inicial, Campos Rupestres e Várzeas. Desta forma, as áreas danificadas dentro das subclasses estão apresentadas na Tabela 72 abaixo.

Tabela 72 – Classes de vegetação nativa afetadas pelas obras emergenciais

Classe de vegetação nativa afetada pelas obras emergenciais	Área (ha)
Campo Rupestre	4,32
Mata Nativa	20,74
Várzea	2,78
Vegetação secundaria inicial	32,44
Total de Vegetação Nativa	60,29

2.3.3.2 Reassentamentos

Com base na lei 12.651/12 do Código Florestal Brasileiro e na Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce, escala 1:50.000/1:100.000, confeccionada em 2017 e disponibilizada pela ANA - Agência Nacional de Águas, foram geradas e calculadas as áreas das APP's (áreas de preservação permanente), para as poligonais relativas aos reassentamentos da Nova Bento Rodrigues (Mariana – MG), Nova Gesteira (Barra Longa –MG) e Nova Paracatu de Baixo (Mariana – MG), a fim de deduzi-las do valor total das áreas dos polígonos de reassentamento, quando na determinação das áreas e das classes afetadas.

As áreas de reassentamento totalizaram 441,63 ha e podem ser observadas na Figura 213. De modo a quantificar as áreas das classes afetadas, foi realizado o geoprocessamento utilizando o mapeamento do uso do solo e os polígonos de reassentamento. Os resultados são apresentados na Tabela 73. Cabe ressaltar que, conforme citado anteriormente, as áreas referentes às APP's, não estão sendo consideradas neste cálculo, pois presume-se que o uso do solo nestes casos, não será alterado.

Figura 213 – Áreas de reassentamento.

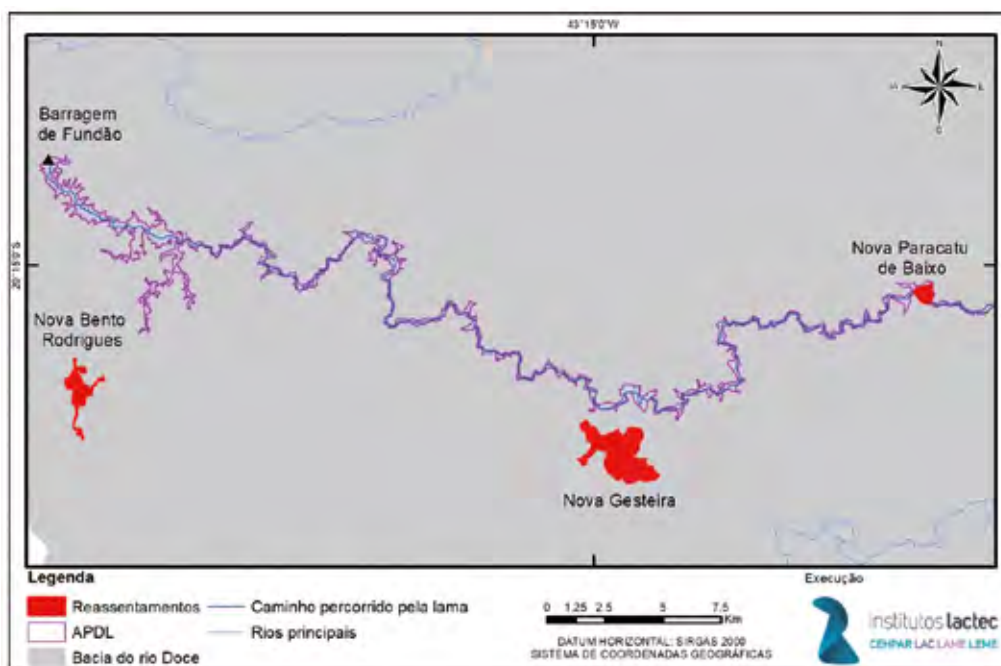


Tabela 73 – Classes de uso do solo afetadas pelas áreas de reassentamento.

Classe afetada pelas obras de reassentamento	Área (ha)	% da área afetada pelas obras de reassentamento
Agricultura	7,01	1,59
Campo e Pasto	248,13	56,18
Reflorestamento	15,31	3,47
Vegetação Nativa	171,18	38,76
TOTAL	441,63	100,00

Assim como nas obras emergenciais, na classe de vegetação nativa da tabela acima estão incluídas as subclasses de Mata Nativa, Vegetação Secundária Inicial, Várzeas. Nas obras de reassentamento não houve dano às vegetações de várzea. Desta forma, as áreas danificadas dentro das subclasses estão apresentadas na Tabela 74 abaixo.

Tabela 74 – Classes de vegetação nativa afetadas pelas áreas de reassentamentos.

Classes afetadas pelas obras de reassentamento	Área (ha)
Mata Nativa	88,11
Várzea	5,78
Vegetação secundaria inicial	77,30
Total de Vegetação Nativa	171,18

Este dano foi considerado grave devido ao tamanho da área suprimida. Embora os locais alterados provavelmente jamais voltem a sustentar vegetação nativa, o dano é considerado parcialmente reversível caso sejam aplicadas medidas de compensação para a supressão da vegetação. A tendência

é de aumentar, visto que possivelmente novas áreas venham a ser suprimidas a partir de demandas para a implantação de obras de infraestrutura.

2.3.4 PERDA DE BIODIVERSIDADE DE FLORA

A perda da biodiversidade de flora foi avaliada através da estimativa do número de espécies de diferentes grupos botânicos presentes nos ambientes afetados. Também foi considerado o número de espécies ameaçadas de extinção ou protegidas. Destaca-se que todas as espécies abaixo relacionadas, especialmente as encontradas no Compartimento 1, foram afetadas pelo desastre, perdendo determinado número de indivíduos.

A Tabela 75 abaixo apresenta um quadro geral demonstrativo do número de espécies afetadas, número de espécies endêmicas, ameaçadas de extinção e protegidas, e a seguir são apresentadas as análises por grupo. É importante destacar que nesta tabela e para a finalidade de aferição de indicadores, foram utilizados também os quantitativos relativos às espécies de várzea, macrófitas aquáticas e reófitas, entretanto as análises mais detalhadas destes grupos estão no TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à influência do rio. Os registros fotográficos das espécies encontradas nos levantamentos ao longo do rio Doce (todos os compartimentos) encontra-se no Apêndice Q.

Tabela 75 – Quantitativo de espécies afetadas pelo desastre

Grupo	Nº de Espécies	Nº Espécies Ameaçadas	Nº Espécies endêmicas	Nº Espécies protegidas
Inventário Florestal	206	9	-	-
Trepadeiras	128	-	-	-
Epífitas	28	-	-	11
Herbáceas Sub-Bosque	214	2	2	8
Vegetação Sec. Inicial	272	1	2	-
Várzeas	74	-	-	1
Campos Rupestres	209	2	8	9
Macrófitas Aquáticas	193	-	-	-
Reófitas	121	2	-	-
TOTAL	1445	16	12	29

Este dano foi considerado gravíssimo devido ao número de espécies afetadas pelo desastre dentro dos diferentes grupos e ambientes. O dano está cessado, visto que ocorreu após a passagem da lama. Gradativamente as espécies ocorrentes tendem a colonizar novamente os locais onde habitavam, o que torna o dano reversível.

2.3.4.1 Espécies arbóreas (Inventário Florestal)

A amostragem dentro do Compartimento 1 contemplou 18 parcelas em fragmentos de floresta nativa localizados entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves (Figura 214). O levantamento apontou a ocorrência de 206 espécies, sendo que 6 destas não puderam ser identificadas a nível de espécie.

Levando em consideração todos os compartimentos foram, ao todo, 408 espécies identificadas, 44 não identificadas e 5 amostras nas quais só foi possível chegar até o gênero. Os resultados das avaliações para os compartimentos 2 e 3 encontram-se nos documentos suplementares – resultados do inventário florestal.

Figura 214 – Aspecto das parcelas de inventário florestal no Compartimento 1.



Quando analisado o número de indivíduos por espécie e por hectare (DA), bastaram 16 espécies para superar a quantidade de 50% dos indivíduos inventariados, excluindo mortas e aquelas sem material botânico. Em ordem decrescente de número de indivíduos inventariados, são essas: *Xylopia sericea* A.st.-Hil., *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish, *Siparuna guianensis* Aubl., *Platypodium elegans* Vogel, *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr., *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg, *Cupania vernalis* Cambess., *Platymiscium pubescens* Micheli, *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, *Byrsonima sericea* DC., *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill., *Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) O.Berg, *Deguelia costata* (Benth.) Az.-Tozzi, *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld e *Trichilia pallida* sw.

Em outra importante análise 21 espécies arbóreas apresentaram uma frequência em pelo menos 9 das 18 parcelas inventariadas. Em ordem decrescente de frequência são elas: *Platypodium elegans* Vogel, *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth., *Xylopia sericea* A.st.-Hil., *Siparuna guianensis* Aubl., *Trichilia pallida* sw., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Casearia sylvestris* Sw., *Eugenia florida* DC., *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr., *Cupania vernalis* Cambess., *Plathymenia reticulata* Benth., *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg, *Lacistema pubescens* Mart., *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K.Schum., *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill., *Deguelia costata* (Benth.) Az.-Tozzi, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr., *Byrsonima sericea* DC., *Nectandra lanceolata* Nees, *Tabernaemontana solanifolia* A.DC. e *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera.

Ao avaliar a regeneração destaca-se a *Siparuna guianensis* Aubl. e *Trichilia pallida* sw. que possuem a regeneração mais contundente que as demais espécies. Ressalta-se que a *Siparuna guianensis* Aubl. apareceu em 15 parcelas, se avaliado o inventário de árvores e regeneração natural, evidenciando sua ocorrência constante. Esta é também a espécie que apresenta mais indivíduos na regeneração, tanto na Classe 1, quanto na Classe 2.

Apenas 6 espécies tiveram frequência em até 9 das 18 parcelas inventariadas. Em ordem decrescente de frequência são elas: *Siparuna guianensis* Aubl., *Trichilia pallida* sw., *Xylopia sericea* A.st.-Hil.,

Lacistema pubescens Mart., *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan.

Também válido apontar as 7 espécies que correspondem a praticamente 50% da regeneração classe 2, acima de 4 m de altura. Em ordem decrescente de número de indivíduos na classe 2: *Siparuna guianensis* Aubl., *Xylopia sericea* A.st.-Hil., *Cupania vernalis* Cambess., *Brosimum lactescens* (S.Moore) C.C.Berg, *Celtis brasiliensis* (Gardner) Planch., *Lacistema pubescens* Mart. e *Platydictyon elegans* Vogel.

Em paralelo, verifica-se que a regeneração natural é menos diversificada que a comunidade arbórea adulta. Situação que chama atenção para o possível futuro empobrecimento de diversidade da vegetação. A seguir é apresentada uma comparação entre a diversidade da comunidade arbórea adulta e a regeneração natural (Tabela 76).

Tabela 76 – Comparação dos índices de diversidade do estrato arbóreo e regeneração natural

PARÂMETROS	Árvores	Regeneração Natural
Índice de Shannon (H')	4,17	3,70
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,78	0,76
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,97	0,94
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	1 : 31,81	1 : 12,35

Quanto à ocorrência de espécies ameaçadas de extinção, foram encontradas 7 espécies listadas na portaria mmA 443/14, enquanto o livro vermelho de espécies ameaçadas classifica ainda a espécie *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret (Tabela 77). O significado das siglas utilizadas para a classificação encontra-se no Anexo XIII.

Tabela 77 – Relação das espécies arbóreas ameaçadas de extinção.

Família	Espécie	Portaria mmA 443/14	Livro Vermelho
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	-	LC
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	VU - 501	VU A2cd
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	EN - 874	EN A2abcd
Fabaceae Caesalpinioideae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	VU - 953	VU A2d
Fabaceae Faboideae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	VU - 970	VU A4bcd
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	EN - 1153	EN A4d; B2ab(iii,iv,v)
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	VU - 1380	VU A2cd
Moraceae	<i>Ficus cyclophylla</i> (Miq.) Miq.	VU - 1396	VU A2cd

Já no livro *Catálogo das Árvores Nativas de Minas Gerais* (OLIVEIRA-FILHO, 2006), foram identificadas 5 espécies raríssimas, 13 muito raras e 16 raras, conforme relação apresentada na Tabela 78.

Tabela 78 – Classificação das espécies de acordo com o catálogo de árvores de MG.

Família	Espécie	Catálogo Árvores de MG
Anacardiaceae	<i>Spondias macrocarpa</i> Engl.	Raríssima
Apocynaceae	<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson	Rara
	<i>Tabernaemontana solanifolia</i> A.DC.	Muito rara
Araliaceae	<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	Rara
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Rara
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Muito rara
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera petiolaris</i> Mart.	Rara
Combretaceae	<i>Terminalia phaeocarpa</i> Eichler	Rara
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Rara
Ebenaceae	<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	Rara
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum vacciniifolium</i> Mart.	Muito rara
Euphorbiaceae	<i>Manihot anomala</i> Pohl	Muito rara
	<i>Sapium haemospermum</i> Müll.Arg.	Muito rara
Fabaceae Cercideae	<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	Raríssima
	<i>Centrolobium microchaete</i> (Mart. ex Benth.) H.C.Lima	Muito rara
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Muito rara
Fabaceae Faboideae	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Rara
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Rara
	<i>Swartzia acutifolia</i> Vogel	Rara
Fabaceae Mimosoideae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Muito rara
Lamiaceae	<i>Hyptidendron canum</i> (Pohl ex Benth.) Harley	Rara
Malvaceae	<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	Muito rara
	<i>Pterygota brasiliensis</i> Allemão	Rara
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Muito rara
Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Raríssima
	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Raríssima
Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	Rara
Nyctaginaceae	<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	Rara
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (spreng.) Harms	Rara
Rubiaceae	<i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Raríssima
Salicaceae	<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	Muito rara
	<i>Xylosma venosa</i> N.E.Br.	Muito rara
Sapindaceae	<i>Toulicia laevigata</i> Radlk.	Rara
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Muito rara

2.3.4.2 Epífitas

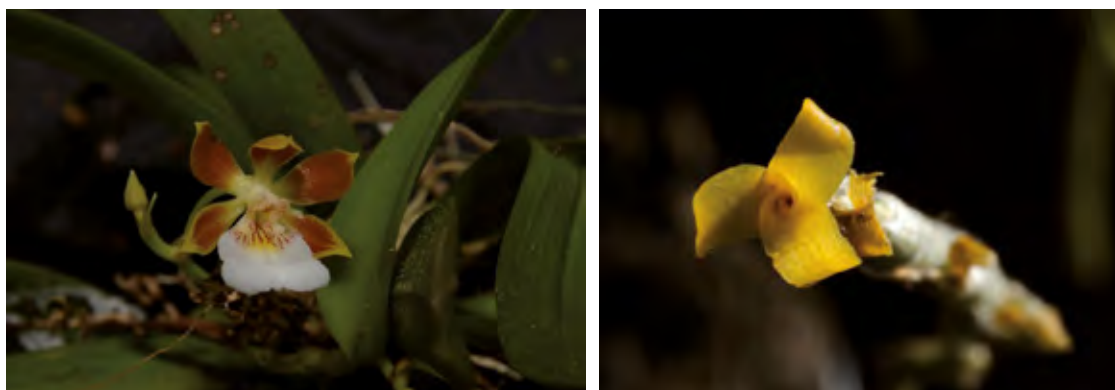
A amostragem florística das espécies epífitas em toda a bacia do rio Doce totalizou 74 espécies, pertencentes a 39 gêneros e 9 famílias botânicas (Tabela 79), tanto nas unidades amostrais (forófitos) quanto na amostragem florística no entorno dos pontos de amostragem. Considerando apenas o Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves), a amostragem abrangeu 28 espécies, de 22 gêneros e 8 famílias botânicas. Do total de espécies, 17 foram identificadas apenas em nível de gênero, devido à falta de estruturas reprodutivas no momento da amostragem.

Tabela 79 – Composição florística de espécies epífitas amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		FORÓFITOS		FLORÍSTICA + FORÓFITOS	
	C1	AT	C1	AT	C1	AT
Número de espécies	20	53	12	56	28	74
Número de gêneros	19	35	12	31	22	39
Número de famílias	7	8	8	8	8	9

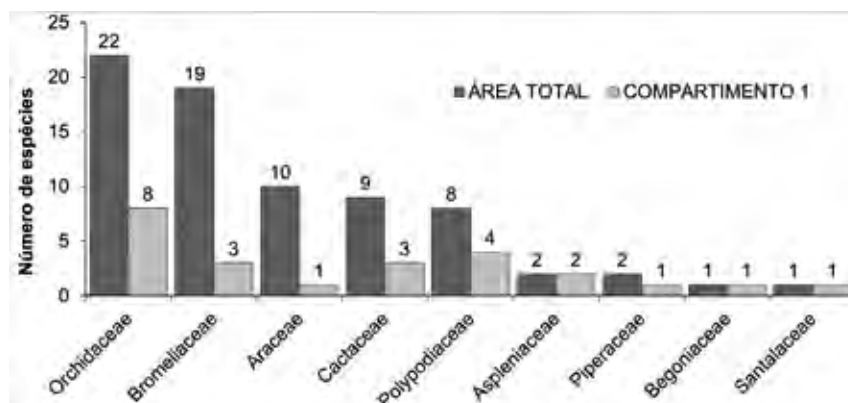
Considerando as formas de amostragem, 56 espécies foram amostradas no levantamento fitossociológico de toda a área, enquanto 53 espécies foram verificadas no levantamento florístico do entorno dos locais de amostragem em toda a bacia do rio Doce. Considerando apenas o Compartimento 1, foram amostradas 12 espécies no levantamento fitossociológico enquanto 20 espécies foram observadas no levantamento florístico (Figura 215).

Figura 215 – Exemplos de epífitas encontradas no levantamento.



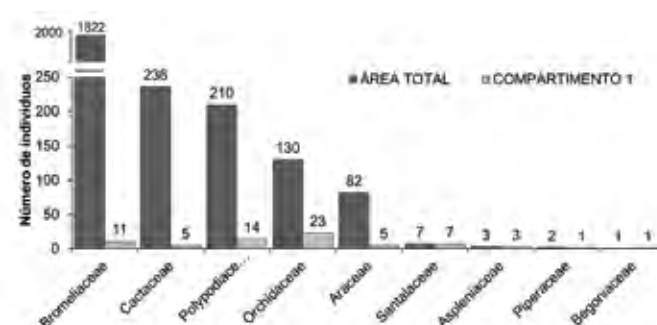
A família botânica com maior número de espécies epífitas na área total foi Orchidaceae, com 22 espécies em toda a área e 8 espécies no Compartimento 1 (Figura 216). A família Bromeliaceae também apresentou elevada quantidade de espécies na área total (19), porém com menor quantidade de espécies no Compartimento 1 (3). Além dessas, as famílias Araceae (10 espécies), Cactaceae (9 espécies) e Polypodiaceae (8 espécies) se destacaram na área total, apresentando baixo número de espécies no Compartimento 1 (1, 3 e 4 espécies cada, respectivamente).

Figura 216 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas unidades amostrais de epífitas (forófitos) ao longo da bacia do rio Doce.



Comparando o número de indivíduos de epífitas amostrados nas unidades amostrais (forófitos) de toda a bacia do rio Doce (Figura 217), a família Bromeliaceae se destacou amplamente (1822 indivíduos), seguida pelas famílias Cactaceae (236) e Polypodiaceae (210). No Compartimento 1, poucos indivíduos foram amostrados, sendo que as famílias Orchidaceae (23) e Polypodiaceae (14) apresentaram o maior número de indivíduos.

Figura 217 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de epífitas (forófitos) ao longo da bacia do rio Doce.



Com relação às espécies epífitas amostradas na área em estudo e que se encontram sob algum grau de ameaça de extinção nas listagens consultadas (Tabela 80), 37 indivíduos de quatro espécies da família Orchidaceae constam como ‘vulnerável’ ou ‘em perigo’: *Cattleya guttata* e *Cycnoches pentadactylum* pela lista nacional (MMA, 2014) e *Cattleya guttata*, *Cyrtopodium gigas* e *Trichocentrum fuscum* pela lista estadual (IEMA, 2005). *Philodendron stenolobum* (Araceae) é endêmica do Espírito Santo, onde foram encontrados 10 indivíduos. Nenhuma destas espécies ocorre no Compartimento 1.

Tabela 80 – Espécies epífitas endêmicas, ameaçadas de extinção ou protegidas por lei, amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Compartimento 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
ESPÉCIE ENDÊMICA				
Araceae	<i>Philodendron stenolobum</i>	-	10	Espírito Santo
ESPÉCIE AMEAÇADA (MMA 2014)				
Orchidaceae	<i>Cattleya guttata</i>	-	22	Vulnerável
Orchidaceae	<i>Cycnoches pentadactylum</i>	-	8	Em Perigo

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Compartimento 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
ESPÉCIE AMEAÇADA (IEMA 2005)				
Orchidaceae	<i>Cattleya guttata</i>	-	22	Vulnerável
Orchidaceae	<i>Cyrtopodium gigas</i>	-	3	Vulnerável
Orchidaceae	<i>Trichocentrum fuscum</i>	-	4	Vulnerável
ESPÉCIES PROTEGIDAS (CITES 2017)				
Cactaceae	Cactaceae spp (9 espécies)	2	202	Apêndice II
Orchidaceae	Orchidaceae spp (21 espécies)	11	109	Apêndice II

Os valores indicados no Compartimento 1 e a na Área Total representam a quantidade de indivíduos amostrados. Categoria de ameaça CITES: Apêndice II, espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência.

Todas as espécies das famílias Cactaceae e Orchidaceae constam no Apêndice II do CITES, o que indica que se encontram protegidas contra exploração e comercialização predatória por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Foram encontradas 9 espécies e 202 indivíduos de Cactaceae e 21 espécies e 109 indivíduos de Orchidaceae. As duas famílias têm ocorrência para o Compartimento 1. Não foi encontrada nenhuma espécie de epífita exótica.

Considerando somente as parcelas amostradas no Compartimento 1 (Tabela 81), a análise fitossociológica das espécies epífitas mostrou que a espécie *Phoradendron crassifolium* se destacou das demais quanto ao Valor de Importância epifítico, em função da elevada frequência. Além desta, as espécies *Portea petropolitana*, *Asplenium auritum*, *Eurystyles actinosophila*, *Peperomia alata* e *Philodendron minarum* se destacaram, totalizando 73% do Valor de Importância epifítico.

Tabela 81 – Parâmetros fitossociológicos das espécies epífitas amostradas nas unidades amostrais (forófitos) do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves) da bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind.)	NF	FA (%)	FR (%)	DoA (%)	DoR (%)	VI _{eq} (%)
<i>Phoradendron crassifolium</i>	5	5	27,78	27,78	5	16,67	22,22
<i>Portea petropolitana</i>	3	3	16,67	16,67	7	23,33	20,00
<i>Asplenium auritum</i>	2	1	5,56	5,56	3	10,00	7,78
<i>Eurystyles actinosophila</i>	8	1	5,56	5,56	3	10,00	7,78
<i>Peperomia alata</i>	1	1	5,56	5,56	3	10,00	7,78
<i>Philodendron minarum</i>	5	1	5,56	5,56	3	10,00	7,78
<i>Catsetum barbatum</i>	1	1	5,56	5,56	1	3,33	4,44
<i>Encyclia patens</i>	1	1	5,56	5,56	1	3,33	4,44
<i>Gomesa sp1</i>	1	1	5,56	5,56	1	3,33	4,44
<i>Pleopeltis astrolepis</i>	1	1	5,56	5,56	1	3,33	4,44
<i>Rhipsalis pacheco-leonis</i>	2	1	5,56	5,56	1	3,33	4,44
<i>Vriesea friburgensis</i>	1	1	5,56	5,56	1	3,33	4,44
TOTAL	31	18	100	100	30	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; NF = número de fustes onde a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; VI_{eq} = valor de importância epifítico.

Comparando os parâmetros gerais da análise fitossociológica das espécies epífitas amostradas nas unidades amostrais (forófitos) do Compartimento 1 e da área total (Tabela 82), percebe-se que o número de famílias foi igual entre as duas áreas, embora o número de espécies tenha sido muito superior na área total em comparação ao Compartimento 1. O Índice de Diversidade de Shannon foi menor na amostragem do Compartimento 1 ($H' = 2,182$), embora o valor desse índice para as parcelas da área total tenha sido semelhante ($H' = 2,513$), sendo para os dois casos um valor relativamente baixo, indicando baixa diversidade de espécies epífitas na bacia do rio Doce.

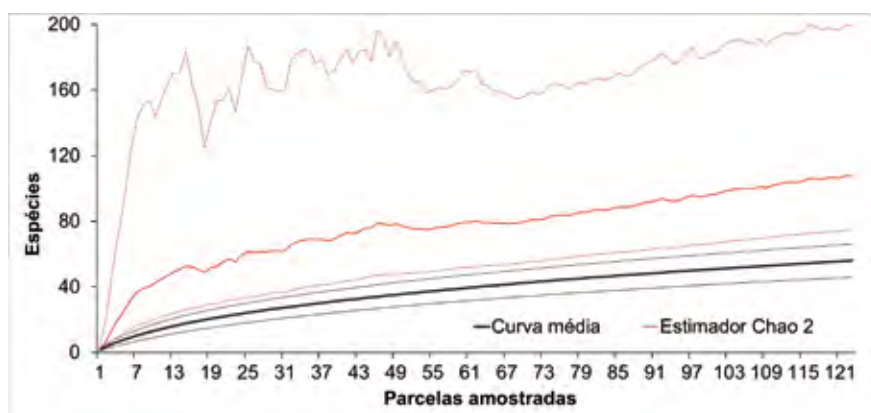
Tabela 82 – Parâmetros gerais da amostragem de epífitas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.

PARÂMETROS	Compartimento 1	ÁREA TOTAL
Número de pontos de amostragem	40	120
Número de unidades amostrais (forófitos)	18	123
Número de indivíduos amostrados	31	2.184
Número de espécies	12	56
Número de famílias	8	8
Índice de Shannon (H')	2,182	2,513
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,878	0,624
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,886	0,868
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,387	0,026

O Índice de Equabilidade de Pielou (J) e o Quociente de Mistura de Jentsch (QM) foram muito superiores no Compartimento 1, influenciados pela distribuição igualitária da abundância das espécies amostradas pela riqueza florística total, sendo que o baixo número de indivíduos de epífitas amostradas nos pontos do Compartimento 1 pode ter influenciado os valores desses índices. O Índice de Dominância de Simpson (C) apresentou pouca variação entre as parcelas do Compartimento 1 e da área total, indicando que a diversidade nos ambientes pode ser considerada similar.

Para o cálculo de suficiência amostral, o levantamento fitossociológico das espécies epífitas ao longo da bacia do rio Doce totalizou 56 espécies em 123 unidades amostrais (forófitos) (Figura 218). Como comparação, o estimador não paramétrico Chao 2 estimou 107 espécies, o que indica que a amostragem abrangeu aproximadamente 52% das possíveis espécies epífitas para a área. Em ambos os casos, as curvas não atingiram a assíntota, que representaria a sua estabilização. Para o Compartimento 1 não foi calculada a suficiência amostral porque foram amostrados poucos indivíduos nessa área.

Figura 218 – Curvas de acumulação de espécies epífitas (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) em função do número de unidades amostrais (forófitos) amostradas ao longo de toda a bacia do rio Doce.



Embora a amostragem de epífitas tenha sido realizada em uma área extensa, foram amostradas poucas espécies de epífitas, especialmente nos pontos de vegetação do Compartimento 1, que representa uma região menos favorável à presença de epífitas (ambientes florestais semidecíduais, com disponibilidade hídrica restrita à estação úmida). Dessa forma, em 120 pontos de amostragem foram amostrados 123 forófitos, nos quais foram verificadas apenas 56 espécies epífitas, o que representa uma baixa riqueza e frequência de espécies. Dessa forma, é esperada a ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies e da curva dos estimadores de espécies.

Além disso, a completa estabilização das curvas de acumulação de espécies é difícil para áreas de florestas tropicais naturais (SCHILLING et al., 2012), especialmente devido à inclusão de novas espécies à medida que são amostrados novos ambientes. Para Santos (2003), o incremento de riqueza proporcionado por uma mudança de habitat, comunidade ou sucessão vegetal ocasionam novas inclusões de espécies e dificultam a completa estabilização da curva de curva de acumulação de espécies em amostragens ecológicas.

2.3.4.3 Herbáceas florestais

A lista florística das espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal totalizou 319 espécies, pertencentes a 164 gêneros e 58 famílias botânicas (Tabela 83). Deste total, não foi possível a identificação de 5 espécies devido à falta de folhas ou estruturas reprodutivas no momento da amostragem, as quais foram denominadas como 'indeterminadas' na lista florística. Além destas, outras 74 espécies foram identificadas apenas ao nível de família ou de gênero.

Tabela 83 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		PARCELAS		FLORÍSTICA + PARCELAS	
	C1	AT	C1	AT	C1	AT
Número de espécies	102	152	112	227	175	319
Número de gêneros	74	103	63	123	103	164
Número de famílias	41	50	28	41	47	58

C1 = parâmetros da vegetação nas parcelas amostradas no Compartimento 1 (pontos de amostragem entre Mariana - MG e a UHE Risoleta Neves); AT = parâmetros da vegetação para todos os pontos de amostragem.

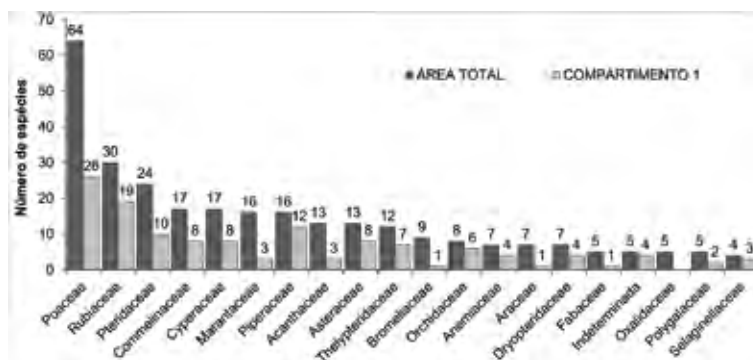
Considerando as formas de amostragem, 227 espécies foram amostradas nas parcelas de toda a área, enquanto 152 espécies foram verificadas no levantamento florístico do entorno dos pontos de amostragem em toda a bacia do rio Doce. Considerando apenas o Compartimento 1, foram amostradas 112 espécies nas parcelas e 102 espécies no levantamento florístico (Figura 219).

Figura 219 – Exemplos de herbáceas florestais encontradas no levantamento.



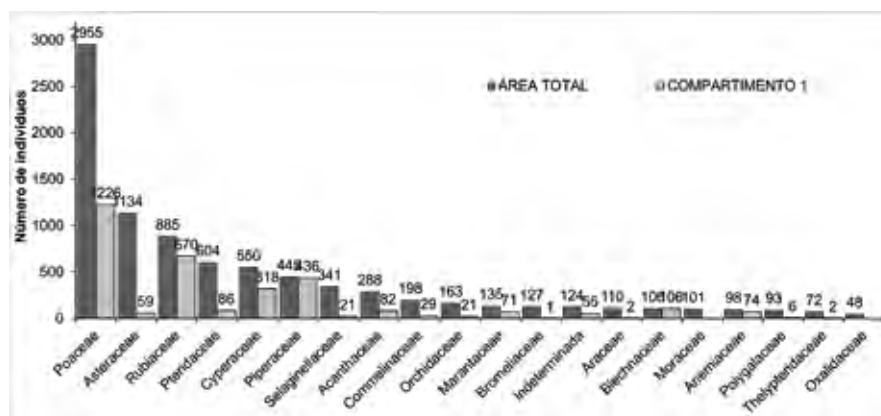
A família botânica com maior número de espécies na área total foi Poaceae, com 64 espécies em toda a área (Figura 220). As famílias Rubiaceae (30), Pteridaceae (24), Commelinaceae e Cyperaceae (17), Marantaceae e Piperaceae (16), Acanthaceae e Asteraceae (13) e Thelypteridaceae (12) também se destacaram quanto ao número de espécies. Considerando as parcelas amostradas no Compartimento 1, a família Poaceae apresentou maior riqueza com 26 espécies, seguida por Rubiaceae (19), Piperaceae (12), Pteridaceae (10), Asteraceae, Commelinaceae e Cyperaceae (8) e Thelypteridaceae (7). As demais famílias apresentaram menor número de espécies.

Figura 220 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de herbáceas florestais ao longo da bacia do rio Doce.



Quanto ao número de indivíduos herbáceos e subarbustivos de sub-bosque florestal em todas as parcelas (Figura 221), a família Poaceae também se destacou (2955 indivíduos), seguida pelas famílias Asteraceae (1134), Rubiaceae (885), Pteridaceae (604), Cyperaceae (550), Piperaceae (445) e Selaginellaceae (341). Para as demais famílias, foram amostrados menos que 300 indivíduos cada em toda a bacia do rio Doce. Considerando as parcelas amostradas no Compartimento 1, a família Poaceae apresentou maior número de indivíduos (1226), seguida por Rubiaceae (670), Piperaceae (436) e Cyperaceae (318), sendo que para as demais famílias foram amostrados menos que 100 indivíduos cada nas parcelas amostradas entre Mariana e a UHE Risoleta Neves.

Figura 221 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de herbáceas e subarbusivas de sub-bosque florestal ao longo da bacia do rio Doce.



Com relação às espécies herbáceas e subarbusivas de sub-bosque florestal amostradas na área em estudo e que se encontram sob algum grau de ameaça de extinção nas listagens consultadas (Tabela 84), foram encontradas 14 espécies protegidas pela legislação do Espírito Santo (IEMA, 2005) nas categorias ‘vulnerável’ e ‘em perigo’ e três protegidas pela legislação federal (MMA, 2014) nas categorias ‘em perigo’, ‘vulnerável’ e ‘criticamente em perigo’. Destas espécies, *Sinningia elatior* (Gesneriaceae), *Ichnanthus bambusiflorus* (Poaceae) e *Piper vicosanum* (Piperaceae) ocorrem no Compartimento 1.

Tabela 84 – Espécies herbáceas e subarbusivas de sub-bosque florestal, consideradas raras, endêmicas, ameaçadas de extinção ou protegidas, amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Compartimento 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
ESPÉCIE RARA				
Commelinaceae	<i>Tripogandra warmingiana</i>	-	FL	-
ESPÉCIES ENDÊMICAS				
Acanthaceae	<i>Justicia riparia</i>	68	68	Minas Gerais
Acanthaceae	<i>Ruellia subsessilis</i>	-	40	MG/ES
Dryopteridaceae	<i>Lastreopsis acuta</i>	6	13	MG/ES
Thelypteridaceae	<i>Goniopteris semirii</i>	-	2	Minas Gerais
ESPÉCIES AMEAÇADAS (IEMA 2005)				
Acanthaceae	<i>Chamaeranthemum beyrichii</i>	-	26	Vulnerável
Acanthaceae	<i>Justicia scheidweileri</i> **	-	FL	Vulnerável
Bromeliaceae	<i>Aechmea maasii</i>	-	18	Vulnerável
Gesneriaceae	<i>Sinningia elatior</i> **	FL	FL	Vulnerável
Heliconiaceae	<i>Heliconia episcopalis</i> **	-	4	Vulnerável
Marantaceae	<i>Sarante composita</i>	-	FL	Vulnerável
Moraceae	<i>Dorstenia bonijesu</i> **	-	3	Vulnerável
Moraceae	<i>Dorstenia cayapia</i>	-	98	Em perigo
Moraceae	<i>Dorstenia milaneziana</i>	-	FL	Em perigo
Oxalidaceae	<i>Oxalis clausenii</i>	-	1	Vulnerável
Piperaceae	<i>Piper vicosanum</i> **	4	4	Em perigo
Poaceae	<i>Cryptochloa capillata</i>	-	FL	Em perigo

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Compartimento 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
Poaceae	<i>Ichnanthus bambusiflorus</i> **	24	24	Em perigo
Poaceae	<i>Streptochaeta spicata</i> **	-	FL	Em perigo
ESPÉCIE AMEAÇADA (MMA 2014)				
Pteridaceae	<i>Adiantum tetragonum</i>	-	6	Em perigo
Oxalidaceae	<i>Oxalis mandiocana</i>	-	1	Vulnerável
Oxalidaceae	<i>Oxalis clausenii</i>	-	1	Criticamente em Perigo
ESPÉCIES PROTEGIDAS (CITES 2017)				
Cactaceae	<i>Cereus fernambucensis</i>	-	7	Apêndice II
Cyatheaceae	Cyatheaceae spp (3 espécies)	FL	-	Apêndice II
Orchidaceae	Orchidaceae spp (6 espécies)	7	8	Apêndice II

Os valores indicados no Compartimento 1 e na Área Total representam a quantidade de indivíduos amostrados. Categoria de ameaça CITES: Apêndice II, espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência; FL = espécie amostrada apenas no levantamento florístico; **Espécies protegidas pela legislação estadual do Espírito Santo, mas que somente foram amostradas no estado de Minas Gerais, que não possui legislação vigente.

Algumas espécies protegidas pelo Decreto Nº 1.499-R de de 13 de junho de 2005 (IEMA, 2005), foram encontradas apenas nos pontos de amostragem do estado de Minas Gerais, que não possui legislação vigente sobre espécies ameaçadas, são elas: *Justicia scheidweileri*, *Sinningia elatior*, *Heliconia episcopalis*, *Dorstenia bonijesu*, *Ichnanthus bambusiflorus* e *Streptochaeta spicata*.

Tripogandra warmingiana (Commeliaceae), amostrada apenas no levantamento florístico, é considerada espécie rara, segundo Giulietti et al. (2009). *Justicia riparia* (Acanthaceae) e *Goniopteris semirii* (Thelypteridaceae) são endêmicas de Minas Gerais enquanto *Ruellia subsessilis* (Acanthaceae) e *Lastreopsis acuta* (Dryopteridaceae) são endêmicas de Minas Gerais e do Espírito Santo. Destas espécies endêmicas, *J. riparia* e *L. acuta* ocorrem no Compartimento 1.

Todas as espécies das famílias Cactaceae, Cyatheaceae e Orchidaceae constam no Apêndice II do CITES, o que indica que se encontram protegidas contra exploração e comercialização predatória por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Foram encontradas 1 espécie e 7 indivíduos de Cactaceae (*Cereus fernambucensis*), 3 espécies de Cyathaceae amostradas apenas no levantamento florístico e 6 espécies com 8 indivíduos de Orchidaceae. As duas últimas famílias têm ocorrência para o Compartimento 1.

A análise fitossociológica das espécies herbáceas florestais amostradas em toda a bacia do rio Doce (Tabela 85) mostra que a espécie *Parodiolyra micrantha* apresentou o maior Valor de Importância, em função da elevada frequência e cobertura. Quanto a densidade de indivíduos, a espécie *Blainvillea acmella* apresentou o maior valor. Além destas, destacaram-se as espécies *Parodiophylloclhoa penicillata*, *Adiantum latifolium*, *Chusquea* sp1, *Piper viminifolium*, *Scleria secans*, *Palicourea marcgravii*, *Ocellochloa pulchella* e *Acroceras zizanioides*, que somadas juntas totalizaram 38% do Valor de Importância. As demais 217 espécies somaram cerca de 62% do Valor de Importância.

Tabela 85 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas em todos os pontos de amostragem ao longo da bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	CA	CR (%)	VI (%)
<i>Parodiolyra micrantha</i>	500	1761	6,2	16	16,3	6,0	2636	11,9	8,0
<i>Adiantum latifolium</i>	504	1775	6,3	55	7,7	2,8	1199	5,4	4,8
<i>Blainvillea acmella</i>	734	2585	9,1	22	3,1	1,1	806	3,6	4,6
<i>Parodiophylloclhoa penicillata</i>	157	553	1,9	38	5,4	2,0	1403	6,3	3,4
<i>Chusquea</i> sp1	166	585	2,1	50	7,0	2,6	1240	5,6	3,4
<i>Piper viminifolium</i>	272	958	3,4	46	6,5	2,4	938	4,2	3,3
<i>Scleria secans</i>	245	863	3,0	88	12,4	4,5	351	1,6	3,1
<i>Palicourea marcgravii</i>	221	778	2,7	81	11,4	4,2	245	1,1	2,7
<i>Ocellochloa pulchella</i>	198	697	2,5	43	6,1	2,2	411	1,9	2,2
<i>Acroceras zizanioides</i>	180	634	2,2	35	4,9	1,8	498	2,3	2,1
Outras (217 espécies)	4876	17169	60,5	1371	193,1	70,5	12390	56,0	62,4
TOTAL	8053	28356	100	1945	274	100	22117	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CA = cobertura absoluta; CR = cobertura relativa; VI = valor de importância.

Considerando somente as parcelas amostradas no Compartimento 1 (Tabela 86), a análise fitossociológica das espécies herbáceas florestais mostra que a espécie *Parodiolyra micrantha* também apresentou o maior Valor de Importância, em função da elevada densidade, frequência e cobertura. Além desta, as espécies *Chusquea* sp1, *Parodiophylloclhoa penicillata*, *Piper viminifolium*, *Palicourea marcgravii*, *Ocellochloa pulchella*, *Merostachys* sp1, *Scleria secans*, *Psychotria hoffmannseggiana* e *Piper ottonoides* se destacaram, totalizando 55% do Valor de Importância. As demais 102 espécies somaram 45% do Valor de Importância.

Tabela 86 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas nos pontos de amostragem do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves) da bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	CA	CR (%)	VI (%)
<i>Parodiolyra micrantha</i>	330	2845	9,9	65	22,4	6,3	1966	17,5	11,2
<i>Chusquea sp1</i>	166	1431	5,0	50	17,2	4,8	1240	11,0	6,9
<i>Parodiophylloclhoa penicillata</i>	149	1284	4,5	36	12,4	3,5	1389	12,3	6,8
<i>Piper viminifolium</i>	272	2345	8,1	46	15,9	4,4	938	8,3	7,0
<i>Palicourea marcgravii</i>	203	1750	6,1	75	25,9	7,2	224	2,0	5,1
<i>Ocellochloa pulchella</i>	198	1707	5,9	43	14,8	4,1	411	3,7	4,6
<i>Merostachys sp1</i>	111	957	3,3	16	5,5	1,5	713	6,3	3,7
<i>Scleria secans</i>	125	1078	3,7	54	18,6	5,2	218	1,9	3,6
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	148	1276	4,4	47	16,2	4,5	255	2,3	3,7
<i>Piper ottonoides</i>	106	914	3,2	24	8,3	2,3	371	3,3	2,9
Outras (102 espécies)	1538	13259	46,0	582	200,7	56,1	3535	31,4	44,5
TOTAL	3346	28845	100	1038	358	100	11260	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CA = cobertura absoluta; CR = cobertura relativa; VI = valor de importância.

Comparando os parâmetros da análise fitossociológica das espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas no Compartimento 1 e na área total (Tabela 87), percebe-se que a densidade de indivíduos foi semelhante entre as áreas, apesar de ter sido amostrada maior número de famílias e de espécies na área total. O Índice de Diversidade de Shannon, tanto para o Compartimento 1 ($H' = 4,309$) quanto para a área total ($H' = 3,708$) sem mostraram elevados, indicando alta diversidade de espécies.

Tabela 87 – Parâmetros gerais da vegetação herbácea e subarbustiva de sub-bosque florestal amostrada no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.

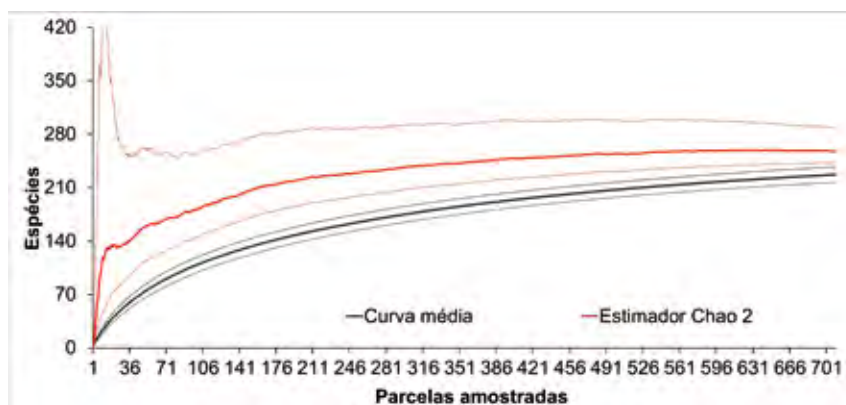
PARÂMETROS	Compartimento 1	ÁREA TOTAL
Número de pontos de amostragem	30	72
Número de parcelas efetivamente amostradas	290	710
Número de indivíduos amostrados	3.346	8.053
Número de espécies	112	227
Número de famílias	28	41
Densidade de indivíduos (ind. ha ⁻¹)	28.845	28.356
Índice de Shannon (H')	3,708	4,309
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,786	0,794
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,961	0,974
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,033	0,028
Área suprimida pela lama - mata nativa (ha)	430,07	-
Estimativa do número de indivíduos suprimidos	12.405.405	-

O Índice de Equabilidade de Pielou (J), o Índice de Dominância de Simpson (C) e o Quociente de Mistura de Jentsch (QM) apresentaram valores semelhantes entre as áreas, o que indica que vegetação do Compartimento 1, que foi afetada pela passagem da lama, não difere da vegetação do restante da bacia do rio Doce quanto à distribuição da abundância das espécies, nem em relação a diversidade total de espécies, apresentando padrões similares.

A estimativa do número de indivíduos de herbáceas e subarbustivas florestais suprimidos pela passagem da lama considerou a densidade total de indivíduos computada no diagnóstico no Compartimento 1 (28.845 indivíduos por hectare) e área total de mata nativa suprimida pela lama, calculada em 430,07 hectares. Nessa área, estima-se a supressão de 12.405.405 indivíduos do grupo herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal.

Em relação à suficiência amostral, o levantamento fitossociológico das espécies herbáceas florestais ao longo da bacia do rio Doce totalizou 227 espécies em 710 parcelas amostradas (Figura 222). Como comparação, o estimador não paramétrico Chao 2 estimou 257 espécies, o que indica que a amostragem abrangeu aproximadamente 88% das espécies possíveis para a área. Além disso, a curva do estimador Chao 2 atingiu a assíntota (tanto a curva espécie-parcela quanto a curva espécie-indivíduo), o que representa a sua estabilização. No entanto, a curva média de acumulação de espécies não apresentou estabilização com o número total de parcelas amostradas, apesar de um número significativo de espécies amostradas.

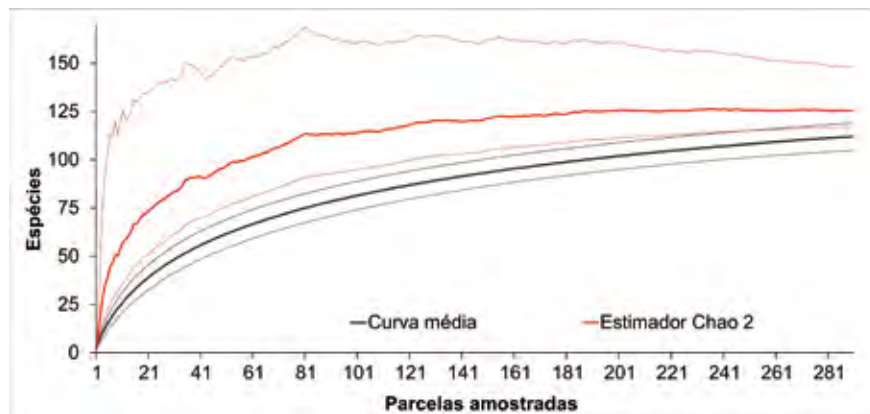
Figura 222 – Curvas de acumulação (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas nas parcelas amostradas de toda a bacia do rio Doce.



O levantamento fitossociológico das espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas no Compartimento 1 da bacia do rio Doce totalizou 112 espécies em 290 parcelas efetivamente amostradas (Figura 223). Assim como para a área total, a curva do estimador não paramétrico Chao 2 atingiu a assíntota, o que representa a sua estabilização, tendo estimado 126 espécies, o que indica que a amostragem abrangeu aproximadamente 89% das espécies possíveis para a área. Além disso, a curva do estimador Chao 2 não difere ($p < 0,05$) da curva média de acumulação de espécies, considerando os respectivos intervalos de confiança. Dessa forma, considerando os dados do levantamento fitossociológico, a amostragem de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas no Compartimento 1 apresenta suficiência amostral.

Embora a amostragem da vegetação para esse grupo biológico tenha sido realizada em uma área extensa e tenha amostrado um grande número de espécies, a completa estabilização das curvas de acumulação de espécies é difícil, uma vez que a suficiência amostral ótima só é atingida se a distribuição espacial das espécies for aleatória, o que não é caso das áreas de florestas tropicais naturais (SCHILLING et al., 2012). No caso da área de estudo, que abrange vários ambientes e uma área enorme com mais de 500 km de extensão, era esperado que essa mudança de ambientes ocasionasse um incremento de novas espécies à amostragem, especialmente espécies raras ou de ocorrência limitada. Santos (2003) cita que o incremento de riqueza proporcionado por uma mudança de habitat, comunidade ou sucessão vegetal ocasionam novas inclusões de espécies e dificultam a completa estabilização da curva de curva de acumulação de espécies em amostragens ecológicas.

Figura 223 – Curvas de acumulação (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves) da bacia do rio Doce.



2.3.4.4 Vegetação Secundária Inicial

A lista florística das espécies de vegetação secundária inicial totalizou, considerando as espécies amostradas nas parcelas e no caminhamento florístico, 433 espécies, pertencentes a 278 gêneros e 73 famílias botânicas (Tabela 88). Deste total, 60 espécies foram identificadas apenas até o nível de gênero ou família devido à falta de folhas ou estruturas reprodutivas no momento da amostragem. Em relação à contribuição de cada método de amostragem, para a área total, 390 espécies foram levantadas pelo método de parcelas enquanto o levantamento florístico elencou 101 espécies (Figura 224).

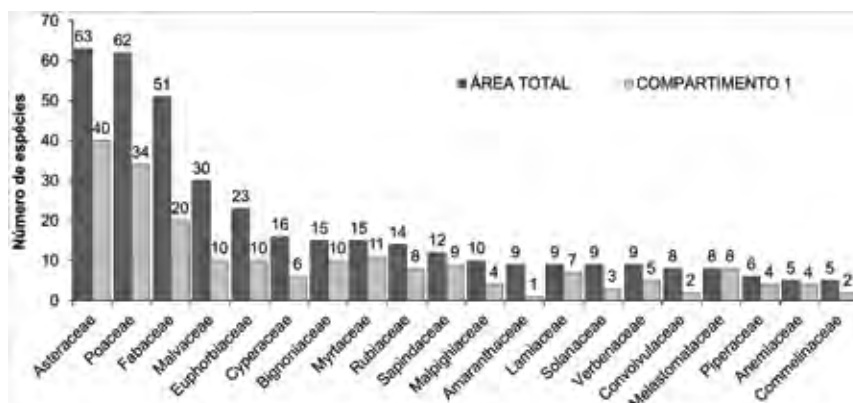
Figura 224 – Exemplos de espécies presentes na vegetação secundária inicial.**Tabela 88** – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de vegetação secundária inicial amostrada na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		PARCELAS		FLORÍSTICA + PARCELAS	
	C1	AT	C1	AT	C1	AT
Número de espécies	69	101	242	390	272	433
Número de gêneros	59	87	171	253	191	278
Número de famílias	36	43	54	69	59	73

C1 = parâmetros da vegetação nas parcelas amostradas no Compartimento 1 (parcelas entre Mariana - MG e a UHE Risoleta Neves); AT = parâmetros da vegetação para todas as parcelas amostradas.

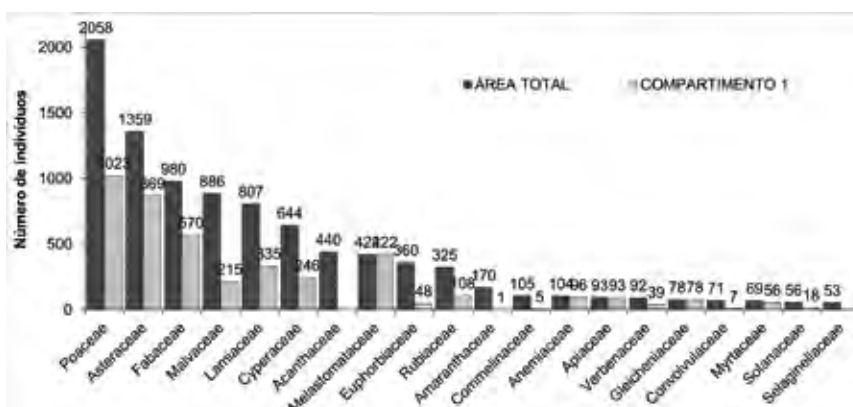
A família botânica com maior número de espécies na área total foi Asteraceae, com 63 espécies amostradas na área total e 40 espécies no Compartimento 1, seguida da família Poaceae, da qual foram levantadas 62 espécies na área total e 34 espécies no Compartimento 1 e da família Fabaceae, com 51 espécies na área total e 20 espécies no Compartimento 1 (Figura 225). Na área total, destacaram-se quanto ao número de espécies também as famílias Malvaceae (30), Euphorbiaceae (23), Cyperaceae (16), Myrtaceae e Bignoniaceae (15), sendo que essas famílias contribuíram com 10 ou mais espécies no Compartimento 1.

Figura 225 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação secundária inicial na bacia do rio Doce.



Considerando o número de indivíduos de espécies de vegetação secundária inicial amostrados nas parcelas na área total (Figura 226), a família Poaceae destacou-se das demais (2058 indivíduos), seguida pelas famílias Asteraceae (1359), Fabaceae (980), Malvaceae (886), Lamiaceae (807), Cyperaceae (644), Acanthaceae (440) e Melastomataceae (422). Especificamente para o Compartimento 1, Poaceae permaneceu como a família com maior número de indivíduos (1023 indivíduos), seguida por Asteraceae (869), Fabaceae (570), Melastomataceae (422) e Lamiaceae (440). As demais famílias, tanto para a área total quanto para o Compartimento 1, apresentaram menos de 400 indivíduos.

Figura 226 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de vegetação secundária inicial na bacia do rio Doce.



Do total de espécies encontradas nas áreas de vegetação secundária inicial avaliadas, apenas três estão ameaçadas de extinção (Tabela 89), *Dendropanax cuneatus* (Araliaceae) enquadrada na categoria 'em perigo', *Euterpe edulis* (Arecaceae) enquadrada como 'vulnerável' e *Zeyheria tuberculosa* (Bignoniaceae) como 'vulnerável'. *D. cuneatus* e *Z. tuberculosa* foram encontradas no Compartimento 1. *Chromolaena minasgeraesensis* (Asteraceae) e *Matayba mollis* (Sapindaceae) são endêmicas de Minas Gerais e foram encontradas exclusivamente no Compartimento 1, ambas com um único indivíduo.

Tabela 89 – Espécies da vegetação secundária inicial, classificadas como endêmicas ou ameaçadas de extinção, amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Compartimento 1	ÁREA TOTAL	CATEGORIA
ESPÉCIES ENDÊMICAS				
Asteraceae	<i>Chromolaena minasgeraesensis</i>	1	1	Minas Gerais
Sapindaceae	<i>Matayba mollis</i>	1	1	Minas Gerais
ESPÉCIES AMEAÇADAS (IEMA 2005)				
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> **	3	3	Em perigo
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> **	-	2	Vulnerável
ESPÉCIES AMEAÇADAS (MMA 2014)				
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	-	2	Vulnerável
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	Vulnerável
ESPÉCIES AMEAÇADAS (IUCN 2019)				
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	Vulnerável

Os valores indicados no Compartimento 1 e na Área Total representam a quantidade de indivíduos amostrados.

**Espécies protegidas pela legislação estadual do Espírito Santo, mas que só foram amostradas no estado de Minas Gerais, que não possui legislação vigente.

A análise fitossociológica das espécies de vegetação secundária inicial amostradas em toda a bacia do rio Doce (Tabela 90) mostra que as principais espécies em toda a área de estudo são *Urochloa decumbens* e *Desmodium incanum*, cujos altos Valores de Importância devem-se, sobretudo, à elevada cobertura e elevada dominância e frequência nas parcelas amostradas, respectivamente. Além destas, as espécies *Paspalum notatum*, *Clidemia urceolata*, *Melinis minutiflora* e *Megathyrsus maximus* se destacam por sua elevada cobertura enquanto *Cantinoa mutabilis* e *Waltheria indica* sobressaem pela alta densidade. As espécies *Miconia albicans* e *Elephantopus mollis* apresentaram valores equilibrados para os três parâmetros analisados. Juntas, as dez espécies mencionadas, compõe 30% do Valor de Importância enquanto as 280 demais espécies somaram aproximadamente 70% do Valor de Importância.

Tabela 90 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de vegetação secundária inicial amostradas em toda a bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	CA	CR (%)	VI (%)
<i>Urochloa decumbens</i>	268	6091	2,7	110	25,0	4,0	4477	11,7	6,1
<i>Desmodium incanum</i>	528	12000	5,4	133	30,2	4,9	899	2,3	4,2
<i>Paspalum notatum</i>	98	2227	1,0	44	10,0	1,6	2306	6,0	2,9
<i>Clidemia urceolata</i>	178	4045	1,8	69	15,7	2,5	1594	4,2	2,8
<i>Cantinoa mutabilis</i>	434	9864	4,4	40	9,1	1,5	651	1,7	2,5
<i>Waltheria indica</i>	359	8159	3,7	67	15,2	2,5	424	1,1	2,4
<i>Megathyrsus maximus</i>	248	5636	2,5	44	10,0	1,6	1175	3,1	2,4
<i>Miconia albicans</i>	221	5023	2,3	55	12,5	2,0	1101	2,9	2,4
<i>Melinis minutiflora</i>	139	3159	1,4	59	13,4	2,2	1206	3,1	2,2
<i>Elephantopus mollis</i>	298	6773	3,0	51	11,6	1,9	532	1,4	2,1
Outras (380 espécies)	7041	160023	71,8	2057	467,5	75,4	24028	62,6	69,9
TOTAL	9812	223000	100	2729	620	100	38390	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CA = cobertura absoluta; CR = cobertura relativa; VI = valor de importância.

Considerando apenas as parcelas de vegetação secundária inicial amostradas no Compartimento 1 (Tabela 91), a análise fitossociológica mostra que a espécie *Urochloa decumbens* domina com elevado valor de cobertura, porém apresentando valores consideráveis também para dominância e frequência. Além de *U. decumbens* se destacam *Desmodium incanum*, *lidemia urceolata*, *Paspalum notatum*, *Miconia albicans*, *Melinis minutiflora* e *Elephantopus mollis*, todas espécies com alto Valor de Importância também na área total. Tais espécies, juntamente com *Marsypianthes chamaedrys*, *Scleria secans* e *Andropogon bicornis* compreendem 42% do Valor de Importância das espécies amostradas no Compartimento 1. As demais 232 espécies somam 58% do Valor de Importância.

Tabela 91 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de vegetação secundária inicial amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (Mariana até a UHE Risoleta Neves).

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	CA	CR (%)	VI (%)
<i>Urochloa decumbens</i>	212	9636	4,6	74	33,6	4,7	2662	12,2	7,2
<i>Desmodium incanum</i>	410	18636	8,9	84	38,2	5,3	727	3,3	5,9
<i>Clidemia urceolata</i>	178	8091	3,9	69	31,4	4,4	1594	7,3	5,2
<i>Miconia albicans</i>	221	10045	4,8	55	25,0	3,5	1101	5,1	4,4
<i>Paspalum notatum</i>	83	3773	1,8	37	16,8	2,3	1995	9,2	4,4
<i>Melinis minutiflora</i>	139	6318	3,0	59	26,8	3,7	1206	5,5	4,1
<i>Elephantopus mollis</i>	289	13136	6,3	47	21,4	3,0	519	2,4	3,9
<i>Marsypianthes chamaedrys</i>	194	8818	4,2	33	15,0	2,1	224	1,0	2,4
<i>Scleria secans</i>	123	5591	2,7	33	15,0	2,1	435	2,0	2,3
<i>Andropogon bicornis</i>	91	4136	2,0	29	13,2	1,8	619	2,8	2,2
Outras (232 espécies)	2668	121273	57,9	1058	480,9	67,0	10709	49,1	58,0
TOTAL	4608	209455	100	1578	717	100	21788	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CA = cobertura absoluta; CR = cobertura relativa; VI = valor de importância.

Os parâmetros gerais da análise fitossociológica das espécies de vegetação secundária inicial para o Compartimento 1 e área total (Tabela 92) indicam grande semelhança entre as áreas em relação ao número total de indivíduos amostrados e densidade de indivíduos por hectare. Tais valores aproximados se explicam quando se identifica que o número de parcelas efetivamente amostradas em cada área é idêntico, e também devido ao fato de que a vegetação secundária inicial é bastante homogênea em sua composição, considerando a área de estudo estar condicionada a um mesmo bioma. O Índice de Diversidade de Shannon se mostrou elevado tanto para a área total ($H' = 4,813$) quanto para o Compartimento 1 ($H' = 4,300$).

Tabela 92 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de vegetação secundária inicial amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.

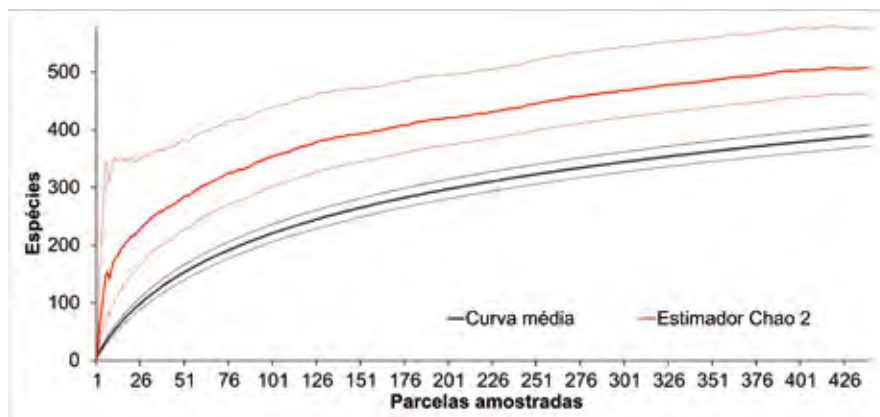
PARÂMETROS	Compartimento 1	ÁREA TOTAL
Número de pontos de amostragem	22	44
Número de parcelas efetivamente amostradas	220	440
Número de indivíduos amostrados	4.608	9.812
Número de espécies	242	390
Número de famílias	54	69
Densidade de indivíduos (ind. ha ⁻¹)	209.455	223.000
Índice de Shannon (H')	4,300	4,813
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,783	0,807
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,973	0,985
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,053	0,040
Área suprimida pela lama -vegetação secundária inicial (ha)	348,00	-
Estimativa do número de indivíduos suprimidos	72.889.135	-

O Índice de Equabilidade de Pielou (J) e o Índice de Dominância de Simpson (C) apresentaram valores semelhantes entre as áreas, o que indica que a vegetação do Compartimento 1, que foi afetada pela passagem da lama, não difere da vegetação do restante da bacia do rio Doce quanto à distribuição da abundância das espécies amostradas pela riqueza florística total.

A estimativa do número de indivíduos de espécies de vegetação secundária inicial suprimidas pela passagem da lama considerou a densidade total de indivíduos computada no diagnóstico do Compartimento 1 (209.455 indivíduos por hectare) e área total de vegetação secundária inicial suprimida pela lama, calculada em 348 hectares. Nessa área, estima-se a supressão de 72.889.135 indivíduos do grupo vegetação secundária inicial.

Para a suficiência amostral, o levantamento fitossociológico das espécies de vegetação secundária inicial em toda a bacia do rio Doce totalizou 390 espécies em 440 parcelas amostradas (Figura 227). Comparativamente, o estimador Chao 2 estimou 507 espécies para o mesmo número de parcelas, o que indica que a amostragem abrangeu cerca de 77% das espécies possíveis para a área. A curva do estimador Chao 2 atingiu a assíntota nas últimas parcelas amostradas, indicando a sua estabilização, ao contrário da curva média, que continua ascendente com o aumento das parcelas amostradas.

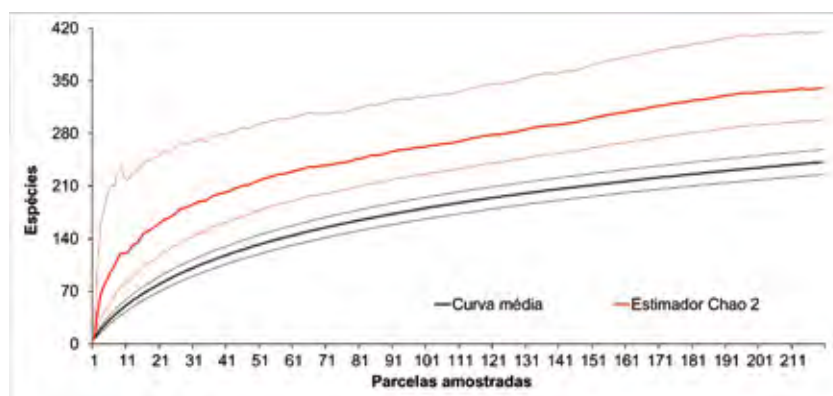
Figura 227 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de vegetação secundária inicial das parcelas amostradas na bacia do rio Doce.



Considerando apenas as espécies amostradas no Compartimento 1, o levantamento fitossociológico contabilizou 242 espécies em 220 parcelas amostradas (Figura 228). Para esse número de parcelas, o estimador Chao 2 estimou 341 espécies, o que representa cerca de 71% das espécies possíveis para a área. A curva do estimador Chao 2 atingiu a assíntota nas últimas parcelas amostradas, indicando a sua estabilização, ao contrário da curva média, que continua ascendente com o aumento das parcelas amostradas. Além disso, ambas as curvas não atingiram a assíntota (que representa a sua estabilização).

Com relação à ausência de estabilização das curvas de acumulação de espécies, Schilling et al. (2012) citam que, considerando que na composição florística das florestas tropicais predominam espécies raras, geralmente não há ponto de estabilização da curva em termos do número de espécies que são observadas à medida que se aumenta o tamanho da amostra. Além disso, os autores afirmam que a curva média de acumulação de espécies é assintótica, porém sem um ponto de inflexão, que representaria o ponto máximo de incremento de espécies.

Figura 228 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de vegetação secundária inicial amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves).



No caso da área de estudo, que abrange várias áreas de vegetação secundária inicial ao longo de quase 500 km de rio e inclui várias fitofisionomias distintas, é normal a amostragem de novas espécies à amostragem, especialmente espécies raras ou de ocorrência limitada, especialmente à medida que são amostradas novas fitofisionomias. Santos (2003) cita que o incremento de riqueza proporcionado por uma mudança de habitat, comunidade ou sucessão vegetal ocasionam novas inclusões de espécies e dificultam a completa estabilização da curva de curva de acumulação de espécies em amostragens ecológicas.

2.3.4.5 Trepadeiras herbáceas e lenhosas

O levantamento de trepadeiras herbáceas e lenhosas identificou, considerando tanto a amostragem por parcelas quanto pelo caminhamento florístico, 285 espécies, pertencentes a 120 gêneros e 43 famílias botânicas (Tabela 93). Deste total, 58 espécies foram identificadas somente até ao nível de gênero e outras 43 somente até ao nível de família botânica, sendo as famílias Bignoniaceae, Apocynaceae, Fabaceae e Malpighiaceae as com maior número de representantes, sendo também considerados grupos de difícil identificação quando se trata de trepadeiras. Ainda outras oito espécies não foram identificadas em nenhum nível, sendo no âmbito desse relatório tratadas como espécies “indeterminadas”. Muitas das espécies não identificadas ou identificadas apenas ao nível de gênero ou família botânica não apresentavam folhas ou estruturas reprodutivas ao momento da coleta, elementos essenciais no processo de identificação botânica.

Tabela 93 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		PARCELAS		FLORÍSTICA + PARCELAS	
	C1	AT	C1	AT	C1	AT
Número de espécies	47	102	108	228	128	285
Número de gêneros	33	85	65	102	73	120
Número de famílias	16	37	27	36	27	43

C1 = parâmetros da vegetação nas parcelas amostradas no Compartimento 1 (parcelas entre Mariana - MG e a UHE Risoleta Neves); AT = parâmetros da vegetação para todas as parcelas amostradas.

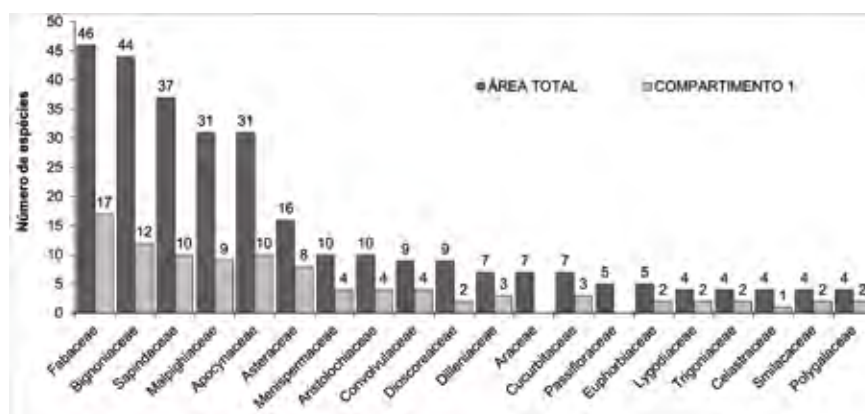
Quando comparada a riqueza de espécies por método de amostragem constata-se que tanto para a área total quanto para o Compartimento 1 a coleta nas parcelas se mostrou mais eficaz que o caminhamento florístico, com 228 spp. (área total) e 108 spp. (Compartimento 1) levantadas nas parcelas, contra 102 spp. (área total) e 47 spp. (Compartimento 1) levantadas por caminhamento florístico (Figura 229).

Figura 229 – Exemplos de trepadeiras encontradas no levantamento.



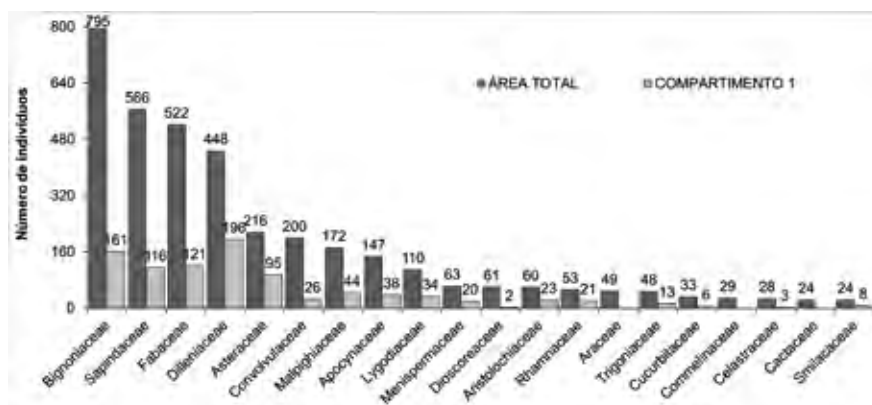
As famílias botânicas com maior número de espécies amostradas pelo método de parcelas na área total foram Fabaceae, com 46 espécies e Bignoniaceae, com 44 espécies (Figura 230). As famílias Sapindaceae (37 espécies), Malpighiaceae (31), Apocynaceae (31) Asteraceae (16), Menispermaceae (10) e Aristolochiaceae (10) também sobressaíram quanto a riqueza de espécies. Considerando as parcelas amostradas no Compartimento 1, as quatro principais famílias foram Fabaceae (17 espécies), Bignoniaceae (12), Sapindaceae e Apocynaceae (com 10 espécies cada um). As demais famílias, tanto para a área total quanto para o Compartimento 1, incluíram menos de dez espécies cada uma.

Figura 230 – Número de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas da bacia do rio Doce.



Quanto ao número de indivíduos de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostrados em todas as parcelas (Figura 231) Bignoniaceae (795 indivíduos), Sapindaceae (566) e Fabaceae (522) se mantiveram na extremidade como as famílias mais representativas, seguidas por Dilleniaceae (448), Asteraceae (216), Convolvulaceae (200), Malpighiaceae (172), Apocynaceae (147) e Lygodiaceae (110). Para o Compartimento 1, Dilleniaceae foi a família com maior número de representantes amostrados (196 indivíduos), seguida por Bignoniaceae (161), Fabaceae (121) e Sapindaceae (116). Todas as demais famílias contribuíram com menos de 100 indivíduos, tanto para a área total quanto para o Compartimento 1.

Figura 231 – Número de indivíduos de trepadeiras herbáceas e lenhosas das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas da bacia do rio Doce.



Quanto às espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas classificadas como raras, endêmicas, ameaçadas ou protegidas por lei (Tabela 94), foi encontrada a Bignoniaceae *Adenocalymma salmoneum*, trepadeira lenhosa endêmica dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, considerada rara por (GIULIETTI et al. 2009) e a Malpighiaceae *Mezia araujoii*, indicada como ‘vulnerável’ (IEMA, 2005) e ‘Em Perigo’ (MMA, 2014). Ademais, todas as espécies da família Orchidaceae e do gênero *Dalbergia* (Fabaceae) constam no Apêndice II do CITES, o que indica que se encontram protegidas contra exploração e comercialização predatória por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Nenhuma das espécies citadas foram amostradas no Compartimento 1 para o grupo biológico das trepadeiras.

Tabela 94 – Espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas classificadas como raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção, amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	CATEGORIA
ESPÉCIES RARAS				
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma salmoneum</i>	-	4	-
ESPÉCIES ENDÊMICAS				
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma salmoneum</i>	-	4	MG/ES
ESPÉCIES AMEAÇADAS (MMA 2014)				
Malpighiaceae	<i>Mezia araujoii</i>	-	10	Em Perigo
ESPÉCIES AMEAÇADAS (IEMA 2005)				
Malpighiaceae	<i>Mezia araujoii</i> **	-	10	Vulnerável
ESPÉCIES PROTEGIDAS (CITES 2017)				
Fabaceae	<i>Dalbergia sp1</i>	-	FL	Apêndice II
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i>	-	FL	Apêndice II
Orchidaceae	<i>Vanilla sp1</i>	-	FL	Apêndice II
Orchidaceae	<i>Vanilla bahiana</i>	-	FL	Apêndice II

C1 = Compartimento 1, de Mariana até a UHE Risoleta Neves; AT = área total da bacia do rio Doce. Os valores indicados no Compartimento 1 e na Área Total representam a quantidade de indivíduos amostrados. Categoria de ameaça CITES: Apêndice II, espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência; FL = espécie amostrada apenas no levantamento florístico; **Espécies protegidas pela legislação estadual do Espírito Santo, mas que só foram amostradas no estado de Minas Gerais, que não possui legislação vigente.

A análise fitossociológica das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas em todas as parcelas da bacia do rio Doce (Tabela 95) indica que as espécies com maior Valor de Importâncias em toda a área de amostragem são *Davilla rugosa*, *Stizophyllum perforatum* e *Senegalia polyphylla*, que juntas somam cerca de 15% do Valor de importância total. As demais sete espécies que perfazem as mais importantes do levantamento somam cerca de 14% do Valor de importância, enquanto as demais 218 espécies abrangem 71%.

Tabela 95 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas em toda a bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	VI _{trep} (%)
<i>Davilla rugosa</i>	236	393	8,3	43	35,8	5,1	6,7
<i>Stizophyllum perforatum</i>	129	215	4,5	34	28,3	4,1	4,3
<i>Senegalia polyphylla</i>	113	188	4,0	23	19,2	2,8	3,4
<i>Paullinia rhomboidea</i>	83	138	2,9	21	17,5	2,5	2,7
<i>Bonamia agrostopolis</i>	111	185	3,9	6	5,0	0,7	2,3
<i>Dolichandra unguis-cati</i>	82	137	2,9	12	10,0	1,4	2,2
<i>Serjania caracasana</i>	44	73	1,5	21	17,5	2,5	2,0
<i>Serjania glutinosa</i>	48	80	1,7	17	14,2	2,0	1,9
<i>Lygodium volubile</i>	47	78	1,6	17	14,2	2,0	1,8
<i>Machaerium aculeatum</i>	35	58	1,2	19	15,8	2,3	1,8
Outras (218 espécies)	1929	3215	67,5	622	518,3	74,5	71,0
TOTAL	2857	4762	100	835	696	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VI_{trep} = valor de importância das espécies trepadeiras.

A análise fitossociológica das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas no Compartimento 1 (Tabela 96) apontam novamente *Davilla rugosa* e *Stizophyllum perforatum* como as espécies de maior Valor de Importância (22 % do total), indicando que tais espécies são componentes importantes ao longo das florestas aluviais que acompanham o rio Doce. As outras oito espécies mais importantes no levantamento para o Compartimento 1 também somam 22% do Valor de Importância enquanto 98 espécies abrangem os 56% restantes.

Tabela 96 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (de Mariana até a UHE Risoleta Neves).

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	VI _{trep} (%)
<i>Davilla rugosa</i>	184	1840	19,2	33	83	9,9	14,5
<i>Stizophyllum perforatum</i>	92	920	9,6	18	45	5,4	7,5
<i>Serjania glutinosa</i>	36	360	3,8	12	30	3,6	3,7
<i>Paullinia rhomboidea</i>	24	240	2,5	13	33	3,9	3,2
<i>Serjania caracasana</i>	25	250	2,6	10	25	3,0	2,8
<i>Machaerium aculeatum</i>	19	190	2,0	12	30	3,6	2,8
<i>Mikania hirsutissima</i>	30	300	3,1	8	20	2,4	2,8
<i>Lygodium volubile</i>	27	270	2,8	8	20	2,4	2,6
<i>Distimake macrocalyx</i>	20	200	2,1	7	18	2,1	2,1
<i>Mikania micrantha</i>	33	330	3,5	2	5	0,6	2,0
Outras (98 espécies)	466	4660	48,7	212	530	63,3	56,0
TOTAL	956	9560	100	335	838	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VI_{trep} = valor de importância das espécies trepadeiras.

Analisando os parâmetros da análise fitossociológica das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas nas parcelas amostradas no Compartimento 1 e na área total (Tabela 97), percebe-se que a densidade de indivíduos foi muito maior nas parcelas do Compartimento 1, apesar do número de parcelas ser evidentemente inferior à área total. Essa diferença pode ser reflexo da situação biogeográfica existente no trecho compreendido entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves, com Floresta Estacional Semidecidual Aluvial como tipologia florestal exclusiva da área. Uma das características mais marcantes dessa tipologia é a presença abundante de trepadeiras.

Tabela 97 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas no Compartimento 1 e na área total da bacia do rio Doce.

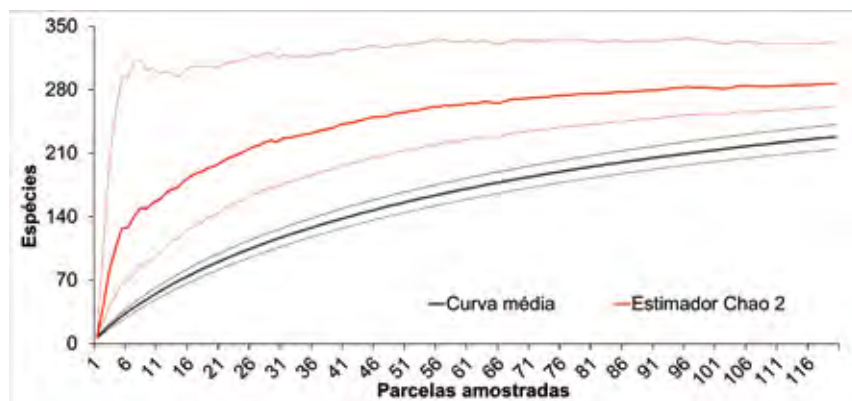
PARÂMETROS	Compartimento 1	ÁREA TOTAL
Número de pontos amostrais	40	120
Número de parcelas efetivamente amostradas	40	120
Número de indivíduos amostrados	956	2.857
Número de espécies	108	228
Número de famílias	26	35
Densidade de indivíduos (ind. ha ⁻¹)	9.560	4.762
Índice de Shannon (H')	3,741	4,637
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,799	0,854
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,944	0,981
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,113	0,080
Área suprimida pela lama - mata nativa (ha)	430,07	-
Estimativa do número de indivíduos suprimidos	4.111.502	-

A análise para a área total inclui também áreas de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, tipologia onde a presença de trepadeiras é menos expressiva. Apesar disso, a diversidade na área total ($H' = 4,637$) foi maior que a encontrada no Compartimento 1 ($H' = 3,741$), muito embora ambos os valores de índice de diversidade sejam considerados altos. Os índices de Equabilidade de Pielou (J) e de Dominância de Simpson (C) apresentaram valores maiores para a área total que para o Compartimento 1, corroborando a maior diversidade encontrada na área se analisada de maneira ampla.

A estimativa do número de indivíduos de trepadeiras herbáceas e lenhosas suprimidos pela passagem da lama considerou a densidade total de indivíduos computada no Compartimento 1 (9.560 indivíduos por hectare) e área total de matas nativas suprimidas pela lama, calculada em 430,07 hectares. Nessa área, estima-se a supressão de 4.111.502 indivíduos do grupo trepadeiras herbáceas e lenhosas.

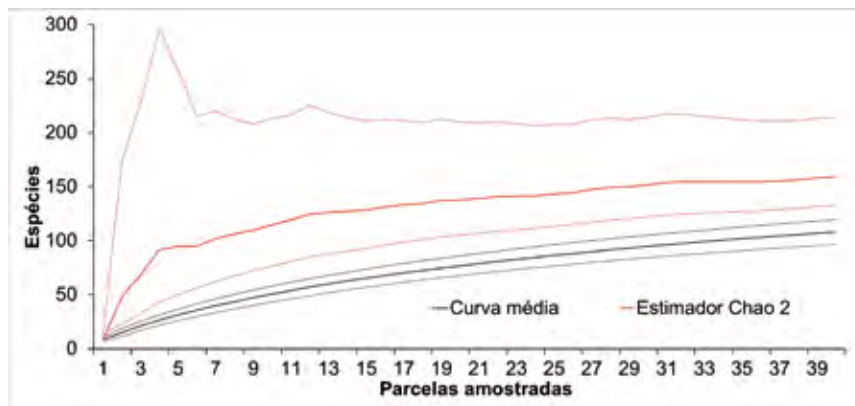
A amostragem de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas nas parcelas de toda a bacia do rio Doce (Figura 232) totalizou 228 espécies para 120 parcelas amostradas, sendo que para o estimador Chao 2 calculou em 287 o número máximo de espécies esperado para esse esforço amostral, o que indica que a amostragem abrangeu 79% da riqueza de espécies esperada para a área. A curva média de acumulação de espécies não atingiu a assíntota, ao contrário da curva do estimador Chao 2, que apresentou estabilização a partir da parcela 105.

Figura 232 – Curvas de acumulação de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) amostradas nas parcelas em toda a bacia do rio Doce.



Para as parcelas de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas apenas no Compartimento 1 (Figura 233), foram amostradas 108 espécies em 40 pontos de amostragem, sendo que foi calculado pelo estimador Chao 2 como 159 o número de espécies esperado para essa área, o que representa que a amostragem abrangeu cerca de 68% das espécies estimadas para a área. Apesar de tendência à estabilização, nenhuma das curvas atingiu a sua assíntota.

Figura 233 – Curvas de acumulação de espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) amostradas nas parcelas do Compartimento 1 da bacia do rio Doce.



Para ambientes diversos, é esperado que a curva de acumulação de espécies não atinja a sua assíntota, em função do aumento do número de espécies causado pela amostragem de novos ambientes com elevado número de espécies novas, o que foi verificado para a área de estudo, que abrange várias fitofisionomias vegetacionais distintas. Conforme Santos (2003) salienta, o incremento de riqueza específica proporcionado por uma mudança de habitat, comunidade ou sucessão vegetal ocasiona novas inclusões de espécies e dificultam a completa estabilização da curva de curva de acumulação de espécies em amostragens ecológicas. Além disso, a falta de estabilização das curvas de acumulação de espécies é relativamente comum em área de vegetação nativa inequiânea, com elevado número de espécies raras, especialmente para os levantamentos que abrangem várias fitofisionomias (SCHILLING et al., 2012).

2.3.4.6 Campos Rupestres

Para o grupo biológico Campos Rupestres optou-se pela apresentação dos resultados com a separação das áreas de amostragem em Compartimento 1 e Compartimento 2 + Compartimento 3. As áreas amostrais que compõem os dois conjuntos de dados estão muito distanciadas geograficamente, com geologia e regimes climáticos diferenciados, o que determina uma composição de espécies muito peculiar para cada área.

A lista florística das espécies de Campo Rupestre totalizou, no Compartimento 1, 209 espécies, pertencentes a 146 gêneros e 57 famílias botânicas, contabilizando tanto as espécies amostradas nas parcelas quanto no caminhar florístico realizado no entorno dos locais de amostragem (Figura 234).

Figura 234 – Exemplos de espécies encontradas nos campos rupestres.

Agrupando os Compartimentos 2 e 3 o número de espécies amostradas foi 79, pertencentes a 69 gêneros e 40 famílias botânicas, levando em consideração tanto a amostragem por parcelas quanto o caminhar florístico. Quando se agrupa as informações florísticas de todos os compartimentos o número de espécies total chega a 171 espécies (Tabela 98).

Tabela 98 – Parâmetros botânicos da amostragem de espécies de vegetação de campo rupestre amostradas na bacia do rio Doce.

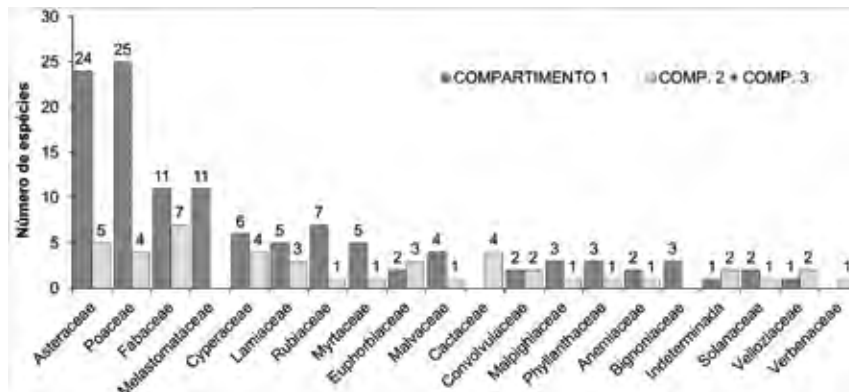
PARÂMETRO AVALIADO	FLORÍSTICA		PARCELAS		FLORÍSTICA + PARCELAS	
	C1	C2+C3	C1	C2+C3	C1	C2+C3
Número de espécies	94	23	142	59	209	79
Número de gêneros	83	20	101	55	146	69
Número de famílias	43	15	39	33	57	40

C1 = parâmetros da vegetação nas parcelas amostradas no Compartimento 1 (parcelas entre Mariana - MG e a UHE Risoleta Neves); C2+C3 = parâmetros da vegetação das parcelas amostradas entre a UHE Risoleta Neves e a foz do rio Doce.

Quando comparada a riqueza de espécies por método de amostragem constata-se que tanto para o Compartimento 1 quanto para os Compartimentos 2 e 3 a coleta nas parcelas se mostrou mais eficaz que o caminhar florístico, com 141 spp. (Compartimento 1) e 59 spp. (Compartimentos 2 e 3) levantadas nas parcelas, contra 94 spp. (Compartimento 1) e 23 spp. (Compartimentos 2 e 3) levantadas pelo caminhar florístico.

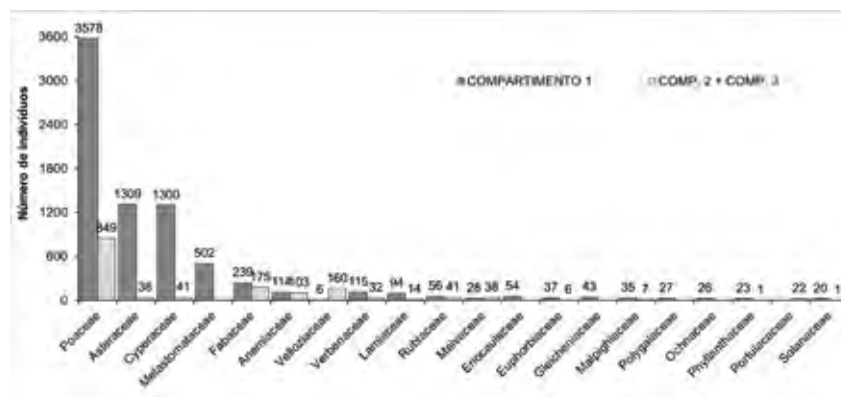
A família botânica com maior número de espécies de Campos Rupestres no Compartimento 1 foi Poaceae, com 25 espécies (Figura 235), seguida por Asteraceae (24), Fabaceae e Melastomataceae (11 espécies cada) e Rubiaceae (7). Para os Compartimentos 2 e 3 o número de espécies foi bastante reduzido, sendo Fabaceae a família de maior riqueza, com apenas sete espécies. Todas as demais famílias contribuíram com riqueza inferior a sete espécies, tanto para o Compartimento 1 quanto para os Compartimentos 2 e 3.

Figura 235 – Número de espécies das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de campo rupestre na bacia do rio Doce.



Considerando o número de indivíduos de espécies de campos rupestres amostrados nas parcelas no Compartimento 1 (Figura 236), a família Poaceae destacou-se das demais (3578 indivíduos), seguida por Asteraceae (1309), Cyperaceae (1300), Melastomataceae (502), Fabaceae (239), Verbenaceae (115) e Anemaceae (114). Especificamente para os Compartimentos 2 e 3, Poaceae permaneceu como a família com maior número de indivíduos amostrados (849 indivíduos), seguida por Fabaceae (175), Velloziaceae (160) e Anemaceae (103). Todas as demais famílias, para todos os compartimentos, apresentaram menos de 100 indivíduos.

Figura 236 – Número de indivíduos das principais famílias botânicas amostradas nas parcelas de campo rupestre na bacia do rio Doce.



Quanto às espécies protegidas por lei (Tabela 99), *Eremanthus crotonoides* (Asteraceae) encontra-se enquadrada na categoria 'vulnerável', *Eriope macrostachya* (Lamiales) na categoria 'em perigo' (IEMA, 2005) e *Dyckia rariflora* na categoria 'em perigo' (MMA, 2014). Observa-se que *E. crotonoides* foi encontrada apenas no estado de Minas Gerais, que não possui legislação vigente sobre espécies ameaçadas.

Todas as espécies das famílias Cactaceae, Cyatheaceae e Orchidaceae constam no Apêndice II do CITES, o que indica que se encontram protegidas contra exploração e comercialização predatória por meio de tratado internacional, assegurando a não exportação destes grupos exceto em casos validados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Foram encontradas 5 espécies e 14 indivíduos de Cactaceae, 1 espécie de Cyathaceae amostradas apenas no levantamento florístico e 4 espécies com 16 indivíduos de Orchidaceae. As três famílias têm ocorrência para o Compartimento 1.

Nos campos rupestres foram encontradas um total de 11 espécies endêmicas dos estados de Minas Gerais e/ou Espírito Santo, com sete destas espécies ocorrendo no Compartimento 1. Mais da metade dessas espécies foram amostradas apenas no levantamento florístico complementar à amostragem por parcelas, demonstrando a importância desta etapa em qualquer estudo de campo. Estas 11 espécies se distribuem taxonomicamente também em 11 gêneros e em 10 famílias botânicas.

Tabela 99 – Espécies de campo rupestre, classificadas como endêmicas, ameaçadas de extinção ou protegidas por lei, amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	C2+C3	CATEGORIA
ESPÉCIES ENDÊMICAS				
Acanthaceae	<i>Justicia riparia</i>	FL	-	Minas Gerais
Asteraceae	<i>Chresta filicifolia</i>	-	1	Minas Gerais
Bignoniaceae	<i>Fridericia tynanthoides</i>	-	FL	MG/ES
Bromeliaceae	<i>Dyckia rariflora</i>	3	-	Minas Gerais
Fabaceae	<i>Chamaecrista mucronata</i>	FL	-	MG/ES
Fabaceae	<i>Senna spinigera</i>	-	5	MG/ES
Gesneriaceae	<i>Nematanthus strigillosus</i>	FL	-	MG
Lamiaceae	<i>Hyptis homalophylla</i>	17	-	MG
Melastomataceae	<i>Pleroma cardinale</i>	39	-	MG
Polygonaceae	<i>Coccoloba acrostichoides</i>	FL	-	MG
Velloziaceae	<i>Vellozia graminea</i>	FL	-	MG
ESPÉCIES AMEAÇADAS (MMA 2014)				
Bromeliaceae	<i>Dyckia rariflora</i>	3	3	Em Perigo
ESPÉCIES AMEAÇADAS (IEMA 2005)				
Asteraceae	<i>Eremanthus crotonoides</i> **	29	-	Vulnerável
Lamiaceae	<i>Eriope macrostachya</i>	FL	1	Em Perigo
ESPÉCIES PROTEGIDAS (CITES 2017)				
Cactaceae	Cactaceae spp (5 espécies)	FL	14	Apêndice II
Cyatheaceae	<i>Cyathea sp1</i>	FL	-	Apêndice II
Orchidaceae	Orchidaceae spp (4 espécies)	13	3	Apêndice II

C1 = Compartimento 1, de Mariana até a UHE Risoleta Neves; C2 = Compartimento 2 da UHE Risoleta Neves até a divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo; C3 = Compartimento 3, da divisa dos estados até a foz do rio Doce. Os valores indicados nos Compartimentos representam a quantidade de indivíduos amostrados. Categoria de ameaça CITES: Apêndice II, espécies cujo comércio deve ser controlado a fim de evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência; FL = espécie amostrada apenas no levantamento florístico; **Espécies protegidas pela legislação estadual do Espírito Santo, mas que só foram amostradas no estado de Minas Gerais, que não possui legislação vigente.

A análise fitossociológica das espécies campo rupestre amostradas nas parcelas do Compartimento 1 (Tabela 100), indica que as dez espécies de maior Valor de Importância perfazem pouco mais da metade do peso para este parâmetro para as comunidades avaliadas (51%), sendo a densidade e/ou cobertura o critério de maior relevância para a maioria das espécies. As gramíneas *Eragrostis sp1* e *Panicum sp1* se destacam dentre as dez principais. As demais 131 espécies contribuem com os 49% restantes do Valor de Importância das espécies amostradas para o Compartimento 1.

Tabela 100 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies amostradas em áreas de campo rupestre no Compartimento 1 da bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	CA	CR (%)	VI (%)
<i>Eragrostis sp1</i>	626	5217	8,1	88	29,3	5,4	2592	8,6	7,4
<i>Panicum sp1</i>	663	5525	8,6	81	27,0	5,0	1572	5,2	6,3
<i>Ageratum conyzoides</i>	637	5308	8,3	73	24,3	4,5	1479	4,9	5,9
<i>Miconia albicans</i>	252	2100	3,3	108	36,0	6,6	2236	7,4	5,8
<i>Echinolaena inflexa</i>	714	5950	9,2	29	9,7	1,8	1866	6,2	5,7
<i>Melinis minutiflora</i>	376	3133	4,9	74	24,7	4,5	2328	7,8	5,7
<i>Eremanthus erythropappus</i>	175	1458	2,3	79	26,3	4,9	1774	5,9	4,3
<i>Bulbostylis capillaris</i>	384	3200	5,0	47	15,7	2,9	712	2,4	3,4
<i>Scleria distans</i>	376	3133	4,9	34	11,3	2,1	869	2,9	3,3
<i>Clidemia urceolata</i>	150	1250	1,9	65	21,7	4,0	1136	3,8	3,2
Outras (131 espécies)	3367	28058	43,6	949	316,3	58,3	13474	44,9	48,9
TOTAL	7720	64333	100	1627	542	100	30038	100	100

Os parâmetros fitossociológicos para as parcelas de campo rupestre amostradas nos Compartimentos 2 e 3 (Tabela 101) seguem o padrão observado para o Compartimento 1, com ainda mais peso na contribuição das dez principais espécies em relação ao Valor de Importância da comunidade. As dez principais espécies sustentaram cerca de 74% do Valor de Importância observado na amostragem, sendo as três primeiras, gramíneas (*Aristida sp2*, *Rhynchelytrum repens* e *Melinis minutiflora*). Os altos valores se sustentam basicamente pelos parâmetros de cobertura e densidade. As demais 48 espécies compreendem os demais 26% do Valor de Importância para a comunidade.

Tabela 101 – Parâmetros fitossociológicos das principais espécies de campo rupestre amostradas nas parcelas do Compartimento 2 e Compartimento 3 (da UHE Risoleta Neves até a foz do rio Doce) da bacia do rio Doce.

ESPÉCIE	NI (ind)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	NP	FA	FR (%)	CA	CR (%)	VI (%)
<i>Aristida sp2</i>	300	15000	18,6	42	14,0	10,6	1654	13,8	14,3
<i>Rhynchelytrum repens</i>	321	16050	19,9	43	14,3	10,8	1361	11,3	14,0
<i>Melinis minutiflora</i>	221	11050	13,7	33	11,0	8,3	1306	10,9	11,0
<i>Stylosanthes scabra</i>	131	6550	8,1	48	16,0	12,1	683	5,7	8,6
<i>Vellozia plicata</i>	146	7300	9,1	26	8,7	6,5	1087	9,1	8,2
<i>Anemia sp1</i>	103	5150	6,4	19	6,3	4,8	373	3,1	4,8
<i>Lippia organoides</i>	32	1600	2,0	15	5,0	3,8	816	6,8	4,2
<i>Lepidaploa sp2</i>	28	1400	1,7	21	7,0	5,3	598	5,0	4,0
<i>Chamaecrista flexuosa</i>	28	1400	1,7	20	6,7	5,0	329	2,7	3,2
<i>Waltheria indica</i>	38	1900	2,4	10	3,3	2,5	171	1,4	2,1
Outras (48 espécies)	262	13100	16,3	121	40,3	30,4	3621	30,2	25,6
TOTAL	1610	80500	100	398	133	100	11999	100	100

NI = número de indivíduos amostrados nas parcelas; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; NP = número de parcelas na qual a espécie foi amostrada; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CA = cobertura absoluta; CR = cobertura relativa; VI = valor de importância.

A análise dos parâmetros fitossociológicos gerais das parcelas de campos rupestres (Tabela 102) permite inferir que o Compartimento 1 difere dos Compartimentos 2 e 3 quanto a diversidade e estrutura, com maior riqueza de espécies para o primeiro compartimento, expresso pelo Índice de Diversidade de Shannon (H') (Compartimento 1 = 3,611; Compartimentos 2 e 3 = 2,643) e endossado pelos Índices de Equabilidade de Pielou (J) e de Dominância de Simpson (C), ambos superiores. Quanto a estrutura, os Compartimentos 2 e 3 apresentam densidade de indivíduos elevada quando em comparação com o primeiro compartimento.

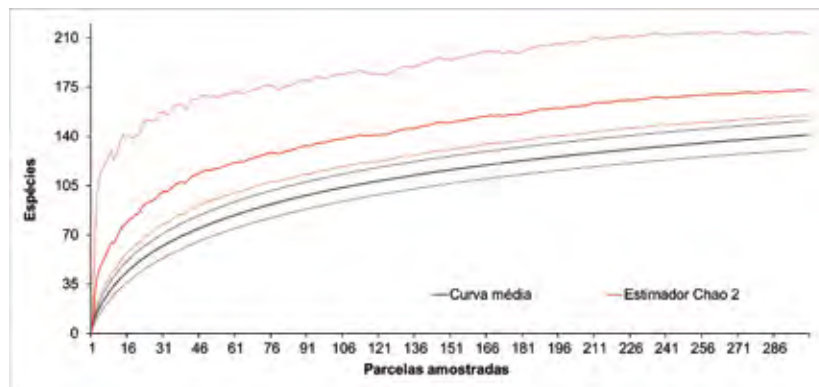
Tabela 102 – Parâmetros gerais da estrutura horizontal das espécies de vegetação de campos rupestres amostradas na bacia do rio Doce.

PARÂMETROS	Compartimento 1	COMP. 2 + C3
Número de pontos amostrais	30	20
Número de parcelas efetivamente amostradas	300	200
Número de indivíduos amostrados	7.720	1.610
Número de espécies	141	58
Número de famílias	39	33
Densidade de indivíduos (ind. ha ⁻¹)	64.333	80.500
Índice de Shannon (H')	3,611	2,643
Índice de Equabilidade de Pielou (J)	0,730	0,651
Índice de Dominância de Simpson (C)	0,955	0,885
Quociente de Mistura de Jentsch (QM)	0,018	0,036
Área suprimida pela lama - área de campos rupestre (ha)	13,89	-
Estimativa do número de indivíduos suprimidos	1.118.105	-

A estimativa do número de indivíduos de espécies de campo rupestre suprimidas pela passagem da lama considerou a densidade total de indivíduos computada no diagnóstico do Compartimento 1 (64.333 indivíduos por hectare) e área total de campos rupestres suprimida pela lama, calculada em 13,89 hectares. Nessa área, estima-se a supressão de 1.118.105 indivíduos do grupo campos rupestres.

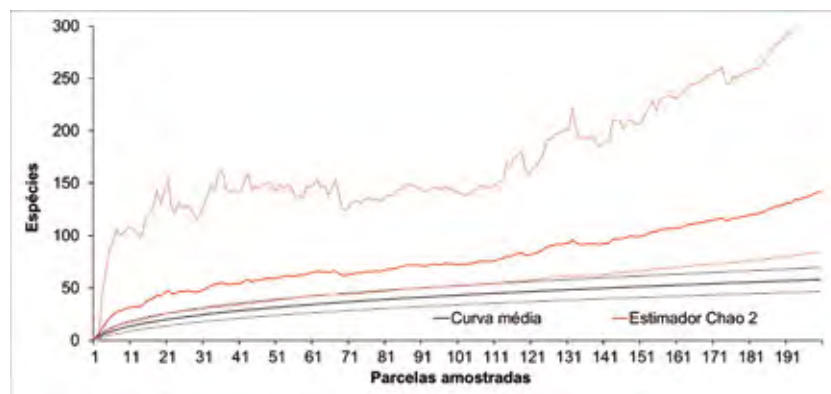
O levantamento fitossociológico das espécies amostradas nas parcelas de campo rupestre amostradas no Compartimento 1 (Figura 237) totalizou 141 espécies em 300 parcelas amostradas, sendo que o estimado Chao 2 calculou 172 espécies para esse número de parcelas, o que indica que a amostragem abrangeu 82% das espécies possíveis para a área. A curva do estimador Chao 2 apresentou estabilização nas últimas parcelas amostradas, atingindo a sua assíntota. O que não ocorreu com a curva média de acumulação de espécies, que não estabilizou completamente.

Figura 237 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de campos rupestres em função do número de parcelas amostradas no Compartimento 1 da bacia do rio Doce.



Considerando as parcelas de campo rupestre amostradas nos Compartimento 2 e 3 (Figura 238), a amostragem fitossociológica totalizou 58 espécies em 200 parcelas amostradas. Como comparação, o estimador Chao 2 estimou 142 espécies para o mesmo número de unidades amostrais, o que indica que a amostragem abrangeu 41 das espécies possíveis para esse esforço amostral na área. A curva média de acumulação de espécies apresentou tendência de estabilização com o aumento do número de parcelas amostradas.

Figura 238 – Curvas de acumulação de espécies (linhas pontilhadas indicam intervalos de confiança para $p < 0,05$) de campo rupestre em função do número de parcelas amostradas nos Compartimentos 2 e 3 da bacia do rio Doce.



Por outro lado, a curva do estimador Chao 2 apresentou comportamento senoidal, ajustando-se ao modelo exponencial de terceira ordem ao invés de ajustar-se aos modelos logaritmo, o que é padrão para curvas de estimadores de espécies. Em função disso, até a metade da amostragem, as curvas não diferiam entre si ($p < 0,05$), uma vez que os limites de intervalo de confiança de cada curva se sobrepunham. No entanto, com o aumento do número de parcelas amostradas, a curva do estimador Chao 2 voltou a aumentar, o que pode ser interpretado como um aumento do número de espécies causado pela amostragem de novos ambientes com elevado número de espécies novas, o que aparentemente ocorreu para as parcelas de Campos Rupestres nos Compartimento 2 e 3.

Por fim, salienta-se que a ausência de estabilização das curvas de acumulação de espécies é relativamente comum em área de vegetação nativa inequânica, com elevado número de espécies raras, especialmente para os levantamentos que abrangem várias fitofisionomias (SCHILLING et al.,

2012), sendo que Santos (2003) cita que o incremento de riqueza proporcionado por uma mudança de habitat, comunidade ou sucessão vegetal ocasiona novas inclusões de espécies e dificultam a completa estabilização da curva de curva de acumulação de espécies em amostragens ecológicas. No caso da área de estudo, que abrange várias áreas de campo rupestre com características ambientais muito específicas, é comum o incremento de novas espécies à medida que são amostradas novas parcelas nesses novos ambientes, especialmente espécies raras ou de ocorrência limitada.

2.3.5 PERDA DE RECURSOS FLORESTAIS MADEIREIROS

A perda de recursos florestais madeireiros foi verificada no Compartimento 1, em razão da retirada das árvores que se encontravam nas margens do rio pela passagem da lama de rejeitos. A seguir são apresentados os resultados desse compartimento. Os resultados dos cálculo do estoque de madeira nos compartimentos 2 e 3 são apresentados nos documentos suplementares – resultados do inventário florestal.

Após testar as equações pré-selecionadas, foi escolhida uma das equações não lineares ajustadas pelo CETEC (1995) para o processamento de floresta secundária, que é o caso deste inventário. A partir desta equação foram estimados os volumes de madeira para as unidades amostrais e para o total, conforme estatísticas apresentadas na Tabela 103.

$$VTCC = 0,0317139 - 0,00884513 \text{ DAP} + 0,00106418 \text{ DAP}^2 \quad R^2 = 0,925$$

Tabela 103 – Estatísticas para o volume de madeira (Resultado da Amostragem Casual Simples do inventário florestal).

Parâmetro \ Nível de Inclusão	1
Parcelas	18
n (Número Ótimo de Parcelas)	32
Volume Medido	712,32
Média	39,57
Desvio Padrão	13,21
Variância	174,40
Variância da Média	9,69
Erro Padrão da Média	3,11
Coefficiente de Variação %	33,37
Valor de t Tabelado	1,74
Erro de Amostragem	5,41
Erro de Amostragem %	13,68
IC para a Média (90 %)	34,16 <= X <= 44,99
IC para a Média por ha (90 %)	136,63 <= X <= 179,95
EMC	35,42

A Tabela 104 a seguir apresenta o volume total com casca calculado por parcela, a extrapolação de cada um destes volumes por hectare e a média final por parcela e por hectare de volume em metros cúbicos de madeira.

Tabela 104 – Volume de madeira por parcela, (m³) e por hectare (m³/ha).

Parcela	VT/Parcela (m ³)	VT (m ³ /ha)
s0001	44,5535	178,2139
s0102	37,4257	149,7029
s0203	51,0985	204,3942
s0304	46,6521	186,6083
s0405	46,2175	184,8700
s0506	21,5918	86,3671
s0607	29,3961	117,5843
s0708	40,4515	161,8058
s0809	40,0183	160,0734
s0910	50,0342	200,1369
s1011	36,9600	147,8400
s1112	22,9992	91,9968
s1213	19,5278	78,1113
s1314	30,3020	121,2079
s1415	29,2365	116,9460
s1516	29,9563	119,8251
s1617	42,7540	171,0160
s1718	74,9113	299,6454
Total	694,0863	2.776,3453
Média	38,5603	154,2414

Repara-se que a parcela S1718 apresentou um volume praticamente 50% a mais que a parcela com o segundo maior volume. Acredita-se que, pelo fato de ser um remanescente em um local de difícil exploração, existem lá indivíduos possivelmente mais velhos e maiores do que nas demais parcelas. Outra possibilidade é a mudança do solo e do relevo, que tende a iniciar a área de baixada característica das planícies do médio e baixo rio Doce.

Para finalmente determinar a estimativa do volume de madeira suprimida, foram utilizados os dados gerados no mapeamento de uso do solo, correspondente às áreas de vegetação nativa suprimidas pela lama (classes de mata nativa e vegetação secundária inicial). É importante ressaltar que em determinados locais a lama não abateu os indivíduos de forma mecânica, porém posteriormente foi verificada a mortalidade destas árvores. A Tabela 105 abaixo considera dois cenários de perda de volume de madeira, um deles contemplando apenas a área de remoção mecânica e o outro contemplando adicionalmente as áreas com mortalidade tardia. O intervalo de confiança foi calculado utilizando a média (154,24m³/ha) e o erro de amostragem (14,13%) e levando em consideração a probabilidade de 90%.

Tabela 105 – Intervalo de confiança para o volume total de madeira suprimido.

	Mata Nativa (ha)	Vegetação Secundária Inicial (ha)	Total (ha)	IC para o Total (m³)
Remoção Mecânica	283,8686	281,7502	565,6188	74.912,3832 < x < 99.571,2880
Mortalidade Tardia	146,2048	66,2448	212,4496	28.137,5121 < x < 37.399,5354
TOTAL	430,0734	347,9950	778,0684	103.049,8953 < x < 136.970,8233

A partir destes cálculos e levando em consideração todas as espécies, conclui-se, com 90% de probabilidade, que o volume real de madeira suprimida de forma mecânica encontra-se entre 74.912,3832m³ e 99.571,2880m³, enquanto para mortalidade tardia o volume real encontra-se entre 28.137,5121m³ e 37.399,5354m³.

Os volumes totais com casca foram calculados também por espécie, conforme Tabela 106 a seguir, a fim de conhecer quais espécies possivelmente tiveram um maior volume de madeira removido.

Tabela 106 – Volume total em m³ por espécie, gênero e classificação (Geral).

Espécie	N	VT m³	VT m³/ha
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	253	54,7014	12,156
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	223	43,7935	9,732
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	74	39,9196	8,871
Morta	411	39,1745	8,705
<i>Eucalyptus</i> sp	96	30,3306	6,74
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	59	29,9058	6,646
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	232	25,9983	5,777
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	143	25,8795	5,751
<i>Platymiscium pubescens</i> Micheli	148	25,669	5,704
<i>Xylopia sericea</i> A.st.-Hil.	487	19,0952	4,243
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	177	15,6034	3,467
<i>Deguelia costata</i> (Benth.) Az.-Tozzi	129	13,886	3,086
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	397	13,1421	2,92
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	41	12,3988	2,755
<i>Pera glabrata</i> (schott) poepp. ex Baill.	137	11,7167	2,604
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	92	11,4464	2,544
<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	211	11,385	2,53
SMB	111	10,9483	2,433
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	142	10,7797	2,395
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	123	10,7635	2,392
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	98	10,2225	2,272
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	54	10,134	2,252
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	45	9,6995	2,155
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & Bouché	6	8,4862	1,886
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	52	7,7327	1,718
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	300	7,687	1,708
<i>Gallesia integrifolia</i> (spreng.) Harms	4	7,6161	1,692
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	36	7,6078	1,691
<i>Tabernaemontana solanifolia</i> A.DC.	58	6,7141	1,492

Espécie	N	VT m ³	VT m ³ /ha
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Steud.	67	6,2246	1,383
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	34	6,136	1,364
<i>Toulicia laevigata</i> Radlk.	37	5,872	1,305
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrud.) Schrad. ex DC.	19	5,4449	1,21
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	55	5,0333	1,119
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	132	4,8908	1,087
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	49	4,7981	1,066
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerf. & Frodin	13	4,4467	0,988
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	66	4,2645	0,948
<i>Eugenia florida</i> DC.	65	4,2175	0,937
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.) Radlk.	55	4,1261	0,917
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	41	3,9926	0,887
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	53	3,8631	0,858
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	35	3,7732	0,838
<i>Erythrina verna</i> Vell.	5	3,7384	0,831
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	92	3,5696	0,793
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	40	3,3871	0,753
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	56	3,2522	0,723
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	59	2,9312	0,651
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	44	2,7937	0,621
<i>Rollinia laurifolia</i> Schltdl.	28	2,7564	0,613
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	40	2,7219	0,605
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	24	2,5988	0,578
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	33	2,4412	0,542
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	17	2,3716	0,527
<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	2	2,3669	0,526
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	26	2,2243	0,494
<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	28	2,1977	0,488
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	14	2,1345	0,474
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	42	2,1295	0,473
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	15	2,1135	0,47
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	11	2,1028	0,467
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	50	1,9723	0,438
<i>Cecropia glaziovii</i> Smet.	1	1,9384	0,431
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A.DC.	12	1,8599	0,413
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	11	1,7758	0,395
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	4	1,7623	0,392
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	21	1,7345	0,385
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	40	1,6992	0,378
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	27	1,6446	0,365
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	37	1,6258	0,361
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	36	1,5673	0,348
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	36	1,4702	0,327
<i>Hortia arborea</i> Engl.	7	1,4322	0,318
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	6	1,424	0,316
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) Benth. & Hook.f.	23	1,3463	0,299

Espécie	N	VT m ³	VT m ³ /ha
<i>Annona cacans</i> Warm.	17	1,3208	0,294
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	29	1,3116	0,291
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	6	1,1245	0,25
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	29	1,1222	0,249
<i>Spondias macrocarpa</i> Engl.	1	1,0991	0,244
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	25	1,0678	0,237
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	10	1,0593	0,235
<i>Cedrela odorata</i> L.	1	0,9633	0,214
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	19	0,9589	0,213
<i>Peltophorum dubium</i> (spreng.) Taub.	5	0,9303	0,207
<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk.	8	0,9034	0,201
<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	19	0,8838	0,196
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	19	0,8819	0,196
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	2	0,8314	0,185
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	13	0,7908	0,176
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) Endl.	18	0,7469	0,166
<i>Guatteria villosissima</i> A.St.-Hil.	29	0,7176	0,159
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	17	0,686	0,152
<i>Inga capitata</i> Desv.	13	0,6679	0,148
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	9	0,6411	0,142
<i>Swartzia acutifolia</i> Vogel	16	0,6212	0,138
<i>Hyptidendron canum</i> (Pohl) Harley	10	0,6127	0,136
<i>Croton floribundus</i> spreng.	5	0,5884	0,131
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	6	0,5783	0,129
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	8	0,569	0,126
<i>Xylopia brasiliensis</i> spreng.	6	0,5645	0,125
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	17	0,562	0,125
<i>Croton urucurana</i> Baill.	8	0,5609	0,125
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	9	0,5552	0,123
<i>Alibertia edulis</i> (L.C.Rich.) A.Rich. ex DC.	5	0,5542	0,123
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	4	0,547	0,122
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	10	0,53	0,118
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	11	0,5108	0,114
<i>Ocotea longifolia</i> H.B.K.	12	0,5015	0,111
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq	4	0,4963	0,11
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	6	0,4803	0,107
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	1	0,4781	0,106
<i>Xylosma venosa</i> N. E. Br.	9	0,4756	0,106
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	4	0,4595	0,102
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A.St.-Hil.) Eichler	3	0,4561	0,101
<i>Brosimum glazioui</i> Taub.	3	0,456	0,101
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	8	0,4383	0,097
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	5	0,4339	0,096
<i>Ficus cyclophylla</i> (Miq.) Miq.	1	0,4293	0,095
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	4	0,4254	0,095
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2	0,4232	0,094

Espécie	N	VT m ³	VT m ³ /ha
<i>Himatanthus lancifolius</i> (Müll.Arg.) Woodson	6	0,4183	0,093
<i>Kielmeyera petiolaris</i> Mart.	12	0,4003	0,089
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	9	0,386	0,086
<i>Centrolobium microchaete</i> (Mart. ex Benth.) H.C.Lima	2	0,3776	0,084
<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	5	0,3749	0,083
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Triana	13	0,3529	0,078
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	2	0,3374	0,075
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	6	0,3094	0,069
<i>Hirtella glandulosa</i> spreng.	1	0,3021	0,067
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	6	0,2994	0,067
<i>Casearia obliqua</i> spreng.	3	0,2952	0,066
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	12	0,2772	0,062
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	0,277	0,062
<i>Inga striata</i> Benth.	2	0,2633	0,059
<i>Manihot anomala</i> Pohl	2	0,2268	0,05
<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.	4	0,1773	0,039
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. Ex Müll.Arg.	4	0,1759	0,039
NI P39	1	0,1663	0,037
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	3	0,1522	0,034
<i>Marlierea clauseniana</i> (O.Berg) Kiaersk.	2	0,1484	0,033
<i>Mollinedia oligantha</i> Perkins	4	0,1423	0,032
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat.	1	0,1294	0,029
<i>Erythroxylum vacciniifolium</i> Mart.	4	0,1274	0,028
<i>Ephedranthus</i> sp.	2	0,1274	0,028
<i>Swartzia flaemingii</i> Vogel	1	0,1166	0,026
NI P81	1	0,1108	0,025
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	3	0,108	0,024
NI P36	3	0,1039	0,023
<i>Protium spuceanum</i> (Benth.) Engl.	3	0,1022	0,023
<i>Diploporis ferruginea</i> Benth	2	0,1006	0,022
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	3	0,0929	0,021
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	2	0,0907	0,02
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	2	0,0907	0,02
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	2	0,0901	0,02
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	1	0,0897	0,02
<i>Neoraputia alba</i> (Nees) Emmerich	2	0,0876	0,019
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	1	0,0836	0,019
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	1	0,0812	0,018
<i>Swartzia myrtifolia</i> J.E.Sm.	2	0,0786	0,017
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	2	0,0772	0,017
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	1	0,0751	0,017
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1	0,0736	0,016
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	0,0732	0,016
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	2	0,0649	0,014
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A.Robyns	2	0,0644	0,014
<i>Symplocos crenata</i> (Vell.) Mattos	3	0,0631	0,014

Espécie	N	VT m³	VT m³/ha
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	1	0,0631	0,014
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	2	0,0624	0,014
NI P1	1	0,0613	0,014
<i>Alsophila sternbergii</i> (Pohl ex Sternb.) Conant	1	0,0609	0,014
NI P40	2	0,06	0,013
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	3	0,0579	0,013
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	1	0,0546	0,012
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	3	0,0545	0,012
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	3	0,0538	0,012
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	1	0,0529	0,012
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	1	0,0526	0,012
<i>Trichilia casarettii</i> C.DC.	2	0,0518	0,012
<i>Savia sessiliflora</i> (Sw.) Willd.	1	0,0514	0,011
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	2	0,0509	0,011
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	1	0,0484	0,011
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	1	0,0457	0,01
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	3	0,0426	0,009
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1	0,0425	0,009
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	1	0,0415	0,009
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	1	0,0404	0,009
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	1	0,0404	0,009
<i>Guapira opposita</i> (Vell) Reitz	1	0,0391	0,009
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	1	0,0364	0,008
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	2	0,036	0,008
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	1	0,0336	0,007
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	2	0,0334	0,007
NI P23	1	0,0312	0,007
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	1	0,0267	0,006
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	1	0,0209	0,005
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	1	0,0184	0,004
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	1	0,0184	0,004
<i>Vismia magnoliifolia</i> Schltdl. & Cham.	1	0,0184	0,004
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers	1	0,0178	0,004
<i>Bauhinia forficata</i> Link	1	0,0173	0,004
<i>Pouteria cuspidata</i> (A.DC.) Baehni	1	0,0171	0,004
NI 2 P3	1	0,0162	0,004
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	1	0,0156	0,003
<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	1	0,0141	0,003
<i>Mollinedia micrantha</i> Tul.	1	0,0135	0,003
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	1	0,0133	0,003
NI P3	1	0,0124	0,003
TOTAL	6616	712,324	158,294

Destaque para as espécies *Platypodium elegans* Vogel, *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan que apresentaram maior volume de madeira na região inventariada superando até mesmo as mortas.

Destacam-se *Xylopia sericea*, *Eremanthus erythropappus* e *Siparuna guianensis*, bem como a elevada quantidade de indivíduos mortos. Especial atenção deve ser dada à elevada ocorrência da espécie *Apuleia leiocarpa*, que é classificada como vulnerável na lista das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção.

O dano foi classificado como grave devido ao elevado volume de madeira removido, entretanto está cessado, e é considerado reversível se a floresta for restaurada e retornar às características que possuía antes do desastre.

2.3.6 PERDA DE RECURSOS FLORESTAIS NÃO MADEIREIROS

De forma sintetizada, é possível afirmar que 486 espécies de potencial utilidade e que ocorrem no Compartimento 1 foram afetadas pelo desastre, sendo que a maior porcentagem está concentrada em espécies com uso ambiental (Tabela 107). Nesta tabela foram incluídos também o número de espécies dos grupos de reófitas, macrófitas e várzeas, porém as avaliações de dados destes grupos encontram-se dentro do TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais, devido à influência dos ambientes de ocorrência destas espécies. É importante ressaltar que para estes grupos foi considerado o número de espécies que ocorrem em todos os compartimentos, pelo entendimento de que a vegetação sob influência fluvial sofreu danos ao longo de toda a calha do rio.

Tabela 107 – Número de espécies com uso potencial afetadas pelo desastre.

Grupo	Nº de Espécies
Espécies arbóreas	108
Epífitas	5
Herbáceas florestais	34
Vegetação Secundária Inicial	106
Trepadeiras	31
Campos Rupestres	50
Macrófitas Aquáticas	60
Reófitas	66
Vegetação de várzeas	26
TOTAL	486

Destaca-se que aproximadamente 64% das espécies arbóreas encontradas apresentam uso potencial para alguma finalidade, bem como grande número de espécies presentes na vegetação secundária inicial (predominantemente herbáceas e arbustivas). A Figura 239 a seguir demonstra alguns exemplos de espécies com usos e potencialidades conhecidos encontradas nos levantamentos.

Figura 239 – Exemplos de espécies com usos e potencialidades conhecidos.

2.3.6.1 Espécies arbóreas

No inventário florestal, foram encontradas 108 espécies com usos e potencialidades mencionadas nas fontes de consulta (Tabela 108). Diversas espécies apresentam mais de um tipo de potencial. Dentre elas merecem especial destaque as espécies *Dickonia sellowiana*, ou xaxim, muito explorada para a confecção de vasos e substratos para cultivo de outras plantas e *Ocotea odorifera*, bastante utilizada para a extração de óleos.

Tabela 108 – Relação de espécies arbóreas e seus usos e potencialidades.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i>		X	X	X				
	<i>Astronium fraxinifolium</i>				X	X			
Anacardiaceae	<i>Spondias macrocarpa</i>		X						
	<i>Tapirira guianensis</i>				X				
Annonaceae	<i>Annona cacans</i>				X	X			
	<i>Duguetia lanceolata</i>				X				
	<i>Rollinia sp</i>				X	X			
	<i>Xylopia sericea</i>				X	X			
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i>					X			
	<i>Aspidosperma spruceanum</i>			X		X			
	<i>Aspidosperma subincanum</i>			X					
	<i>Tabernaemontana solanifolia</i>			X	X				
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i>				X				
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>				X	X			

FAMÍLIA	ESPÉCIE	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Asteraceae	<i>Eremanthus erythropappus</i>			X	X				
	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>				X	X			
	<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	X			X				X
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i>				X				
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>			X		X			
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>			X	X	X			
	<i>Handroanthus ochraceus</i>			X	X	X		X	
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.					X			
	<i>Sparattosperma leucanthum</i>				X	X			
	<i>Tabebuia roseoalba</i>				X	X			
	<i>Zeyheria tuberculosa</i>			X	X	X			
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>			X	X	X			
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>				X	X			
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>				X	X			
Cannabaceae	<i>Celtis brasiliensis</i>				X				
Combretaceae	<i>Terminalia brasiliensis</i>			X	X				
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i>								X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>				X				
	<i>Alchornea triplinervia</i>				X				
	<i>Croton floribundus</i>				X				
	<i>Croton urucurana</i>				X				
	<i>Mabea fistulifera</i>			X	X				
	<i>Maprounea guianensis</i>	X		X		X			
	<i>Pera glabrata</i>				X	X			
	<i>Sapium haematospermum</i>				X				
Fabaceae Caesalpinioideae	<i>Apuleia leiocarpa</i>					X			
	<i>Cassia ferruginea</i>				X				
	<i>Copaifera langsdorffii</i>				X	X			
	<i>Peltophorum dubium</i>			X	X	X			
Fabaceae Cercideae Fabaceae Faboideae	<i>Bauhinia forficata</i>				X				
	<i>Dalbergia nigra</i>				X	X			X
	<i>Deguelia costata</i>				X				
	<i>Erythrina verna</i>				X	X			
	<i>Holocalyx balansae</i>				X	X			
	<i>Machaerium brasiliense</i>				X	X			X
	<i>Machaerium scleroxylon</i>				X				X
	<i>Machaerium villosum</i>				X	X			X
	<i>Platymiscium floribundum</i>				X	X			X
	<i>Platypodium elegans</i>				X	X			
	<i>Swartzia acutifolia</i>				X				
	<i>Swartzia flaemingii</i>			X	X				

FAMÍLIA	ESPÉCIE	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Fabaceae Mimosoideae	<i>Abarema jupunba</i>				X				
	<i>Anadenanthera colubrina</i>			X	X				
	<i>Inga capitata</i>		X		X			X	X
	<i>Inga laurina</i>		X			X		X	
	<i>Inga sessilis</i>				X			X	X
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>				X			X	
	<i>Plathymenia reticulata</i>				X	X			
	<i>Stryphnodendron polystachyum</i>	X			X	X			
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i>				X				
Lamiaceae	<i>Vitex sellowiana</i>				X	X			X
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i>				X	X			
	<i>Ocotea odorifera</i>			X		X			X
	<i>Ocotea pulchella</i>				X	X			
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>			X	X				
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i>				X	X			
Malvaceae	<i>Eriotheca pentaphylla</i>					X			
	<i>Luehea candicans</i>				X	X			
	<i>Luehea divaricata</i>			X	X				X
	<i>Luehea grandiflora</i>			X	X				X
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>				X	X			
	<i>Pterygota brasiliensis</i>				X	X			
	<i>Cabrera canjerana</i>				X				
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>				X				
	<i>Cedrela odorata</i>				X				
	<i>Guarea guidonia</i>			X	X	X			
	<i>Guarea kunthiana</i>			X	X				
	<i>Guarea macrophylla</i>				X				X
	<i>Trichilia clauseni</i>				X				X
	<i>Trichilia pallida</i>				X				X
	<i>Clarisia racemosa</i>				X				X
Moraceae	<i>Ficus gomelleira</i>				X				
	<i>Maclura tinctoria</i>			X	X				X
	<i>Sorocea bonplandii</i>	X			X				
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>				X	X			X
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i>		X		X			X	X
	<i>Myrciaria floribunda</i>		X		X			X	X
	<i>Psidium sartorianum</i>		X		X			X	X
	<i>Ouratea castaneifolia</i>		X		X			X	X
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>				X	X			
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i>				X				
	<i>Amaioua intermedia</i>				X	X			
	<i>Bathysa australis</i>					X			
Rutaceae	<i>Hortia arborea</i>				X	X			
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>				X				X

FAMÍLIA	ESPÉCIE	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	X			X				X
	<i>Xylosma venosa</i>				X	X			X
	<i>Allophylus edulis</i>				X				X
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>				X				
	<i>Dilodendron bipinnatum</i>				X				X
	<i>Matayba eleagnoides</i>				X	X			X
	<i>Toulicia laevigata</i>				X	X			X
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i>				X				
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>				X				

Usos: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica. *Única espécie hemiparasita encontrada na amostragem de toda a bacia do Rio Doce, para fins práticos, foi incluída no grupo das epífitas.

2.3.6.2 Epífitas

Ao menos 20% das espécies de epífitas amostradas possuem algum uso ou potencialidade de uso (Tabela 109). São principalmente espécies da família Bromeliaceae, Cactaceae e Araceae. *Tillandsia usneoides* de uso ornamental e medicinal e *Tillandsia recurvata* de uso medicinal, são as espécies de epífitas com uso potencial mais abundantes na amostragem. Das 15 espécies apresentadas na tabela abaixo, apenas cinco ocorrem no Compartimento 1. A maior parte das espécies é de uso medicinal, alimentício ou ornamental.

Tabela 109 – Potencialidade de uso das espécies epífitas amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Araceae	<i>Monstera adansonii</i>	-	20	x				x			
	<i>Philodendron edatum</i>	-	4					x			
	<i>Syngonium vellozianum</i>	-	23	x							
Aspleniaceae	<i>Asplenium auritum</i>	2	2	x				x			
	<i>Asplenium serratum</i>	FL	FL	x							
Bromeliaceae	<i>Acanthostachys strobilacea</i>	FL	6					x			
	<i>Aechmea nudicaulis</i>	-	18		x			x			
	<i>Neoregelia cruenta</i>	-	26		x			x			
	<i>Tillandsia recurvata</i>	-	228	x							
	<i>Tillandsia usneoides</i>	-	503	x				x			
Cactaceae	<i>Brasiliopuntia brasiliensis</i>	-	1	x	x			x			
	<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	FL	3	x					x		
	<i>Hylocereus setaceus</i>	-	4		x						
Polypodiaceae	<i>Microgramma vacciniifolia</i>	-	129	x							
Santalaceae	<i>Phoradendron crassifolium*</i>	5	5	x							

C1 = número de indivíduos amostrados no Compartimento 1; AT = número de indivíduos amostrados na área total. FL = Espécies com indivíduos amostrados apenas no levantamento florístico. Usos: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica. *Única espécie hemiparasita encontrada na amostragem de toda a bacia do Rio Doce, para fins práticos, foi incluída no grupo das epífitas.

2.3.6.3 Herbáceas florestais

Considerando os usos das espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal (Tabela 110), cerca de 20% das espécies de herbáceas e subarbustivas amostradas possuem algum uso ou potencialidade de uso, principalmente espécies da família Poaceae. *Palicourea marcgravii* de uso medicinal, *Parodiophyllochloa penicillata* de uso alimentício e ornamental e *Scleria secans* de uso medicinal são as espécies herbáceas com uso potencial, mais abundante na amostragem. Das 62 espécies apresentadas na tabela abaixo, 34 ocorrem no Compartimento 1. A maior parte das espécies é de uso medicinal, alimentício ou ornamental.

Tabela 110 – Potencialidade de uso das espécies herbáceas e subarbustivas de sub-bosque florestal amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Alstroemeriaceae	<i>Bomarea edulis</i>	1	1	x	x						
Anemiaceae	<i>Anemia phyllitidis</i>	52	56	x							
	<i>Anemia tomentosa</i>	1	19	x							
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>	FL	FL	x							
Aspleniaceae	<i>Asplenium serratum</i>	FL	FL	x							
Asteraceae	<i>Chaptalia nutans</i>	-	21	x							
	<i>Emilia sonchifolia</i>	15	15	x	x						
	<i>Ageratum conyzoides</i>	-	1	x							x
Balanophoraceae	<i>Langsdorffia hypogaea</i>	FL	FL		x						
Bromeliaceae	<i>Pseudananas sagenarius</i>	-	57	x				x			x
Cactaceae	<i>Cereus fernambucensis</i>	-	7		x						
Commelinaceae	<i>Gibasis geniculata</i>	FL	63	x							
	<i>Commelina obliqua</i>	FL	37	x							
Costaceae	<i>Costus spiralis</i>	13	13	x	x			x			
Cyatheaceae	<i>Cyathea phalerata</i>	FL	FL	x							
Cyperaceae	<i>Rhynchospora exaltata</i>	-	FL					x			
	<i>Cyperus iria</i>	22	22	x							
	<i>Scleria secans</i>	125	245	x							
Euphorbiaceae	<i>Astraea lobata</i>	-	3	x							
Fabaceae	<i>Stylosanthes scabra</i>	-	2	x							
	<i>Desmodium incanum</i>	FL	FL	x							
Gleicheniaceae	<i>Sticherus bifidus</i>	FL	FL	x							
Heliconiaceae	<i>Heliconia angusta</i>	FL	FL					x			
Iridaceae	<i>Neomarica sabinei</i>	-	3	x				x			
Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i>	-	9	x							
Lythraceae	<i>Cuphea ingrata</i>	FL	FL	x							
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>		3	x							x
Marantaceae	<i>Maranta divaricata</i>	-	3	x	x						
	<i>Ctenanthe glabra</i>	-	2					x			
Moraceae	<i>Dorstenia cayapia</i>	-	98	x							

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Nyctaginaceae	<i>Boerhavia diffusa</i>	-	2	x	x						
Orchidaceae	<i>Psilochilus modestus</i>	2	2					x			
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	FL	FL	x							
Piperaceae	<i>Piper anisum</i>	2	5	x					x		
	<i>Piper aduncum</i>	10	10	x	x			x			
Poaceae	<i>Merostachys fischeriana</i>	-	90								x
	<i>Ichnanthus calvescens</i>	-	51		x						
	<i>Ichnanthus bambusiflorus</i>	-	FL	x	x			x			x
	<i>Digitaria insularis</i>	-	1	x							
	<i>Streptochaeta spicata</i>	24	24		x						
	<i>Gynerium sagittatum</i>	9	9	x	x			x			x
	<i>Parodiophyllochloa penicillata</i>	-	80		x			x			
	<i>Pharus lappulaceus</i>	1	1		x						
	<i>Pappophorum mucronulatum</i>	-	117	x							
	<i>Digitaria ciliaris</i>	-	19		x						x
	<i>Megathyrsus maximus</i>	149	157	x	x						
	<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	FL	17	x	x						
	<i>Panicum trichoides</i>	-	FL	x							
Polypodiaceae	<i>Phlebodium pseudoaureum</i>	FL	FL	x							
	<i>Serpocaulon triseriale</i>	-	3	x							
Pteridaceae	<i>Adiantum raddianum</i>	1	1	x				x			
	<i>Adiantopsis radiata</i>	-	FL	x							
	<i>Adiantum subcordatum</i>	FL	FL					x			
	<i>Adiantum deflectens</i>	2	2	x							
Rubiaceae	<i>Borreria capitata</i>	FL	FL	x							
	<i>Palicourea marcgravii</i>	203	221	x							
Selaginellaceae	<i>Selaginella convoluta</i>	-	50	x							
Solanaceae	<i>Capsicum baccatum</i>	-	L	x	x						
Talinaceae	<i>Talinum paniculatum</i>	-	12	x	x						
Urticaceae	<i>Laportea aestuans</i>	-	FL	x	x						
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	FL	L	x				x			
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	18	18	x	x			x			

C1 = indivíduos amostrados no Compartimento 1; AT = indivíduos amostrados na área total do estudo. FL: Espécies amostradas apenas no levantamento florístico. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

2.3.6.4 Trepadeiras Herbáceas e Lenhosas

Considerando os potenciais usos das espécies trepadeiras herbáceas e lenhosas (Tabela 111), 68 espécies de trepadeiras lenhosas e herbáceas possuem algum uso ou potencialidade de uso. São principalmente espécies da família Fabaceae, Asteraceae, Bignoniaceae, Dioscoreaceae e Passifloraceae; e dos gêneros *Mikania*, *Dioscorea* e *Passiflora*. A maior parte das espécies é de uso medicinal, alimentício ou ornamental.

Tabela 111 – Potencialidade de uso das espécies de trepadeiras herbáceas e lenhosas amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i>	2	2					x			
Alstroemeriaceae	<i>Bomarea edulis</i>	-	FL	x	x						
Amaranthaceae	<i>Hebanthe eriantha</i>	-	1	x							
Apocynaceae	<i>Forsteronia leptocarpa</i>	-	3		x						
Araceae	<i>Monstera adansonii</i>	-	22	x				x			
Arecaceae	<i>Desmoncus polyacanthos</i>	-	1	x	x						x
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia labiata</i>	3	5	x				x			
	<i>Aristolochia triangularis</i>	-	1	x							
Asteraceae	<i>Mikania trinervis</i>	30	37		x						
	<i>Mikania laevigata</i>	33	33	x							
	<i>Mikania micrantha</i>	5	24		x						
	<i>Mikania hirsutissima</i>	5	24	x							
	<i>Mikania glomerata</i>	7	7	x							
	<i>Mikania glomerata</i>	3	3	x	x						
Begoniaceae	<i>Begonia convolvulacea</i>	-	FL					x			
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma comosum</i>	FL	26					x			
	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	-	82	x				x			
	<i>Fridericia speciosa</i>	-	FL					x			
	<i>Anemopaegma chamberlaynii</i>	-	10								x
	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	-	82	x							
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i>	-	22	x	x			x			
	<i>Pereskia grandifolia</i>	-	2		x			x			
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	-	1	x			x			x	x
	<i>Celtis brasiliensis</i>	-	15	x							x
Celastraceae	<i>Hippocratea volubilis</i>	-	12	x							
Convolvulaceae	<i>Ipomoea cairica</i>	1	19	x				x			x
	<i>Ipomoea quamoclit</i>	-	FL		x			x			
	<i>Ipomoea alba</i>	-	FL		x			x			
Cucurbitaceae	<i>Melothrianthus smilacifolius</i>	-	18	x	x						
	<i>Momordica charantia</i>	1	1	x	x						
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i>	184	236	x		x					x

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	AT	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea dodecaneura</i>	-	28		x			x			
	<i>Dioscorea dodecaneura</i>	-	28		x						
	<i>Dioscorea glandulosa</i>	-	FL	x				x			
	<i>Dioscorea laxiflora</i>	-	2	x	x						
	<i>Dioscorea multiflora</i>	-	8	x							
Fabaceae	<i>Phaseolus lunatus</i>	-	2		x						
	<i>Mimosa velloziana</i>	-	1	x	x						
	<i>Mucuna urens</i>	-	FL	x							
	<i>Senegalia polyphylla</i>	-	1							x	
	<i>Senegalia velutina</i>	FL	1		x						
	<i>Dioclea violacea</i>	14	30					x			
	<i>Dalbergia frutescens</i>	2	2		x						
	<i>Dioclea violacea</i>	12	112	x	x						
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i>	1	6	x							
Lygodiaceae	<i>Lygodium volubile</i>	27	46	x							
Malpighiaceae	<i>Dicella bracteosa</i>	FL	FL		x						
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i>	1	1	x	x	x					x
	<i>Cissampelos andromorpha</i>	9	19	x							
	<i>Chondrodendron platiphyllum</i>	3	8		x						
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i>	-	4	x							
	<i>Bougainvillea glabra</i>	1	1					x			
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i>	-	FL	x	x						
	<i>Passiflora edulis</i>	-	FL	x	x			x			
	<i>Passiflora haematostigma</i>	-	FL	x							
	<i>Passiflora mediterranea</i>	-	FL		x						
	<i>Passiflora mucronata</i>	-	FL		x						
Polygalaceae	<i>Diclidanthera laurifolia</i>	7	7		x						
Rhamnaceae	<i>Reissekia smilacina</i>	FL	FL	x							
Rosaceae	<i>Rubus brasiliensis</i>	1	1	x	x						
Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i>	1	1	x				x			
Sapindaceae	<i>Serjania communis</i>	-	4	x							
	<i>Paullinia elegans</i>	5	20	x	x						
	<i>Serjania erecta</i>	-	12	x							
Smilacaceae	<i>Smilax fluminensis</i>	1	4	x							
Trigoniaceae	<i>Trigonia nivea</i>	9	31	x							
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i>	1	3		x						
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i>	-	12	x				x			

C1 = indivíduos amostrados no Compartimento 1; AT = indivíduos amostrados na área total do estudo. . FL: Espécies sem indivíduos foram amostradas apenas no levantamento florístico. Espécies sem indivíduos foram amostradas apenas no levantamento florístico. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

2.3.6.5 Campos Rupestres

Considerando os usos potenciais das espécies de campo rupestre (Tabela 112), 65 espécies foram classificadas com algum uso ou potencialidade de uso. Destas, 52 ocorrem no Compartimento 1 e pertencem principalmente espécies às famílias Fabaceae, Asteraceae e Poaceae. A maior parte das espécies é de uso medicinal, alimentício ou tecnológico.

Tabela 112 – Potencialidade de uso das espécies de campo rupestre amostradas na bacia do rio Doce.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	C2+C3	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	3	-				x				
Annonaceae	<i>Guatteria villosissima</i>	FL	-	x							x
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i>	1	-	x							
Apocynaceae	<i>Mandevilla tenuifolia</i>	FL	-	x	x						
Arecaceae	<i>Syagrus campestris</i>	1	-		x			x			
	<i>Chromolaena laevigata</i>	FL	-	x							
	<i>Acanthospermum australe</i>	6	-	x			x			x	x
	<i>Eremanthus incanus</i>	8	-								
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i>	18	-	x	x						x
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	25	-	x							
	<i>Ageratum conyzoides</i>	637	2	x							x
	<i>Eremanthus erythropappus</i>	175	6	x						x	
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	9	-	x	x	x	x				x
Boraginaceae	<i>Varronia curassavica</i>	-	1	x	x						
Bromeliaceae	<i>Ananas bracteatus</i>	FL	-		x			x			
Cactaceae	<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	FL	-	x					x		
	<i>Scleria distans</i>	376	-	x							
Cyperaceae	<i>Bulbostylis capillaris</i>	384	21	x							
	<i>Cyperus hermaphroditus</i>	-	4	x							
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum suberosum</i>	-	1	x							x
Euphorbiaceae	<i>Croton fuscescens</i>	11	-	x							
	<i>Mabea fistulifera</i>	-	FL							x	
	<i>Chamaecrista desvauxii</i>	FL	-	x							
	<i>Chamaecrista rotundifolia</i>	10	-	x							
Fabaceae	<i>Zornia latifolia</i>	39	-	x							
	<i>Periandra mediterranea</i>	57	-	x							
	<i>Chamaecrista flexuosa</i>	39	28	x							
	<i>Stylosanthes scabra</i>	17	131	x							
	<i>Copaifera langsdorffii</i>	-	1	x	x	x	x			x	x
Hypericaceae	<i>Vismia brasiliensis</i>	FL	-							x	
Lamiaceae	<i>Marsypianthes chamaedrys</i>	50	4	x							

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C1	C2+C3	ME	AL	CO	AM	OR	RI	LE	TE
Lycopodiaceae	<i>Lycopodiella cernua</i>	15	-	x							
Lythraceae	<i>Cuphea ingrata</i>	2	-	x							
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	FL	-	x							
Malvaceae	<i>Waltheria indica</i>	14	38	x							
	<i>Clidemia urceolata</i>	150	-		x						
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i>	252	-	x	x						
	<i>Mouriri pusa</i>	-	FL		x						
Metteniusaceae	<i>Emmotum nitens</i>	-	2			x				x	x
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	1	-		x						
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea praecox</i>	-	1			x	x	x		x	
Ochnaceae	<i>Sauvagesia erecta</i>	26	-	x							
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i>	15	16	x							
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i>	FL	-	x							
	<i>Andropogon bicornis</i>	57	-	x							
Poaceae	<i>Andropogon leucostachyus</i>	106	-	x							
	<i>Echinolaena inflexa</i>	714	-	x	x						
	<i>Melinis minutiflora</i>	376	221		x						
Polygalaceae	<i>Polygala timoutou</i>	FL	-	x							
	<i>Polygala paniculata</i>	27	-	x							
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	1	-	x			x				
Rubiaceae	<i>Cordia elliptica</i>	FL	-	x							
	<i>Remijia ferruginea</i>	1	-	x							
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	FL	-	x	x	x	x			x	x
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	-	2		x						
Selaginellaceae	<i>Selaginella convoluta</i>	-	10	x							
Velloziaceae	<i>Vellozia plicata</i>	-	146	x							x
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta glabra</i>	95	-	x							
	<i>Lippia organoides</i>	-	32		x						
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i>	1	-		x						
Xyridaceae	<i>Xyris trachyphylla</i>	4	-	x							
	<i>Xyris jupicai</i>	FL	-		x						

C1 = Compartimento 1, de Mariana até a UHE Risoleta Neves; C2 = Compartimento 2 da UHE Risoleta Neves até a divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo; C3 = Compartimento 3, da divisa dos estados até a foz do rio Doce. Os valores indicados nos Compartimentos representam a quantidade de indivíduos amostrados. FL: Espécies amostradas apenas no levantamento florístico. Espécies sem indivíduos foram amostradas apenas no levantamento florístico. Categorias de uso: ME = medicinal; AL = alimentícia; CO = construção; AM = ambiental; OR = ornamental; RI = ritualística; LE = lenha; TE = tecnológica.

Este dano foi considerado gravíssimo devido ao grande número de espécies afetadas, entretanto está cessado e espera-se que seja reversível à medida que as espécies recolonizem os locais e venham a prover novamente os recursos ofertados.

2.3.7 REDUÇÃO DA CAPACIDADE DE RESILIÊNCIA DA FLORESTA

A verificação deste dano deu-se através da avaliação do banco de sementes, plântulas e serrapilheira da floresta, bem como da modelagem de potencial de regeneração natural.

2.3.7.1 Banco de sementes e plântulas

O banco de sementes presente no solo está envolvido em processos nos níveis de população e de comunidade, como o estabelecimento de novas populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos, a resiliência do ambiente e a restauração da riqueza de espécies durante a regeneração e manutenção da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos. A importância do estudo dos bancos de sementes está ligada à sucessão natural e ao potencial de regeneração natural após distúrbios, por ser uma forma de expressar a resiliência do ambiente natural, além de indicar o suprimento de novos indivíduos para a população e para a comunidade (BROWN, 1992; MARTINS & KUNZ, 2007; MARTINS, 2009).

O Compartimento florestal ao qual os bancos de sementes, serrapilheira e plântulas se insere é o sub-bosque florestal. Para esses ambientes, o desastre ocasionou danos diretos pela supressão dos ambientes florestais e consequente eliminação ou carreamento dos componentes de sub-bosque, e indiretos pela criação e/ou incremento em extensão de efeitos de borda nas florestas residuais próximas à área de rompimento e suas consequências sobre a estrutura, diversidade e dinâmica dos habitats.

Os resultados da avaliação do Banco de Sementes no Solo, Banco de Sementes na Serrapilheira e Banco de Plântulas, que considerou as amostras coletadas em 100 pontos de amostragem ao longo de toda a bacia do Rio Doce, são mostrados na Tabela 113. Foi detectada a germinação de 3.499 sementes de 39 morfoespécies no Banco de Sementes do Solo e 640 sementes de 45 morfoespécies no Banco de Sementes da Serrapilheira. Além disso, nesses mesmos pontos, foram coletadas 2.841 plântulas pertencentes a 346 morfoespécies. Consolidando as informações dos três conjuntos de dados (Banco de Sementes no Solo, Banco de Sementes na Serrapilheira e Banco de Plântulas), foram determinadas 378 morfoespécies pertencentes a 51 famílias botânicas.

Tabela 113 – Famílias botânicas, código da morfoespécie, formas de vida e classificação vegetal das morfoespécies determinadas neste estudo nas parcelas amostradas em toda a bacia do rio Doce.

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
Acanthaceae	83	LIA	Eudicotiledônea
	1	HER	Monocotiledônea
Alismataceae	142	HER	Monocotiledônea
	367	HER	Eudicotiledônea
Amaranthaceae	20	ARB	Eudicotiledônea
	23	SUB	Eudicotiledônea
	42	SUB	Eudicotiledônea
	306	HER	Monocotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
Anacardiaceae	183	ARV	Eudicotiledônea
	290	ARB	Eudicotiledônea
	343	ARV	Eudicotiledônea
	48	ARV	Eudicotiledônea
	52	ARB	Eudicotiledônea
Anemiaceae	279	SUB	Criptogama
	15	SUB	Criptogama
	49	ARB	Eudicotiledônea
	87	ARB	Eudicotiledônea
Annonaceae	19	ARV	Eudicotiledônea
	336	ARV	Eudicotiledônea
	68	ARB	Eudicotiledônea
	82	ARV	Eudicotiledônea
	99	ARV	Eudicotiledônea
Apiaceae	374	SUB	Eudicotiledônea
Apocynaceae	126	ARV	Eudicotiledônea
	145	ARV	Eudicotiledônea
	278	ARV	Eudicotiledônea
	321	ARB	Eudicotiledônea
	35	ARV	Eudicotiledônea
Araceae	135	HER	Monocotiledônea
	175	SUB	Monocotiledônea
	176	SUB	Monocotiledônea
	180	SUB	Monocotiledônea
	186	SUB	Monocotiledônea
	191	HER	Monocotiledônea
	2	HER	Monocotiledônea
	254	SUB	Monocotiledônea
	273	SUB	Monocotiledônea
	297	SUB	Monocotiledônea
	30	HER	Monocotiledônea
	342	SUB	Monocotiledônea
	349	HER	Monocotiledônea
	54	HER	Monocotiledônea
	65	HER	Monocotiledônea
Araliaceae	149	HER	Eudicotiledônea
	277	LIA	Eudicotiledônea
	285	ARB	Eudicotiledônea
Arecaceae	162	ARV	Monocotiledônea
	163	ARV	Monocotiledônea
	79	ARV	Monocotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
Aspleniaceae	117	HER	Criptogama
	144	HER	Criptogama
	158	HER	Criptogama
	228	SUB	Criptogama
	245	HER	Criptogama
	296	HER	Criptogama
	298	HER	Criptogama
Asteraceae	248	HER	Eudicotiledônea
	350	SUB	Eudicotiledônea
	357	SUB	Eudicotiledônea
	358	SUB	Eudicotiledônea
	376	HER	Eudicotiledônea
Begoniaceae	127	HER	Eudicotiledônea
	14	HER	Eudicotiledônea
	24	HER	Eudicotiledônea
	261	HER	Eudicotiledônea
Bignoniaceae	105	Arv	Eudicotiledônea
	160	Arv	Eudicotiledônea
	218	ARV	Eudicotiledônea
	256	ARV	Eudicotiledônea
	27	ARV	Eudicotiledônea
Boraginaceae	189	ARB	Eudicotiledônea
	78	ARV	Eudicotiledônea
Bromeliaceae	259	SUB	Monocotiledônea
Cactaceae	325	ARV	Eudicotiledônea
Commelinaceae	139	SUB	Criptogama
	370	HER	Monocotiledônea
	41	ARV	Monocotiledônea
	50	HER	Monocotiledônea
	96	SUB	Eudicotiledônea
Cucurbitaceae	220	ARB	Eudicotiledônea
	269	ARB	Eudicotiledônea
	308	HER	Eudicotiledônea
	348	LIA	Eudicotiledônea
Cyperaceae	115	HER	Monocotiledônea
	53	SUB	Monocotiledônea
Dilleniaceae	212	ARB	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
Euphorbiaceae	101	ARV	Eudicotiledônea
	11	ARB	Eudicotiledônea
	138	ARB	Eudicotiledônea
	166	ARB	Eudicotiledônea
	181	ARB	Eudicotiledônea
	204	ARV	Eudicotiledônea
	208	ARB	Eudicotiledônea
	211	ARB	Eudicotiledônea
	233	ARV	Eudicotiledônea
	239	ARV	Eudicotiledônea
	286	ARB	Eudicotiledônea
	366	HER	Eudicotiledônea
	39	HER	Eudicotiledônea
	5	ARB	Eudicotiledônea
	57	ARV	Eudicotiledônea
	6	ARV	Eudicotiledônea
Fabaceae	104	ARB	Eudicotiledônea
	114	ARV	Eudicotiledônea
	13	ARV	Eudicotiledônea
	134	ARV	Eudicotiledônea
	155	ARV	Eudicotiledônea
	164	ARV	Eudicotiledônea
	168	ARB	Eudicotiledônea
	174	ARV	Eudicotiledônea
	179	ARV	Eudicotiledônea
	194	LIA	Eudicotiledônea
	196	ARV	Eudicotiledônea
	201	ARB	Eudicotiledônea
	207	ARV	Eudicotiledônea
	209	ARV	Eudicotiledônea
	21	ARV	Eudicotiledônea
	213	ARB	Eudicotiledônea
	216	ARV	Eudicotiledônea
	222	ARV	Eudicotiledônea
	225	ARV	Eudicotiledônea
	226	ARV	Eudicotiledônea
	236	LIA	Eudicotiledônea
	247	SUB	Eudicotiledônea
	25	ARB	Eudicotiledônea
	250	ARB	Eudicotiledônea
	252	ARB	Eudicotiledônea
	253	ARB	Eudicotiledônea
	258	SUB	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
	260	ARB	Eudicotiledônea
	265	ARB	Eudicotiledônea
	272	ARV	Eudicotiledônea
	283	ARB	Eudicotiledônea
	287	ARV	Eudicotiledônea
	29	ARV	Eudicotiledônea
	315	ARV	Eudicotiledônea
	333	ARB	Eudicotiledônea
	36	ARV	Eudicotiledônea
	38	ARV	Eudicotiledônea
	45	ARB	Eudicotiledônea
	59	ARV	Eudicotiledônea
	64	ARV	Eudicotiledônea
	67	SUB	Eudicotiledônea
	95	ARV	Eudicotiledônea
	98	ARB	Eudicotiledônea
Lauraceae	76	ARV	Eudicotiledônea
Lecythidaceae	43	ARV	Eudicotiledônea
Limniaceae	270	HER	Eudicotiledônea
	18	ARV	Eudicotiledônea
	293	ARV	Eudicotiledônea
Malvaceae	335	ARV	Eudicotiledônea
	361	SUB	Eudicotiledônea
	60	ARB	Eudicotiledônea
	121	Arv	Eudicotiledônea
	130	ARV	Eudicotiledônea
Melastomataceae	154	ARV	Eudicotiledônea
	161	ARV	Eudicotiledônea
	74	ARV	Eudicotiledônea
	184	ARB	Eudicotiledônea
Meliaceae	28	ARB	Eudicotiledônea
	345	ARV	Eudicotiledônea
	51	SUB	Eudicotiledônea
	131	LIA	Eudicotiledônea
	323	SUB	Eudicotiledônea
Molluginaceae	329	SUB	Eudicotiledônea
	375	HER	Eudicotiledônea
	151	ARB	Eudicotiledônea
	221	SUB	Eudicotiledônea
Moraceae	275	LIA	Eudicotiledônea
	317	ARV	Eudicotiledônea
	75	HER	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
Myrtaceae	12	ARV	Eudicotiledônea
	156	ARV	Eudicotiledônea
	169	ARV	Eudicotiledônea
	193	ARV	Eudicotiledônea
	291	ARV	Eudicotiledônea
	294	ARB	Eudicotiledônea
	299	ARV	Eudicotiledônea
	33	ARB	Eudicotiledônea
	44	ARV	Eudicotiledônea
	56	ARV	Eudicotiledônea
	63	ARB	Eudicotiledônea
	73	ARB	Eudicotiledônea
	8	ARV	Eudicotiledônea
	81	ARV	Eudicotiledônea
	84	ARV	Eudicotiledônea
	91	ARV	Eudicotiledônea
Orchidaceae	110	HER	Monocotiledônea
	369	HER	Monocotiledônea
Oxalidaceae	353	HER	Eudicotiledônea
Phyllanthaceae	106	SUB	Eudicotiledônea
	31	SUB	Eudicotiledônea
Poaceae	32	SUB	Monocotiledônea
	22	SUB	Monocotiledônea
	243	SUB	Monocotiledônea
	3	SUB	Monocotiledônea
	340	SUB	Monocotiledônea
	371	SUB	Monocotiledônea
	4	SUB	Monocotiledônea
	58	SUB	Monocotiledônea
	69	SUB	Monocotiledônea
Polypodiaceae	148	HER	Criptogama
Pteridaceae	119	HER	Criptogama
	215	HER	Criptogama
	311	SUB	Criptogama
	71	SUB	Criptogama
Rosaceae	17	ARB	Eudicotiledônea
	47	ARB	Eudicotiledônea
Rubiaceae	125	SUB	Eudicotiledônea
	153	ARV	Eudicotiledônea
	224	ARB	Eudicotiledônea
	303	ARV	Eudicotiledônea
	305	ARB	Eudicotiledônea
	307	ARB	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
	310	ARV	Eudicotiledônea
	318	ARB	Eudicotiledônea
	319	ARV	Eudicotiledônea
	320	ARV	Eudicotiledônea
	326	ARV	Eudicotiledônea
	330	ARB	Eudicotiledônea
	359	SUB	Eudicotiledônea
	72	SUB	Eudicotiledônea
	77	HER	Eudicotiledônea
Rutaceae	118	ARV	Eudicotiledônea
	327	ARV	Eudicotiledônea
Salicaceae	255	ARV	Eudicotiledônea
Selaginellaceae	116	ARV	Eudicotiledônea
Solanaceae	187	HER	Eudicotiledônea
	188	ARB	Eudicotiledônea
Talinaceae	368	HER	Eudicotiledônea
Tectariaceae	150	HER	Criptogama
	227	HER	Criptogama
Thelypteridaceae	157	HER	Criptogama
Urticaceae	354	SUB	Eudicotiledônea
	373	SUB	Eudicotiledônea
Verbenaceae	351	ARB	Eudicotiledônea
	352	SUB	Eudicotiledônea
	362	SUB	Eudicotiledônea
Zingiberaceae	334	SUB	Monocotiledônea
Indeterminado	10	ARV	Eudicotiledônea
	100	ARV	Eudicotiledônea
	102	ARV	Eudicotiledônea
	103	ARB	Eudicotiledônea
	107	ARB	Eudicotiledônea
	108	ARV	Eudicotiledônea
	109	ARB	Eudicotiledônea
	111	HER	Criptogama
	112	ARV	Eudicotiledônea
	113	ARV	Eudicotiledônea
	120	ARB	Eudicotiledônea
	122	SUB	Eudicotiledônea
	123	SUB	Eudicotiledônea
	124	ARV	Eudicotiledônea
	128	ARV	Eudicotiledônea
	129	ARV	Eudicotiledônea
	132	ARV	Eudicotiledônea
	133	ARV	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
	136	ARV	Eudicotiledônea
	137	ARV	Eudicotiledônea
	140	ARB	Eudicotiledônea
	141	ARB	Eudicotiledônea
	143	HER	Criptogama
	146	ARB	Eudicotiledônea
	147	SUB	Eudicotiledônea
	152	ARB	Eudicotiledônea
	159	ARB	Eudicotiledônea
	16	ARV	Eudicotiledônea
	165	SUB	Eudicotiledônea
	167	ARV	Eudicotiledônea
	170	ARV	Eudicotiledônea
	171	ARV	Eudicotiledônea
	172	ARB	Eudicotiledônea
	173	ARV	Eudicotiledônea
	177	ARB	Eudicotiledônea
	178	ARV	Eudicotiledônea
	182	ARV	Eudicotiledônea
	185	ARV	Eudicotiledônea
	190	ARV	Eudicotiledônea
	192	ARB	Eudicotiledônea
	195	ARB	Eudicotiledônea
	197	ARB	Eudicotiledônea
	198	HER	Eudicotiledônea
	199	ARV	Eudicotiledônea
	200	SUB	Eudicotiledônea
	202	ARB	Eudicotiledônea
	203	ARV	Eudicotiledônea
	205	SUB	Eudicotiledônea
	206	ARV	Eudicotiledônea
	210	ARV	Eudicotiledônea
	214	ARB	Eudicotiledônea
	217	ARV	Eudicotiledônea
	219	ARB	Eudicotiledônea
	223	SUB	Eudicotiledônea
	229	ARV	Eudicotiledônea
	230	ARB	Eudicotiledônea
	231	HER	Criptogama
	232	HER	Eudicotiledônea
	234	ARB	Eudicotiledônea
	235	ARV	Eudicotiledônea
	237	ARB	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
	238	HER	Criptogama
	240	HER	Criptogama
	241	SUB	Eudicotiledônea
	242	HER	Eudicotiledônea
	244	HER	Eudicotiledônea
	246	SUB	Eudicotiledônea
	249	SUB	Eudicotiledônea
	251	ARB	Eudicotiledônea
	257	ARV	Eudicotiledônea
	26	ARB	Eudicotiledônea
	262	HER	Eudicotiledônea
	263	ARB	Eudicotiledônea
	264	HER	Eudicotiledônea
	266	LIA	Eudicotiledônea
	267	HER	Eudicotiledônea
	268	HER	Eudicotiledônea
	271	ARV	Eudicotiledônea
	274	HER	Eudicotiledônea
	276	ARB	Eudicotiledônea
	280	ARV	Eudicotiledônea
	281	ARB	Eudicotiledônea
	282	HER	Eudicotiledônea
	284	ARV	Eudicotiledônea
	288	ARB	Eudicotiledônea
	289	ARB	Eudicotiledônea
	292	ARB	Eudicotiledônea
	295	HER	Eudicotiledônea
	300	ARV	Eudicotiledônea
	301	HER	Eudicotiledônea
	302	HER	Eudicotiledônea
	304	ARB	Eudicotiledônea
	309	ARV	Eudicotiledônea
	312	ARB	Eudicotiledônea
	313	ARB	Eudicotiledônea
	314	ARB	Eudicotiledônea
	316	ARV	Eudicotiledônea
	322	ARV	Eudicotiledônea
	324	ARV	Eudicotiledônea
	328	ARV	Eudicotiledônea
	331	ARB	Eudicotiledônea
	332	ARB	Eudicotiledônea
	337	ARB	Eudicotiledônea
	338	ARB	Eudicotiledônea

Família Botânica	Código Morfoespécie	Forma de vida	Classificação
	339	ARB	Eudicotiledônea
	34	ARV	Eudicotiledônea
	341	SUB	Monocotiledônea
	344	ARV	Eudicotiledônea
	346	HER	Eudicotiledônea
	347	SUB	Eudicotiledônea
	355	HER	Eudicotiledônea
	356	SUB	Eudicotiledônea
	360	SUB	Eudicotiledônea
	363	SUB	Eudicotiledônea
	364	SUB	Eudicotiledônea
	365	ARB	Eudicotiledônea
	37	HER	Monocotiledônea
	372	SUB	Eudicotiledônea
	377	HER	Eudicotiledônea
	378	ARB	Eudicotiledônea
	40	ARB	Eudicotiledônea
	46	ARB	Eudicotiledônea
	55	ARV	Eudicotiledônea
	61	ARB	Eudicotiledônea
	62	ARB	Eudicotiledônea
	66	ARB	Eudicotiledônea
	7	SUB	Eudicotiledônea
	70	ARV	Eudicotiledônea
	80	ARV	Eudicotiledônea
	85	ARV	Eudicotiledônea
	86	ARV	Eudicotiledônea
	88	ARB	Eudicotiledônea
	89	ARB	Eudicotiledônea
	9	HER	Eudicotiledônea
	90	SUB	Eudicotiledônea
	92	ARV	Eudicotiledônea
	93	ARB	Eudicotiledônea
	94	SUB	Eudicotiledônea
	97	ARV	Eudicotiledônea

LIA = liana; HER = herbácea; ARB = arbustiva; SUB = subarbusiva; ARV = arbórea.

O número estimado de indivíduos nos três conjuntos de dados varia entre os compartimentos amostrados (Tabela 114), sendo que nas parcelas amostradas no Compartimento 1 encontra-se maior número médio de indivíduos no Banco de Sementes de Serapilheira e Banco de Plântulas em relação aos Compartimentos 2 e 3. Para o número de indivíduos no Banco de Sementes do Solo, por outro lado, a densidade de indivíduos no Compartimento 1 é menor. Considerando toda a extensão da área de estudo, a densidade média por hectare foi estimada em 1.866.133 ind.ha⁻¹ de sementes germinadas do solo; 394.667 ind.ha⁻¹ de sementes germinadas da serapilheira; e 94.700 ind.ha⁻¹ de plântulas.

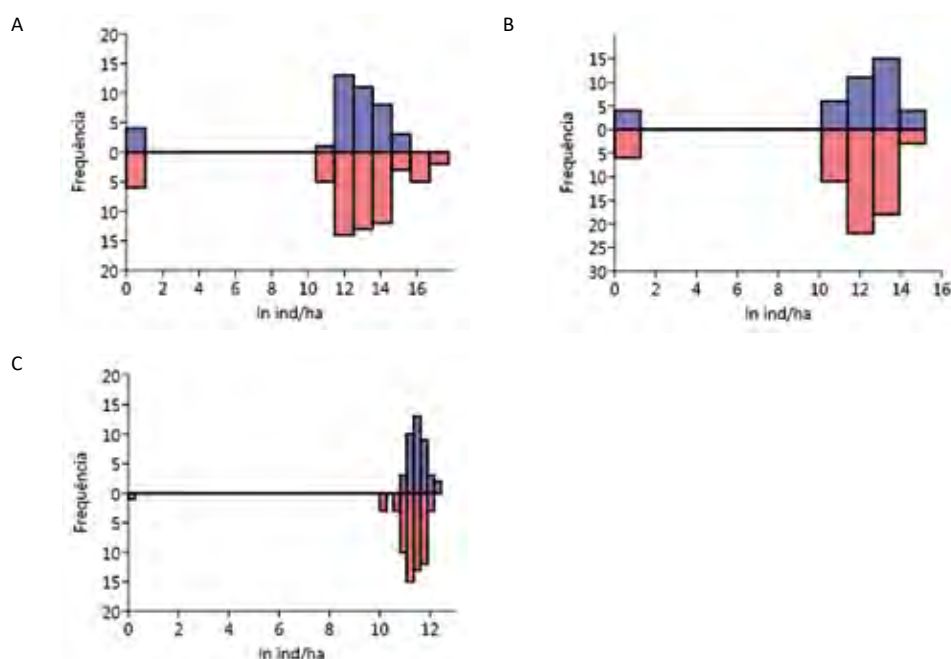
Tabela 114 – Número médio de indivíduos estimados em cada Compartimento para o Bancos de Sementes do Solo, da Serapilheira e Banco de Plântulas nos compartimentos da bacia do rio Doce.

Compartimentos	Sementes no solo (ind.ha ⁻¹)	Sementes na serapilheira (ind.ha ⁻¹)	Plântulas (ind.ha ⁻¹)
C1	660.000 (121,1)*	505.333 (148,7)	107.583 (39,2)
C2+C3	2.670.222 (280,7)	320.889 (124,7)	86.111 (41,9)
Área total	1.866.133 (315,7)	394.667 (144,7)	94.700 (42,1)

C1 = Compartimento 1; C2+C3 = Compartimentos 2 e 3. *Valores entre parênteses indicam o coeficiente de variação dos dados.

A densidade média de indivíduos no Banco de Sementes de Solo e no Banco de Sementes Serapilheira no Compartimento 1 não difere da distribuição de densidades encontradas nos demais Compartimentos (Figura 240), sendo que os histogramas apresentam padrão semelhante entre as áreas. No caso do Banco de Plântulas, o Compartimento 1 apresenta densidade média maior do que a densidade de indivíduos encontrada no restante da bacia do rio Doce (Figura 240).

Figura 240 – Histogramas das frequências das densidade média por hectare do Banco de Sementes de Solo (A) e Banco de Sementes da Serapilheira (B) e Banco de Plântulas (C), comparando dados do Compartimento 1 (colunas azuis) e dos Compartimentos 2+3 (colunas vermelhas).



Na Tabela 115 são mostrados os resultados dos testes aplicados para diferenciar a densidade de indivíduos entre os compartimentos considerados. Os testes aqui conduzidos reforçam a avaliação dos histogramas, ou seja, não se encontraram diferenças entre os dados obtidos no Compartimento 1 com aqueles oriundos dos Compartimentos 2 e 3 para o Banco de Sementes de Solo e para Banco de Sementes Serapilheira (Figura 225), mas houve distinção na distribuição dos dados do Banco de Plântulas ($p = 0,038$).

Tabela 115 – Resultados dos testes de Mann-Whitney e Kolmogorov-Smirnov na comparação dos três conjuntos de dados (Banco de Sementes do Solo, Banco de Sementes da Serapilheira e Banco de Plântulas) entre os compartimentos amostrados na bacia do rio Doce.

Parâmetro	Densidade (ind.ha ⁻¹)		Mann-Whitney	Kolmogorov-Smirnov
C1	C2+C3			
Banco de Sementes do solo	660.000	2.670.222	U = 1079; $p = 0,396$	D = 0,15; $p = 0,510$
Banco de Sementes da serapilheira	505.333	320.889	U = 1029; $p = 0,228$	D = 0,20; $p = 0,261$
Banco de Plântulas	107.583	86.111	*	D = 0,28; $p = 0,038$

C1 = Compartimento 1; C2+C3 = Compartimentos 2 e 3. *Uma vez que as distribuições dos dados não são iguais, conforme atestado pela estatística D, o teste de Mann-Whitney não é realizado, pois depende da premissa de que ambas amostras comparadas são obtidas de dados com mesma distribuição.

As curvas de ranque-abundância indicando o número de indivíduos no banco de sementes germinadas de cada morfoespécie são mostradas na Figura 241. Comparando-se as informações obtidas no Compartimento 1 com aquelas dos Compartimentos 2 e 3, para o Banco de Sementes do Solo, o conjunto de dados indica elevada dominância na região após a UHE Risoleta Neves, ou seja, a maior parte das sementes germinadas pertencem a poucas espécies (Figura 241), sendo que tal padrão se reflete

no índice de equitabilidade calculado para os dados de sementes do solo (Tabela 116). Distribuições mais equitáveis de abundância, assim como valores similares na comparação entre os compartimentos, são verificados para o Banco de Sementes da Serapilheira e para o Banco de Plântulas (Figura 241, Tabela 116).

Figura 241 – Curvas de ranque-abundância indicando o número de indivíduos no banco de sementes germinadas de cada morfoespécie no Banco de Sementes do Solo (A), Banco de Sementes na serapilheira (B) e indivíduos no Banco de Plântulas (C).

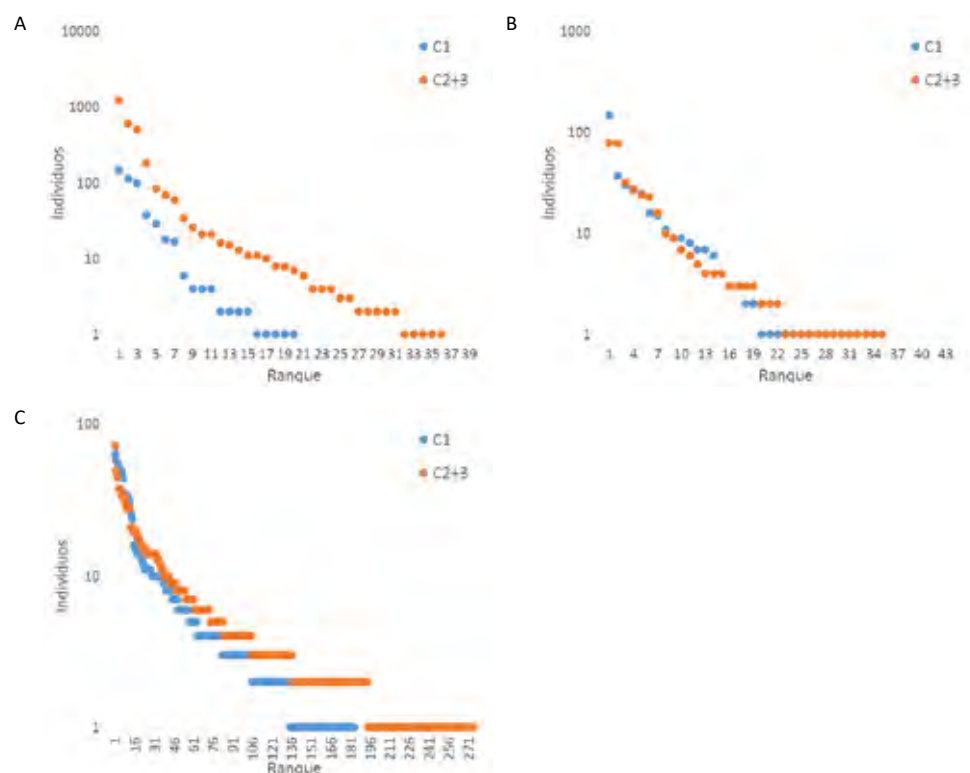


Tabela 116 - Abundância total, número de morfoespécies e índice de Equitabilidade de Pielou (J') do Banco de Sementes do Solo, do Banco de Sementes da Serapilheira e o do Banco de Plântulas obtidos nos compartimentos do estudo na bacia do rio Doce.

Métrica	Solo		Serapilheira		Plântulas	
	C1	C2+C3	C1	C2+C3	C1	C2+C3
Morfoespécies	20	36	27	35	184	275
Abundância	495	3004	379	361	1291	1550
Equitabilidade	0,65	0,52	0,70	0,75	0,86	0,88

C1 = Compartimento 1; C2+C3 = Compartimentos 2 e 3.

Na Tabela 117 é apresentado o número de morfoespécies identificadas de cada forma de vida amostrados nos compartimentos. Com relação à composição de formas de vida das morfoespécies de plantas identificadas, apenas duas não foram determinadas (as morfoespécies 379 e 380), ambas constituintes das plantas germinadas do Banco de Sementes do Solo (Tabela 117). Das morfoespécies identificadas no Banco de Plântulas, a maioria possui forma de vida arbórea e/ou arbustiva/subarbustiva,

enquanto no Banco de Sementes da Serapilheira e no Banco de Sementes do Solo predominam as morfoespécies herbáceas e/ou subarbastivas.

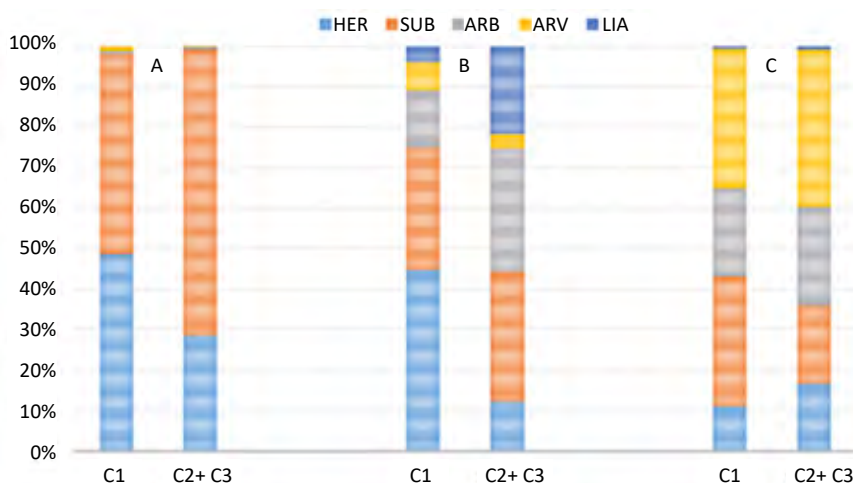
Tabela 117 – Número de morfoespécies de cada forma de vida identificados nos compartimentos de amostragem na bacia do rio Doce.

Forma de vida	Solo		Serapilheira		Plântulas	
	C1	C2+C3	C1	C2+C3	C1	C2+C3
Espécies Herbáceas	7	14	4	8	30	41
Espécies Arbustivas	2	5	5	9	47	79
Espécies Subarbastivas	9	14	10	12	27	49
Espécies Arbóreas	1	1	7	5	77	102
Espécies Lianas			1	1	3	4
Espécies Não Determinadas	1	2				

C1 = Compartimento 1; C2+C3 = Compartimentos 2 e 3.

Na Figura 242 é mostrada a proporção de abundância das formas de vida amostradas entre os compartimentos. Comparando os conjuntos de dados, é possível perceber que para o Banco de Sementes de Solo e para o Banco de Sementes da Serapilheira, há maior proporção de indivíduos de forma herbácea no Compartimento 1 em relação ao restante da bacia. Especificamente ao componente de solo, o inverso foi verificado no caso das plantas subarbastivas, sendo as demais formas de vida pouco representadas nesse conjunto de dados.

Figura 242 – Proporção de abundância das formas de vida das plantas amostradas no Banco de Sementes do Solo (A), Banco de Sementes da Serapilheira (B) e no Banco de Plântulas (C) nas parcelas amostradas na Bacia do rio Doce. C1 = Compartimento 1; C2+C3 = Compartimentos 2 e 3.



No Banco de Sementes de Serapilheira encontrou-se maior importância de outras formas de vida, arbustivas, arbóreas e lianas. No Compartimento 1, para esse conjunto de dados, houve maior proporção relativa de sementes de plantas arbóreas em relação aos demais compartimentos, mas menor proporção de arbustivas e lianas. É neste conjunto de dados que se observou maior presença proporcional de lianas. Por fim, o Banco de Plântulas mostrou composição de formas de vida proporcionalmente similar entre o Compartimento 1 e os Compartimentos 2 e 3, sendo as diferenças mais marcantes relacionadas à menor participação de herbáceas e maior proporção de subarbastivas em C1.

2.3.7.2 Perda do potencial de regeneração natural

Para facilitar a compreensão deste processo e auxiliar na previsão do tempo de restauração, optou-se por realizar modelagens do potencial de regeneração natural das florestas atingidas pelo desastre.

Todas as abordagens de modelagem terrestre aqui apresentadas têm uma característica em comum: baseiam-se em mapas de uso e cobertura da terra e informações ambientais espacialmente explícitas para estimar a distribuição potencial da biodiversidade ou os processos e serviços ecossistêmicos. Os modelos e avaliações de biodiversidade e serviços ecossistêmicos aqui realizados foram feitos para quatro cenários distintos de uso e cobertura da terra. O primeiro se destina a definir uma base de referência ambiental para a região do desastre, enquanto o segundo se presta a fornecer dados que permitam estimar os danos do desastre sobre os processos avaliados. Já os dois últimos, projeções de cenários futuros potenciais, buscam compreender como os processos biológicos e ecossistêmicos podem ser restaurados, a medida que os ecossistemas florestais da Bacia do Rio Doce voltem a ser reestruturados, por vias naturais ou por ações antrópicas.

Para o processo de modelagem, as informações territoriais foram divididas em quatro cenários, conforme exposto a seguir:

- T0, o momento pré-desastre: utilizou-se informações de uso e cobertura da terra e de biodiversidade do ano de 2015 ou ligeiramente anterior, para estimar a linha base dos processos biológicos e ecossistêmicos avaliados, um pouco antes de o desastre ter ocorrido.
- T1, o momento pós-desastre: utilizou-se informações de uso e cobertura da terra e de biodiversidade do final do ano de 2015 ou início de 2016, logo após o desastre, para estimar seus danos sobre os diferentes processos avaliados.
- T2a, um cenário futuro sem considerar mitigação: criou-se um cenário futuro de uso e cobertura da terra considerando somente a ação da regeneração natural na recomposição de ambientes florestais, sem considerar ações de mitigação. As estimativas foram feitas considerando um horizonte temporal de 10 anos a partir do cenário pós-desastre (T1).
- T2b, um cenário futuro considerando ações de mitigação: criou-se um cenário futuro de uso e cobertura da terra considerando tanto o processo de regeneração natural, como no cenário T2a, como as ações de mitigação realizadas e planejadas pela Fundação Renova para restauração ativa das áreas florestais, circunscritas à área da APDL; este cenário também considera um horizonte temporal de 10 anos a partir de 2016 (ano base do cenário T1).

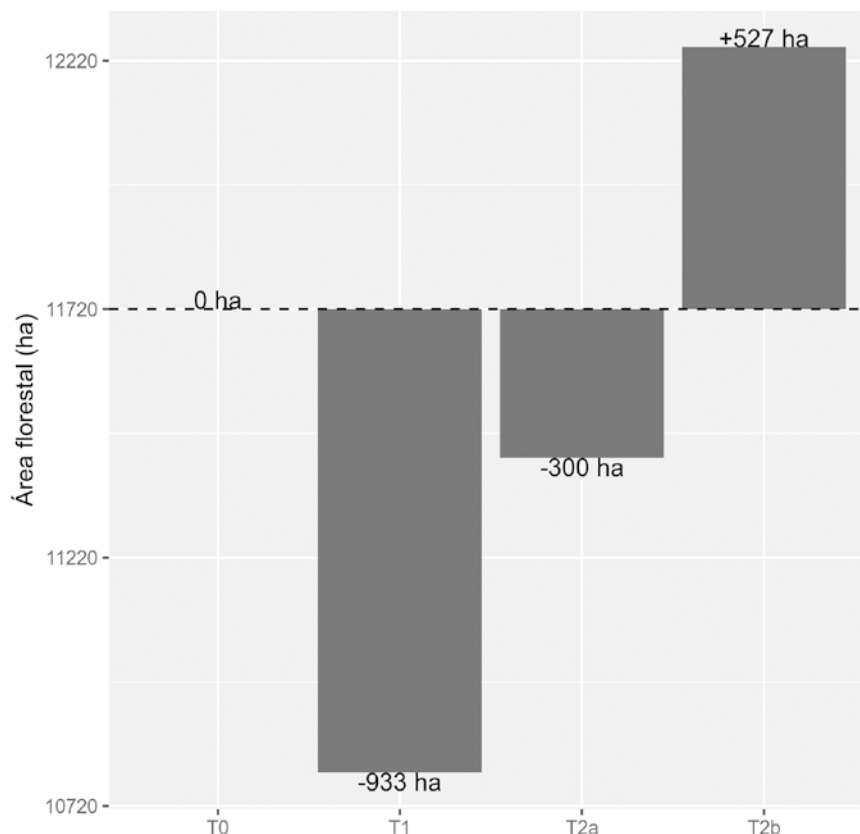
Todas as metodologias utilizadas nesta e nas outras modelagens estão descritas nos documentos suplementares – modelagens de biodiversidade.

2.3.7.2.1 Considerações sobre variações de cobertura florestal inter-cenários

Essa seção apresentou os quatro cenários de modelagem que foram utilizados neste estudo. A partir desses cenários, estima-se que a linha base em termos de cobertura florestal, no cenário pré-desastre (T0), era de 11720 ha de florestas no Compartimento 1 da área mapeada pelo Lactec. O desastre do rompimento da Barragem do Fundão incorreu numa redução de 933 ha de florestas, tanto aquelas suprimidas pela lama (860 ha) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018d) como por outros processos, em

outras classes de cobertura da terra, no período 2015-2016 (cenário pós-desastre, T1; Figura 243). Os cenários futuros correspondem então a um ganho de florestas, em relação ao pós-desastre, de 633 ha no cenário T2a, por regeneração natural, e de 1460 ha no cenário T2b, pela combinação de regeneração natural e ações diretas de mitigação na APDL.

Figura 243 – Variação na área florestal (em hectares) no Compartimento 1 da área mapeada pelo Lactec nos cenários pré-desastre (T0), pós-desastre (T1), e nos cenários futuros sem mitigação (T2a) e com mitigação (T2b). Os valores junto às barras correspondem à diferença em área em relação à linha base (cenário pré desastre, T0).



2.3.7.2.2 Avaliação do efeito do rompimento da barragem de Fundão sobre o potencial de regeneração natural da bacia do Rio Doce

Ao gerar alterações sobre a composição e estrutura da paisagem, sobre a conectividade entre os fragmentos de habitat, e sobre a distribuição da biodiversidade, desastres ambientais podem ter consequências também para os processos ecológicos dependentes da biodiversidade. Um exemplo é a dispersão de sementes e a regeneração dos ecossistemas decorrente dessa dispersão de sementes. Ao interagirem, as plantas oferecem frutos e outros recursos como alimento para os animais, e os animais, ao se alimentarem, acabam por dispersar sementes para outras áreas, o que permite o crescimento e a manutenção das populações de plantas. Como resultado dessas interações, sementes são levadas para áreas degradadas ou áreas sem vegetação natural, possibilitando a regeneração natural dessas áreas. Ao haver modificações na paisagem, diminuem as áreas de habitat, fontes de propágulos (plantas e sementes) para a regeneração, e a paisagem também se fragmenta, levando a uma alteração nos

padrões de movimentação dos animais dispersores desses propágulos. Além disso, os processos de alteração na paisagem também modificam a distribuição das espécies. Conjuntamente, esses efeitos sobre a paisagem e sobre a biodiversidade podem alterar o padrão de dispersão de sementes e de regeneração natural. Assim, nessa seção pretende-se avaliar o impacto do rompimento da Barragem de Fundão sobre o potencial de regeneração natural da Bacia do Rio Doce.

Uma das definições de regeneração natural vem a partir da Ecologia da Restauração. Regiões que sofreram supressão da vegetação nativa podem ser recuperadas de duas maneiras: (1) restauração ativa, que compreende diversos métodos de plantio de árvores e semeadura direta, e (2) regeneração passiva, que pode ser definida como o “processo de sucessão secundária em nível de comunidade e de ecossistema, sobre uma área desmatada que anteriormente continha floresta” (CHAZDON et al., 2009). O foco primário aqui não é, no entanto, avaliar a regeneração natural como um método de restauração, mas entendê-lo como um complexo processo ecológico e um aspecto fundamental da resiliência de um ecossistema. Assim, o potencial de uma paisagem em se regenerar naturalmente é um indicador de um dano que pode ser quantificado em uma abordagem de paisagens. Dado isso, aqui adotou-se o termo regeneração natural como o processo de reestabelecimento de vegetação natural (florestal ou não) em uma área completamente degradada, e para tal reestabelecimento considerou-se os processos naturais de regeneração por meio da dispersão de sementes realizada pela fauna frugívora.

A regeneração natural de áreas abandonadas pode ocorrer principalmente por meio do banco de sementes do solo ou pela dispersão de sementes. No caso de regiões que sofreram supressão da vegetação nativa há vários anos e o banco de sementes foi depauperado, a dispersão de frutíferas apresenta maior importância (CHAZDON, 2012). Isso pode ser o caso também de áreas afetadas por rejeitos, nas quais algumas espécies de plantas têm menores taxas de crescimento (CRUZ, 2018). Ainda que uma semente possa ser transportada por agentes abióticos, como água e vento, em ambientes tropicais até 90% das espécies de plantas são dispersas pela fauna, sendo que aves, morcegos e demais mamíferos são os animais mais importantes nesse processo (HOWE & SMALLWOOD, 1982; LEVEY et al., 2002).

Em áreas degradadas, a dispersão de sementes pela fauna possui papel crucial na regeneração natural. Um dos fatores que apresenta influência direta na chance de uma semente alcançar determinado local na matriz é a distância desse local em relação às bordas dos fragmentos de vegetação. Conforme essa distância aumenta, a chance de deposição de sementes diminui. Isso se deve, sobretudo, à movimentação da fauna frugívora na matriz. Animais florestais dispersores evitam locais mais distantes de seus ambientes naturais (CHAZDON et al., 2009; CUBIÑA & AIDE, 2001). Além disso, sabe-se que a configuração da paisagem, incluindo tamanho e o isolamento entre fragmentos, influencia a comunidade de vertebrados frugívoros, como aves, morcegos e mamíferos terrestres (MUYLAERT et al., 2016). Dessa maneira, paisagens que apresentam grandes fragmentos florestais possuem maior potencial de regeneração natural pelo fato de suas matrizes estarem mais expostas à chuva de sementes (CHAZDON, 2012; MCCONKEY et al., 2012).

O modelo aqui utilizado tem o objetivo de estimar o potencial de regeneração natural em áreas sem vegetação, com base na configuração dos fragmentos de vegetação na paisagem. O modelo parte

da premissa de que quanto maior a chance de movimentação da fauna frugívora entre os remanescentes de vegetação, maior será a dispersão de sementes determinada pela configuração da paisagem e, consequentemente, o potencial de regeneração natural de uma área sem vegetação. Ele se baseia em outras quatro premissas importantes:

- 1) O tamanho do fragmento influencia positivamente a abundância e riqueza de animais frugívoros e dispersores de sementes.
- 2) Em paisagens e fragmentos com maior abundância e riqueza de frugívoros, o fluxo de sementes para fora das bordas dos fragmentos em direção às matrizes é maior. Como consequência, a chance de deposição de sementes e de regeneração natural em áreas sem vegetação são maiores ao redor desses locais.
- 3) consequência, o tamanho dos fragmentos influencia os padrões de dispersão de sementes – as sementes tendem a chegar à distância maiores em matrizes que rodeiam grandes fragmentos de vegetação.
- 4) A chance de deposição de sementes e o potencial de regeneração natural são mais altos em locais próximos às bordas dos fragmentos de vegetação e decrescem com a distância deles.

Assim, o tamanho dos fragmentos de vegetação foi utilizado como um *proxy* para a riqueza e abundância de frugívoros, a qual influencia o fluxo de sementes e o potencial de regeneração natural ao seu redor. Ao mesmo tempo, a configuração dos fragmentos foi levada em consideração para identificar locais onde a movimentação dos animais dispersores é mais frequente, assim como a dispersão de sementes e o potencial de regeneração natural. Como consequência dessas premissas, os locais mais propensos a receber deposição de sementes de plantas e regenerar naturalmente são aqueles próximos a fragmentos grandes de vegetação, em áreas bastante conectadas.

Para operacionalizar essas premissas, foram geradas curvas de chance de regeneração natural ao redor dos fragmentos de diferentes tamanhos. Os fragmentos florestais foram divididos em cinco classes de tamanho, que correspondem a intervalos que compreendem uma determinada abundância e composição de fauna. As classes de tamanho foram: (i) até 10 ha (< 10), (ii) entre 10 e 25 ha (10 - 25), (iii) entre 25 e 50 ha (25 - 50), (iv) entre 50 e 250 ha (50 - 250), e (v) maiores que 250 ha (> 250).

As curvas que representam a chance de regeneração natural ao redor dos fragmentos seguem uma distribuição Weibull (WEIBULL, 1951), modulada pela abundância de frugívoros no fragmento. A distribuição Weibull é uma função de densidade de probabilidade, e, portanto, atribui a cada distância em relação à borda do fragmento uma probabilidade de regeneração natural. Ao multiplicar essa densidade de probabilidade por um valor relativo à abundância de frugívoros, tem-se, de maneira geral, o potencial de regeneração de um determinado local.

A distribuição Weibull é definida por dois parâmetros: forma (k) e escala (λ). A forma das distribuições foi mantida fixa e igual a 1, o que representa uma curva que decai monotonicamente com a distância da borda do fragmento (é equivalente a uma distribuição exponencial). Já o parâmetro de escala controla quão rápido a curva decai com a distância. As curvas de potencial de regeneração natural, $C(d, T)$, foram definidas:

$$C(d, T) = A_T \frac{1}{\lambda_T} e^{-d/\lambda_T}$$

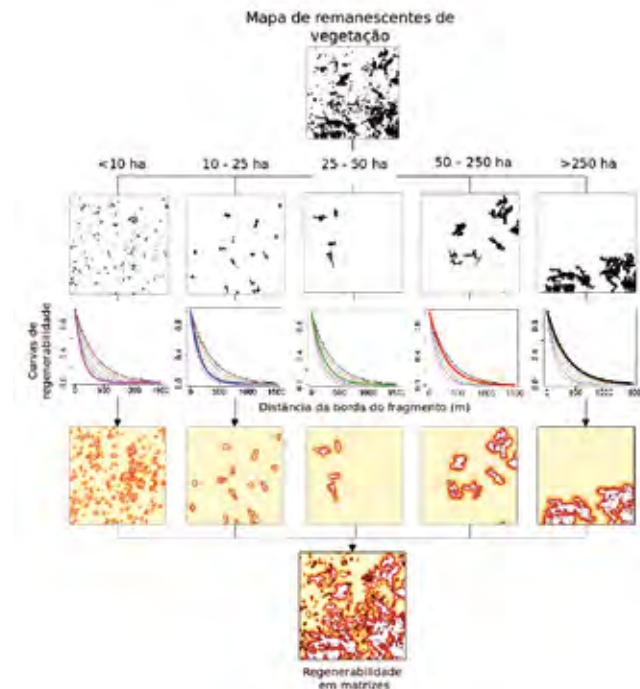
Nessa relação, potencial de regeneração natural tem amplitude de 0 a 1 (0 a 100%) e varia de acordo com a distância do fragmento, d , e o tamanho do fragmento considerado como fonte potencial, T . Os dois parâmetros da função, que dependem do tamanho do fragmento, são: A_T , o parâmetro relativo à abundância de frugívoros; e λ_T , a escala da função, maior quanto maior a distância a que é provável que as sementes sejam depositadas (o que ocorre em fragmentos maiores). Para cada classe de tamanho de fragmento considerado, esses dois parâmetros foram ajustados de maneira que (i) a chance de deposição nas imediações do fragmento fosse igual e equivalente a 100%, independente da classe de tamanho do fragmento, e (ii) a chance de deposição de sementes em uma distância limite fosse aproximadamente 0,05 (5%). A distância limite representa a escala de mobilidade da fauna frugívora e dispersora de sementes presente nos fragmentos de diferentes tamanhos. A relação de classes de tamanho de fragmento, de escalas de mobilidade da fauna para cada classe, e os parâmetros escolhidos para a função, são apresentados na Tabela 118. Uma representação gráfica de como o modelo é gerado, a partir do mapa de vegetação, é apresentada na Figura 244.

Esses modelos já foram utilizados avaliar a regeneração do Vale do Paraíba, SP, entre 1985 e 2011, e mostraram uma boa correspondência entre as áreas com alto potencial de regeneração natural e as áreas regeneradas no período (NIEBUHR, 2018). Eles também já foram aplicados para identificar estratégias de restauração no estado de São Paulo (PINTO et al., 2016) e na Mata Atlântica (NIEBUHR et al. 2015). Os modelos foram gerados por meio de um *script* em Python, no sistema de informações geográficas GRASS GIS (NETELER et al., 2012).

Tabela 118 – Tamanhos de fragmento, escalas de mobilidade da fauna, e parâmetros das funções utilizadas para modelar a regenerabilidade.

Tamanho do fragmento (ha)	Distância limite/escala de mobilidade (m)	Parâmetros	
		A_T	λ_T
< 10	350	130	130
10 - 25	500	170	170
25 - 50	650	220	220
50 - 250	850	290	290
> 250	1000	350	350

Figura 244 – Representação da aplicação do modelo de regeneração natural potencial a um mapa de fragmentos de vegetação. No mapa final, regiões com vegetação são mostradas em branco; regiões de matriz apresentam um gradiente de cores, sendo as áreas vermelhas aquelas com maior potencial (próximo a 100%) e as amarelas as com menor potencial de regeneração natural (próximo a 0).



Para modelar o potencial de regeneração natural da Bacia do Rio Doce, para os cenários pré e pós-desastre (T0 e T1), e para os cenários futuros sem e com mitigação (T2a e T2b), foram utilizados os mapas de uso e cobertura da terra compilados e apresentados na seção anterior. As áreas com cobertura florestal foram as únicas consideradas como fontes de propágulos. A partir delas foi aplicado o modelo apresentado na Figura 244.

A avaliação do potencial de regeneração natural foi feita considerando-se a chance de regeneração em somente três classes de uso da terra, que são de fato passíveis de regeneração: pastagem, lama, e outros usos antrópicos (que consistem, em sua maioria, em áreas de agricultura). Uma vez calculado o potencial de regeneração natural de áreas sem vegetação e selecionados somente os valores nas três classes citadas acima, três avaliações foram feitas para mensurar o dano – o quanto os ambientes perderam em seu potencial de se regenerar. Primeiramente, calculou-se o valor médio do potencial de regeneração natural por hectare para cada um dos compartimentos da área mapeada pelo Lactec. Ao ponderar os valores encontrados pela área, retira-se o efeito do aumento ou diminuição da área de ambientes passíveis de serem regenerados, entre os cenários. Em seguida, foram identificadas de maneira espacialmente explícita as áreas em que houve aumento, diminuição, ou em que não houve alteração no potencial de regeneração natural. Por fim, foi quantificada a área com alto potencial de regeneração natural no cenário pré-desastre, T0, e quanto dessa área foi perdida ou recuperada em T1, T2a e T2b. Para definir as áreas com alto potencial de regeneração natural, utilizou-se do mesmo limiar encontrado para regeneração natural a partir de dados do MapBiomass (limiar = 96,3), utilizado para a definição dos cenários futuros. Assim, quantificou-se a área acima desse limiar em cada um dos cenários como um indicativo dos danos do desastre.

A título de ilustração, a Figura 245 apresenta os mapas de potencial de regeneração natural na Bacia do Rio Doce, nos cenários pré e pós-desastre, T0 e T1. As áreas onde houve perda de potencial de regeneração natural correspondem a locais onde houve perda de habitats naturais por causa da lama, mas também a locais onde essa perda de habitat levou ao aumento do isolamento entre os fragmentos, diminuindo a probabilidade de movimentação da fauna e de deposição de sementes. Como esperado, as alterações no potencial de regeneração natural foram mais pronunciadas no Compartimento 1 (Figura 246). O rompimento da barragem de Fundão levou à diminuição do potencial das florestas em se regenerarem nesse Compartimento em 22%, em média, entre T0 e T1. Esse valor pode vir a aumentar em 10% no cenário futuro T2a, que considera somente florestas em regeneração como novas fontes de propágulos, mas para o reestabelecimento do potencial de regeneração que havia antes do desastre, são necessárias ações diretas de mitigação, por meio de restauração ativa para o reestabelecimento de áreas florestais e fontes de propágulos para regeneração (Figura 246).

Figura 245 – Potencial de regeneração natural em áreas sem vegetação (%), no cenário pré-desastre (T0, à esquerda) e pós-desastre (T1, à direita). As figuras de baixo representam um zoom de uma região afetada pela lama, mostrada em vermelho nas figuras de cima.

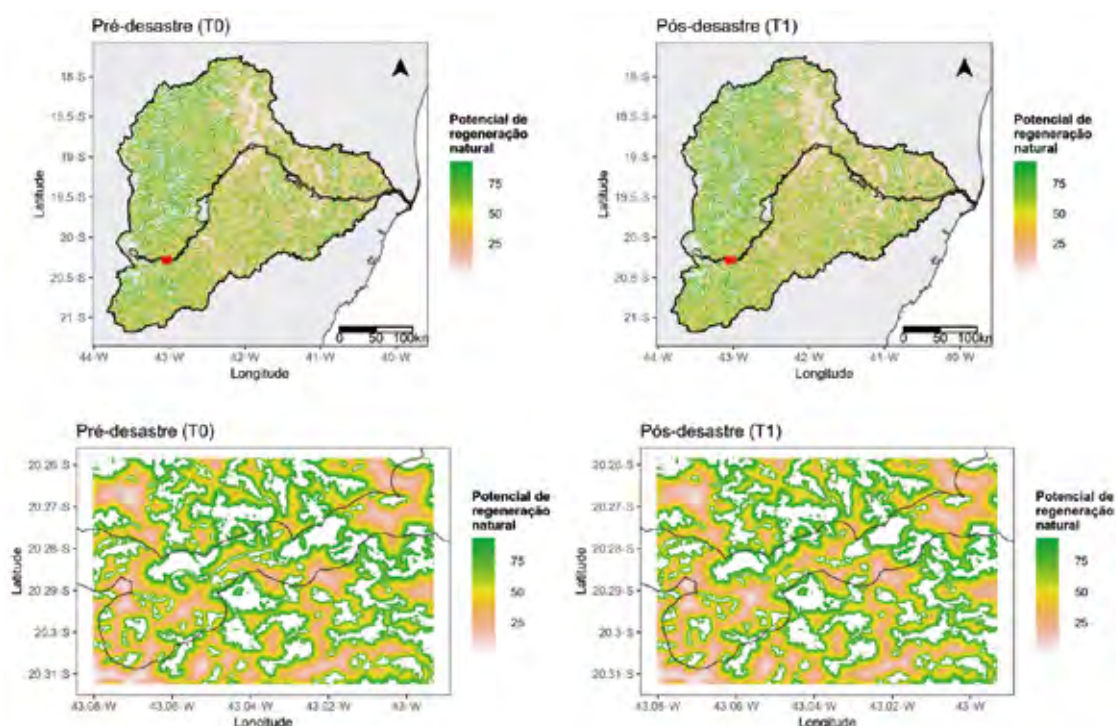
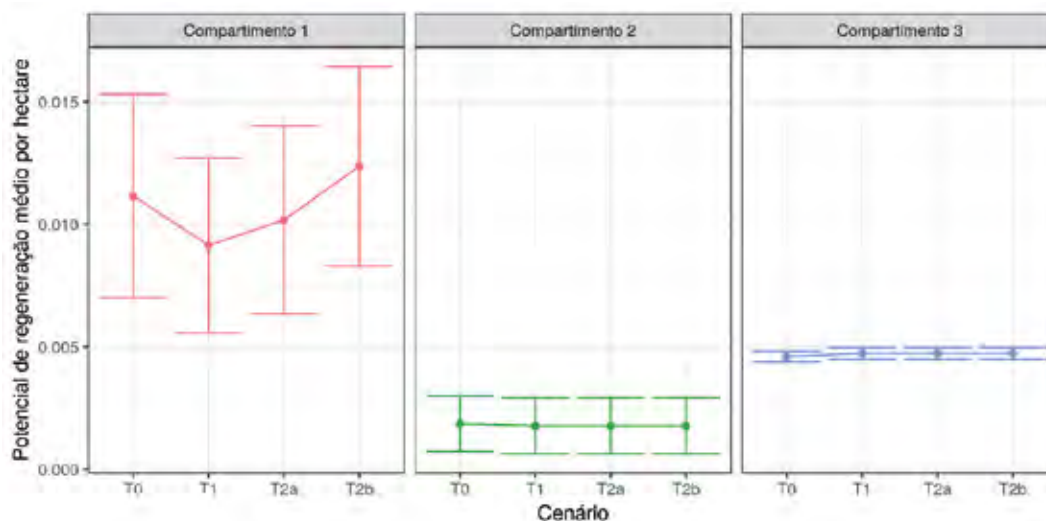
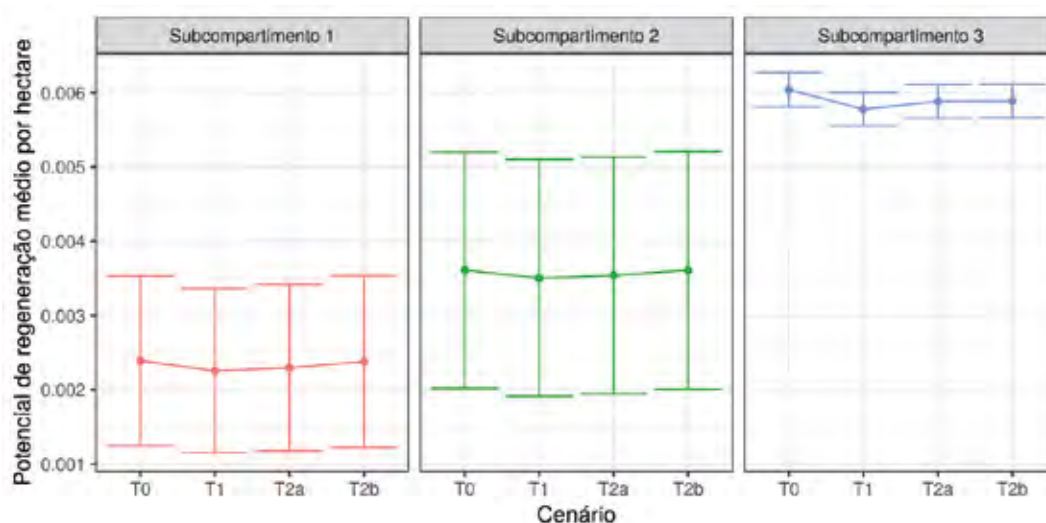


Figura 246 – Diferença do potencial de regeneração natural médio por hectare entre o cenário pré-desastre (T0), pós-desastre (T1), e os cenários futuros sem e com mitigação (T2a e T2b). As três figuras mostram a variação nos três compartimentos da área mapeada pelo Lactec.



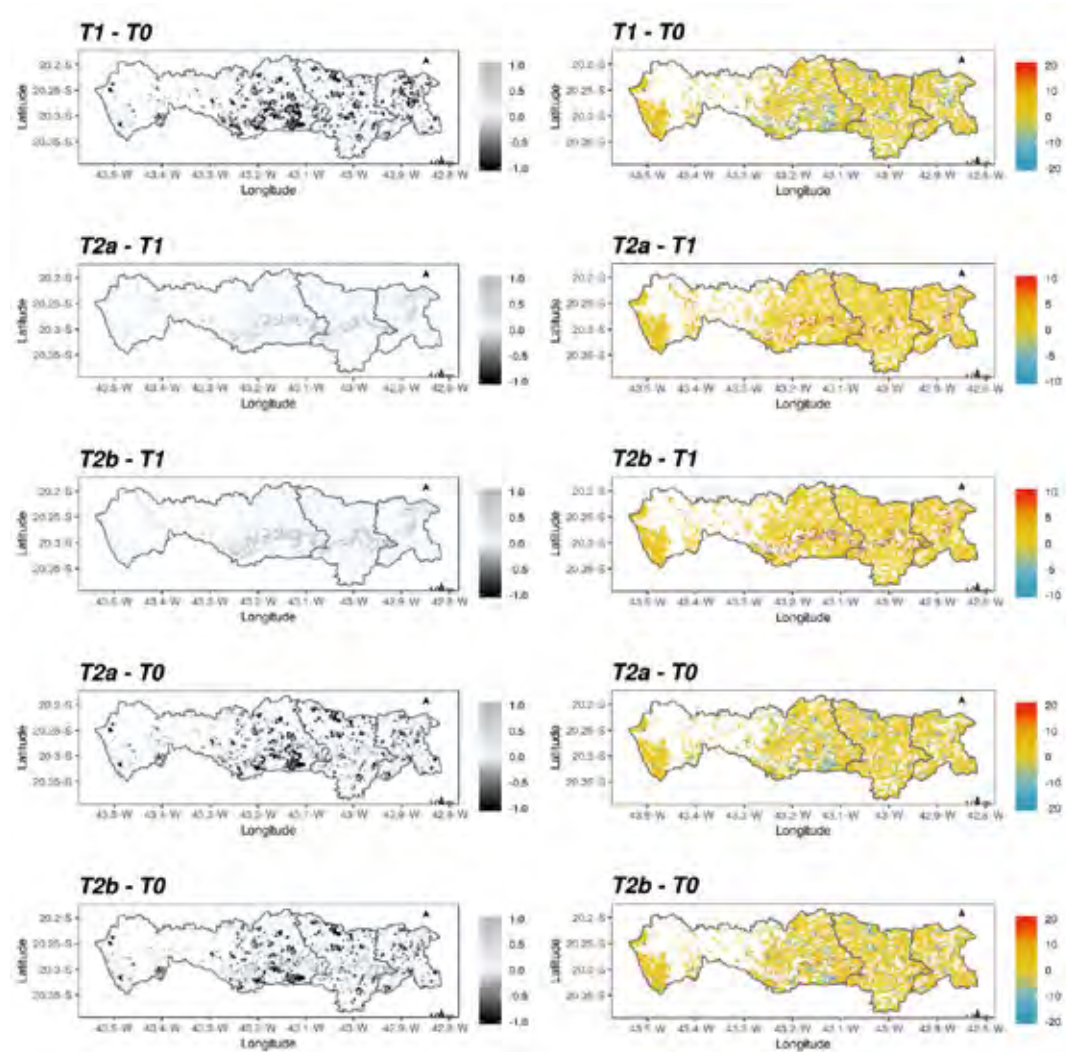
Ao se avaliar as diferenças entre as sub-bacias que se sobrepõe ao Compartimento 1, observa-se que a área com os valores médios mais altos de potencial de regeneração natural encontra-se no sub-Compartimento 3, que compreende desde o início do Rio Doce até a UHE Risoleta Neves (Figura 247). Essa é também a área em que houve um dano maior do desastre: o potencial médio de regeneração natural por hectare diminuiu em 5% entre T0 e T1, e não pode voltar a se estabelecer mesmo com a regeneração natural ou as ações de mitigação consideradas nos cenários T2a e T2b (Figura 247). Os subcompartimentos 1 e 2 também sofreram danos, mas como eles possuem uma área maior e menos proporção de áreas potencialmente regeneráveis, em média as variações foram menores para os sub-compartimentos como um todo.

Figura 247 – Diferença do potencial de regeneração natural médio por hectare entre o cenário pré-desastre (T0), pós-desastre (T1), e os cenários futuros sem e com mitigação (T2a e T2b), entre os três subcompartimentos (sub-bacias) do Compartimento 1.



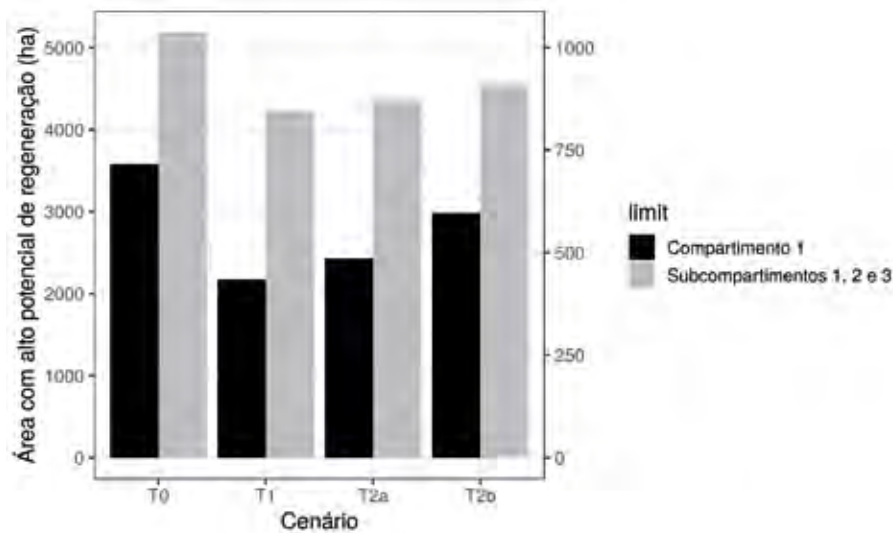
Para compreender melhor onde houve diminuição do potencial de regeneração natural entre T0 e T1, e em quais lugares essa diminuição pode ser recuperada nos cenários futuros, a Figura 248 mostra espacialmente os locais onde houve danos e onde há potencial de recuperação. Isso é mostrado de duas formas: somente como áreas em que houve dano (preto) ou recuperação (cinza), nas figuras da esquerda, e como a diminuição ou aumento absolutos no potencial de regeneração natural, em percentagem, nas figuras da direita (Figura 248). Pode-se observar que houve diminuição do potencial de regeneração natural em todos os subcompartimentos. Além disso, ainda que a ação da regeneração natural e da restauração ativa pela Fundação Renova possa recuperar o potencial de regeneração das paisagens em alguns locais nos cenários futuros T2a e T2b, quando comparando-se esses cenários com a situação pré-desastre (T0), ainda há muitas áreas que permanecem com dano, sem ser recuperadas.

Figura 248 – Diferença do potencial de regeneração natural em cada local, entre os cenários T0 e T1, e entre esses e os cenários futuros, T2a e T2b. As figuras em preto e branco, à esquerda, representam áreas em que houve diminuição (preto) ou aumento (cinza) do potencial de regeneração natural, independente da magnitude. As figuras à direita representam o aumento ou diminuição absolutas, em %.



Por fim, ao se considerar somente os locais com valores de potencial de regeneração natural maior que o limiar de 96,3, encontrou-se que, como consequência das mudanças no uso e cobertura da terra decorrentes do desastre, a área com alto potencial de regeneração natural reduziu de 715 para 434 ha, uma perda de 280 ha de áreas com alto potencial de regeneração, o equivalente a uma diminuição de 64% (Figura 249). Quando a área de análise se estende para as sub-bacias que compõem os três subcompartimentos, essa diferença aumenta de 5189 para 4231 ha (perda de 957 ha), ou uma diminuição de 22% na área com alto potencial de regeneração natural (Figura 249).

Figura 249 – Área com alto potencial de regeneração natural predito pelos modelos, em ha, para os quatro cenários de modelagem (T0, T1, T2a e T2b). As duas cores correspondem à área dentro do Compartimento 1 somente, e dentro das três sub-bacias que compõem os subcompartimentos do Compartimento 1. A escala da área no Compartimento 1 está mostrada no eixo da direita, que varia até 1000. A escala da área nas sub-bacias, por sua vez, está mostrada no eixo à esquerda do gráfico.



De forma conclusiva, no que se refere ao potencial dos ambientes florestais em se regenerarem naturalmente, os modelos aqui apresentados demonstraram uma diminuição nos valores de regeneração potencial e da área com alto potencial de regeneração natural entre os cenários T0 e T1, em toda a extensão do Compartimento 1. Essa diminuição representa um dano do rompimento da Barragem de Fundão sobre uma das dimensões da resiliência dos ecossistemas florestais dessa região. Além disso, como a supressão de vegetação florestal no entorno dos rios afetados teve consequências para o tamanho dos fragmentos e sua conectividade, o dano se estendeu para além desse entorno dos rios, atingindo, ao menos, as três sub-bacias que correspondem aos subcompartimentos do Compartimento 1. Nessas sub-bacias, 957 ha de área com alto potencial de regeneração natural foram perdidas em consequência das mudanças de uso e cobertura da terra, ocasionadas pelo desastre.

Ao se avaliar os cenários de restauração, é possível notar que, apesar de aumentar o potencial de regeneração natural da paisagem, nem somente a restauração passiva nem as ações diretas de mitigação são suficientes para restaurar a resiliência da paisagem. Se somente a regeneração natural é considerada (cenário T2a), em 10 anos poucas áreas terão o seu potencial de regeneração aumentado, e o retorno para o cenário inicial pode levar um tempo muito mais longo. Se a restauração ativa é considerada (cenário T2b), e supondo que ela seja eficiente em reestruturar florestas em um período

de 10 anos, inclusive na APDL, o valor médio de potencial de regeneração se reestabelece, ainda que algumas áreas não voltem a ter o mesmo potencial de regeneração, e que a área com alto potencial de regeneração (acima de 96,3) não volte a ser a mesma.

O dano de redução na capacidade de resiliência na floresta foi considerado grave devido à importância dos elementos estudados para a restauração dos fragmentos florestais frente a algum tipo de perturbação. Entretanto o dano está cessado e é reversível se admitido um período de avaliação maior do que os 10 anos considerados na modelagem, uma vez que o banco de sementes e plântulas tende a se reestabelecer com a restauração do ambiente.

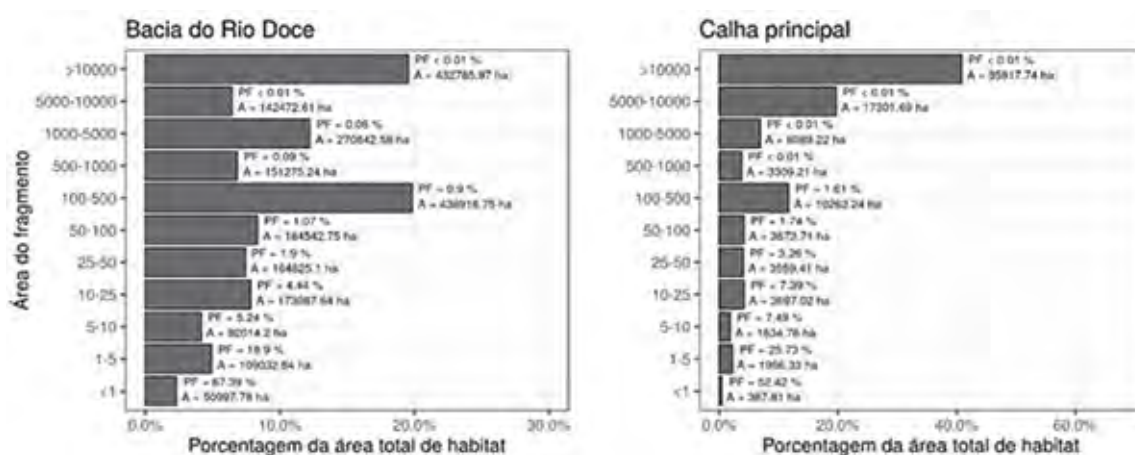
2.3.8 FRAGMENTAÇÃO DOS HABITATS E AUMENTO DO EFEITO DE BORDA

A partir da avaliação das métricas de paisagem, pode-se concluir que, em decorrência do rompimento da Barragem de Fundão, houve um aumento do número de fragmentos e da proporção de bordas florestais no Compartimento 1 e uma diminuição do tamanho médio dos fragmentos. Isso corresponde a um dano não somente sobre a estrutura da paisagem, mas potencialmente sobre os processos que ocorrem dentro das florestas, que podem sofrer mudanças devido ao aumento da proporção de áreas sob influência de borda.

2.3.8.1 Quantidade e tamanho dos fragmentos

Conforme o mapa de uso e cobertura do solo produzido no presente estudo, a Bacia do Rio Doce possui quase 23.500 km² de áreas naturais, o que corresponde a 28,56% da área total da Bacia. As áreas naturais estão subdivididas em mais de 240 mil fragmentos, dos quais 86% são menores que 5 hectares (ha). A distribuição de área de habitat é bastante assimétrica: enquanto os 62% de fragmentos menores correspondem a pouco mais de 5% da área natural da bacia, um quarto do habitat está concentrado em somente 11 grandes fragmentos, com mais de 10.000 ha, que correspondem a menos de 0,01% do total de fragmentos. Há também uma área considerável de habitat (~20% da área total) concentrada em fragmentos entre 100 e 500 ha de área, apesar de ela estar concentrada em somente 0,93% do total de fragmentos (Figura 250).

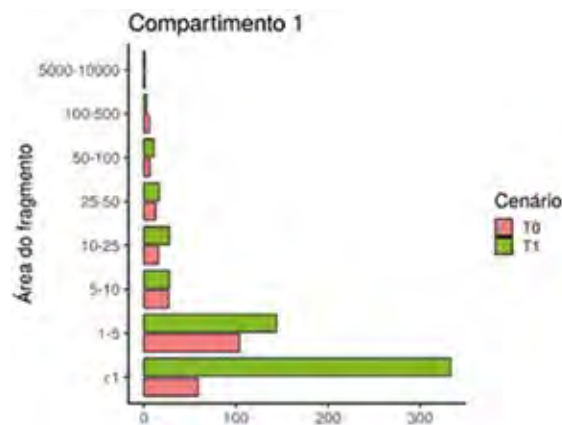
Figura 250 – Distribuição de tamanhos de área dos fragmentos de habitat para a bacia do rio Doce e para a totalidade da área mapeada.



Ao se avaliar a área-foco do mapeamento do Lactec (BRASIL (MPF), 2018d), quase 60% da área de habitat está concentrada em poucos fragmentos grandes (maiores que 5000 ha), como o Parque Estadual do Rio Doce e o Parque Estadual Sete Salões, enquanto 77% dos fragmentos são menores que 5 ha, que correspondem a somente ~3% da área total de floresta mapeada.

O rompimento da Barragem de Fundão ocasionou o derramamento direto de lama em 2380 ha, dentre os quais aproximadamente 860 ha correspondiam a áreas de vegetação nativas antes do desastre. No Compartimento 1 pode-se observar um aumento de 233 para 565 fragmentos entre T0 e T1 (um aumento de 142%), principalmente no número de fragmentos menores que 1 ha, que aumentou em mais de cinco vezes. Além do aumento do número desses fragmentos muito pequenos, houve um aumento do número de fragmentos menores que 100 ha, acompanhado de uma redução na quantidade de fragmentos maiores que esse tamanho (Figura 251). Isso mostra que a perda de vegetação natural foi acompanhada também da fragmentação do habitat após o desastre.

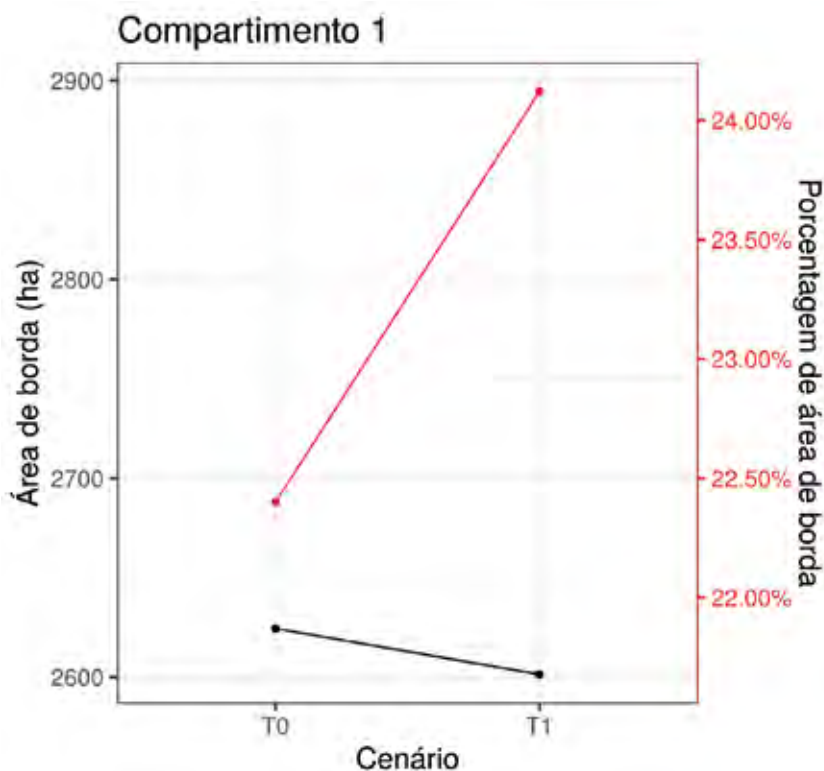
Figura 251 – Distribuição de tamanhos de área dos fragmentos de habitat para a bacia do rio Doce para o Compartimento 1.



2.3.8.2 Aumento do efeito de borda

De forma geral, a área do Compartimento 1 é composta por fragmentos muito pequenos, o que tende a aumentar a quantidade de áreas de borda em contato mais direto com as matrizes antrópicas. Ao se quantificar a quantidade de área sob influência de borda considerando uma distância de 30 m, uma distância da ordem de magnitude de diversos estudos realizados na literatura sobre influência de bordas, observa-se uma diminuição mínima (24ha) da quantidade de borda entre os cenários T0 e T1, seguida por um aumento nos cenários futuros. Isso parece indicar que a quantidade de áreas sobre influência de bordas não aumentou devido ao desastre. No entanto, a área de borda é também influenciada pela quantidade de floresta na paisagem, que foi reduzida com o desastre. Assim, ao se ponderar pela quantidade de florestas, observou-se que a proporção das florestas que corresponde a bordas, considerando a distância de borda de 30 m, aumentou 1,5% entre T0 e T1 (Figura 252, linha vermelha).

Figura 252 – Área total de borda (em hectares) e porcentagem do total de florestas que corresponde a borda (%) no Compartimento 1, considerando a distância de influência de borda de 30 m, para os cenários pré- e pós-desastre (T0 e T1). A linha preta corresponde a área de borda e a linha vermelha à proporção de florestas que corresponde a borda.



Embora o aumento do efeito de borda não tenha mostrado números muito expressivos, a fragmentação dos ambientes fez com que o dano fosse considerado grave. Destaca-se a importância da manutenção dos fragmentos para a biodiversidade. É parcialmente reversível e tende a aumentar com a intensificação do efeito de borda.

2.3.9 INTRODUÇÃO E AUMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Após a finalização das coletas e organização dos dados de campo, as espécies encontradas foram classificadas quanto à sua origem (nativas ou exóticas) e posteriormente os dados foram cruzados com as espécies utilizadas nos plantios emergenciais da Fundação Renova (Tabela 119).

Tabela 119 – Lista de espécies de gramínea e leguminosas utilizadas na restauração.

FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR
Fabaceae (Leguminosae)	<i>Crotalaria spp.</i>	Chocalho de cascavel
	<i>Cajanus cajan</i>	Guandu
	<i>Pueraria phaseoloides</i>	Pueraria
	<i>Glycine wightii</i>	Soja perene
	<i>Stylosanthes spp.</i>	Estilosante
	<i>Lupinus albus</i>	Tremoço branco
	<i>Vicia sativa</i>	Ervilhaca
	<i>Desmodium spp.</i>	Pega-pegas
	<i>Trifolium repens</i>	Trevo branco
	<i>Lotus corniculatus</i>	Comichão
	<i>Vigna unguiculata</i>	Feijão miúdo
	<i>Sorghum bicolor</i>	Sorgo forrageiro
Poaceae (Gramineae)	<i>Avena strigosa</i>	Aveia preta
	<i>Cynodon dactylon</i>	Capim vaqueiro
	<i>Lolium multiflorum</i>	Azevém

Fonte: Fundação Renova (2018).

Das espécies acima listadas, três tidas como exóticas foram encontradas nos levantamentos de campo, sendo elas *Crotalaria spp.*, *Desmodium spp.* e *Lolium multiflorum*. Também foram encontradas espécies do gênero *Sorghum*, entretanto nenhuma delas é a mesma indicada na utilização dos plantios da Fundação Renova (Figura 253).

Figura 253 – Exemplos de espécies exóticas utilizadas na restauração e encontradas na vegetação nativa.



Ressalta-se que a dispersão destas espécies pode acarretar competição com as espécies nativas, o que pode representar uma ameaça especialmente ao ambiente dos campos rupestres, que apresentam elevado número de espécies endêmicas.

Grande parte das espécies introduzidas com fins de restauração florestal na região representa grande ameaça à integridade dos campos rupestres e pode colocar em risco não apenas projetos de restauração, como todas as unidades de conservação da região e, também, proprietários particulares que têm como foco a conservação da paisagem e serviços ambientais naturais da região (FERNANDES

et al., 2014). Diversas espécies de gramíneas são muito utilizadas como pastagem ou mesmo pousio agrícola. Estas plantas são facilmente dispersadas através do vento, possuem maiores taxas fotossintéticas e têm maior eficiência na utilização de nutrientes, o que faz com que sua competitividade seja bastante alta em relação às espécies nativas (SILVA & HARIDASAN, 2007).

Este dano foi considerado grave devido à possível competição destas espécies com as espécies nativas, especialmente em ambientes sensíveis como os campos rupestres. O dano somente será reversível se a disseminação destas espécies for contida, e tende a aumentar à medida em que novas áreas em processo de restauração recebam espécies exóticas no plantio.

2.3.10 CONCLUSÕES

A lama de rejeitos oriunda da barragem de fundão percorreu o leito dos rios do Carmo, Gualaxo do Norte e Doce, devastando a mata ciliar e áreas de preservação permanente anexas aos corpos d'água até atingir o reservatório da UHE Risoleta Neves, onde parte foi contida.

Ao longo do percurso, a força da lama removeu imediatamente 646,95 hectares de vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, distribuídos entre quatro classes pré-estabelecidas: Mata nativa, vegetação secundária inicial, várzeas e campos rupestres. Além disso, outros 212,45 hectares vieram a sofrer as consequências do desastre, apresentando mortalidade tardia dos indivíduos causada pela deposição da lama e remoção do banco de sementes, plântulas e comunidades presentes no sub-bosque. Os fragmentos florestais eram habitat de cerca de 206 espécies de árvores, 128 espécies de trepadeiras, 28 espécies de epífitas e 214 espécies de herbáceas. Já a vegetação secundária inicial abrigava por volta de 272 espécies, enquanto nos campos rupestres este número era próximo a 209. Deste total, 12 espécies encontram-se ameaçadas de extinção, 12 são endêmicas de suas regiões e 28 têm seu comércio regulamentado de forma a evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência. Myers et al. (2000) apontam a existência de 20.000 espécies de plantas na Mata Atlântica, enquanto um estudo mais recente de Stehmann et al. (2009) lista 14.552 espécies de plantas vasculares no bioma. O número de espécies encontradas nas margens do rio Doce e afluentes corresponde a aproximadamente 5% deste total. Além disso, os mesmos autores ainda afirmam que quase metade de toda a diversidade de plantas vasculares deste bioma é endêmica. Stehmann e Sobral (2009) Enfatizam ainda que apesar de existirem estimativas do número de espécies de árvores ocorrentes no estado de Minas Gerais, o grupo de espécies herbáceas também é numeroso e ainda é pouco conhecido. É importante destacar também que ao longo do levantamento foram encontradas espécies de plantas raras e poucas vezes catalogadas. Estas informações encontram-se no APÊNDICE R – Registros botânicos relevantes para a ciência.

Os recursos florestais disponíveis também foram duramente afetados. Estima-se que cerca de 87.242 metros cúbicos de madeira foram arrancados do solo, e outros 32.768 foram adicionados pela mortalidade tardia da floresta. Paralelamente, 486 espécies distribuídas em todos os grupos botânicos apresentam algum tipo de usos ou potencialidades não relacionadas à madeira, como utilização paisagística, alimentícia e medicinal.

Outros efeitos também puderam ser sentidos em decorrência do desastre, como a fragmentação dos ambientes e o aumento do efeito de borda nestas áreas. Estes fatores alteram, por exemplo,

a dispersão das espécies, o fluxo gênico e a capacidade da fauna em transitar entre os fragmentos restantes.

Em adição aos danos causados pela movimentação da lama, as próprias ações emergenciais e mitigatórias desenvolvidas pela Fundação Renova vieram a ter suas consequências na vegetação nativa. Cerca de 231,47 hectares foram ou ainda serão suprimidos na instalação de obras emergenciais e reassentamentos. Além disso, os plantios emergenciais na Área Ambiental 1 utilizaram espécies exóticas que vieram a se dispersar e podem se mostrar competitivas para com as espécies nativas.

2.4 DANOS À FAUNA

Biomonitoramentos são fundamentais na identificação de diferentes aspectos da biodiversidade ao longo do tempo (BUCKLAND et al., 2005), visando a fornecer subsídios técnicos para responder questões ambientais específicas. Em termos simplistas, monitoramentos consistem em repetidas amostragens sistematizadas, constituindo processos dinâmicos de avaliação ambiental, em oposição a avaliações estáticas que caracterizam “inventários” ou “levantamentos”, como é o caso de Estudos de Impactos Ambientais (NOBLE e STOREY, 2005). O aspecto temporal dos monitoramentos permite analisar flutuações das métricas escolhidas, ou seja, como determinados indicadores variam no tempo, além de sua variação no espaço. É essa característica que permite compreender a dinâmica temporal dos elementos biológicos, essencial para realizar projeções mais realistas de mudanças na biodiversidade (DE PALMA et al., 2018). No caso particular de monitoramentos de fauna, tem-se que o acompanhamento desses indicadores – índices ecológicos ou biológicos diversos – representa fidedignamente a condição dos componentes estudados e, como consequência, a qualidade ambiental (MAGURRAN, 2013; POCKOCK et al., 2015).

No que tange ao presente estudo, o monitoramento da fauna silvestre do rio Doce ganha maior relevância especialmente em virtude da proeminente biodiversidade regional e da importância conservacionista dos elementos faunísticos que ali ocorrem (HIRSCH, 2003; BARBOSA et al., 2013). Um aspecto de notável relevância deste esforço é que, além de utilizar técnicas amostrais e analíticas consagradas em estudos da fauna (MORENO et al., 2017), métodos menos usuais, fundamentados em avanços mais recentes da teoria e prática ecológica, também serão levados a efeito, a exemplo do enfoque funcional (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTECHNICK, 2011), ecotoxicológico (MAGALHÃES e FERRÃO, 2008) e por meio de modelos espacialmente explícitos (PETERSON et al., 2011; NIEBUHR, 2018). Novas abordagens são constantemente consideradas no intuito de analisar as mais distintas feições da biodiversidade para diagnosticar o atual estado das assembleias da fauna, e potencialmente abrem espaço para previsões dos efeitos dos diferentes estressores abióticos que acometem os ambientes naturais da região. Em última instância, os dados podem subsidiar medidas administrativas e de manejo mais adequadas que visem à recuperação e conservação dos recursos naturais do rio Doce, danificados pelo rompimento da barragem de Fundão.

A descaracterização ambiental promovida pela supressão da cobertura vegetal atingiu a fauna de diversas maneiras. Em decorrência da supressão vegetacional, os ambientes florestais foram substituídos por áreas inóspitas recobertas pelo rejeito. Ao tempo em que a onda avançava no sentido jusante, a fuga de animais com alta mobilidade foi possivelmente a primeira resposta dos animais

perante esse distúrbio. Este é um efeito de curtíssimo prazo e, nesse sentido, não foi possível quantificar ou mesmo caracterizar o fenômeno na ocorrência do desastre. Não obstante, seus efeitos na paisagem podem ser profundos, pois considerando a expulsão da fauna dos quase 650 ha de vegetação nativa suprimida ao longo do trajeto da onda, é razoável admitir que os remanescentes adjacentes ao dano foram colonizados por um contingente numeroso de fugitivos, os quais passam a competir por recursos com os espécimes residentes (VALLEJOS, 2014). O aumentado nível de estresse que acometeu os refúgios implica, conceitualmente, que os danos decorrentes da perda da vegetação florestal estendem-se além dos limites da área suprimida, devido ao adensamento e geração de conflitos entre espécimes residentes e os fugitivos.

Presume-se que espécies e indivíduos menos aptos à fuga, como muitos insetos, anfíbios e roedores de solo, tenham sido acometidos pelo soterramento. Similar à situação anterior, a quantificação deste dano e a avaliação de sua magnitude em relação aos contingentes populacionais regionais é de difícil estimativa. Em um recorte geográfico mais amplo, considerando a paisagem do Compartimento 1, as alterações de habitats levaram ao maior isolamento dos remanescentes florestais da região, diminuído a conectividade e os habitats disponíveis à fauna; ademais, os fragmentos que sofreram danos pelo rejeito tiveram, presumivelmente, sua qualidade ambiental também danificada, embora o estrato florestal tenha sido mantido.

A partir dessa preleção as comunidades faunísticas da região foram avaliadas por diferentes métricas ecológicas e grupos indicadores. Neste diagnóstico, os grupos da fauna terrestre selecionados como indicadores são: (i) Entomofauna, incluindo a avaliação de borboletas frugívoras, besouros rola-bosta, formigas, abelhas e vespas, e mosquitos culicídeos; (ii) Herpetofauna terrestre, que abrange os anfíbios e répteis, estes excetuando-se esforços direcionados aos crocodilianos e quelônios; (iii) Avifauna; (iv) Pequenos mamíferos não-voadores, que abrangem os roedores e marsupiais de pequeno porte; (v) Quiropteroфаuna, os morcegos; e (vi) Mamíferos de médio e grande porte, ou seja, aqueles cujo tamanho corporal exceda 1kg, em média, na vida adulta. A mastofauna foi subdividida nesses três sub-grupos analíticos para facilitar a interpretação dos danos. Esta resolução se baseia no fato de que tanto os métodos de amostragem, quanto as ferramentas analíticas para trabalhar esses dados, assim como o papel desempenhado por estes grupos de mamíferos, diferem significativamente entre eles e torna-se mais coerente avaliá-los de forma isolada.

Os danos à fauna foram avaliados por meio de cinco abordagens analíticas: (i) alterações nas populações faunísticas, avaliadas pelo uso de métricas relacionadas à abundância das espécies; (ii) alterações nas assembleias faunísticas, avaliadas por meio da mudança na estrutura de comunidades por métricas relacionadas à diversidade alfa e beta, e da composição de espécies dos grupos indicadores; (iii) pioras nas condições de saúde das populações animais, cuja análise se baseou em indicadores de saúde física de animais capturados em campo; (iv) perda de conectividade da paisagem, computada a partir de modelos computacionais e usando dados biológicos e sistemas de informação geográfica; (v) perda de qualidade dos habitats, métrica relacionada à capacidade de suporte dos habitats nativos e estimada a partir de modelos de ninho ecológico; (vi) comprometimento à saúde da fauna silvestre, mensurados em amostras de sangue de anfíbios, répteis e pequenos mamíferos não-voadores e morcegos mensuradas por meio da avaliação de biomarcadores em sangue e hemolisado; e (vii) ocorrência de bioacumulação, que se refere

à acumulação de elementos potencialmente tóxicos em hemolisado de diversos grupos da fauna. Neste diagnóstico a fauna é tratada como um conjunto de indicadores e o detalhamento individual dos grupos zoológicos são apresentados em relatórios suplementares distintos.

O diagnóstico é, ainda, baseado em dois conjuntos distintos de dados e análises: estudos ecológicos de campo, e estudos de modelagem computacional. Os métodos de amostragem e análise dos dados de campo são sintetizados a seguir, sendo sucedidos pelos métodos de análise relativos às modelagens da biodiversidade.

2.4.1 METODOLOGIA

2.4.1.1 Estudos ecológicos – identificação e seleção das Unidades Amostrais

O desenho definido para a amostragem da fauna terrestre difere sensivelmente em sua concepção daquela que alude à fauna aquática. Devido às idiosincrasias ecológicas e de amostragem da fauna aquática, a unificação dos protocolos de estudo em um desenho amostral compartilhado entre esses grupos é ineficiente. Nesse sentido, neste tópico apresenta-se o detalhamento do desenho consolidado para a fauna terrestre (incluindo a entomofauna, herpetofauna, avifauna e mastofauna), ao passo que a distribuição das Unidades Amostrais (UA) da fauna aquática é tratada em tópicos próprios dentro de cada grupo faunístico que a compõe (quelônios, cetáceos, ictiofauna).

O desenho amostral ora aplicado é categorizado como “Após-Controle–Impacto” (*sensu* DE PALMA et al. 2018), ou seja, são monitorados sítios Controle e Tratamento (= Impacto) ao mesmo tempo e ao longo de várias campanhas, mas apenas após a ocorrência do impacto de interesse, neste caso após o rompimento da barragem de Fundão. Nesse desenho, é possível isolar parte dos efeitos de interesse – os efeitos do dano – de variações estocásticas em toda a região, uma vez que se amostram concomitantemente sítios Controle e sítios Tratamento. Por outro lado, visto que o protocolo de amostragem se inicia somente no pós-desastre, o monitoramento não capta os efeitos imediatos do dano (p.ex. mortalidade direta, respostas de fuga). Ressalta-se que no intervalo de tempo entre a ocorrência do desastre (novembro de 2015) e o início das amostragens em campo (junho de 2018) nenhum estudo similar foi desenvolvido na região e, portanto, inexistem dados de terceiros que poderiam ser utilizados para consultas adicionais a dados locais. Estas lacunas temporais de informação são também discutidas no relatório pós-desastre, no qual buscou-se compilar os dados disponíveis naquela janela temporal (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018b).

O pressuposto que requer maior atenção neste estudo refere-se, então, às condições iniciais da área impactada: assume-se que os sítios Controle de cada UA representam as condições pré-desastre das áreas Tratamento, tratando-as como linha-base do estudo. Isto implica que diferenças entre os sítios são reflexo do distúrbio de interesse. No entanto, em virtude da conformação natural dos ambientes estudados, sabe-se que outros fatores também diferenciam os sítios, quais sejam variações na declividade, elevação e fisionomias vegetacionais; fatores que variam naturalmente no gradiente de afastamento do rio Doce. Por esse motivo, é necessário elevar a comparabilidade dos sítios maximizando a similaridade ambiental entre os Tratamento e Controle em uma mesma UA. Essa condição é atendida ao alocar sítios Controle próximos o suficiente dos sítios Tratamento para garantir ambientes

semelhantes entre si, ao tempo em que se mantém suficientemente distantes para excluir efeitos do dano nas áreas Controle. Dado que estas definições geográficas são invariavelmente subjetivas, é importante considerar a influência da perturbação sobre sítios Controle em desenhos amostrais sem o componente de “controle temporal” (pré-desastre), e nesse sentido, De Palma et al. (2018) recomendam amostrar um sítio geograficamente intermediário entre os sítios Tratamento e Controle, o que no presente caso constitui-se de um sítio Tratamento 2, alocado em cada UA.

Seis Unidades Amostrais foram alocadas ao longo de todo o curso do rio Doce, abrangendo os Compartimentos 1, 2 e 3. Uma vez que os remanescentes florestais encontrados atualmente na paisagem daquela região consistem em fragmentos florestais de tamanhos e formas distintas, muitos deles são de tamanho insuficiente para alocar três sítios amostrais atendendo os critérios seguidos. Definiram-se, assim, duas UA no Compartimento 1 (UA1 e UA2), duas no Compartimento 2 (UA3 e UA4), todas em Minas Gerais; e duas no Compartimento 3 (UA5 e UA6), estas no Espírito Santo. Essa distribuição abarca o aspecto de intensidade do dano do rompimento da barragem, partindo-se do pressuposto que o dano é mais intenso próximo ao local do desastre (Compartimento 1) e diminui de intensidade à medida que o rio se aproxima de sua foz em virtude do efeito de diluição.

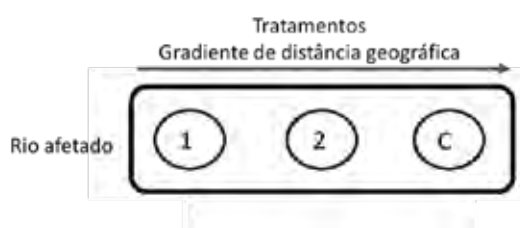
As seis UA foram distribuídas aos pares em cada um dos três compartimentos da área de estudo (Figura 254). No sentido montante-jusante, as unidades localizadas no Compartimento 1 (UA1 e UA2) foram alocadas no município de Mariana, preferencialmente em propriedades sob responsabilidade da Samarco, mas também incluindo algumas áreas particulares. As unidades do Compartimento 2 (UA3 e UA4) inserem-se em Unidades de Conservação da região: UA3 foi instalada no interior e arredores do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), ao passo que UA4 contempla partes da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Macedônia, assim como pontos de amostragem na fazenda homônima, mas externas à RPPN. Por fim, no Compartimento 3 as Unidades Amostrais (UA5 e UA6) incluem também duas Unidades de Conservação, mas abarcam ainda áreas particulares ao longo do rio Doce.

Figura 254 – Localização das Unidades Amostrais (UA) do estudo da fauna ao longo dos três compartimentos alocados na bacia do rio Doce.



Em cada UA alocaram-se três Sítios Amostrais, réplicas espaciais que representam – em sua totalidade – as condições da biota. Os sítios foram definidos seguindo um gradiente de situação em relação ao dano (Figura 255): um sítio amostral próximo ao leito do rio Doce ou afluente afetado pela lama, nominado Tratamento 1 (TRAT1); um sítio distante pelo menos 300m da margem do rio, mas presumivelmente ainda sob efeito dos danos, nominado Tratamento 2 (TRAT2); e um sítio alocado a pelo menos 1.000m da margem do rio, considerado livre dos efeitos do dano, nominado Controle (C).

Figura 255 – Esquema de alocação dos Sítios Amostrais (tratamentos) para amostragem da fauna terrestre em cada Unidade Amostral.



Visto que cada grupo faunístico estabeleceu seus locais de amostragem de forma independente, em função de suas peculiaridades biológicas e limitações relacionadas à sua amostragem, as localizações específicas dos sítios amostrados para cada grupo indicador são apresentadas nos respectivos relatórios suplementares (entomofauna, herpetofauna, avifauna, mastofauna de pequeno porte, quiproterofauna, mastofauna de grande porte).

2.4.1.2 Cronograma de atividades

As atividades desenvolvidas ao longo do estudo iniciaram-se em agosto de 2017 com a solicitação da autorização de captura, coleta e transporte de fauna ao ICMBio, seguida da vistoria inicial das equipes aos locais de amostragem também naquele ano (Tabela 120). Para fins deste diagnóstico, consideram-se as informações levantadas em quatro campanhas de amostragem, perfazendo um ciclo anual.

Tabela 120 – Cronograma de atividades da equipe de Fauna Silvestre no âmbito do Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão.

Atividade	2017		2018		2019		
	Ago	Dez	Mai	Jun-Ago	Set-Nov	Jan-Mar	Mar-Mai
Solicitação de captura junto ao ICMBio	X						
Vistoria em campo		X					
Emissão da autorização de captura			X				
Campanha 1 (todos)				X			
Campanha 2 (exceto Entomofauna)					X		
Campanha 3 (todos)						X	
Campanha 4 (exceto Entomofauna)							X

2.4.1.3 Amostragem da fauna

Em virtude da ampla gama de métodos utilizados para a amostragem dos diferentes grupos de fauna envolvidos no diagnóstico, as informações detalhadas destes procedimentos encontram-se no Documento Suplementar “Detalhamento Metodológico para a Fauna Terrestre”. A seguir apresentam-se sinteticamente as técnicas utilizadas para amostragem de cada grupo da fauna, acompanhadas de imagens ilustrativas desses métodos.

Tabela 121 – Síntese dos métodos de amostragem da fauna terrestre.

Grupo faunístico	Método de amostragem	Síntese descritiva
Entomofauna	Parcelas de Amostragem Integrada de Artrópodes (PAIA)	Amostragem de captura passiva com uma série de armadilhas (Figura 256) para captura de besouros rola-bosta, borboletas frugívoras, mosquitos, formigas terrícolas e arborícolas, abelhas e vespas.
	Armadilhas de interceptação e queda	Amostragem de captura passiva com recipientes de 30l enterrados no solo e interligados por uma cerca-guia (Figura 257), adequada para captura de vertebrados (anfíbios, répteis, roedores).
Herpetofauna (métodos sistematizados)	Procura sistematizada limitada por tempo	Procura ativa por pesquisadores ao longo de transecções em meio a ambientes naturais, buscando locais de potencial ocupação por anfíbios e répteis durante um período de tempo definido.
	Amostragem em sítio reprodutivo	Procura ativa centralizada em sítios reprodutivos potenciais de anfíbios, ou seja, corpos de água permanentes ou temporários, de água parada ou corrente (Figura 257).
Herpetofauna (métodos não sistematizados)	Procura aleatória limitada por tempo	Procura ativa a pé sem restrição ou padronização locacional.
	Procura com carro	Procura ativa em veículo sem restrição ou padronização locacional.
	Encontros ocasionais	Aproveitamento oportuno de dados faunísticos obtidos durante outras atividades que não a procura ativa.
Avifauna	Captura com redes de neblina	Amostragem por captura com uso de redes que interceptam vertebrados em voo, permitindo sua manipulação, marcação e mensuração (Figura 258). As redes podem ser instaladas individualmente ou de forma geminada.
	Contagens em pontos fixos	Amostragem passiva durante a qual um pesquisador permanece imóvel em um ponto, anotando todas as aves vistas ou ouvidas dentro de um raio definido ao seu redor, e durante um tempo determinado (Figura 258).
	Busca ativa	Procura ativa a pé sem restrição ou padronização locacional.
Pequenos mamíferos não-voadores	Armadilhas de interceptação e queda	Vide seção de “herpetofauna”.
	Armadilhas de captura viva (modelos Sherman e Tomahawk)	Amostragem de captura passiva com armadilhas tipo gaiola alocadas no solo ou em sub-bosque (Figura 259), e munidas de iscas para atração de pequenos mamíferos.

Grupo faunístico	Método de amostragem	Síntese descritiva
Quiropterofauna	Captura com redes de neblina	Vide seção de “avifauna”.
	Busca em abrigos	Procura ativa em abrigos diurnos em potencial, como cavidades naturais ou edificações humanas.
Mamíferos de médio e grande porte	Armadilhamento fotográfico	Amostragem passiva com uso de equipamentos fotográficos ativados por sensores de movimento (Figura 260). Utilizam-se durante períodos padronizados de atividade.
	Busca ativa	Procura ativa a pé ou em veículo sem restrição ou padronização locacional.

Figura 256 – Algumas das armadilhas utilizadas na amostragem de entomofauna: Van Someren-Rydon (acima), Shannon (abaixo e esquerda) e Malaise (abaixo e direita).



Figura 257 – Técnicas utilizadas na captura para amostragem de herpetofauna: armadilhas de interceptação e queda (esquerda) e amostragem em sítio reprodutivo (direita).



Figura 258 – Técnicas utilizadas na amostragem de avifauna: uso de redes de neblina para captura de aves de sub-bosque florestal (acima e à esquerda), as quais são anilhadas e mensuradas (acima e à direita, mensuração do tarso direito de *Myrmotherula axillaris*); e amostragem em pontos fixos com auxílio de binóculos (abaixo).



Figura 259 – Armadilhas de captura viva utilizadas para amostragem de pequenos mamíferos não voadores: armadilha do tipo Sherman em sub-bosque florestal (esquerda) e armadilha do tipo Tomahawk em solo (direito), na qual houve captura de *Didelphis aurita*.



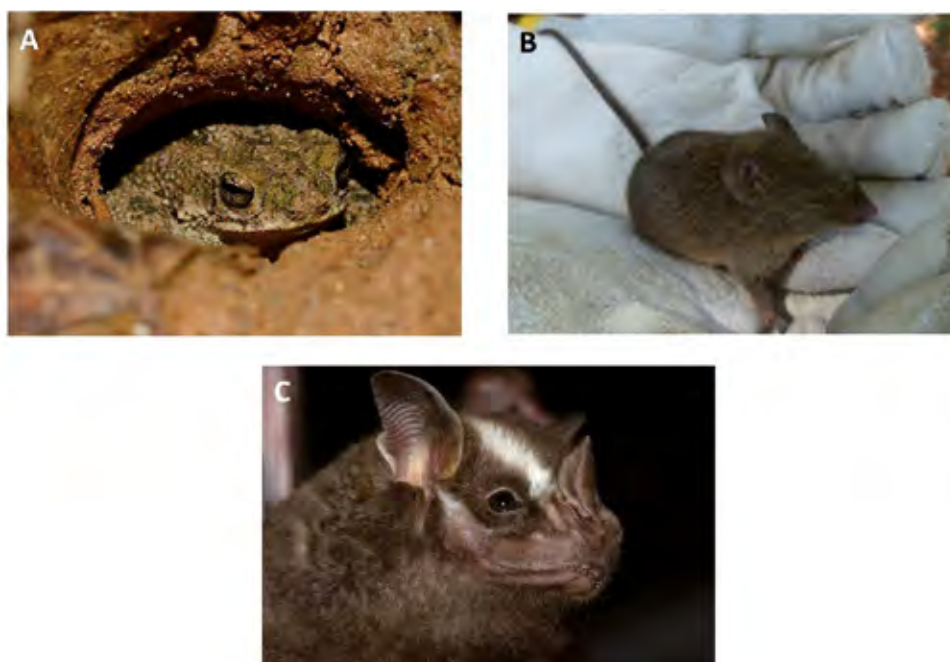
Figura 260 – Instalação de armadilha fotográfica em local às margens do rio Gualaxo do Norte, utilizada para amostragem de mamíferos de grande porte.



2.4.1.4 Análises ecotoxicológicas

Para avaliação ecotoxicológica da fauna silvestre foram analisados anfíbios, répteis, mamíferos de pequeno porte e morcegos (Figura 261). Estes animais foram capturados em locais adjacentes à APDL, denominado DA, e locais afastados da APDL, distante pelo menos 1000m da margem dos rios Gualaxo do Norte ou Doce, denominado controle - C.

Figura 261 – Imagens de exemplares de fauna silvestre avaliados. A: *Rhinella* sp (sapo cururu), espécie representativa dos anfíbios; B: *Akodon montensis* (rato-do-mato), espécie representativa do mamífero de pequeno porte; C: *Artibeus lituratus*, espécie representativa dos morcegos.

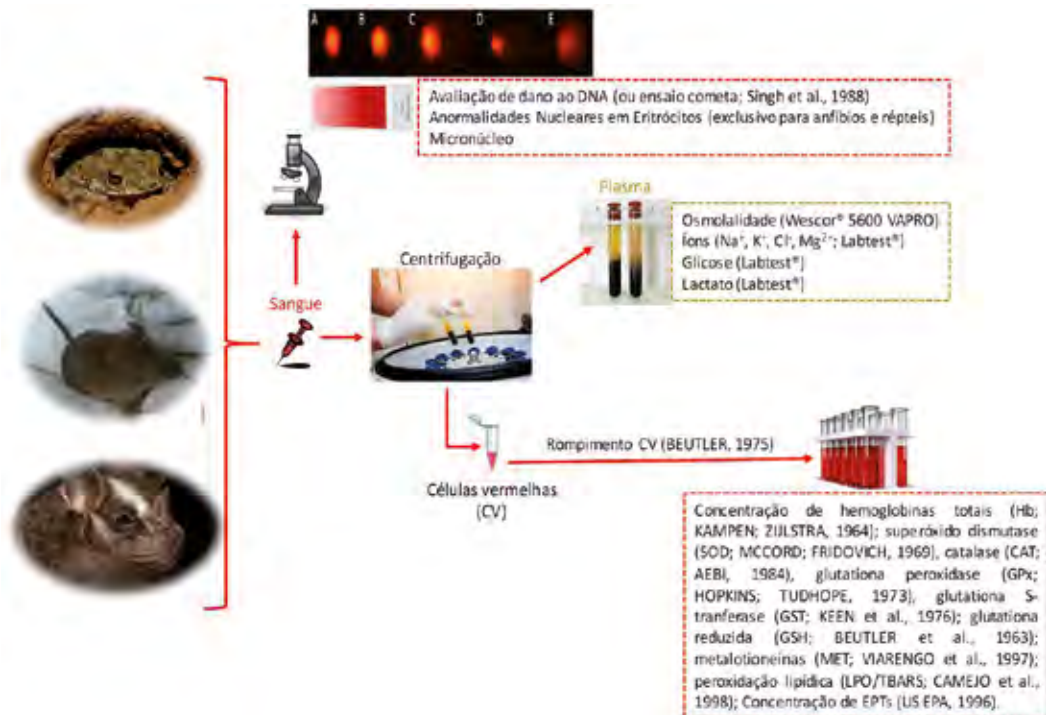


Fonte: Institutos Lactec

Foram amostrados no máximo 10 indivíduos por espécie. Estes animais foram anestesiados e tiveram sangue retirado (no máximo 1% da massa corporal) para a utilização em diversas análises, conforme descrito no esquema da Figura 262. A definição do indicador se deu por meio da comparação entre os resultados encontrados para os animais capturados na área adjacente à APDL (DA) em relação aos animais dos pontos controle. 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 animais dos diferentes grupos de fauna expostos a contaminação por EPTs. Ressalta-se que os resultados aqui apresentados correspondem àqueles obtidos em duas fases de campo realizadas nas estações seca (junho/julho) e chuvosa (outubro/novembro) de 2018.

Para maiores detalhes da metodologia e dos resultados das análises ecotoxicológicas ver Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização.

Figura 262 – Esquema de todas as análises realizadas no sangue retirado de cada um dos exemplares de fauna avaliados.



Elaborado por: Institutos Lactec.

2.4.1.5 Mensuração dos danos

2.4.1.5.1 Indicadores dos danos

Cada um dos cinco danos contemplados pelo diagnóstico da fauna terrestre contou com indicadores de dano distintos, provenientes também dos diferentes grupos zoológicos incluídos na análise. Dessa forma, cada grupo faunístico representa um indicador separado e como a mesma métrica ecológica (p.ex. riqueza) foi avaliada para cada um deles, a interpretação é considerada autônoma entre os grupos. Dessa forma, qualquer um dos indicadores ecológicos pode permitir a identificação do dano, independentemente da identificação dos demais grupos da fauna.

- A riqueza específica, o número de espécies presentes em um determinado local, é a medida mais simples e intuitiva para caracterizar a diversidade de uma assembleia, sendo por isso vastamente utilizada na literatura ecológica (CHAO et al., 2006). A métrica foi ainda avaliada em diferentes subconjuntos em cada um dos grupos da fauna, avaliando-se a riqueza em função do hábito, dos habitats de ocupação, da sensibilidade a distúrbios e das guildas alimentares;
- Indicadores de abundância são obtidos de forma distinta entre os diversos grupos da fauna, mas referem-se a alguma avaliação da abundância relativa entre as espécies da assembleia. Podem se referir ao número total de capturas ou registros das espécies nas amostras;
- Índices de diversidade alfa, que compreende uma gama de métricas ecológicas, das quais utilizam-se as mais usuais no ramo da ecologia (MAGURRAN, 2013): os índices de Shannon (H') e Simpson (1-D), além do índice de equitabilidade de Pielou (e);

- Índices de diversidade beta também foram investigados e se referem à variação das espécies na comparação entre dois ou mais locais. A diversidade beta entre dois ou mais locais é maior quanto mais distintas forem as espécies que as compõem. Há diversas formas de mensurar a diversidade beta, dependendo dos objetivos da análise e da qualidade dos dados;
- Análises de composição de espécies, que sintetizam a similaridade ou dissimilaridade das espécies registradas em dois (ou mais) locais por meio de um valor único. Este índice pode levar em consideração apenas a presença das espécies, ou ponderar a importância de cada espécie em função de sua abundância em cada local. Estas informações são geralmente representadas em um espaço bidimensional por meio de análises de ordenamento (ou ordenação) e testadas por técnicas estatísticas;
- Ocorrência de agravos à saúde podem ser utilizados como indicadores das condições ambientais a que se sujeitam as assembleias animais na região. Neste diagnóstico algumas métricas de avaliação das condições de saúde são avaliadas.

Assim, para a identificação dos danos à fauna terrestre foram elencados os seguintes indicadores (Tabela 122):

Tabela 122 – Indicadores dos danos à fauna terrestre, com base nos dados ecológicos de campo e modelagem computacional.

Danos	Indicadores
Alterações nas populações faunísticas	Entomofauna: abundância (indivíduos capturados) Avifauna: abundância (indivíduos capturados ou registrados) Quiropteroфаuna: abundância (indivíduos capturados, taxas de recaptura) Mastofauna de grande porte: estimativas de densidade populacional, frequência (indivíduos ou vestígios registrados)
Alteração nas assembleias faunísticas	Entomofauna: riqueza, beta Herpetofauna: riqueza, diversidade, composição Avifauna: riqueza, diversidade, composição Mastofauna (pequenos): riqueza Mastofauna (quirópteros): riqueza, guildas Mastofauna (grandes): riqueza, exóticas
Piora nas condições físicas da fauna	Quiropteroфаuna: prevalência de alterações morfológicas e clínicas Quiropteroфаuna: prevalência e taxa de infestação por ectoparasitos
Perda de conectividade na paisagem	Área funcionalmente conectada Índice de linearidade Índice de conectividade funcional
Perda de qualidade dos habitats	Índice de adequabilidade ambiental

Alterações nas populações faunísticas

Entomofauna. Para a entomofauna as variáveis-resposta utilizadas na avaliação da diversidade de alfa foram a riqueza e abundância de cada grupo/guilda (para Formicidae a abundância significa a frequência de ocorrência), acumulada por parcela, sendo a distância do rio e as UAs as variáveis explicativas em modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Models*, GLMs) (CRAWLEY, 2012). Esta primeira abordagem possui a abrangência de toda área de estudo, abarcando todas as UAs, e a

interação entre as variáveis explicativas ($D_{\text{Rio}}^* \text{UA}$) indica se houve ou não diferentes respostas da distância ao rio entre as UAs. Outros seis modelos (um para cada UA) contendo a riqueza e a abundância de cada grupo/guilda como variáveis respostas e a distância do rio como variável explicativa foram construídos em uma segunda abordagem para determinar UAs nas quais a distância do rio tem o maior poder de explicação. Assim, se a proporção de desvios entre H1 (modelo completo) e H0 (modelo nulo) for maior, ou seja, a explicação de H1 é semelhante a H0, a explicação é baixa (MACEDO-REIS et al., 2019). Ilustra-se o “poder de explicação” em porcentagem para cada uma das seis UAs, com $n = 9$ parcelas por UA (Nymphalidae, Scarabaeinae e Formicidae) e $n = 3$ parcelas por UA (Culicidae e Ves./Apoidea).

A segunda abordagem para a entomofauna também utiliza a riqueza e a abundância de cada grupo/guilda por parcela, ao passo que as variáveis explicativas em GLMs foram a distância de Fundão e os sítios amostrais. A abrangência também é em toda área de estudo e a interação entre as variáveis explicativas ($D_{\text{Fundão}}^* \text{sítio}$) indica se houve ou não diferentes respostas de riqueza e abundância em função da distância de Fundão, em cada sítio amostral (TRAT1, TRAT2, C). Outros três modelos (um para cada tratamento), contendo a riqueza de cada grupo/guilda como variável resposta e a distância de Fundão como variável explicativa, foram construídos em uma segunda abordagem para determinar o sítio amostral no qual a distância de Fundão tem o maior poder de explicação. O desvio é calculado e apresentado de forma similar ao anteriormente descrito. Nesta avaliação tem-se $n = 18$ parcelas por sítio amostral (Nymphalidae, Scarabaeinae e Formicidae) e $n = 9$ parcelas por sítio amostral (Culicidae e Ves./Apoidea).

Avifauna. A avifauna florestal teve métricas de abundância avaliada a partir de dois conjuntos de dados: as taxas de captura em redes de neblina, métrica que equivale ao número de capturas para cada 100 horas-rede (KARR, 1979; KARR, 1981; POULSEN, 1994; REMSEN-JR., GOOD, 1996; BLAKE e ROUGÈS, 1997); e pelo cálculo do Índice Pontual de Abundância (IPA), obtido pela divisão do número total de detecções de cada espécie é pelo número de pontos de escuta, que no presente caso é 10. Estas métricas permitem determinar as espécies mais comuns nas amostras, assim como indicar a representatividade de cada táxon na assembleia.

Diferenças de abundâncias entre os sítios foram verificados por meio de modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Model*, GLM) com distribuição de erros de Poisson (BOLKER, 2006). Nesses modelos a variável resposta é a abundância de uma dada espécie e a variável preditora é o sítio amostral (TRAT1, TRAT2 ou Controle). Para cada modelo construiu-se um modelo nulo e cada par de modelos foi comparado pelo Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criteria*, AIC) e métricas relacionadas (BURNHAM e ANDERSON, 2002).

Quiropteroфаuna. As populações de morcegos foram avaliadas utilizando-se dados de abundância relativa, comparando os sítios amostrais de cada Unidade Amostral e supondo-se a ocorrência de dano a essas populações nos sítios Tratamento em comparação aos sítios Controle. As taxas de recaptura das espécies (porcentagem de indivíduos recapturados) foram também investigadas, esperando-se que as populações fiéis a seus ambientes de ocorrência apresentem maiores taxas de recaptura. A partir desta perspectiva, e assumindo que a fidelidade aos ambientes esteja relacionada à

qualidade ambiental, espera-se que as populações dos sítios Controle apresentem taxas de recaptura maiores que os sítios Tratamento.

Mastofauna de grande porte. Para avaliar se houve perda nas populações de mamíferos de médio e grande porte foram consideradas apenas as espécies focais *Cerdocyon thous*, *Cuniculus paca*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*, ainda se restringindo ao dano ocorrido no Compartimento 1, uma vez que ali houve supressão de habitats decorrente da passagem da massa de rejeitos. Para isso, considerou-se a frequência dos registros de cada espécie, nos sítios amostrais, em cada Unidade Amostral, como métrica de abundância relativa. Além disso, como uma alternativa para estimar o efeito do desastre sobre essas populações, parte da análise foi baseada na perda de habitat (em hectares), dada pela passagem da onda de rejeitos por cinco municípios, Barra Longa, Mariana, Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, em Minas Gerais. Para essa estimativa, utilizaram-se valores de referência para densidade populacional para cada uma dessas espécies, considerando ainda o habitat preferencial destes táxons. As estimativas de densidade para as espécies foram obtidas em literatura especializada, adequando estes valores com as abundâncias relativas observadas nas áreas avaliadas nesse monitoramento.

Alteração nas assembleias faunísticas

As assembleias faunísticas, que consistem no conjunto de espécies e indivíduos de um determinado grupo de animais, constituem as unidades ecológicas com maior número de avaliações neste diagnóstico. Diversas são as interpretações possíveis a partir destes danos, sendo muito úteis em avaliações ambientais, e especialmente relevantes para investigar a ocorrência de danos à biodiversidade terrestre. Em virtude da ampla gama de métodos de amostragem dos diferentes grupos da fauna, que incorrem em distintas limitações e possibilidades de avaliação quali-quantitativa, cada grupo de animais é avaliado individualmente; no conjunto destas análises, no entanto, é possível consolidar uma interpretação global sobre os danos como um todo.

Em síntese as métricas de avaliação das assembleias foram classificadas da seguinte forma: (i) métricas de *diversidade alfa*, que inclui a riqueza (ou número) de espécies, índices de diversidade (Shannon, Simpson, Fisher, diagramas de dominância), classificação de táxons conforme guildas (pela dieta, ocupação dos ambientes ou sensibilidade a distúrbios), e detecção de espécies indicadoras dos ambientes amostrados; (ii) métricas de *diversidade beta*, consistindo em análises com valores de similaridade e comparações de composição de espécies, além de índices gerais de diversidade beta, como pelo índice de Whittaker e de componentes da diversidade beta (aninhamento e substituição de espécies).

- Métricas de diversidade alfa

Entomofauna. As mensurações de diversidade alfa, para a entomofauna, foram as mesmas descritas no dano anterior. Além das avaliações de riqueza, foram realizadas análises para verificar a perda de espécies raras nos grupos de insetos. Para tal, descreve-se a proporção entre o total de espécies amostradas e o somatório de *singletons* e *doubletons* em cada tratamento. Além disso, avaliam-se diferenças entre os sítios amostrais em modelos lineares generalizados, utilizando a proporção de espécies raras (*singletons* + *doubletons*) por parcela como variável resposta e os sítios amostrais (TRAT1, TRAT2 e C) como a variável explicativa.

Herpetofauna. Avaliações da diversidade alfa com os dados da herpetofauna utilizaram informações de riqueza e abundância das espécies de anfíbios. Os dados para répteis foram pouco numerosos, inviabilizando interpretações quantitativas razoáveis dos danos e, assim, não são aqui apresentadas. A riqueza de espécies foi avaliada considerando o conjunto total de espécies de anfíbios, mas também em função do hábito (aquáticas, terrestre, fossorial e arborícola; sensu MARQUES; SAZIMA, 2003) e hábitat (espécies de áreas abertas, florestais e generalistas; sensu BERTOLUCI et al., 2009; SOUZA et al., 2009; SANTOS, 2013). A hipótese assumida para este conjunto de animais é a de que os sítios TraTrat1, sujeitos ao soterramento pelo rejeito no Compartimento 1, apresentarão valores de diversidade alfa menores do que os demais sítios (TRAT2 e Controle), cuja assembleia deve ser composta por espécies comuns, com ampla plasticidade ambiental e/ou colonizadoras.

A riqueza de espécies foi investigada por meio de rarefação, que permite avaliar diferenças de riqueza entre diferentes amostras (GOTELLI; COLWELL, 2001). Nesta análise confeccionaram-se curvas baseadas no número de indivíduos com 1000 re-amostragens, tendo sido realizadas com o pacote iNEXt (CHAO et al., 2014) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019). A comparação entre as curvas é realizada por inspeção visual da sobreposição dos intervalos de confiança entre os sítios comparados no ponto de rarefação (i.e., no ponto do eixo horizontal que representa o número máximo de indivíduos detectados no sítio com menor número de indivíduos detectados), conforme segue: curvas sobrepostas indicam riqueza (estatisticamente) similar, enquanto curvas não sobrepostas representam diferenças de riqueza.

Outra abordagem analítica da fauna de anfíbios foi realizada em função da abundância relativa das espécies em cada local, especificamente quanto à dominância e equitabilidade. Confeccionaram-se diagramas de Whittaker, ou curvas ranque-abundância (CHAO et al. 2014), ordenando de forma decrescente as espécies em função de sua abundância. Nestes diagramas o comprimento da curva indica a riqueza e sua inclinação é associada à dominância daquela assembleia, onde curvas mais inclinadas indicam assembleias com maior dominância: uma ou poucas espécies dominam numericamente a assembleia. Elevados valores de dominância, para fins deste diagnóstico, são indicativos de comunidades perturbadas.

Por fim, diagnosticou-se a ocorrência de espécies indicadoras de cada sítio (TRAT1, TRAT2 e Controle) em cada Unidade Amostral (UA1 a UA6). Nesta análise o valor de indicação é calculado a partir da abundância e frequência relativa das espécies nos sítios. Assim, uma espécie é considerada como indicadora quando ocorre com alta frequência e elevada abundância nas amostras de determinado sítio (DUFRÊNE e LEGENDRE, 1997). A análise foi realizada com o pacote indicpecies (CÁCERES e LEGENDRE, 2009) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

Avifauna. A avaliação da diversidade alfa das aves parte do pressuposto que os sítios TRAT1 e TRAT2 foram sujeitos aos danos do desastre e, assim, devem abrigar menor riqueza de espécies florestais quando comparadas aos sítios Controle. Para auxiliar nas interpretações dos dados brutos de riqueza foi realizada a categorização dos táxons de acordo com seu hábitat preferencial (florestal, não-florestal e aquático; sensu PARKER et al., 1996), quanto ao seu grau de sensibilidade a alterações ambientais (alto, médio ou baixo; sensu PARKER et al., 1996) e quanto à sua guilda alimentar, estas agrupadas em 17 guildas (Tabela 123) definidas a partir da literatura (SCHUBART et al., 1965; WILLIS,

1979; SICK, 1997; ANTUNES et al., 2011). Considerando esta classificação, espera-se que os sítios TraTrat1 sejam ocupados por maior número de espécies associadas a ambientes degradados, como aves não-florestais, espécies com baixa sensibilidade a alterações ambientais e elevada participação de espécies granívoras e onívoras. Em contrapartida, sítios TRAT2 e Controle devem abrigar maior número de espécies florestais, com aves de média e alta sensibilidade, e mais representantes de insetívoros forrageadores de troncos, de solo e frugívoros de dossel em comparação com os sítios TRAT1.

Tabela 123 – Guildas alimentares utilizadas na categorização das espécies de aves segundas dos códigos empregados no diagnóstico. Classificação adaptada de Schubart et al. (1965), Willis (1979), Sick (1997) e Antunes et al. (2011).

Guilda	Código
onívoro aquático	OA
onívoro generalista	OG
onívoro florestal	OF
carnívoro	CA
frugívoro generalista	FG
frugívoro de dossel	FD
nectarívoro	NE
piscívoro	PI
granívoro terrestre	GT
granívoro de taquarais	GQ
insetívoro generalista	IG
insetívoro de troncos e galhos	IT
insetívoro de dossel	ID
insetívoro noturno	IN
insetívoro de sub-bosque	IB
insetívoro de taquarais	IQ
filtrador	FI

Comparações da riqueza entre os sítios amostrais foram realizadas utilizando técnicas de rarefação, descritas anteriormente, confeccionando-se curvas baseadas no número de indivíduos (detecções), ou seja, no número de contatos obtidos de cada espécie (GOTELLI e COLWELL, 2001). As curvas assim produzidas obtêm riqueza por meio de rarefação e extrapolação “coverage-based” com base nos números de Hill (CHAO e JOST, 2012), adotando $q = 0$ (refletindo o número de espécies), $q = 1$ e $q = 2$ (refletindo valores dos índices de Shannon e Simpson, respectivamente) em um intervalo de confiança de 95%, baseado em um método de *bootstrap* com 100 re-amostragens. Também se avaliaram índices assintóticos (riqueza, Shannon, Simpson), estimados quando se espera que as curvas estabilizem, comparando os valores estimados e seus intervalos de confiança de 95%. Estas análises foram realizadas com o pacote iNEXT (CHAO et al., 2014) no programa R (R CORE TEAM, 2018) e foi aplicada para comparar os sítios amostrais de uma mesma UA. A previsão é encontrar, nos sítios TRAT1, valores de diversidade assintótica menor devido à perda de complexidade faunística local.

A abundância relativa das também foi avaliada de modo similar às análises da herpetofauna, quanto à dominância e equitabilidade, por meio de diagramas de Whittaker, e valores dos índices de

Shannon e Simpson. A quantificação desta métrica baseou-se no índice alfa de Fisher (MAGURRAN, 2004) que indica maior equitabilidade para conjuntos de dados com maior valor de alfa de Fisher. Espera-se que sítios sob maior efeito dos danos apresentem menor equitabilidade (maior dominância) de espécies mais adaptadas a ambientes perturbados.

Mastofauna de pequeno porte. Investigações acerca dos componentes da diversidade alfa, para este grupo da fauna, partiram do princípio de que os sítios TRAT1 foram afetados pelos do desastre, que devem se refletir em menor riqueza comparativamente aos demais sítios. A riqueza de espécies foi avaliada a partir dos valores brutos obtidos nas amostragens em campo e complementados por análises descritivas. Também se recorre à confecção e análise de curvas de rarefação conforme previamente descritos. Outra medida de diversidade alfa utilizada para este grupo da fauna é o índice de equitabilidade de Pielou, que é sensível à distribuição de dominância da assembleia (PIELOU, 1966). Espera-se que nos ambientes contemplados pelos sítios TRAT1 encontre-se maior dominância em relação aos demais.

Outra forma de abordagem dos dados de pequenos mamíferos é por meio do número de capturas, usados como índices de abundância das populações estudadas (BONVICINO et al., 2002). De modo similar à expectativa anterior, espera-se que nos sítios TRAT1 os valores de captura sejam menores.

Quiropteroфаuna. Os dados obtidos para as assembleias de morcegos foram analisados exclusivamente quanto à diversidade alfa. A comparação entre os sítios Tratamento e Controle baseou-se na comparação dos índices de Shannon e Simpson através de testes t (CALOURO et al., 2010), aplicado através do programa PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001), onde a expectativa é de encontrar maior diversidade nos sítios Controle.

A proporção de presença das guildas alimentares entre os sítios Tratamento e Controle foi analisada com o intuito de enriquecer a avaliação de diversidade. Para tanto, foram analisadas as porcentagens das guildas em cada sítio amostral de UA, esperando-se encontrar maior número de guildas nos sítios Controle. As espécies de morcegos foram categorizadas em guildas seguindo informações de Reis et al. (2007) e Paglia et al. (2012) nas seguintes classes: frugívora, insetívora, nectarívora, carnívora, hematófaga e onívora (FINDLEY, 1993).

Mastofauna de grande porte. Para avaliar se houve alterações na diversidade alfa da assembleia de mamíferos de médio e grande porte foram realizadas análises sobre a riqueza de espécies, computando-se dois estimadores desta métrica: *Jackknife 1* e *Bootstrap*. Uma vez que o dano deve ser sentido na assembleia como um todo, optou-se por conduzir análises que considerem todo o conjunto de espécies e, posteriormente, discutindo as mudanças na abundância em cada espécie de interesse, de forma descritiva.

- Métricas de diversidade beta

Entomofauna. A diversidade beta de insetos foi calculada por meio do particionamento do índice de dissimilaridade de Sørensen (β_{SOR}) em componentes de substituição de espécies (*turnover*, β_{SIM}) e de dissimilaridade devido ao aninhamento das espécies (*nestedness*, β_{SNE} ; BASELGA, 2010). Este procedimento foi realizado usando a função 'beta.multi' no pacote 'betapart' do software R (BASELGA et al., 2018). β_{SOR} representa a diversidade beta total e constitui-se do somatório das duas partes desse índice ($\beta_{SIM} + \beta_{SNE}$); β_{SIM} não considera diferenças na riqueza de espécies e por isso representa explicitamente a

substituição das espécies. Assim, a perda total de espécies devido ao aninhamento (β_{SNE}) é obtida pela diferença entre estes dois índices ($\beta_{SNE} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$).

Herpetofauna. O cômputo da diversidade beta para os dados da herpetofauna baseia-se em métricas que comparam sítios par a par (MAGURRAN, 2004). Espera-se diversidade beta maior nos sítios Controle quando comparados aos sítios de tratamento (TRAT1 e TRAT2). O número de espécies compartilhadas entre sítios amostrais de cada Ua são visualizados com uso de diagramas de Venn, confeccionados no pacote VennDiagram (CHEN, 2019) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019). Diferenças na composição taxonômica das assembleias entre os sítios foram analisadas com o teste de aninhamento (Baselga, 2010), o qual visa determinar se os anfíbios registrados em TRAT1 e TRAT2 podem ser considerados um subconjunto da assembleia presente no Controle. A medida de dissimilaridade adotada foi o índice de Jaccard, tendo-se realizado 9999 simulações. Estas análises foram realizadas no pacote betapart (BASELGA e ORME, 2012) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

A composição de espécies foi investigada por meio de técnicas de ordenamento, especificamente o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS; MANLY, 2008), seguido de testes por meio da ANOSIM (CLARKE, 1993). Estas abordagens compararam os sítios de cada UA, utilizando-se o índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade (KREBS, 1999). Estas análises foram realizadas com o pacote vegan (OKSANEN, 2008) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019).

Avifauna. Os dados da avifauna foram tratados, quanto às métricas de diversidade, por análises de composição de espécies, com protocolo similar ao utilizado com os dados da herpetofauna: computaram-se valores de dissimilaridade pelo índice de Bray-Curtis, métrica que leva em consideração diferenças de abundância das espécies (MAGURRAN, 2004), que alimentaram análises de ordenamento por NMDS. O teste estatístico para avaliar diferenças de composição foi a PERMANOVA (CLARKE, 1993). Esta abordagem foi realizada exclusivamente com as informações das espécies de hábito florestal. Conforme a expectativa deste diagnóstico, espera-se que a composição dos sítios TRAT1 sejam distintas dos sítios Controle, ao tempo em que os sítios TRAT2 devem apresentar composição intermediária nesse gradiente.

Mastofauna de pequeno porte. A diversidade beta foi calculada, para este grupo da fauna, por meio de comparações entre os sítios amostrais, por meio do índice de Whittaker (1960). Esta métrica utiliza dados de incidência, ignorando valores de abundância, e têm seu foco nos elementos de riqueza e heterogeneidade da composição de espécies (MAGURRAN, 2013). O índice de Whittaker mede a substituição de espécies de em um conjunto de locais e pode assumir valores de 0 (completa similaridade) a 1 (nenhuma sobreposição na composição de espécies) (SOININEN et al., 2007). Desta forma, espera-se que a diversidade beta seja menor na comparação de áreas mais próximas ao rejeito (TRAT1 e TRAT2) e maior em relação aos sítios Controle.

Mastofauna de grande porte. A análise comparativa da comunidade de mamíferos de grande porte considera que os sítios Tratamento e Controle devem ser mais diferentes entre si do que a variação faunística intrínseca em cada Unidade Amostral. A diferença na composição de espécies foi testada com técnica similar à usada para herpetofauna e avifauna, através uma análise de NMDS, utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de distância. Nesta análise, a disposição dos grupos

(polígonos) na ordenação representa, indiretamente, a magnitude da diferença entre as unidades e sítios amostrais (MELO e HEPP, 2008).

Piora nas condições físicas da fauna

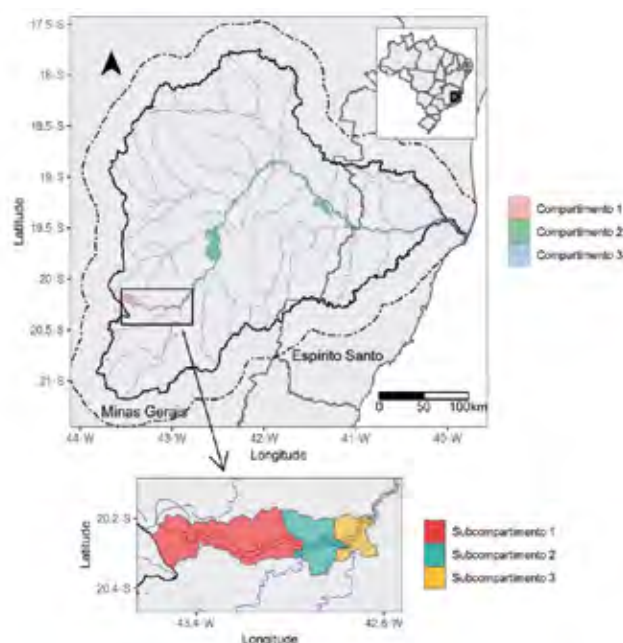
Aumentos de estresse foram avaliados em aves, morcegos e mamíferos de grande porte. No entanto, apenas no caso dos morcegos se identificaram danos ao longo do diagnóstico, sendo por isso apenas este grupo apresentado no presente tópico.

Cada indivíduo capturado foi avaliado em relação às suas características físicas, comparando-se padrões corporais com atributos considerados saudáveis por meio de indicadores clínicos, quais sejam: (i) ocorrência de lesões de cutâneas, (ii) ocorrência de alterações dermatológicas (alopecia, leucismo e cicatrizes), (iii) alterações da saúde bucal como falta de dentes e coloração anormal, e (iv) o grau de infestação ectoparasitária. A partir destas evidências, a prevalência de indivíduos com indicativos de má condição corporal, em comparação ao número total de capturas, foi considerada indicador de estresse para esse grupo da fauna, avaliável de forma comparativa entre os sítios Tratamento e Controle em cada Unidade Amostrai. A avaliação do estresse à assembleia de quirópteros é fundamentada em duas métricas epidemiológicas: (i) a avaliação da prevalência de alterações morfológicas e clínicas, por meio de ocorrência de alterações cutâneas (alopecia, leucismo, cicatrizes), presença de fraturas consolidadas, alterações da saúde bucal, ou outros sinais de alterações patogênicas; e (ii) a prevalência e taxa de infestação por ectoparasitos.

Perda de conectividade na paisagem

Para avaliar como o desastre danificou a conectividade da paisagem, foram considerados dois cenários temporais, T0 e T1, correspondendo respectivamente aos momentos pré-desastre e pós-desastre do Compartimento 1. Essa região foi subdividida em suas sub-bacias, nominadas subcompartimentos, quais sejam : 1) subCompartimento 1: Bacia do Gualaxo do Norte; 2) subCompartimento 2: área de drenagem entre a confluência dos rios Gualaxo do Norte e Carmo, e a confluência dos rios Carmo com Piranga (início do Rio Doce); e 3) subCompartimento 3: área do início do Rio Doce até a UHE Risoleta Neves (Figura 263).

Figura 263 – A Bacia do rio Doce, na qual se indicam os compartimentos e subcompartimentos aqui delimitados. Linhas azuis representam os principais rios, a linha preta mostra a delimitação da bacia (limite de 2018) e a linha tracejada limita 30km no entorno da bacia.



Para relizar a análise da conectividade, foram usados mapas de uso e cobertura da terra reclassificados como mapas binários com as classes de hábitat “floresta” e “matriz”, sendo somente a classe “floresta” assumida como hábitat natural à fauna. Computaram-se três métricas para avaliação da conectividade na paisagem (NIEBUHR, 2018): (i) a área funcionalmente conectada, (ii) o índice de linearidade de corredores simulados, e (iii) o índice de conectividade funcional desses corredores.

A área funcionalmente conectada é uma medida de conectividade funcional que leva em consideração a percepção e a capacidade de deslocamento das espécies na paisagem, correspondendo à área disponível de hábitat para espécies hipotéticas em um determinado local obtida a partir da soma de áreas dos fragmentos contemplados pela distância de deslocamento daquela espécie em relação a um fragmento de referência. A área funcionalmente conectada é também mensurada em hectares, sendo calculada para espécies hipotéticas com diferentes perfis de capacidade de cruzamento da matriz, desde 60m até 1080m.

As demais métricas são computadas a partir da simulação de corredores gerados por modelos de corredores ecológicos (RIBEIRO et al., 2017), que requerem quatro elementos: 1) espécies-modelo; 2) a superfície de resistência ou permeabilidade de cada tipo de uso da terra na paisagem, que pondera a facilidade para a movimentação da espécie; 3) definição de locais a serem conectados, entre os quais serão simuladas rotas para a movimentação da espécie; 4) um algoritmo que associe, a cada conjunto de locais entre os pontos a serem conectados, um valor de “custo” do movimento (RIBEIRO et al., 2017).

Foram selecionadas dez espécies da fauna, sendo duas espécies associadas a cada uma das cinco funções ecossistêmicas aqui avaliadas, uma de alta e outra de baixa mobilidade: o jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) e o sapo-folha (*Proceratophrys boiei*) como controladores de pragas; o morcego-beija-flor (*Glossophaga soricina*) e a abelha manduri (*Melipona marginata*) como polinizadores; o

jacuguaçu (*Penelope obscura*) e a paca (*Cuniculus paca*) como dispersores de sementes; o gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*) e a jararaca-da-mata (*Bothrops jararaca*) como predadores de topo; e o rato-preto (*Rattus rattus*) e o mosquito *Aedes scapularis* como representantes de transmissores de doenças. Em seguida foram definidas as superfícies de resistência de cada espécie a partir da consulta a especialistas envolvidos no diagnóstico da fauna terrestre pelo Lactec, designando valores médios de resistência para nove classes de uso e cobertura da terra disponíveis no mapeamento do Compartimento 1. Os cenários T0 e T1 foram, então, mapeados para cada espécie com base nos valores de resistência de cada classe de uso e cobertura da terra. O passo seguinte foi a seleção de 12 pares de pontos a serem conectados ao longo do Compartimento 1, representativos de pontos no espaço que podem vir a ser utilizados pela fauna, e como os animais se deslocariam entre eles dada a superfície de resistência de cada uma. Estes modelos resultaram em mapas, visualmente gerados a partir do índice de frequência de seleção de rotas (RSFI, *route selection frequency index*), e permitem uma avaliação visual e qualitativa das rotas.

De posse destes resultados, procedeu-se à quantificação dos danos com base em duas análises, para cada espécie: (i) o índice de linearidade dos corredores simulados, cujos valores variam entre 1, quando o corredor é uma linha reta conectando os dois pontos, e aproximam-se de 0 à medida que o corredor fica mais tortuoso e longo; e (ii) o índice de conectividade funcional de cada corredor, que pondera a distância entre os pontos e o custo total do corredor a partir da superfície de resistência. Quanto maior o custo de percorrimto de um corredor, menor é a conectividade funcional entre eles.

Perda de qualidade dos habitats

Este dano foi avaliado utilizando-se Modelos de Nicho Ecológico (*Ecological Niche Models*—ENMs), conjunto de métodos que permite estimar a distribuição potencial de espécies. Especificamente, foram utilizados modelos correlativos que associam informações ambientais com pontos de ocorrência conhecidos da espécie (THUILLER; ARAÚJO; LAVOREL, 2003), partindo do pressuposto que a distribuição geográfica da espécie reflete diretamente as condições ambientais que delimitam o seu nicho ecológico (PETERSON et al., 2011). A construção dos ENMs correlativos é baseada em três pilares: i) registros de ocorrência da espécie; ii) variáveis ambientais da área de estudo e iii) algoritmos matemáticos que unem estas informações. Abaixo, estão descritas sucintamente as etapas de construção dos modelos de nicho e delimitação da distribuição potencial das espécies estudadas. Informações detalhadas de todo esse processo constam no Documento Suplementar “Modelagens da Biodiversidade”.

O primeiro passo desta atividade foi a seleção de espécies representativas da região para elaborar modelos de potencial distribuição das espécies. Foram estudadas 64 espécies representativas de dois grandes grupos taxonômicos: fauna terrestre, incluindo vertebrados e invertebrados (Tabela 124) e flora terrestre, considerando árvores e gramíneas (Tabela 125). A seleção dessas espécies baseou-se em três critérios complementares: (i) a espécie deve ter no mínimo dez pontos de ocorrência conhecidas dentro do limite geográfico da Bacia do Rio Doce; (ii) a espécie tem potencial bioindicador, conforme avaliação de especialistas; e (iii) o conjunto de espécies selecionado seja representativo para contemplar diferentes graus de sensibilidade aos danos causados pelo rejeito. Assim, buscou-se selecionar espécies com diferentes graus de tolerância a distúrbios, potencialmente indicando diferentes respostas aos danos e, além disso, com potencial para serem modeladas conforme as premissas dos

modelos de nicho (QUEIROZ; SILVA; STRIXINO, 2008; PETERSON et al., 2011). Um critério complementar utilizado na seleção das espécies foi quanto a aspectos funcionais das espécies, ou seja, à participação dos táxons nos diferentes processos de funcionamento dos ecossistemas, como dispersão de sementes ou polinização (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Foram selecionadas espécies que representam diferentes grupos funcionais, permitindo não só estimar os danos do desastre na distribuição potencial destes bioindicadores, mas também o efeito do rompimento da barragem de Fundão nos processos ecológicos em um sentido mais amplo.

As informações sobre os pontos de ocorrência das espécies foram obtidas com base na literatura levantada durante o estudo de linha-base, complementado por buscas em bancos de dados digitais.

Tabela 124 – Espécies da fauna terrestre utilizadas para inferir danos do desastre do rompimento da Barragem do Fundão sobre a biodiversidade por meio de Modelos de Nicho Ecológico.

Espécie	Filo	Classe
<i>Myscelia orsis</i>	Arthropoda	Insecta
<i>Paryphthimoides poltys</i>	Arthropoda	Insecta
<i>Aparasphenodon bruno</i>	Chordata	Amphibia
<i>Haddadus binotatus</i>	Chordata	Amphibia
<i>Leptodactylus latrans</i>	Chordata	Amphibia
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Chordata	Amphibia
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Chordata	Aves
<i>Aramides cajaneus</i>	Chordata	Aves
<i>Aramides saracura</i>	Chordata	Aves
<i>Arundinicola leucocephala</i>	Chordata	Aves
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Chordata	Aves
<i>Chloroceryle amazona</i>	Chordata	Aves
<i>Conopophaga lineata</i>	Chordata	Aves
<i>Crypturellus tataupa</i>	Chordata	Aves
<i>Dacnis cayana</i>	Chordata	Aves
<i>Dendrocincla turdina</i>	Chordata	Aves
<i>Fluvicola nengeta</i>	Chordata	Aves
<i>Galbula ruficauda</i>	Chordata	Aves
<i>Gallinula galeata</i>	Chordata	Aves
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Chordata	Aves
<i>Geotrygon montana</i>	Chordata	Aves
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Chordata	Aves
<i>Illicura militaris</i>	Chordata	Aves
<i>Leptodon cayanensis</i>	Chordata	Aves
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Chordata	Aves
<i>Leptotila verreauxi</i>	Chordata	Aves
<i>Lochmias nematura</i>	Chordata	Aves
<i>Malacoptila striata</i>	Chordata	Aves
<i>Manacus manacus</i>	Chordata	Aves
<i>Megaceryle torquata</i>	Chordata	Aves

Espécie	Filo	Classe
<i>Megascops choliba</i>	Chordata	Aves
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Chordata	Aves
<i>Myrmotherula axillaris</i>	Chordata	Aves
<i>Odontophorus capueira</i>	Chordata	Aves
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Chordata	Aves
<i>Pardirallus nigricans</i>	Chordata	Aves
<i>Patagioenas cayennensis</i>	Chordata	Aves
<i>Patagioenas plumbea</i>	Chordata	Aves
<i>Penelope superciliaris</i>	Chordata	Aves
<i>Phaethornis idaliae</i>	Chordata	Aves
<i>Podilymbus podiceps</i>	Chordata	Aves
<i>Primolius maracana</i>	Chordata	Aves
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Chordata	Aves
<i>Cabassous unicinctus</i>	Chordata	Mammalia
<i>Cerdocyon thous</i>	Chordata	Mammalia
<i>Cuniculus paca</i>	Chordata	Mammalia
<i>Glossophaga soricina</i>	Chordata	Mammalia
<i>Lontra longicaudis</i>	Chordata	Mammalia
<i>Myotis nigricans</i>	Chordata	Mammalia
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	Chordata	Mammalia
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Chordata	Mammalia

Tabela 125 – Espécies da flora terrestre utilizadas para inferir danos do desastre do rompimento da Barragem do Fundão sobre a biodiversidade por meio de Modelos de Nicho Ecológico.

Espécie	Filo	Classe
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Cecropia pachystachya</i>	Tracheophyta	Magnoliopsida
<i>Croton urucurana</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Cupania vernalis</i>	Pteridophyta	Equisetopsida
<i>Dalbergia nigra</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Deguelia costata</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Guarea kunthiana</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Maclura tinctoria</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Nectandra lanceolata</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Plathymentia reticulata</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Siparuna guianensis</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Trichilia pallida</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida
<i>Piper viminifolium</i>	Magnoliophyta	Magnoliopsida

Tendo sido definidas as espécies a serem modeladas, a etapa seguinte foi a seleção de variáveis ambientais para as inferências. A construção dos ENMs baseia-se em processos que ocorrem em larga

escala, sendo que processos oriundos de escala fina são considerados normalmente como ruídos na distribuição das espécies (*Eltonian Shortfall* - PEARSON; DAWSON, 2003). Nesse sentido, para a delimitação geográfica das espécies assumem-se como relevantes apenas variáveis climáticas em larga escala. Contudo, em locais altamente antropizados os processos em escala fina também afetam a persistência local das espécies e o padrão de co-ocorrência dentro das comunidades, surgindo, assim, a necessidade de propor métodos que integrem processos de diferentes escalas para melhor prever a distribuição e ocorrência potencial de espécies e comunidades (GUISAN; RAHBEK, 2011). Dado que o objetivo desta análise é inferir danos do desastre sobre a distribuição de espécies da Bacia do rio Doce, os processos oriundos de múltiplas escalas foram interligados. Para esta avaliação, propõe-se uma nova metodologia para integrar os efeitos de múltiplas escalas na biodiversidade (mais bem detalhado no Documento Suplementar “Modelagens da Biodiversidade”).

Efeitos de larga escala, ou climáticos, na delimitação geográfica das espécies foram baseados na análise de variáveis bioclimáticas disponíveis no banco de dados do WorldClim, versão 2.0 (FICK e HIJMANS, 2017). A partir das 19 variáveis ali constantes foram geradas 4 novas variáveis, que representam a maior parte da variação desse conjunto de dados e passam ser usadas como variáveis explicativas na construção dos ENMs baseados em clima. Para inferir o efeito em escala fina foram utilizadas métricas de paisagem na construção dos ENMs. As variáveis utilizadas nesta modelagem foram calculadas apenas para a Bacia do rio Doce e para dois cenários temporais com diferentes padrões de uso e cobertura da terra: i) pré-desastre (T0) e ii) pós-desastre (T1). Dentre as métricas de paisagem para fins desta análise foram utilizadas, para cada cenário temporal: (i) a área dos fragmentos (ha), (ii) a área funcionalmente conectada (180m) e (iii) a área de borda entre hábitat e matriz (180m). Essas três métricas de paisagem servem como subsídio para inferir a persistência local das espécies segundo a conformidade da paisagem nos diferentes cenários temporais estudados.

Por fim, de posse das informações obtidas a partir dos procedimentos supracitados, a inferência dos danos sobre a distribuição de espécies terrestres pôde ser realizada. O padrão de distribuição das espécies é inferido em escala ampla, mas os danos causados pelo desastre ocorreram em escala local, requerendo um método analítico que combine os modelos de larga escala e de escala fina. Os modelos de larga escala foram considerados como o primeiro filtro para a ocorrência regional da espécie. Após, do conjunto de 64 espécies, selecionaram-se 5 espécies da fauna e 2 da flora para serem modelos da análise em escala fina (Tabela 126). Esta seleção se baseou na ocorrência conhecida desses táxons em amostragens de campo, por serem espécies sensíveis aos danos, por ocuparem diferentes tipos de habitats, contemplarem grupos taxonômicos e funcionais distintos, e por possuírem mais de 10 pontos de ocorrência na bacia.

As sete espécies terrestres são, na sua maioria, habitantes florestais, de várzea e/ou de ambientes semi-aquáticos, cuja modelagem de adequabilidade climática resultou, minimamente, em alta adequabilidade no Compartimento 1 (Tabela 126). Os detalhes da biologia, história natural, distribuição e da adequabilidade das espécies selecionadas ao longo dos compartimentos da Bacia do rio Doce são mais bem detalhados no Documento Suplementar “Modelagens da Biodiversidade”.

Tabela 126 – Espécies da fauna e flora terrestre selecionadas para estudo em escala fina com seus respectivos critérios de escolha e número de ocorrências na área de estudo.

Espécie	Critério de seleção	Número de ocorrências
<i>Haddadus binotatus</i>	Anfíbio florestal. Possui alta adequabilidade nos compartimentos 1 e 3.	43
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Ave florestal, carnívora especialista. Possui alta adequabilidade principalmente na parte final dos compartimentos 1, 2 e 3.	88
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Ave paludícola de várzeas e áreas abertas úmidas; não florestal. Possui alta adequabilidade nos compartimentos 1, 2 e 3.	38
<i>Cuniculus paca</i>	Mamífero florestal de solo, associado a corpos de água. Possui alta adequabilidade nos compartimentos 1 e 3.	16
<i>Lontra longicauda</i>	Mamífero semiaquático florestal. Possui alta adequabilidade nos compartimentos 1 e 3.	19
<i>Cupania vernalis</i>	Arbusto florestal. Possui alta adequabilidade no Compartimento 1.	124
<i>Dalbergia nigra</i>	Arbusto florestal. Possui alta adequabilidade nos compartimentos 1 e 3.	60

A integração dos modelos limitou-se às células que possuíam adequabilidade climática alta para cada espécie nos modelos de larga escala. Para isso, as células dos modelos de larga escala com valores de adequabilidade acima do limiar (LPT) foram definidas como presença da espécie (1) e as células com valores inferiores ao limiar de corte como ausência da espécie (0). As células (1000m de resolução) definidas como presença da espécie foram subdivididas em células menores (30m de resolução) para inferir a adequabilidade ambiental à espécie em cada um dos cenários temporais estudados.

A comparação entre os modelos de escala fina baseados nos cenários temporais distintos (T0 e T1) resulta na alteração da adequabilidade ambiental nos locais de ocorrência das espécies, métrica usada para identificação do dano. Uma vez que os danos no padrão de distribuição das espécies – a partir destes modelos – estão associados às alterações de uso e cobertura da terra, os danos são avaliados apenas considerando o Compartimento 1, área que sofreu com maior dano de supressão vegetal devido à passagem e deposição da lama.

A magnitude das perdas de qualidade dos habitats, a partir dos valores de adequabilidade em cada célula de 30m x 30m, foi obtida pela perda numérica dessa métrica na comparação dos períodos T1 e T0, ou seja, corresponde à diferença da adequabilidade ambiental entre esses momentos. A partir desses valores, foram geradas três categorias de dano: perda *leve* de adequabilidade ambiental, quando a célula perdeu até 20% de sua adequabilidade ambiental; perda *moderada*, quando a célula perdeu entre 21% e 40% de sua adequabilidade ambiental; e perda *severa*, quando a célula perdeu mais de 40% de sua adequabilidade ambiental.

2.4.1.5.2 Definição da escala de gravidade dos danos

Tendo em vista a inexistência de dados quantitativos da fauna prévios ao desastre, e considerando a natureza dúbia de interpretações diretas de valores numéricos obtidos por índices ecológicos, a determinação da escala de gravidade dos danos à fauna terrestre seguiu um artifício mais subjetivo. A incerteza na interpretação advém do fato de que os ambientes em que se insere a área de estudo encontram-se sob influência de antropismos diverso, tornando difícil prever a dinâmica natural das

assembleias faunísticas na busca de efeitos relacionados ao desastre. Além disso, dados ecológicos são notoriamente ruidosos, especialmente no caso de diagnósticos de vertebrados terrestres.

Desta forma, eventuais diferenças encontradas entre situações Tratamento e Controle não podem ser claramente consideradas positivas ou negativas se não acompanhadas de interpretações biológicas contextualizadas. Por exemplo, valores maiores de riqueza de espécies podem tanto indicar ambientes mais bem conservados (pela presença de espécies raras e/ou sensíveis), quanto ambientes alterados (pela colonização por espécies oportunistas e/ invasoras). A avaliação dos danos, nesse sentido, baseou-se principalmente no conhecimento dos especialistas de cada grupo faunístico. Para realizar uma apreciação consolidada dos danos a partir do conjunto de grupos indicadores, lançou-se mão de ferramentas analíticas menos complexas no intuito de simplificar a classificação da gravidade.

A gravidade dos danos foi, assim, mensurada com base no número de indicadores ecológicos (grupos da fauna e métricas ecológicas) que indicam alterações de situações Tratamento em relação a situações Controle (Tabela 127).

Tabela 127 – Classes de danos à fauna terrestre e critérios assumidos para sua classificação.

Classe	Critério para classificação	Interpretação
Pouco grave	Alteração de um indicador ecológico	O efeito do dano pode ser sutil sobre a fauna, visto que os demais elementos faunísticos estudados não se mostraram sensíveis aos efeitos
Grave	Alteração de dois ou três indicadores ecológicos	Pode-se assumir que o dano refletiu em graves adulterações na fauna, acometendo diferentes espectros do ecossistema
Gravíssimo	Alteração em mais de três indicadores ecológicos	O dano levou a profundas mudanças na fauna regional, com potencial comprometimento de redes de interações e processos ecossistêmicos

2.4.1.5.3 Tendência e Reversibilidade

A tendência e reversibilidade dos danos foram ponderados em função de informações da literatura. Considerando que a amostragem em campo no presente diagnóstico iniciou-se anos depois da ocorrência do desastre, e que contemplou até então somente um ciclo sazonal; aliado ao fato de que o tempo de geração de vertebrados terrestres pode abranger muitos anos na maior parte dos táxons (p.ex. mamíferos, aves e répteis), não é possível balizar situações de tendência ou reversibilidade com dados quantitativos. Assim, estes atributos foram avaliados com auxílio dos especialistas nos diversos grupos e considerando um cenário temporal razoável do ponto de vista humano.

Assim, a delimitação da tendência fundamentou-se na ocorrência do dano em si, e não de seus efeitos. No presente diagnóstico a maior parte dos danos selecionados para avaliação são intimamente associados a alterações da paisagem (perda da vegetação florestal e criação de ambientes perturbados pela deposição do rejeito), e assim tais danos encontram-se cessados, ou seja, a supressão vegetacional em si já ocorreu e atualmente apenas se verificam seus efeitos. No caso do dano “aumentos de estresse”, relacionado às condições dos recursos ambientais presentes nos habitats, este dano ainda é considerado em atuação, mas diminuindo, em consonância com a expectativa de que os recursos hídricos e alimentares estão contaminados e oferecem menor qualidade, mas que tal dano deve ser

atenuado com o passar do tempo em função do efeito de depuração desses contaminantes pelo ambiente.

A reversibilidade, por sua vez, foi definida considerando a natureza dinâmica das assembleias ecológicas, assumindo-se tanto a esfera taxonômica (número e composição de espécies), quanto funcional (o papel das espécies presentes no ambiente). Assim, embora seja razoável a expectativa que as comunidades faunísticas ribeirinhas originais nunca voltem a ser taxonomicamente iguais à situação pré-desastre, do ponto de vista funcional espera-se que os táxons que passarão a colonizar e ocupar as áreas em recuperação gerem comunidades análogas àquelas pré-desastre.

2.4.2 ALTERAÇÕES NAS POPULAÇÕES FAUNÍSTICAS

A abordagem analítica desenvolvida para a entomofauna resultou na identificação do efeito positivo da distância ao rio em relação à abundância de insetos, com exceção de Ves/Apoidea (Figura 264, Figura 265). No entanto, há diferenças nesse efeito entre as guildas. Para Nymphalidae e Scarabaeinae a distância exerce influência sobre as guildas de generalistas e às Formicidae que nidificam no solo; já entre os Culicidae (Figura 265) houve maior abundância de ambas as guildas (vetores e não vetores) quanto maior a distância ao rio (Figura 264, Tabela 128). Este é um resultado que sugere a existência de declínios populacionais desses grupos nas localidades mais próximas aos corpos de água danificados.

Figura 264 – A relação entre a abundância de espécies e a distância do rio impactado na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e). Em Formicidae a abundância representa a frequência de ocorrência das espécies.

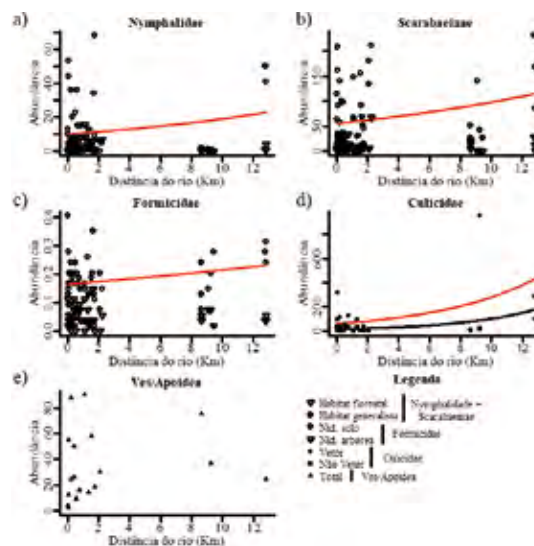


Figura 265 – Espécimes de abelha (Apidae, Euglossini; esquerda) e mosquito (Culicidae, *Sabethes* sp.; esquerda) amostrados ao longo o diagnóstico.

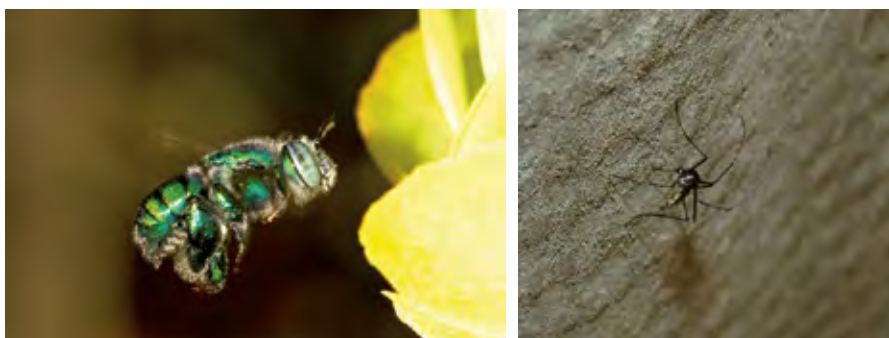
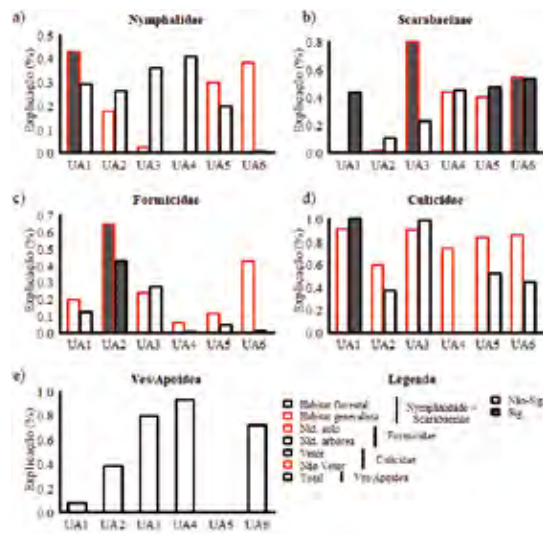


Tabela 128 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância ao rio (D_{Rio}) e das Unidades Amostrais (UA) considerando o dano perda de indivíduos de insetos amostrados na bacia do rio Doce.

Taxa	Guilda	Var.Explicativa	Valor p
Nymphalidae	Hábitat generalista	D_{Rio}	0,004
		UA	<0,001
	Hábitat florestal	UA	<0,001
		$D_{Rio} * UA$	0,036
Scarabaeinae	Hábitat generalista	D_{Rio}	0,006
		UA	<0,001
	Hábitat florestal	UA	0,006
		$D_{Rio} * UA$	<0,001
Formicidae	Solo	D_{Rio}	0,048
		$D_{Rio} * UA$	0,024
Culicidae	Não vetor	D_{Rio}	0,001
		UA	<0,001
Culicidae	Vetor	D_{Rio}	0,004
Ves/Apoidea	Hábitat florestal	UA	0,016

O poder de explicação deste efeito, maior abundância em função de maior distância ao rio danificado, foi maior para as UAs localizadas no Compartimento 1 para os grupos Nymphalidae, Formicidae e Culicidae (Figura 266), enquanto que para Scarabaeinae houve maior poder de explicação na UA3 (para táxons generalistas); a distância ao rio também exerce efeito identificável na UA1 entre as espécies de hábitat florestal (Figura 266).

Figura 266 – Poder de explicação da relação entre a abundância de insetos e a distância do rio em cada unidade amostral. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias.



Houve maior abundância de Nymphalidae nos sítios Tratamento 1 e 2, ao passo que nos grupos Scarabaeinae e Culicidae a abundância foi maior no sítio Controle. Para Formicidae (Figura 268) e Ves/Apoidea a abundância mostrou-se similar entre os tratamentos. A distância de Fundão não parece determinar diferenças de abundância da maior parte dos grupos e guildas avaliadas; no entanto, a abundância dos Culicidae não vetores aumenta com o aumento da distância à barragem de Fundão (Figura 267). Esse resultado foi determinado pela elevada abundância de mosquitos do gênero *Coquillettidia* principalmente *C. shannoni*, que procuram macrófitas aquáticas para o estabelecimento de suas larvas (SÉRANDOUR et al., 2010). Estas macrófitas (Ex. *Junco* sp.) estão presentes em pequenos reservatórios naturais formados devido à baixa profundidade do lençol, assim como reservatórios artificiais construídos para a pecuária e cultivo de cacau na foz do rio Doce, principalmente próximo aos Tratamentos 1 e 2 da UA6. Apesar de ser considerado não vetor no Brasil, este gênero possui espécies potenciais na transmissão de arboviroses em outras partes do mundo (SÉRANDOUR et al., 2010).

Figura 267 – A relação entre a abundância das guildas de insetos e a distância da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e).

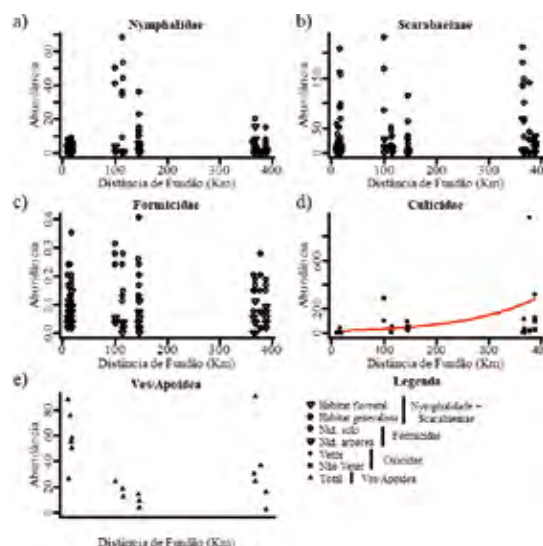
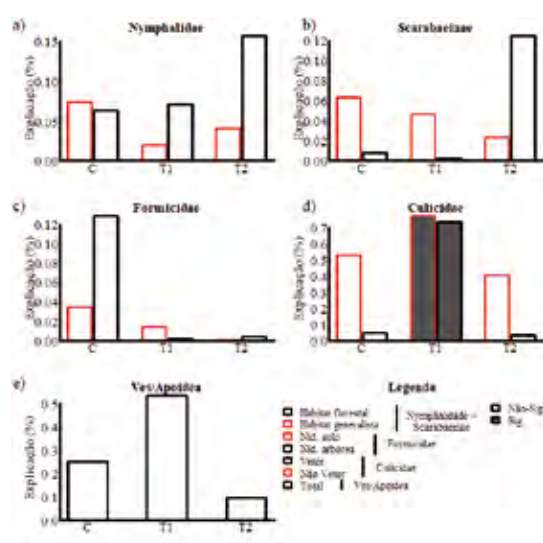


Figura 268 – Espécime de Formicidae amostrado no diagnóstico do rio Doce.

Na segunda abordagem analítica, que considera o efeito da distância à barragem em cada tratamento, apenas o grupo Culicidae apresentou resposta similar à predição inicial do estudo (Tabela 129), com aumento de abundância em função do maior distanciamento da barragem, apenas nas parcelas localizadas no Tratamento 1 (Figura 269).

Figura 269 – Poder de explicação da relação entre a abundância das guildas de insetos e a distância da barragem de Fundão em cada tratamento. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias.**Tabela 129** – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância da barragem de Fundão ($D_{Fundão}$) e dos tratamentos amostrais considerando o dano na perda de indivíduos amostrados na bacia do rio Doce.

Taxa	Guilda	Var.Explicativa	Valor p
Nymphalidae	Hábitat florestal	Trat	0,025
Scarabaeinae	Hábitat generalista	Trat	0,014
Culicidae	Não vetor	$D_{Fundão}$	<0,001
		Trat	0,025

Os dados analisados para avifauna se baseiam nas informações obtidas em campo por meio de dois métodos complementares de amostragem: capturas com redes de neblina – adequado para estudos das aves de sub-bosque florestal – pontos de escuta, método mais generalista que capta um espectro mais amplo das aves locais.

O número total de capturas apresentou padrões distintos entre as UAs: nas UA1 e UA2 as taxas foram maiores em TRAT1, seguida pelo sítio Controle e depois por TRAT2. Nas unidades UA4, UA5 e UA6 as taxas de captura foram sucessivamente maiores no sentido TRAT1, TRAT2 e Controle. Por fim, na UA3, o sítio Controle resultou no maior número de capturas e TRAT2 o menor; TRAT1, nessa unidade, obteve valores totais intermediários. Considerando todas as espécies agrupadas, as taxas de captura foram maiores nos sítios Controle, intermediária em TRAT1 e menor em TRAT2 (Figura 270). Este padrão sugere que os ambientes florestais da região aparentam ser os mais populosos, ao passo que as áreas nas margens dos rios – especialmente influenciados pelos dados do Compartimento 1 – recebem muitos indivíduos de espécies oportunistas.

No Compartimento 1, portanto nos sítios UA1 e UA2, a maior parte das espécies com maior número de capturas são típicas habitantes florestais. Para estas aves, detectou-se maior abundância nos sítios Controle e menor – ou mesmo ausência – nos sítios TRAT1 e TRAT2. Ao mesmo tempo, espécies colonizadoras de ambientes degradados foram abundantes em TRAT1 e pouco frequentes – ou não encontradas – nos sítios Controle. Este resultado é reflexo direto das condições da vegetação nesses pontos, indicando que os ambientes florestais, que abrigam espécies dependentes desse hábitat, foram substituídos por áreas abertas (dominados por gramíneas), abrindo espaço para aves oportunistas que ocupam locais perturbados.

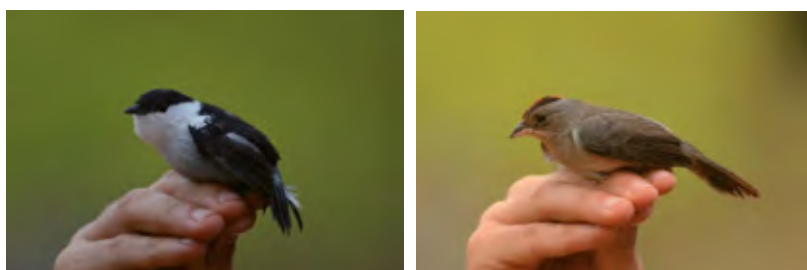
Nas UAs dos demais compartimentos o número de capturas foi notavelmente baixo, impossibilitando avaliações quantitativas dos padrões populacionais entre os sítios. Este fenômeno é conhecido no Compartimento 2 (UA3 e UA4), particularmente no PERD (MACHADO e FONSECA, 2000; LOURES-RIBEIRO et al., 2011a), onde baixas taxas de captura parecem ser um padrão típico da dinâmica avifaunística regional. A situação no Compartimento 3 é distinta, mas pode também ser reflexo da situação da biota regional, sujeita a elevados antropismos.

O padrão mais comum observado nas dez espécies mais capturadas neste estudo foi de um gradiente nas taxas de captura entre TRAT1 em direção ao sítio Controle (Figura 270). As espécies mais capturadas nos sítios Controle são espécies florestais, de sensibilidade média ou alta a perturbações ambientais e pertencentes a guildas consideradas indicadoras de melhor qualidade dos habitats, a exemplo de *Conopophaga lineata*, *Lathrotriccus euleri*, *Manacus manacus* (Figura 271), *Platyrinchus mystaceus* e *Pyriglena leucoptera* (Figura 270). O padrão oposto, de maior abundância em TRAT1, são aves típicas de ambientes abertos, de baixa sensibilidade e de guildas generalistas, aqui representados por *Coryphospingus pileatus* (Figura 271), *Sicalis flaveola* e *Zonotrichia capensis* (Figura 270).

Figura 270 – Taxas de captura das dez espécies de aves mais comuns na amostragem com redes de neblina. Indicam-se as taxas em cada sítio amostral, agrupando-se todas as Unidades Amostrais. O painel “(Total)” corresponde à taxa de captura considerando a soma de todas as espécies capturadas.



Figura 271 – Exemplos de aves florestal e não-florestal capturados no diagnóstico: *Manacus manacus* (esquerda) e *Coryphospingus pileatus* (direita).



A mesma abordagem analítica foi conduzida com base nos dados dos pontos de escuta. Os resultados obtidos no Compartimento 1 reforçam as interpretações baseadas nas capturas, mesmo tendo-se detectado algumas exceções nesses dados. As espécies foram mais abundantes conforme seus perfis conhecidos de uso de hábitat, ou seja, as espécies florestais foram mais abundantes no sítio Controle (*Herpsilochmus rufimarginatus*), e aquelas de áreas abertas foram mais abundantes em TRAT1 e TRAT2 (*Zonotrichia capensis*, *Sicalis flaveola*) (Figura 272). Este resultado corrobora a interpretação sobre empobrecimento faunístico dos sítios TRAT1, reforçando a concepção de que espécies generalistas passaram a ocupar os ambientes ribeirinhos danificados pelo desastre, substituindo a avifauna florestal – encontrada nos sítios Controle.

Figura 272 – Índices Pontuais de Abundância (IPA) obtidos para as aves registradas em cada sítio amostral das UA1 e UA2. O painel “(Total)” corresponde ao IPA da soma de todas as espécies registradas.

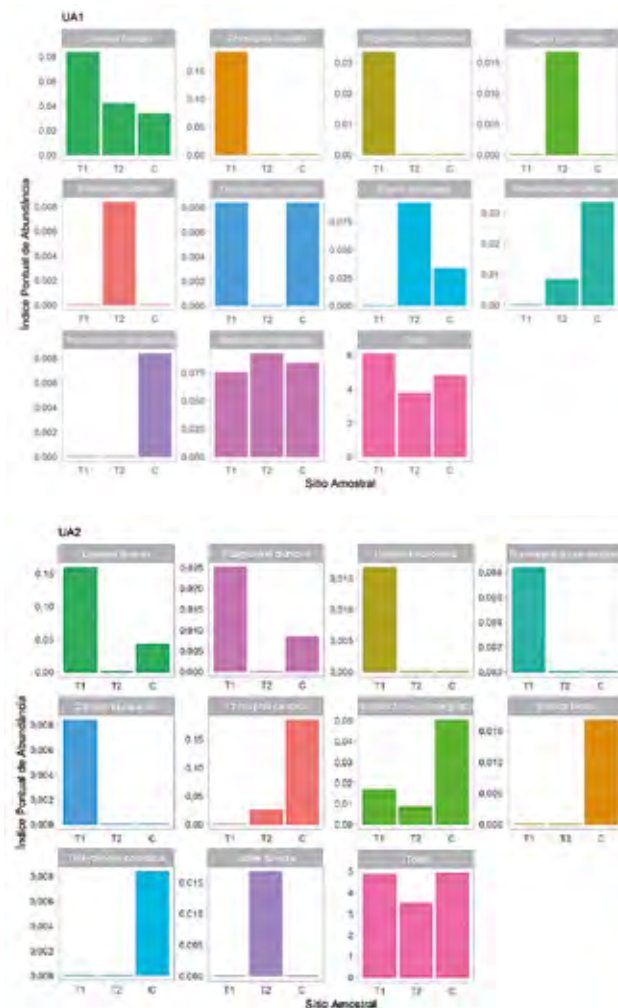


Figura 273 – Exemplos de aves florestal e não-florestal encontrados ao longo do diagnóstico (não relacionados nas figuras anteriores): *Pteroglossus aracari* (esquerda) e *Phaeomyias murina* (direita).



Nas demais UAs (relatório suplementar - avifauna) os resultados dos pontos de escuta não são facilmente interpretáveis com relação ao dano, principalmente devido aos seguintes motivos: (i) não houve perda de habitat florestal nos compartimentos 2 e 3 devido à passagem dos rejeitos, estando os principais danos restritos à calha do rio Doce, e assim menos associados à estruturação das populações; (ii) os dados da avifauna são ruidosos devido aos efeitos de outros fatores antrópicos, especialmente no Compartimento 3, onde os remanescentes florestais têm seu sub-bosque descaracterizados por

plantios de cacau. Outros impactos humanos são ainda presentes nessa grande região, tendo-se encontrado influências do corte seletivo de árvores nativas, do livre acesso de gado aos remanescentes, uso de fogo no manejo de pasto, e ocorrência de caça. Todos esses fatores acarretam a ruídos em dados ecológicos, dificultando a interpretação dos dados com o objetivo do diagnóstico.

Para avaliar os morcegos, os dados de campo foram investigados sob duas perspectivas. A primeira delas é a avaliação da abundância total de indivíduos amostrados ao longo do diagnóstico; em um segundo momento foram analisados os dados referentes às recapturas, ou seja, espécimes marcados em uma campanha e que foram capturados em amostragens posteriores.

Algumas espécies frugívoras apresentaram grande diferença no número de indivíduos capturados entre os sítios, sendo mais abundantes no sítio Tratamento (Tabela 130). Entre elas destaca-se *Sturnira lilium* (Figura 274) na UA1 e UA2 (Compartimento 1), e *Artibeus lituratus* e *Carollia perspicillata* na UA5 e UA6 (Compartimento 3). Schulze et al. (2000) apontam que a grande abundância dessas espécies indica distúrbios ambientais, pois esses animais se alimentam de plantas pioneiras, abundantes em habitats degradados. O morcego-vampiro, *Desmodus rotundus*, também se destacou com com indivíduos encontrados no sítio Controle das UA1 e UA3; táxon intimamente associado à presença de bovinos, indicativo que estes sítios estão sob influência da antropização devido à proximidade de pastos (TURNER, 1975; MEDELLÍN; EQUIHUA; AMIN, 2000). Nos sítios Controle das UA3 e UA4 detectou-se maior abundância de *Glossophaga soricina*, uma espécie nectarívora que atua como importante polinizador de várias plantas Neotropicais (ALVAREZ et al., 1991, AGUIAR; BERNARD; MACHADO, 2014). Neste conjunto de indicativos para o Compartimento 1, os dados de abundância da quiropterofauna sugerem que a qualidade ambiental dos sítios Tratamento, nas imediações do rio Gualaxo do Norte, encontra-se pior do que os remanescentes florestais representados pelos sítios Controle.

Tabela 130 – Abundância de espécies de quirópteros registrados, por sítio em cada Unidade Amostral, ao longo do rio Doce. Legenda: CONT. Sítio Controle; TRAT. Sítio Tratamento.

Espécie		<i>Artibeus lituratus</i>	<i>Carollia perspicillata</i>	<i>Desmodus rotundus</i>	<i>Glossophaga soricina</i>	<i>Sturnira lilium</i>
UA1	CONT	24	11	24	0	10
	TRAT	17	5	5	1	63
UA2	CONT	16	3	0	0	3
	TRAT	15	8	5	2	20
UA3	CONT	14	33	44	13	0
	TRAT	18	27	1	2	2
UA4	CONT	31	74	2	29	3
	TRAT	18	54	5	9	2
UA5	CONT	30	59	3	5	1
	TRAT	150	81	1	6	4
UA6	CONT	39	14	0	11	0
	TRAT	74	107	1	10	2

Figura 274 – Espécime anilhado de *Sturnira lilium*, capturado durante diagnóstico no rio Doce.



Com relação aos dados das recapturas, tem-se que a probabilidade destes eventos está relacionada à fidelidade aos abrigos, ao tamanho da população, a padrões de deslocamento e forrageamento (FLEMING; HOOPER; WILSON, 1972). Espécies com baixas taxas de recaptura tendem a ocupar áreas de vida maiores; espécies fiéis aos abrigos e com pequenas áreas de vida são, sob essa óptica, aquelas com maior chance de serem recapturadas em amostragens aleatórias. Assim, neste estudo espera-se que populações permanentes apresentem maiores taxas de recaptura.

Apenas três das espécies contempladas no diagnóstico preencheram os critérios de avaliação desta métrica (Tabela 131): *Carollia perspicillata* (UA1, UA2, UA4, UA5), *Artibeus fimbriatus* (UA5) e *A. lituratus* (UA5, UA6).

No caso de *C. perspicillata*, a taxa de recaptura desta espécie foi maior no sítio Tratamento na UA1 no sítio Controle na UA2, sendo similar entre os sítios nas UA4 e UA5. Já para *A. lituratus* a taxa de recaptura foi maior no sítio Controle nas UA5 e UA6; *A. fimbriatus* teve maior taxa de recaptura no sítio Tratamento. Os resultados são numericamente pouco representativos mesmo para *C. perspicillata*, apesar desta espécie apresentar as maiores taxas de recaptura no estudo, assim como em outros trabalhos (PEDRO e TADDEI, 1997; ZORTÉA, 2001; OLIVEIRA, 2010). Segundo Zortéa (2001), *C. perspicillata* possui elevada fidelidade ao abrigo, sugerindo, portanto, que os morcegos podem ter seus abrigos nos arredores dos sítios amostrais onde se encontraram maiores taxas de recaptura. As baixas taxas de recaptura encontradas para *A. lituratus* correspondem também aos resultados de outros estudos (OLIVEIRA, 2010; LOURENÇO; ESBÉRARD, 2011). Esta espécie possui potencial de deslocamento maior em relação à anterior, baixa fidelidade ao abrigo, e maior porte corporal (ARNONE et al., 2016; MENDES et al., 2009). Assim, a ocorrência de recapturas nos sítios Controle das UA5 e UA6 denota a importância destas localidades para o forrageio desta espécie no Compartimento 3.

Os presentes dados, embora sejam inconclusivos mesmo para *C. perspicillata*, sugerem uma tendência de ocorrência mais intensa dos ambientes afetados pelo desastre no Compartimento 1 por táxons generalistas. Por outro lado, dentro desse compartimento, e dependendo da localização geográfica (UA1 e UA2), o padrão é distinto, ora com indícios de maior ocupação (= taxas de recaptura) no sítio Tratamento, ora com maiores ocupação no sítio Controle. Evidências mistas como essa não indicam claramente algum efeito direcional do dano, mas não permite descartar a influência do desastre sobre a quiroptero fauna regional.

Tabela 131 – Número de capturas, recapturas e taxa de recaptura (n. de recapturas/n. capturas) nos sítios Controle e Tratamento, em cada Unidade Amostral, das espécies que contaram com recapturas em ambos os sítios. Legenda: Cp = *Carollia perspicillata*; Af = *Artibeus fimbriatus*; Al = *Artibeus lituratus*.

UA1				
Espécie	Sítio	Capturas	Recapturas	Taxa de Recaptura
Cp	Controle	11	1	9,09%
	Tratamento	5	2	40,00%
UA2				
Espécie	Sítio	Capturas	Recapturas	Taxa de Recaptura
Cp	Controle	5	1	20,00%
	Tratamento	8	1	12,50%
UA4				
Espécie	Sítio	Capturas	Recapturas	Taxa de Recaptura
Cp	Controle	71	16	22,54%
	Tratamento	53	14	26,42%
UA5				
Espécie	Sítio	Capturas	Recapturas	Taxa de Recaptura
Cp	Controle	58	4	6,90%
	Tratamento	80	5	6,25%
Af	Controle	35	2	5,71%
	Tratamento	45	4	8,89%
Al	Controle	76	5	6,58%
	Tratamento	148	2	1,35%
UA6				
Espécie	Sítio	Capturas	Recapturas	Taxa de Recaptura
Al	Controle	39	3	7,69%
	Tratamento	71	4	5,63%

Com relação aos mamíferos de médio e grande porte, o método de análise foi distinto, sendo avaliado de duas formas. Na primeira delas, a partir das estimativas de abundância e densidade levantados para as espécies focais, estimou-se que após a passagem da onda de rejeitos cerca de 14% dos indivíduos de *Cuniculus paca* e *Hydrochoerus hydrochaeris* (Figura 275) que potencialmente ocupavam a região tenham perdido seus habitats preferenciais, disponíveis anteriormente ao rompimento (Tabela 132). Para *Cerdocyon thous*, *Procyon cancrivorus* e para *Lontra longicaudis* (Figura 275), essa estimativa de perda foi de 9% (relatório suplementar – mamíferos de grande porte).

Tabela 132 – Estimativa do número de indivíduos com potencial para ocupar as áreas suprimidas pela passagem e deposição do rejeito, nos momentos pré-desastre e pós-desastre.

Número de indivíduos	Grupo 1	Grupo 2	<i>Lontra longicaudis</i>
Pré-desastre	133,60	774,05	167
Pós-desastre	121,60	664,45	152
Perda (%)	12 (8,98%)	109,60 (14,16%)	15 (8,98%)

Legenda: Grupo 1: *Cerdocyon thous* e *Procyon cancrivorus*; Grupo 2: *Cuniculus paca* e *Hydrochoerus hydrochaeris*.

Figura 275 – Espécimes de lontra (*Lontra longicauda*) e capivaras (*Hydrochaeturs hydrochaeris*) flagrados em armadilhas fotográficas durante diagnóstico no rio Doce.



No caso de *H. hydrochaeris*, estima-se que inicialmente houve redução pontual da população em decorrência da supressão dos habitats, causada pela morte de indivíduos tanto pela ação direta da onda de rejeito, quanto pela alteração do habitat, que suprimiu recursos alimentares e áreas para reprodução e descanso. Atualmente, no Compartimento 1, a capivara tem sido mais frequentemente registrada nos sítios Tratamento do que no Controle (vide abaixo), fenômeno associado às características biológicas da espécie. Esse roedor pode se beneficiar desse tipo de alteração de habitat, pois se aproveita de ambientes ribeirinhos abertos e com elevada abundância de gramíneas.

A paca (*Cuniculus paca*) teve perda estimada em 14% da população potencial, considerando o Compartimento 1, proporção de dano que pode ser considerado severo. A espécie tem baixa taxa de recuperação populacional, além de ser um táxon sensível a alterações florestais, muito visada pela caça e também vitimada por cães domésticos, todas pressões encontradas nas áreas ciliares da região. Embora delicada, a situação é reversível por meio do controle da presença de animais domésticos e caça, além da restauração dos habitats florestais.

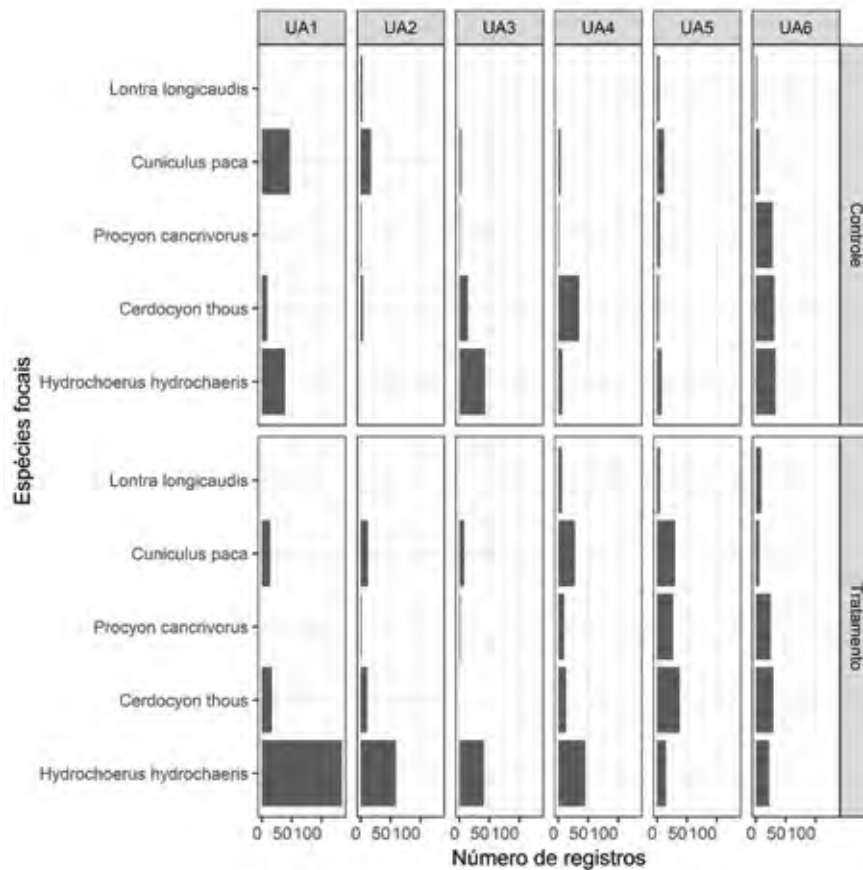
Lontra longicaudis, entre as espécies focais deste estudo, é a que apresenta maior dependência aos corpos d'água e matas ciliares, geralmente com baixa densidade populacional, e de difícil detecção em amostragens de campo. A estimativa de perdas potenciais de sua população foi de 9%, mas sabe-se que a alta dependência da espécie aos corpos d'água e à vegetação ciliar preservada a torna expressivamente afetada pelo desastre.

Por fim, na análise das espécies mais generalistas, no presente caso *C. thous* e *P. cancrivorus*, nota-se que não houve uma discrepância no número de registros detectados nos sítios amostrais, Tratamento e Controle. Considerando a perda de hábitat na região, a estimativa de perda de indivíduos no Compartimento 1 também foi de 9%. A presença de cães domésticos, especialmente nos sítios Tratamento conforme encontrado em quatro Unidades Amostrais ao longo do estudo, afeta sobremaneira a qualidade dos habitats para estas espécies, muito embora as alterações ambientais decorrentes do desastre possam ser toleradas por estes táxons. Danos advindos da livre presença do cão invasor relacionam-se à competição por recursos, transmissão de patógenos, interações agonísticas e mesmo por predação.

Outra forma de análise deste grupo faunístico foi por meio dos dados obtidos diretamente em campo. Algumas das espécies focais apresentaram diferenças de sua ocupação entre os sítios Tratamento e Controle em algumas das UAs. A diferença mais marcante foi detectada na UA1, onde se detectou 3,4 mais frequência de registros de capivaras (*H. hydrochaeris*) em relação ao sítio Controle (Figura 276). Conforme mencionado anteriormente, tal diferença na ocupação desses ambientes pode ser consequência da alteração da paisagem, anteriormente composta ambientes florestais fechados, a qual foi adulterada para áreas abertas com predomínio de gramíneas exóticas. Dessa forma, o dano para essa espécie – interpretado a partir do aumento da frequência de registros – é identificado no Compartimento 1 (UA1 e UA2), mas não para os demais.

Para a paca (*Cuniculus paca*) o cenário no Compartimento 1 é inverso ao observado para capivara: a frequência da espécie pois no sítio Controle da UA1 é 3,4 vezes maior do que no Tratamento, evidenciando o efeito negativo daqueles ambientes sobre o potencial de ocupação desta espécie. Na UA2 encontrou-se tendência similar à encontrada na UA1, embora de magnitude menor, mas reforça a interpretação de que houve danos à população de pacas no Compartimento 1 em decorrência das alterações na paisagem causadas pelo desastre.

Figura 276 – Abundância relativa das cinco espécies focais *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Cuniculus paca* (paca), *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara), *Lontra longicaudis* (lontra) e *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), nos sítios Tratamento e Controle, em cada uma das seis Unidades Amostrais, avaliadas ao longo do rio Doce.



No conjunto dos indicadores, foram detectados danos às populações de diversos táxons. Essas adulterações foram encontradas em diversos grupos da entomofauna, para a avifauna e mastofauna de grande porte (e a tendência para os morcegos). Um dos padrões detectados e considerado relevante na indicação deste dano foi a maior abundância de espécies generalistas nas áreas danificadas pelo desastre, e maior abundância de espécies florestais mais sensíveis em áreas distantes dos rios danificados. Sob os critérios definidos para a fauna terrestre, este dano é considerado grave no Compartimento 1 com indício de ocorrência nos demais compartimentos. Estando associado à qualidade dos ambientes florestais da região, é um dano cessado e reversível.

2.4.3 ALTERAÇÕES NAS ASSEMBLEIAS FAUNÍSTICAS

Os dados da entomofauna revelaram que o efeito da distância do rio sobre as variáveis resposta variou entre os grupos e entre as guildas de cada grupo (Figura 277, Tabela 133). No âmbito de toda a área de estudo, detectou-se aumento da riqueza quanto maior a distância ao rio para os Scarabaeinae de hábitat generalista e Formicidae que nidificam no solo. Estes resultados confirmam a predição de que a passagem de rejeitos acarretou perda da qualidade ambiental, principalmente devido a alterações no solo – onde se estabelecem as fases imaturas destes grupos de insetos. A distância ao rio não apresentou efeito sobre a riqueza de guildas florestais ou dos Culicidae. Detectaram-se, ainda,

diferenças na riqueza entre as UAs para os grupos Nymphalidae com hábitat generalista, Scarabaeinae (ambas as guildas) e para o grupo Ves/Apoidea.

Figura 277 – A relação entre a riqueza de espécies e a distância do rio impactado na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e).

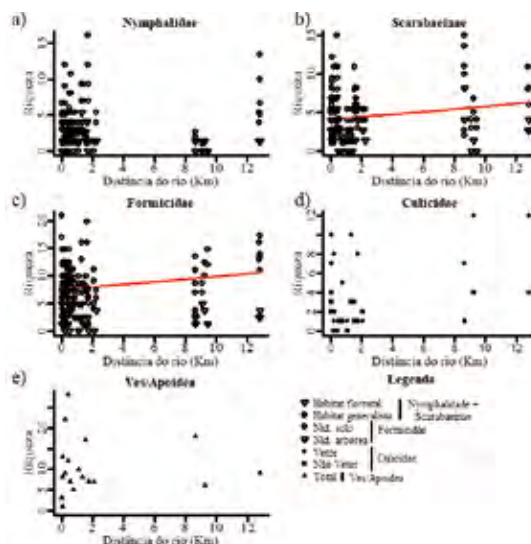
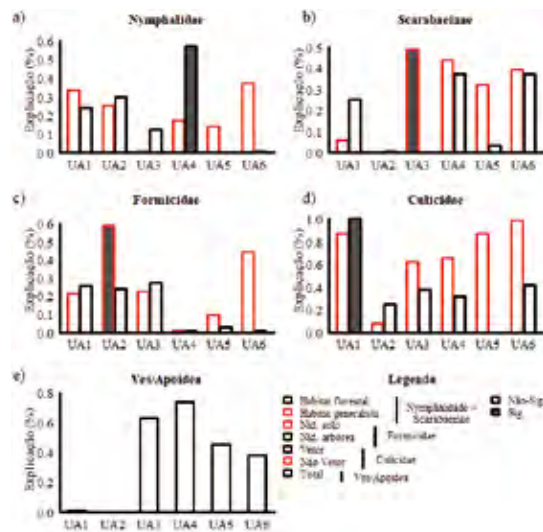


Tabela 133 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância ao rio (D_{Rio}) e das Unidades Amostrais (UA), assim como a interação desses fatores ($D_{Rio} * UA$), considerando o dano perda de riqueza de insetos amostrados na bacia do rio Doce.

Taxa	Guilda	Variável explicativa	Valor p
Nymphalidae	Hábitat generalista	UA	<0,001
	Hábitat florestal	$D_{Rio} * UA$	0,013
Scarabaeinae	Hábitat generalista	D_{Rio}	0,018
		UA	<0,001
	Hábitat florestal	UA	<0,001
Formicidae	Solo	D_{Rio}	0,043
		$D_{Rio} * UA$	0,034
Ves/Apoidea	Hábitat florestal	UA	0,002

Na segunda abordagem, que considera a distância ao rio em cada UA, o poder de explicação variou entre os grupos e guildas (Figura 278), e não foi maior nas Unidades Amostrais do Compartimento 1, conforme predição inicial do estudo; mas o efeito da distância foi também positivo para todos os grupos e guildas. Provavelmente o efeito da distância do rio depende das características ambientais intrínsecas de cada UA. A riqueza aumenta em função da distância ao rio para os seguintes grupos e localidades: Nymphalidae florestais na UA4; Scarabaeinae de hábitat generalista na UA3; Formicidae de solo na UA2; e Culicidae vetores na UA1.

Figura 278 – Poder de explicação da relação entre a riqueza de insetos e a distância do rio em cada unidade amostral. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias.



O efeito da distância da barragem de Fundão, no sentido UA1 a UA6, sobre a riqueza não foi significativo para maioria dos grupos estudados (Figura 279, Tabela 134). Detectou-se maior riqueza no sítio Controle apenas para o grupo de Culicidae vetores. Contradizendo as previsões iniciais do estudo, as duas guildas de Scarabaeinae e para o grupo Ves/Apoidea a riqueza diminui com a distância da barragem de Fundão. Este efeito está provavelmente relacionado a outros fatores ambientais, como os processos existentes no gradiente de elevação e de temperatura, já reportados como determinantes para vários grupos de insetos incluindo Scarabaeinae (AUDINO et al., 2017; NUNES et al., 2018). Um segundo aspecto dos presentes resultados, não relacionados ao diagnóstico dos danos em si, é que grande parte da diversidade da entomofauna detectada no estudo encontra-se em florestas fragmentadas fora de Unidades de Conservação (OLIVEIRA et al., 2019).

Figura 279 – A relação entre a riqueza de espécies e a distância da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Nymphalidae (a), Scarabaeinae (b), Formicidae (c), Culicidae (d) e Ves/Apoidea (e).

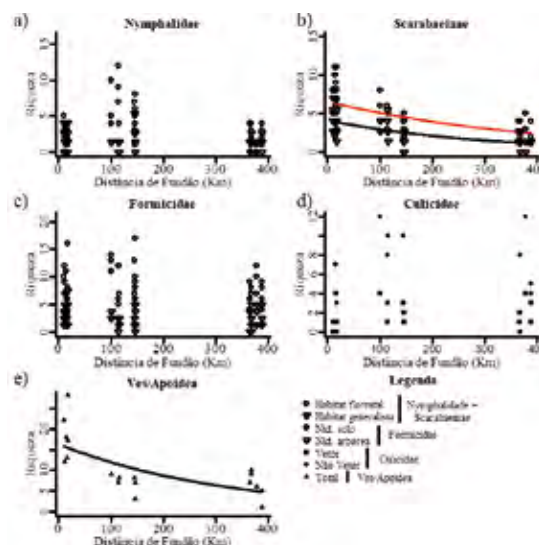
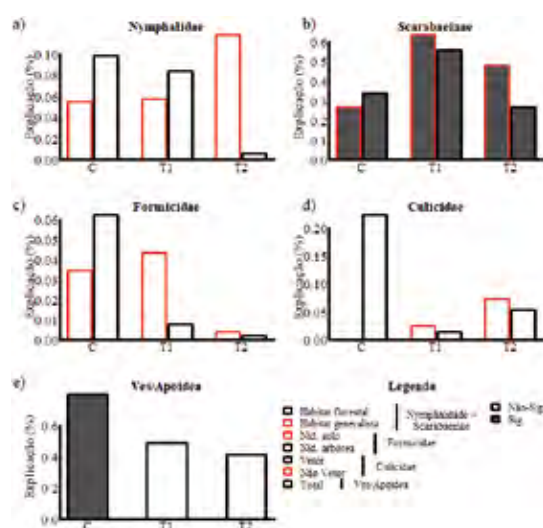


Tabela 134 – Modelo mínimo adequado com o efeito da distância da barragem de Fundão ($D_{Fundão}$) e dos tratamentos amostrais considerando o dano na perda de riqueza de insetos amostrados na bacia do rio Doce

Taxa	Guilda	Variável explicativa	Valor p
Scarabaeinae	Hábitat generalista	DistFundao	<0,001
Scarabaeinae	Hábitat florestal	DistFundao	<0,001
Culicidae	Vetor	Trat	0,009
Ves/Apoidea	Hábitat florestal	DistFundao	0,002

Na avaliação do efeito da distância à barragem de Fundão em cada sítio amostral, o efeito se manteve negativo e significativo apenas para o grupo Scarabaeinae em todos os tratamentos, e para o grupo Ves/Apoidea no sítio Controle (Figura 280), resultados que não corroboram as predições iniciais.

Figura 280 – Poder de explicação da relação entre a riqueza de insetos e a distância da barragem de Fundão em cada tratamento. Regressões significativas estão indicadas pelas barras cheias.



Na avaliação de raridade, para os dados de insetos, cerca de 40% das espécies amostradas foram consideradas raras (*singletons* + *doubletons*), um padrão recorrente entre os estudos com comunidades de insetos (MACEDO-REIS et al., 2019; NOVOTNY e BASSET, 2000). taxonomic composition and feeding guild of rare species were studied in communities of herbivorous insects in New Guinea. Leaf-chewing and sap-sucking insects (Orthoptera, Phasmatodea, Coleoptera, Lepidoptera and Hemiptera-Auchenorrhyncha. A maior raridade proporcional foi encontrada entre os Culicidae amostrados em TRAT1 ($n = 18$ em 28, ou 64%), e a menor entre as Formicidae amostradas em TRAT2 ($n = 14$ em 81, ou 17%). Os grupos Scarabaeinae e Formicidae foram os únicos com a maior proporção de espécies raras no sítio Controle; nos demais grupos encontrou-se maior proporção de espécies raras nos sítios TRAT1 e TRAT2 (Tabela 135). No entanto, estas diferenças foram relevantes apenas para o grupo Formicidae, apresentando maior raridade nas parcelas Controle para as formigas de solo (GLM quasi-Binomial, desvio= 4.505, $P < 0,001$) e para as formigas arbóreas (GLM quasi-Binomial, desvio=1,958, $P = 0,023$). No conjunto dos dados, estes resultados não são indicadores de efeitos do dano sobre as assembleias de insetos. Como adendo às avaliações de táxons raros, destaca-se o encontro da espécie *Dinoponera lucida*, uma formiga que ocupa o status de Vulnerável de extinção globalmente, e encontrada em

localidade fora de Unidades de Conservação. Este registro, juntamente a outros obtidos para outros grupos da fauna, ressalta a necessidade de estabelecer planos de manejo adequados à recuperação e conservação de áreas além daquelas legalmente protegidas em UCs (OLIVEIRA et al., 2019).

Tabela 135 – Total de espécies, *singletons* e *doubletons* e a raridade proporcional entre os tratamentos amostrados na bacia do rio Doce.

Taxa	Sítio amostral	Singletons	Doubletons	Espécies	Raridade
Nymphalidae	TRAT1	13	6	41	0,46
	TRAT2	19	7	43	0,60
	C	9	5	37	0,38
Scarabaeinae	TRAT1	9	2	35	0,31
	TRAT2	7	0	28	0,25
	C	10	4	38	0,37
Formicidae	TRAT1	16	0	73	0,22
	TRAT2	14	0	81	0,17
	C	25	0	92	0,27
Culicidae	TRAT1	11	7	28	0,64
	TRAT2	5	2	18	0,39
	C	16	4	40	0,50
Ves/Apoidea	TRAT1	12	4	39	0,41
	TRAT2	22	5	47	0,57
	C	15	4	39	0,49

A diversidade beta foi similar entre os sítios amostrais para todos os grupos estudados, e a dissimilaridade na composição de espécies advém principalmente devido ao componente de substituição de espécies, não devido ao aninhamento (Tabela 136). Estes resultados apontam à alta heterogeneidade espacial na comunidade de insetos da região. Os grupos Scarabaeinae, Nymphalidae e Formicidae apresentaram menor aninhamento no Tratamento 1, contradizendo as previsões conceituais do estudo e reforçando a interpretação de elevada heterogeneidade natural dessas assembleias. Apesar do aninhamento do grupo Culicidae ter sido maior em TRAT1 em comparação ao sítio Controle, a diversidade beta em TRAT2 é integralmente determinada pela substituição de espécies – não se encontrou nenhuma espécie em comum entre as parcelas daquele sítio (reflexo da elevada heterogeneidade das assembleias regionais). Para o grupo Ves/Apoidea a previsão conceitual do estudo foi corroborada, ou seja, o componente de aninhamento é mais importante na determinação da diversidade beta em TRAT1 em relação à sua participação nos sítios Controle (Tabela 136). Não obstante, os valores desse componente são ainda assim baixos em comparação ao componente de substituição e, nesse sentido, não são facilmente interpretáveis como padrão ecológico.

wTabela 136 – A contribuição da substituição de espécies (β_{SIM}) e do aninhamento (β_{SNE}) para a diversidade beta (β_{SOR}) das guildas de insetos em cada tratamento na bacia do rio Doce.

Taxa	Sítio amostral	Diversidade Beta (β_{SOR})	Substituição (β_{SIM})	Aninhamento (β_{SNE})
Nymphalidae	TRAT1	0,95	0,97	0,03
	TRAT2	0,93	0,96	0,04
	C	0,93	0,94	0,06
Scarabaeinae	TRAT1	0,89	0,94	0,06
	TRAT2	0,89	0,88	0,12
	C	0,89	0,92	0,08
Formicidae	TRAT1	0,93	0,98	0,02
	TRAT2	0,93	0,98	0,02
	C	0,93	0,97	0,03
Culicidae	TRAT1	0,85	0,85	0,15
	TRAT2	1,00	1,00	0,00
	C	0,86	0,89	0,11
Ves/Apoidea	TRAT1	0,92	0,90	0,10
	TRAT2	0,93	0,94	0,06
	C	0,91	0,93	0,07

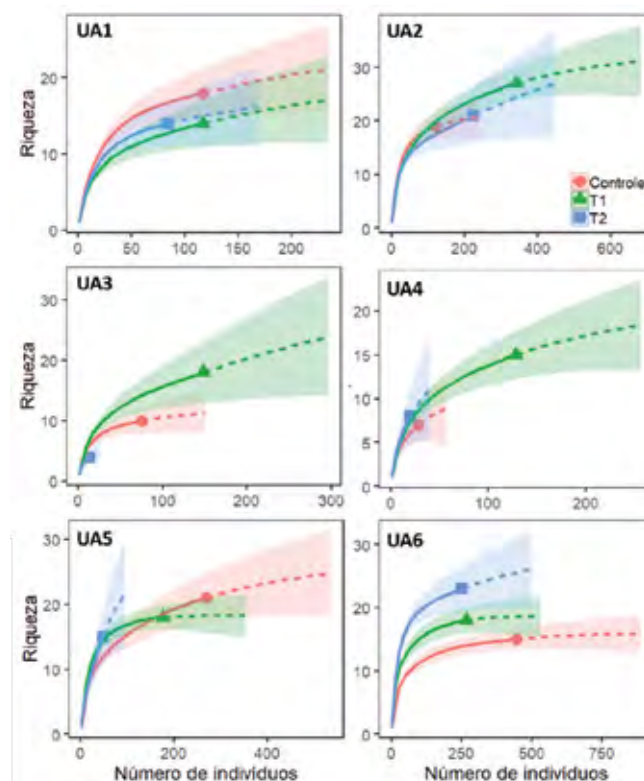
Para os anfíbios, único grupo da herpetofauna para o qual se obtiveram dados quantitativos adequados, a riqueza de espécies não diferiu entre os sítios das UAs, à exceção da maior riqueza de TRAT1 na UA3 e o sítio TRAT2 da UA6 (Tabela 137; Figura 281). Estes resultados indicam que esta métrica de diversidade alfa não se alterou em função dos efeitos do desastre, aspecto não incomum em dados ecológicos. Deve-se ressaltar que o diagnóstico se iniciou após três anos da ocorrência do desastre, e reflete diferentes aspectos da recolonização pelos anfíbios nos sítios amostrados.

Tabela 137 – Valores de riqueza de anfíbios observada, estimada e respectivos intervalos de confiança inferior (LCL) e superior (UCL), obtidos por análise de rarefação dos sítios amostrais de cada Unidade Amostral (UA).

UA	Sítios	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA1	TRAT1	14	21,93	14,98	78,28
	TRAT2	14	18,45	14,49	54,46
	C	18	25,93	18,98	82,28
UA2	TRAT1	27	33,12	28,20	57,95
	TRAT2	21	45,39	24,57	187,48
	C	19	21,23	19,26	37,90
UA3	TRAT1	18	38,86	23,07	103,83
	TRAT2	4	4,92	4,07	16,36
	C	10	11,97	10,18	31,86
UA4	TRAT1	15	21,20	15,96	54,84
	TRAT2	8	15,6	8,94	69,7
	C	7	9,89	7,35	30,96

UA	Sítios	Valor observado	Valor estimado	LCL	UCL
UA5	TRAT1	18	18,25	18,01	22,71
	TRAT2	15	28,21	17,83	76,61
	C	21	26,98	22,07	54,51
UA6	TRAT1	18	18,66	18,06	25,78
	TRAT2	23	30,97	23,98	87,57
	C	15	15,0	15,07	29,17

Figura 281 – Curvas de rarefação de riqueza de anfíbios registradas nos sítios amostrais (TRAT1, TRAT2, C) de cada Unidade Amostral.



Outras formas de avaliar em mais detalhes as informações sobre diversidade alfa é ao classificar as espécies quanto ao hábito e hábitat de ocupação. Com relação aos hábitos, em todas as UAs há grande representatividade de espécies arborícolas, fenômeno já esperado em assembleias de anfíbios Neotropicais em função da predominância numérica de espécies da família Hylidae (GARCIA et al., 2007).

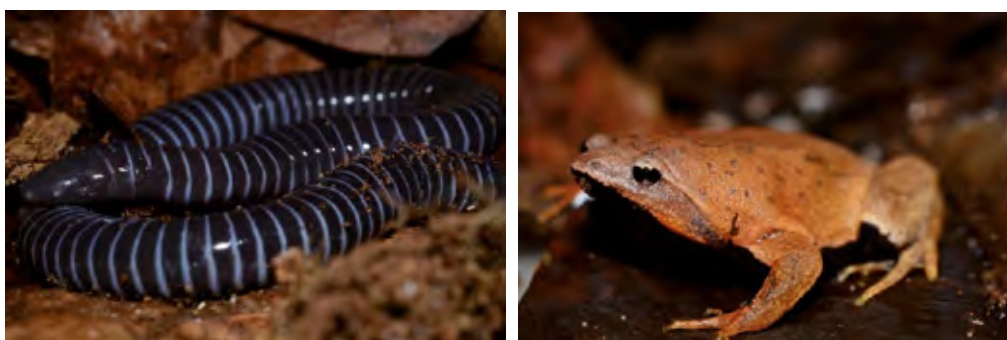
Considerando a abundância das espécies com seus hábitos, um aspecto de destaque encontrado na UA1 é com relação aos anfíbios fossoriais. A espécie *Elachistocleis cesarii*, por exemplo, foi registrada nos três sítios amostrais daquela unidade, porém em maior abundância no sítio Controle. A representatividade de indivíduos fossoriais nos sítios mais próximos ao rio é, assim, pequena. O padrão observado na UA2 é distinto daquele na UA1, embora ambas estejam alocadas no Compartimento 1. Este resultado deve ser compreendido pela situação ambiental do sítio TRAT1 da UA2, cuja regeneração vegetal encontra-se mais avançada e onde se detectaram aglomerações reprodutivas de espécies arborícolas colonizadoras, como *Dendropsophus minutus*, *Dendropsophus seniculus*, *Boana pardalis* (Figura 282), *Scinax alter* e *Scinax fuscovarius*.

Figura 282 – Espécime de *Boana pardalis* encontrada na UA2.



Nas unidades amostrais do Compartimento 2 (UA3 e UA4) não foram registradas espécies aquáticas ou fossoriais, aspecto que pode ser reflexo tanto das condições regionais daquela fauna, quanto das limitações amostrais, visto que nem todas as quatro campanhas contemplaram amostragem nestes sítios devido a problemas de acesso. No Compartimento 3 (UA5 e UA6) também não se encontraram anfíbios aquáticos, mas há presença de espécies fossoriais e maior representatividade táxons terrestres nos sítios TRAT1 de ambas as unidades (Figura 283). Nos sítios TRAT1 e TRAT2, além da ocorrência de espécies fossoriais, observou-se grande representatividade de indivíduos terrestres, diferindo dos demais sítios amostrais (TRAT2 e Controle). No entanto, a partir destas métricas gerais é difícil estabelecer uma interpretação única a respeito dos padrões até então encontrados.

Figura 283 – Anfíbios fossoriais e terrestres encontrados no Compartimento 3: *Siphonops annulatus* (esquerda) e *Stereocyclops incrassatus* (direita).



Situação distinta foi detectada na avaliação dos anfíbios em relação a seus habitats de ocupação, entre táxons florestais, de áreas abertas ou generalistas. No Compartimento 1 detectaram-se alguns anfíbios florestais de notável relevância ecológica apenas em sítios Controle (*Vitreorana uranoscopa* e *Hylodes cf. sazimai*) (ROSSA-FERES et al., 2008). Por outro lado, houve maior abundância de espécies generalistas no sítio TRAT1, reforçando a hipótese de que estes ambientes são atualmente ocupados por espécies com maior plasticidade ambiental, reflexo dos danos da supressão da vegetação devido à passagem e deposição pelo rejeito. Nos demais compartimentos este tipo de classificação não resultou

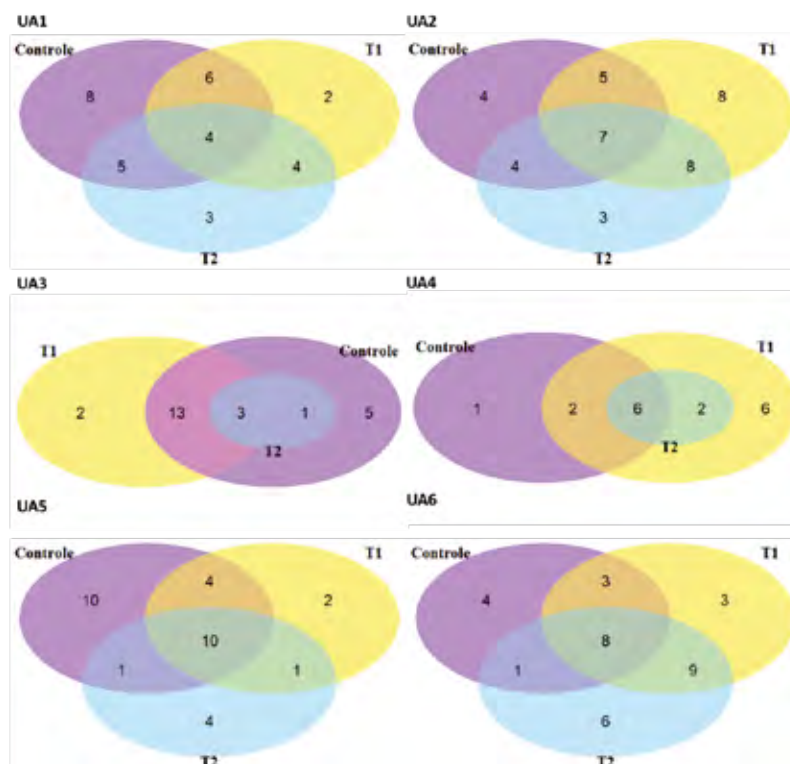
em nenhum padrão claro de distribuição dos anfíbios entre os sítios amostrais, sugerindo que as pressões ambientais que afetam esta métrica são atuantes efetivamente no Compartimento 1.

Figura 284 – Espécime de *Vitreorana uranoscopa* encontrada na UA1.



A partir da inspeção dos diagramas de Venn, para avaliar qualitativamente a diversidade beta de cada UA, encontraram-se diferentes conformações de compartilhamento de espécies entre os sítios. Detectou-se maior número de espécies exclusivas no sítio Controle sítios das UA1, UA3 e UA5, e maior número de espécies exclusivas em TRAT1 da UA2 e UA4 (Figura 285). Em UA6 o sítio TRAT2 destacou-se pelo maior número de táxons exclusivos àquele sítio. A partir desta apreciação, tampouco esta métrica mostrou-se sensível na detecção de padrões claros da distribuição da diversidade beta entre as localidades estudadas.

Figura 285 – Diagramas de Venn indicando o número de espécies de anfíbios exclusivas e compartilhadas entre os sítios em cada unidade amostral (UA1 a UA6).



As análises quantitativas da diversidade beta indicam que o componente de substituição (*turnover*) é o mais importante na caracterização da diversidade beta em todas as Unidades Amostrais, com pequena participação do componente de aninhamento. Os valores totais dessa métrica são similares entre todas as UA, variando entre 0,89 na UA4 e 0,93 na UA1 (Tabela 138). O componente de aninhamento, no entanto, é menor nas unidades do Compartimento 1, indicativo de que, de fato, a composição de espécies entre os sítios é notavelmente distinta, relacionada à distinta condição dos ambientes encontrada nos sítios. Assim, tem-se que muitos dos táxons colonizadores que ocupam os sítios TRAT1 não ocorrem nos sítios Controle, ao tempo em que espécies florestais mais sensíveis são encontradas nas áreas distantes do rio Gualaxo, mas ausentes nos ambientes danificados pelo rejeito.

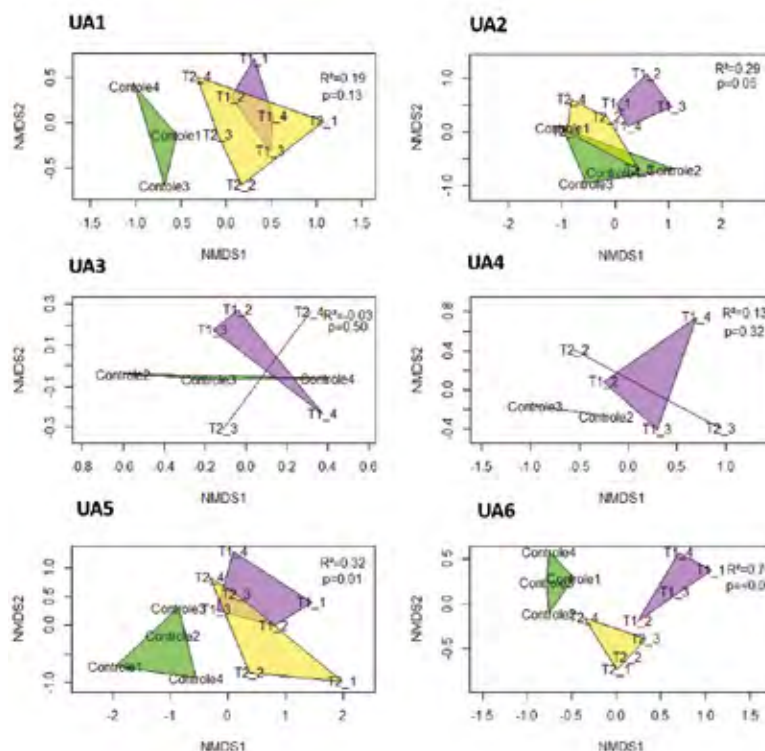
Tabela 138 – Diversidade beta de anfíbios (índice de Jaccard) e seus componentes de substituição e aninhamento em cada unidade amostral (UA1 a UA6).

Componente	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6
Jaccard	0,93	0,91	0,91	0,89	0,91	0,91
Aninhamento	0,04	0,03	0,06	0,08	0,06	0,06
Substituição	0,89	0,88	0,85	0,81	0,84	0,83

As diferenças supracitadas são identificadas pelos resultados das ANOSIM, que apontam para composição de espécies distinta entre os sítios amostrais da UA2, UA5 e UA6 (UA2, $R^2 = 0,29$, $p = 0,03$; UA5, $R^2 = 0,32$, $p = 0,01$; UA6, $R^2 = 0,77$, $p = 0,01$) (Figura 286). No Compartimento 1, as diferenças observadas nesta análise – na qual a composição em TRAT1 e TRAT2 são similares em UA1, mas distintas em UA2 – sugerem importante papel do estágio de sucessão da vegetação nas margens do rio Gualaxo. Nesse sentido, enquanto na UA2 o ambiente abriga estrutura vegetal mais complexa, com maior disponibilidade de sítios reprodutivos, a composição de anfíbios ali destaca-se como peculiar e distinta dos demais sítios, possivelmente influenciada por elementos faunísticos colonizadores diversos. Do outro lado, na UA1 as margens dos rios encontram-se em condições menos desenvolvidas de recuperação, e a composição de anfíbios parece consistir em um subconjunto das espécies que habitam ambientes adjacetes (TRAT2).

No caso das unidades amostrais do Compartimento 3, UA5 e UA6, as diferenças observadas na composição de espécies podem estar atreladas a fatores mais associados às condições ambientais dos sítios amostrais. A clara segregação dos sítios Controle é de influência esperada, considerando que na UA5 este sítio se encontra em ambiente florestal com boas condições de sub-bosque (FLONA Goytacazes) e na UA6 esse sítio está alocado em vegetação de restinga (ReBio Comboios). A diferenciação dos sítios TRAT1 e TRAT2 é interessante e aponta para a influência da proximidade ao rio Doce na composição dessas assembleias, uma vez que os sítios apresentam demais condições ambientais similares. As unidades amostrais do Compartimento 2 (UA3 e UA4) não apresentaram volume de dados suficiente para permitir interpretações desta análise.

Figura 286 – Escalonamento Multi-Dimensional Não-Métrico (NMDS) e resultados das Análise de Similaridade (ANOSIM) com os dados de anfíbios em cada unidade amostral (UA), comparando a composição de espécies entre os sítios amostrais.



A identificação de espécies indicadoras, as interpretações ecológicas são bastante variadas. Na UA1 a espécie *Thoropa miliaris* foi identificada associada ao sítio TRAT1 (stat = 0,85, p = 0,04), reflexo das condições de declividade e presença de ambientes rochosos em abundância – microhabitat típico deste táxon (HADDAD e PRADO, 2005; CRUZ; FEIO; CARAMASCHI, 2009). O sítio TRAT1 da UA2 resultou em duas espécies indicadoras, *Dendropsophus minutus* (stat = 1, p = <0,01) e *Rhinella crucifer* (stat = 0,91, p = 0,05; Figura 287), anfíbios colonizadores e com ampla plasticidade ambiental, associadas a ambientes degradados. No caso das unidades do Compartimento 2, também em virtude da pequena robustez estatística dos dados até então obtidos, não foram identificadas espécies indicadoras.

Figura 287 – Espécime de *Rhinella crucifer* encontrado na UA1.



No Compartimento 3 foram detectadas espécies indicadoras nos sítios Controle, sendo na UA5 *Dendropsophus berthalutzae* (stat = 0,83, p = 0,05), táxon tipicamente florestal; e *Phyllodytes luteolus* na UA6 (stat = 0,96, p = <0,01), anfíbio habitante de restingas e associada a bromélias terrestres. Ainda na UA6, o sítio TRAT1 apresentou duas espécies indicadoras, *Rhinella crucifer* (stat = 0,96, p = <0,01) e *R. schneideri* (stat = 0,85, p = 0,05), representantes de gênero com grande plasticidade ambiental, podendo se adaptar a áreas alteradas. No sítio TRAT2 outras duas espécies indicadoras foram identificadas, *Dendropsophus branneri* (stat = 0,87, p = 0,05) e *Scinax argyreornatus* (stat = 0,92, p = 0,02), espécies de anuros vinculadas a ambientes florestais. Os resultados obtidos por esta análise reforçam as interpretações da técnica anterior: a anurofauna ribeirinha no Compartimento 1 encontra-se adulterada em virtude da perda da cobertura florestal; no Compartimento 3 esta análise sugere que, mesmo que os sítios TRAT1 e TRAT2 estejam sujeitos a condições vegetacionais similares, a assembleia de anfíbios nas margens do rio Doce é caracterizada por táxons pouco especializados.

Figura 288 – Espécimes de anfíbios tipicamente florestais encontrados no compartimento 3: *Dendropsophus berthalutzae* (esquerda) e *Scinax argyreornatus* (direita).



Para a avifauna os dados quantitativos permitiram a realização de uma série de análises para avaliação de alterações nas assembleias. Os resultados brutos de riqueza indicam menor proporção de táxons florestais nos sítios TRAT1 das unidades UA1, UA2 e UA5, indicadores de ocorrência de danos nessas assembleias de aves (Tabela 139). Nas outras três unidades esta métrica foi mais baixa em outros sítios: no Compartimento 2 (UA3 e UA4) o sítio TRAT2 mostrou-se mais habitado por representantes silvícolas, reflexo possivelmente da alocação deste sítio no desenho amostral, em distância intermediária às margens dos rios e, assim, em posições mais centrais de remanescentes florestais dessas unidades. Na UA6 o sítio Controle apresentou a menor proporção de aves florestais, situação associada às condições vegetacionais locais, composta por restinga arbustiva/arbórea (ReBio Comboios).

Os dados do Compartimento 1 refletem a influência dos habitats de baixa qualidade aos táxons florestais próximos ao leito do rio Gualaxo do Norte, onde predominam ambientes degradados em atual regeneração/restauração. Ali há maior presença de espécies generalistas colonizadoras, que potencialmente não habitavam estes locais anteriormente ao desastre. Padrão similar foi detectado na UA5, onde se encontrou gradual aumento da proporção de aves florestais no sentido TRAT1, TRAT2, Controle, e pode estar associado a alguma queda da qualidade ambiental nessa localidade.

Tabela 139 – Resumo da riqueza de avifauna na comparação entre os sítios de cada Unidade Amostral. Valores em negrito destacam sítios com menor presença de aves florestais em cada UA.

Unidade	Sítio	S_{TOTAL}	$S_{FLORESTAL}$	$S_{F/T}$
UA1	TRAT1	132	91	68,9%
	TRAT2	120	94	78,3%
	C	105	87	82,9%
UA2	TRAT1	121	87	71,9%
	TRAT2	103	88	85,4%
	C	118	101	85,6%
UA3	TRAT1	72	63	87,5%
	TRAT2	63	62	98,4%
	C	68	59	86,8%
UA4	TRAT1	94	66	70,2%
	TRAT2	93	76	81,7%
	C	97	72	74,2%
UA5	TRAT1	87	47	54,0%
	TRAT2	78	60	76,9%
	C	67	60	89,6%
UA6	TRAT1	50	37	74,0%
	TRAT2	64	48	75,0%
	C	55	31	56,4%

S_{TOTAL} - Riqueza de toda avifauna; $S_{FLORESTAL}$ - Riqueza da avifauna florestal; $S_{F/T}$ - Proporção de espécies florestais.

Outras análises da diversidade alfa basearam-se nos diagramas de Whittaker e no cômputo dos índices de Shannon, Simpson e Alfa de Fisher não assintóticos e assintóticos. Estas métricas agregam ampla variedade de dados, portanto, estão sujeitos a volumoso ruído dos dados das assembleias avaliadas. De fato, é nítida a grande variação de resultados quando se analisam as UAs lado a lado (Figura 289, Figura 290, Tabela 140), possivelmente relacionada aos diferentes componentes ecológicos envolvidos nos dados, ou seja, o índice pondera ao mesmo tempo táxons sensíveis ao dano, tolerantes ao dano, e colonizadores pós-dano.

No Compartimento 1 observam-se dois padrões distintos: na UA1 o sítio TRAT1 apresenta mais espécies dominantes, ao passo que na UA2 a dominância foi similar entre TRAT1 e o sítio Controle. Similar à UA1, na UA3 e UA5 também se detectou menor equitabilidade em TRAT1, mas na UA4 os sítios mostraram-se similares nesta métrica. Na UA6 os diferentes indicadores apontam para distintas influências dos dados na interpretação destas métricas. Os índices de Shannon e inverso de Simpson assintóticos apresentam-se maiores, em geral, pela influência de elevada riqueza em relação aos demais. Isso ocorre no sítio TRAT1 de três unidades (UA2, UA3, UA4) e TRAT2 de duas unidades (UA1 e UA6). Este fenômeno pode estar relacionado à ocorrência de espécies colonizadoras e tolerantes, que compensam perdas numericamente menores de táxons florestais. Em síntese, ao agregar informações de todas as espécies os diferentes índices de diversidade alfa, por sua vez sensíveis a diferentes aspectos dos dados (espécies raras, espécies comuns ou espécies de abundância intermediária), não foram capazes de detectar padrões claros nos ruidosos dados das assembleias de aves aqui estudadas.

Figura 289 – Diagramas de Whittaker confeccionados com dados da avifauna nos sítios amostrais de cada UA.

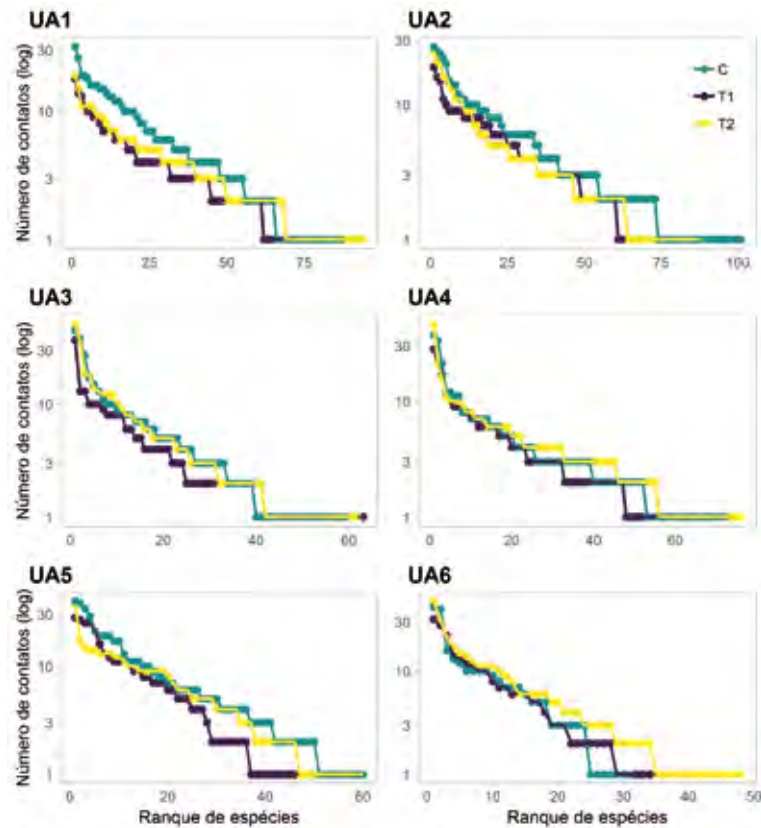


Figura 290 – Índices de Shannon, Simpson e Alfa de Fisher não assintóticos obtidos com os dados da avifauna nos sítios amostrais de cada UA.

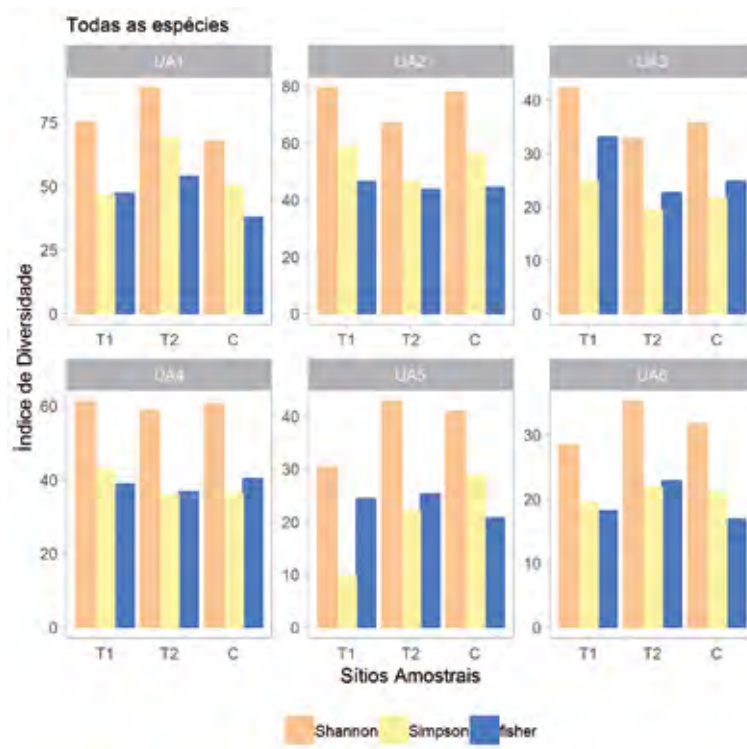


Tabela 140 – Métricas de diversidade alfa assintóticos (Shannon, H' ; e inverso de Simpson, 1-D) computados para a avifauna nos sítios amostrais de cada UA.

Unidade	Sítio	H' assintótico	1-D assintótico
UA1	TRAT1	85,3	49,6
	TRAT2	104,8	81,2
	C	77	54,4
UA2	TRAT1	91,7	64,7
	TRAT2	79,2	51,9
	C	88,5	62,3
UA3	TRAT1	52	27,2
	TRAT2	37,6	20,5
	C	41,8	22,8
UA4	TRAT1	71,2	47,7
	TRAT2	67,8	39,3
	C	70,1	39,7
UA5	TRAT1	32,3	9,8
	TRAT2	47,1	23
	C	44,2	30,5
UA6	TRAT1	32,5	20,8
	TRAT2	40,4	23,3
	C	34,4	22

Outro conjunto de análises dos dados da avifauna contempla a diversidade beta, sendo neste caso avaliada apenas para espécies florestais (Tabela 137). Os maiores valores foram obtidos em TRAT1 em comparação aos sítios Controle nos compartimentos 1 e 2 (UA1, UA2, UA3, UA4); na UA5 esta métrica foi mais elevada em TRAT2 e, na UA6, no sítio Controle. Este resultado indica que a assembleia de aves dos sítios com menor diversidade beta é mais homogênea, ou seja, as espécies detectadas em diferentes pontos daquele sítio tendem a ser as mesmas. Valores mais elevados indicam que as espécies aparecem de forma mais heterogênea nas amostragens, o que pode indicar tanto maior heterogeneidade ambiental, quanto uma dinâmica mais intensa dos indivíduos naqueles pontos – menor proporção de espécimes residentes.

Tabela 141 – Diversidade beta de aves florestais dos sítios amostrais de cada UA medida pela distância média de Bray-Curtis. Valores em negrito destacam os sítios com maior diversidade beta.

Unidade Amostral	Sítio TRAT1	Sítio TRAT2	Controle
UA1	0,69	0,62	0,56
UA2	0,69	0,64	0,66
UA3	0,63	0,57	0,56
UA4	0,70	0,63	0,54
UA5	0,45	0,62	0,54
UA6	0,53	0,53	0,59

Aprofundando esta análise, o escalonamento multi-dimensional não-métrico (NMDS), em conjunto com testes de PERMANOVA, indica que a composição de espécies dos sítios da UA1 e UA2 difere entre si, seja considerando toda a avifauna, seja apenas as espécies florestais (Tabela 142). Estes resultados indicam que as assembleias de aves dos sítios TRAT1 e TRAT2 são atualmente distintas daquelas encontradas nos sítios Controle, indicando efeito do dano advindo das alterações da vegetação. Outro indicativo da influência dos táxons colonizadores na diferenciação dos sítios advém da avaliação dos valores de R^2 desta análise, que representam o poder de explicação dos dados. Nas UA1 e UA2 o poder de explicação dos testes é maior quando realizados com dados de toda avifauna em relação ao poder de explicação observado apenas usando dados da avifauna florestal (Tabela 142). Este resultado indica que a inclusão dos táxons colonizadores generalistas na análise eleva a discrepância observada entre as assembleias.

Nas UAs dos compartimentos 2 e 3 a diferenciação da composição de espécies também ocorre, mas não é idêntica à observada no Compartimento 1. Nas UA3, UA4 e UA5 há sobreposição de alguns pontos entre os sítios, indicando a menor discrepância na ocupação dos táxons entre as áreas TRAT1, TRAT2 e Controle. Também os valores de R^2 revelam esta distinção: o poder de explicação das análises é independente do uso de dados de toda a avifauna, ou somente dos táxons florestais (Tabela 142). Na UA6, por sua vez, embora o padrão seja de diferenciação completa do sítio Controle, assim como os valores de R^2 também se assemelhem ao padrão visto no Compartimento 1, esta interpretação deve ser balizada pelas diferenças ambientais observadas naquela região, considerando a influência de aves não-florestais que habitam a restinga.

Tabela 142 – Resultados dos testes de PERMANOVA, indicando os valores de R^2 , avaliando diferenças de composição de espécies de aves entre os sítios amostrais em cada UA. Ilustram-se os resultados de R^2 considerando os dados de todas as espécies em cada UA (R^2_{TOTAL}) e apenas para as espécies florestais ($R^2_{FLORESTAL}$). O p-valor de todos os testes são $<0,01$.

Indicador	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6
R^2_{TOTAL}	0,41	0,30	0,25	0,23	0,40	0,52
$R^2_{FLORESTAL}$	0,35	0,27	0,26	0,24	0,41	0,47

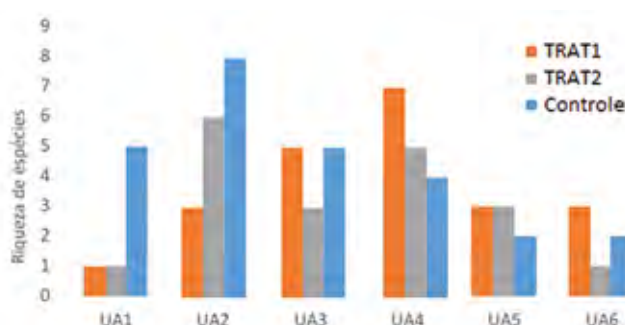
No conjunto das análises quali-quantitativas, especialmente quando se comparam as assembleias das áreas Controle com os sítios TRAT1, pôde-se identificar os efeitos do dano sobre a avifauna, cuja magnitude é elevada no Compartimento 1. É nítida a substituição de táxons florestais (Figura 291) por espécies generalistas (Figura 291) nos locais cuja vegetação florestal foi perdida pela ação da onda de rejeitos. Nos demais compartimentos estes danos se tornam pouco nítidos, uma vez que não ocorreu supressão dos habitats. Os resultados obtidos para os compartimentos 2 e 3 indicam uma composição de aves mais complexa e mais bem estruturada nos sítios Controle, o que pode estar associado ao empobrecimento da qualidade de recursos disponíveis nas margens do rio Doce.

Figura 291 – Algumas espécies florestais e não-florestais encontradas ao longo do diagnóstico: *Pyroderus scutatus* (acima e à esquerda), *Malacoptila striata* (acima e à direita), *Sporophila nigricollis* (abaixo e à esquerda) e *Myiarchus tyrannulus* (abaixo e à direita).



No caso dos pequenos mamíferos não voadores, roedores e marsupiais, ao longo das quatro campanhas foram registrados 308 espécimes nos três compartimentos. Na comparação direta da riqueza entre os sítios amostrais, no Compartimento 1 fica evidente o registro de maior número de espécies nos sítios Controle em comparação a TRAT1 (Figura 292). Nos demais compartimentos, no entanto, esta métrica indica valores similares entre esses sítios. Devido ao pequeno número de espécies e indivíduos amostrados em vários sítios amostrais, não foi possível conduzir análises de equitabilidade para todos os locais avaliados, assim como diversos dos índices de diversidade usualmente computados com dados ecológicos. Nesse sentido, estas métricas não são aqui consideradas na avaliação do dano.

Figura 292 – Número de espécies de pequenos mamíferos não voadores nos sítios amostrais de cada Unidade Amostral.



Em decorrência do pequeno número de espécies registradas em alguns dos sítios amostrais, as análises de diversidade beta, através dos índices de Whittaker, mostraram-se inconclusivos. A similaridade entre os pares de sítios mostrou-se muito variável, resultado influenciado pelo volume de informações coligidas. Dessa forma, o dano advindo do desastre não é detectado a partir desta métrica de comunidades.

Não obstante as limitações quantitativas supracitadas, o sucesso de captura obtido do estudo como um todo é adequado, especialmente na comparação com outros estudos (DA FONSECA e KIERULFF, 1989; PAGLIA et al., 1995; VOSS e EMMONS, 1996; FARIA et al., 2018). Ainda assim, há pesquisas similares às aqui levadas a efeito e cujos resultados indicam número maior de capturas em relação ao encontrado neste estudo (PAGLIA et al., 1995; LESSA et al., 1999; BRIANI; VIEIRA; VIEIRA, 2001). Quanto a esta métrica, uma medida indireta e abundância local, os sítios Controle apresentaram maior número de capturas do que os sítios TRAT1 e TRAT2 no Compartimento 1 (UA1 e UA2) e nas UA3 e UA5 (Figura 293). A partir destes resultados, há indícios da influência dos danos no Compartimento 1.

Figura 293 – Valores de abundância (número de capturas, eixo vertical) dos registros obtidos para as espécies de pequenos mamíferos não voadores em cada sítio amostral das unidades estudadas.



Com relação à avaliação quantitativa das recapturas, do total de 308 registros ao longo de todo o rio, 43 foram recapturas, representando cerca de 14% do total de capturas, ainda mais devido à diluição destes valores entre as UAs e compartimentos. Este valor é considerado baixo avaliações quantitativas, e assim a métrica não é sensível para detectar efeitos do dano sobre este grupo da fauna. Seis espécies apresentaram recapturas no diagnóstico, quais sejam, *Akodon montensis*, *Didelphis aurita*, *Marmosops incanus*, *Marmosa murina*, *Nectomys squamipes* e *Rattus rattus* (Figura 294, Figura 295). De especial relevância no presente estudo são avaliações populacionais de táxons presumivelmente mais ligados ao ambiente aquático, caso de *Nectomys squamipes*, muito embora esta espécie tenha sido pouco frequente nas amostragens. Espécies mais generalistas e comuns, como *Akodon montensis* e *Didelphis aurita*, podem – ao longo do monitoramento – dar indícios de alterações na ocupação dos ambientes na comparação dos sítios Controle e Tratamento.

Figura 294 – Valores de captura e recaptura das espécies de mamíferos de pequeno porte realizadas no conjunto das seis Unidades Amostrais.

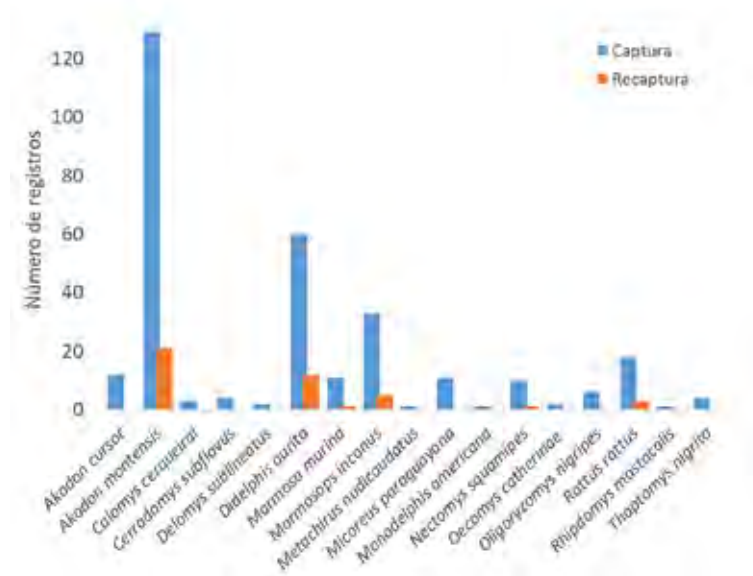
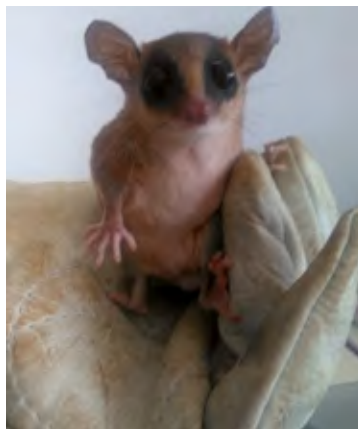


Figura 295 – Algumas espécies de mamíferos de pequeno porte não voadoras encontradas ao longo do diagnóstico: Marmosops incanus (acima e à esquerda), Marmosa murina (acima e à direita), Nectomys squamipes (abaixo e à esquerda) e Akodon montensis (abaixo e à direita).



Para os pequenos mamíferos não voadores, os resultados do diagnóstico indicam que a riqueza dos sítios Controle é maior daquela encontrada nos sítios TRAT1 e TRAT2, especialmente no Compartimento 1. Adicionalmente, também a abundância de roedores e marsupiais nesses locais mostra a mesma tendência. Por fim, diversas espécies (*Metachirus nudicaudatus*, *Monodelphis americana*, *Oecomys catherinae*, *Oligoryzomys nigripes* e *Thaptomys nigrita*) não foram registradas nos sítios TRAT1, o que sugere declínios da qualidade ambiental desses locais em comparação aos demais setores florestais amostrados. Em conjunto, estes resultados sugerem que os efeitos do dano se refletem na perda de riqueza e abundância de roedores e marsupiais nas áreas mais próximas aos rios afetados.

Alguns comentários de espécies selecionadas são relevantes no presente diagnóstico. *Thaptomys nigrita* é uma espécie associada a florestas maduras, com características morfológicas que indicam o hábito terrestre associado ao folhíço (cauda curta, olhos e orelhas pequenos e garras fortes); assim, esta espécie é mais dependente de recursos no solo e na serapilheira, ambos fatores profundamente afetados pelo desastre. *Nectomys squamipes*, o rato-da-água, é um roedor associado a ambientes aquáticos, tendo sido registrado nos compartimentos 1 e 2 e somente nos sítios TRAT1 e TRAT2. Além de sua íntima dependência de ambientes úmidos, atua no ciclo de transmissão da esquistossomose (D'ANDREA et al., 2000), sendo por isso um táxon relevante ao monitoramento da região.

Ainda no âmbito de roedores com destacada importância médica, chama atenção a ocorrência de *Rattus rattus*, espécie exótica e indicadora de ambientes antropizados. Pode atuar como hospedeiro de *Trypanosoma cruzi* (FORATTINI et al., 1983) e transmissor de zoonoses como a leptospirose (VASCONCELLOS, 1993), servindo de elo entre os ambientes domésticos e silvestres (KRUSE et al., 2004). A presença dessa espécie no diagnóstico é preocupante, uma vez que o desastre levou a alterações nos habitats que, ao tempo em que danificaram a fauna nativa, beneficiam a expansão de *Rattus rattus*, magnificando efeitos sobre a biodiversidade enquanto competidor e vetor de doenças.

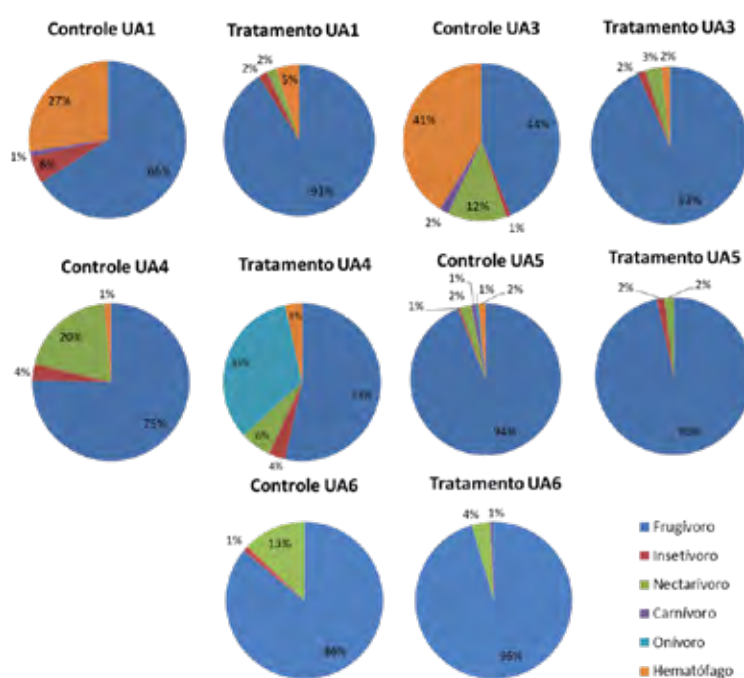
O diagnóstico das assembleias de morcegos baseou-se em métricas de diversidade alfa para avaliação do estado atual desses animais no rio Doce. Detectaram-se diferenças de diversidade alfa entre os sítios Controle e Tratamento nas unidades do Compartimento 1 e na UA4 (Tabela 143), mas não nas demais. Na UA1 os índices indicaram maior diversidade no sítio Controle, ao passo que nas UA2 e UA4 o oposto foi verificado. A partir desta avaliação, tem-se que estes indicadores não são sensíveis para detecção de um efeito claro dos danos sobre os morcegos.

Tabela 143 – Índices de diversidade, calculados para pequenos mamíferos não-voadores, de Shannon (H') e de Simpson (D), suas variâncias e os resultados de testes t na comparação dos sítios Controle e Tratamento nas Unidades Amostrais 1, 2 e 4.

	UA1		UA2		UA4	
	CONTROLE	TRATAMENTO	CONTROLE	TRATAMENTO	CONTROLE	TRATAMENTO
H':	1,89	1,3247	1,3947	2,1351	1,34	1,5905
Variância:	0,0074	0,0175	0,0405	0,0142	0,0065	0,0072
t	t = 3,6; p = 0,001		t = -3,16; p = 0,003		t = -2,13; p = 0,003	
D:	0,1878	0,432	0,3648	0,1625	0,3427	0,2733
Variância:	0,0004	0,0027	0,0085	0,0005	0,0008	0,0005
t	t = -4,31; p = 0,001		t = 2,12; p = 0,004		t = 1,9; p = 0,06	

Outra abordagem aos dados obtidos no diagnóstico baseia-se na apreciação da representatividade de guildas tróficas dos morcegos nos sítios amostrais. Houve predomínio de frugívoros nas amostras, fenômeno já esperado devido ao viés inerente ao método de amostragem (redes de neblina), petrechos especialmente úteis na captura deste conjunto de morcegos (CLARKE; PIO; RACEY, 2005). A participação das demais guildas, no entanto, ainda é relevante por serem indicadoras indiretas de sua ocupação nas localidades amostradas; ou seja, quanto maior a abundância de indivíduos e riqueza de espécies das demais guildas ocupando um ambiente, tanto maior é a probabilidade de captura destes indivíduos nas redes de neblina. De forma geral os sítios Controle apresentaram maior diversidade de guildas alimentares, sendo os nectarívoros e insetívoros as guildas mais relevantes na avaliação desse quadro. Não obstante, no conjunto das UA, detectou-se grande variação no número de espécies e proporção de indivíduos das diferentes guildas na comparação entre os sítios. A partir disso, pode-se concluir que a métrica não se mostrou sensível na detecção do dano, embora uma avaliação qualitativa auxilie na interpretação.

Figura 296 – Proporção de espécimes de morcegos de cada guilda alimentar encontrada nos sítios Controle e Tratamento das Unidades Amostrais (exceto UA2).



Os indicadores ecológicos utilizados para avaliação da assembleia de morcegos não detectaram efeitos claros do dano. De forma geral os sítios Controle apresentam maior diversidade de guildas alimentares, especialmente devido ao encontro de nectarívoros e insetívoros nesses locais, grupos que tiveram baixa abundância nos sítios Tratamento e podem ser interpretados como indicadores de qualidade ambiental diferencial. No entanto, evidências discretas como essas ainda não são passíveis de clara definição dos efeitos do dano.

Figura 297 – Algumas espécies de morcegos capturados durante o diagnóstico no rio Doce: *Myotis ruber* (acima e à esquerda), *Micronycteris cf. hirsuta* (acima e à direita), *M. cf. schmidtorum* (abaixo e à esquerda), *Vampyressa pusilla* (abaixo e à direita).



O último grupo de vertebrados terrestres considerados no diagnóstico deste dano é o dos mamíferos de grande porte. Para este grupo foram avaliadas métricas de diversidade alfa e diversidade beta. Dos indicadores de diversidade alfa, a riqueza foi avaliada comparativamente entre as UAs, tendo-se detectado diferenças no número médio de espécies em cada uma delas, mas sem uma tendência numérica clara que indique efeitos do dano. No entanto, ao se avaliar a frequência relativa de espécies exóticas, identifica-se presença marcante de bovinos, equinos e cães domésticos nos sítios Tratamento do Compartimento 1 (UA1 e UA2) (Figura 298, Figura 299). Esta ocupação é fator de significativa influência negativa no reestabelecimento da assembleia de mamíferos selvagens naqueles setores. No Compartimento 3 (UA5 e UA6) este efeito foi também verificado, mas com menor intensidade. Ali, a presença do gado nas áreas ciliares ocorre de forma histórica e já estabilizada, situação algo distinta do observado no Compartimento 1, onde a ocupação de grandes extensões nas margens dos rios é um fenômeno que se intensificou no pós-desastre.

Figura 298 – Número de registro de cinco espécies exóticas nos sítios Tratamento e Controle em cada Unidade Amostral.

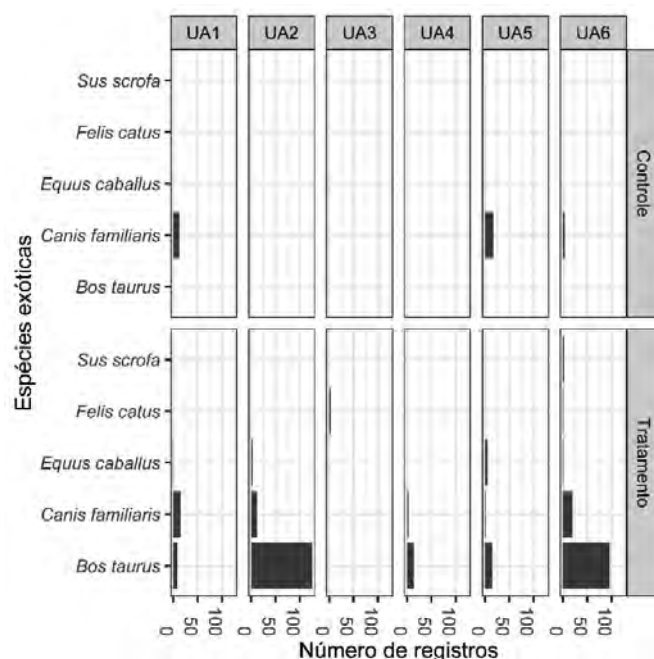
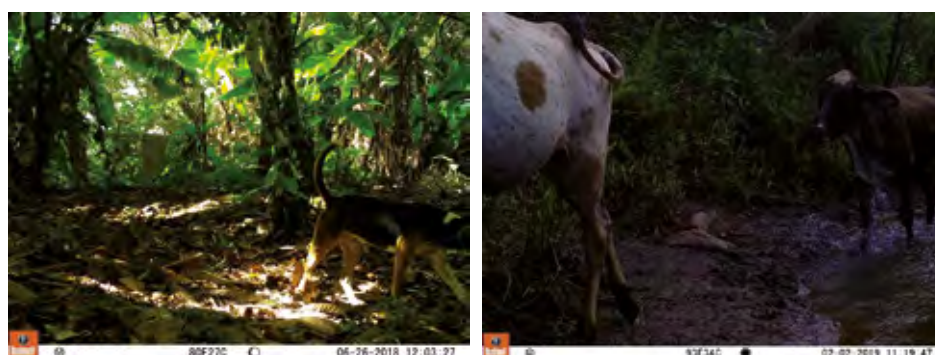
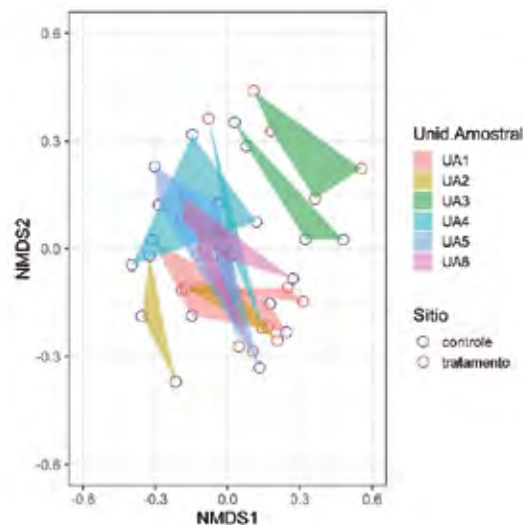


Figura 299 – Mamíferos exóticos flagrados pelas armadilhas fotográficas nos sítios amostrais durante o diagnóstico: cão-doméstico (*Canis familiaris*, esquerda) e bovinos (*Bos taurus*, direita).



Em relação à diversidade beta, não há distinção dos valores entre os sítios amostrais de nenhuma das UAs. Isso indica que, embora o número de espécies no sítio Tratamento, na maioria das Unidades Amostrais, seja maior do que no Controle, a composição de espécies tende a ser similar. Os resultados mais detalhados são apresentados no relatório suplementar – mamíferos de grande porte. Com relação à composição de espécies, foram encontradas diferenças nas assembleias de mamíferos de grande porte entre as UAs e entre os sítios amostrais. Estes resultados são interpretados pela pequena sobreposição entre os polígonos dos sítios Controle e Tratamento em quase todas as unidades no espaço delimitado pela ordenação (Figura 300). Este fato indica distinção na ocupação dos ambientes Tratamento e Controle, ou seja, poucas espécies em comum são encontradas nesses locais. Não obstante, estes resultados devem ser interpretados em conjunto com as descrições anteriores, quais sejam, as diferenças de composição são comuns ao longo dos três compartimentos, mas especificamente no Compartimento 1 estas alterações ocorrem, muito possivelmente, em função da presença marcante de espécies exóticas.

Figura 300 – Análise de ordenação (non-metric multidimensional scaling, NMDS) da assembleia de mamíferos de grande porte, indicando os sítios Controle e Tratamento agrupados em cada Unidade Amostral.



No conjunto dos indicadores, foram detectados danos às populações de diversos táxons. Essas adulterações foram encontradas em diversos grupos da entomofauna, anfíbios, aves e, no caso dos mamíferos, detectadas alterações na mastofauna de pequeno e grande porte. No caso dos morcegos, os dados sugerem também a ocorrência de danos às assembleias, mas as evidências são pouco claras. Um dos padrões detectados em comum dentre os vertebrados foi a maior incidência de espécies generalistas e/ou exóticas nas áreas danificadas pelo desastre, reforçando as informações detectadas pelo dano anterior, mas sendo identificando outros grupos animais acometidos pelo desastre. Sob os critérios definidos para a fauna terrestre, este dano é considerado gravíssimo no Compartimento 1 com poucas evidências de ocorrência também nos demais compartimentos, onde o dano é considerado pouco grave. Similar à avaliação do dano anterior, associado à qualidade dos ambientes florestais da região, é um dano cessado e reversível.

2.4.4 PIORA NAS CONDIÇÕES FÍSICAS DA FAUNA

Para avaliação das alterações morfológicas e clínicas foram realizadas avaliações em 1.806 indivíduos capturados, espécimes que apresentaram informações de qualidade quanto à massa corporal. Deste total, 49 foram registradas nos abrigos, 719 registradas nos sítios controle e 1.038 nos sítios tratamento. Foram observadas 78 capturas que resultaram em 83 registros de alterações morfológicas e clínicas. A distribuição sazonal dessas alterações não demonstrou qualquer diferença significativa entre as estações seca e chuvosa, seja considerando a totalidade da população amostrada, seja separadamente em cada compartimento.

Deste conjunto de informações, identificou-se que 45 das alterações observadas podem ter relação com fatores de estresse ambiental, o que representa 2,49% da população amostrada, e outras 37 alterações são de origem traumática (2,1% da amostra). Não houve diferenças significativas nas taxas de prevalência das duas categorias de alterações quando estas são distribuídas de acordo com a área amostral, Controle ou Tratamento (Tabela 144). O baixo volume de dados disponíveis obtidos ao longo de um ano de amostragens não permitiu uma análise consistente dessa informação quando distribuídas por Compartimentos.

Tabela 144 – Distribuição das lesões observadas em quirópteros, comparando-se os sítios Controle e Tratamento, consolidando informações de todas as Unidades Amostrais.

Tipo de lesão	Controle		Tratamento	
	N	Prevalência	N	Prevalência
Lesões relacionadas a fatores de estresse ambiental	16	0,223	29	0,279
Lesões de origem traumática	15	0,209	19	0,183

Para avaliação da carga parasitária foram utilizados os dados de 1.686 indivíduos capturados, cujos parasitas consistiram em moscas hematófagas, ácaros e carrapatos (relatório suplementar - quiroptero fauna). Desse conjunto, 23,88% apresentou infestação por ectoparasitos, percentual que variou entre as estações: durante a seca 22,15 % (n = 128) da população amostrada esteve parasitada, ao passo que na estação chuvosa 29,92 % (n = 318) foi registrada com parasitas. Esses dados indicam a ocorrência de diferenças sazonais na prevalência de infestações por ectoparasitos, estando os morcegos mais predispostos à infestação na estação chuvosa.

Na comparação entre os sítios controle e tratamento, no conjunto das UAs, observa-se pequena diferença entre os sítios amostrais: nos sítios controle registrou-se 25,76% (n = 170) de parasitismo na população e nos sítios tratamento esse valor foi de 27,04% (n = 252). A prevalência total de ectoparasitos não apresenta diferença relevante entre os sítios tratamento e controle, mas ao se avaliar a taxa de infestação dos indivíduos amostrados, comparando os sítios dentro de cada compartimento, observa-se marcada distinção entre esses locais.

Nas áreas tratamento observa-se maior percentual de indivíduos (34,39%; n = 87) com graus de infestação por ectoparasitos considerados médio, alto ou altíssimo, ao passo que nas áreas controle essas taxas de infestação (24,57%; n = 43) são menos expressivas (Tabela 145).

Tabela 145 – Distribuição espacial do grau de infestação por ectoparasitos observadas em quirópteros nos três compartimentos do rio Doce. Apresenta-se o número de animais parasitados (N) e a prevalência (PREV.) de cada grau de infestação nos sítios tratamento e controle em cada compartimento. A Soma das prevalências de infestação corresponde ao somatório dos graus Médio, Alto e Altíssimo.

GRAU DE INFESTAÇÃO	Compartimento 1				Compartimento 2				Compartimento 3			
	CONTROLE		TRATAMENTO		CONTROLE		TRATAMENTO		CONTROLE		TRATAMENTO	
	N	PREV.	N	PREV.	N	PREV.	N	PREV.	N	PREV.	N	PREV.
BAIXO	42	0,330	45	0,242	49	0,158	36	0,120	37	0,149	84	0,163
MÉDIO	8	0,063	8	0,043	5	0,016	20	0,067	13	0,052	21	0,041
ALTO	2	0,016	1	0,005	1	0,003	13	0,043	6	0,002	4	0,008
ALTÍSSIMO	4	0,031	3	0,016	1	0,003	17	0,057	2	0,008	0	0,000
Soma		0,110		0,064		0,022		0,167		0,062		0,049

Em uma visão geral dos resultados tem-se que a prevalência de animais parasitados observada nos sítios tratamento e controle é similar, considerando os três compartimentos em conjunto. Porém, ao segregar estes dados e considerar o grau de infestação parasitária, observa-se tendência de maior percentual de morcegos com altas taxas de infestação nas áreas afetadas pelo desastre no Compartimento 2. Nesse Compartimento a prevalência foi distinta entre os sítios tratamento (0,167)

e controle (0,022), um indicativo de que os animais amostrados nas afetadas mais próximas ao rio Doce encontram-se em maior grau de estresse. Esta tendência sugere que há diferença nas condições ambientais a que estão sujeitos os animais que ocupam os sítios tratamento em comparação aos sítios controle. Cabe ressaltar que o volume de dados e o curto período temporal contemplado pelo estudo não permitem uma avaliação quantitativa adequada. Dessa forma, a diferença ora relatada deve ser interpretada como uma tendência que necessita de maior volume de capturas para reavaliação. Não obstante, os presentes dados permitem vislumbrar alguns dos efeitos que as alterações ambientais produzidas pelo desastre geraram à saúde desse grupo da fauna, atingindo aproximadamente 10% da população estudada.

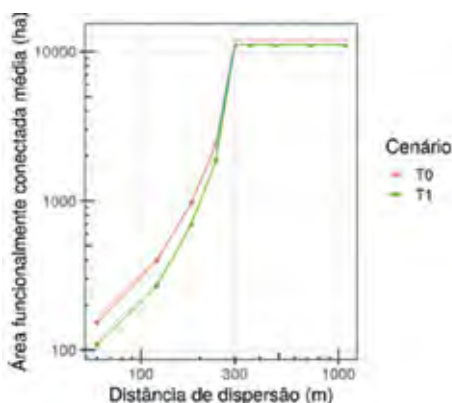
Este dano foi identificado por um dos indicadores avaliados, qual seja, detectou-se elevado grau de ectoparasitismo em morcegos, apenas no Compartimento 2, sendo por isso considerado pouco grave a partir dos critérios aqui definidos. É um dano reversível, uma vez que é atribuído às condições ambientais e qualidade dos recursos disponíveis à fauna, os quais se presumem ser passíveis de recuperação ao longo do tempo e potencialmente acelerados por ações de restauração dos habitats. O dano não cessou, uma vez que as condições ambientais permanecem afetadas pela contaminação, embora com tendência à diminuição de seus efeitos.

2.4.5 PERDA DA CONECTIVIDADE NA PAISAGEM

Os resultados obtidos na análise de conectividade funcional indicam que, para organismos sensíveis que não se afastam dos fragmentos florestais de origem, ou seja, não se deslocam pelo ambiente-matriz, o desastre teve grande efeito sobre a área disponível para sua ocupação. Para organismos que têm maior facilidade em se movimentar na matriz a diminuição da área disponível depende de seu grau de mobilidade.

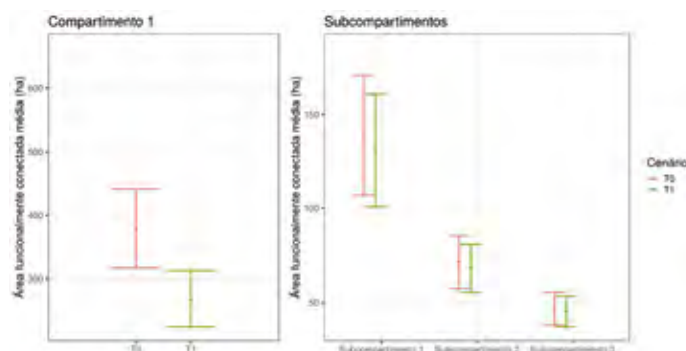
Para animais com capacidade de deslocamento na matriz menor que 300m, houve diminuição da área funcionalmente conectada em até 40% em decorrência do desastre (T0 para TRAT1), que corresponde a cerca de 111ha de área perdida (Figura 301). Já organismos que dispersam mais de 300m na matriz, como grandes mamíferos e algumas aves, os danos com relação à perda de área funcionalmente conectada são baixos, sendo a perda de florestas disponíveis para seu acesso restrita à perda de habitat em si, e não a danos à sua conectividade.

Figura 301 – Resultados da análise de perda de área funcionalmente conectada para a fauna. O eixo vertical indica área funcionalmente conectada média no Compartimento 1 em função de diferentes capacidades de dispersão (eixo horizontal).



Quando se faz uma média dos efeitos de diminuição da área funcional disponível para todos os organismos com mobilidade na matriz menor que 300m, verifica-se que a área funcionalmente conectada média diminuiu de 379ha em T0 para 268ha em TRAT1 (Figura 302). Isso significa que, para a fauna em média, a área de hábitat natural acessível a eles diminuiu 41% no Compartimento 1. Essa avaliação considera não somente a área de fragmentos de hábitat na região soterrada pelo rejeito, mas toda a área que estava acessível à fauna na região e foi desconectada pela perda florestal.

Figura 302 – Área funcionalmente conectada média dos fragmentos funcionais que cruzam o Compartimento 1 (esquerda) e cada um dos três subcompartimentos do Compartimento 1 (direita), para os dois cenários de modelagem. Essa média foi calculada somente para os organismos com capacidade de dispersão menor que 300m.



O índice de linearidade diminuiu para todas as espécies em decorrência do desastre (Documento Suplementar “Modelagens da Biodiversidade”), na comparação dos cenários T0 e TRAT1, com exceção das espécies transmissoras de doenças. Isso significa que as rotas possíveis para conectar as populações nos locais escolhidos tornaram-se mais tortuosas. A mudança de uso e cobertura da terra decorrente do desastre, por ter levado a uma diferença na resistência da paisagem para as espécies, parece ter diminuído a possibilidade de rotas mais curtas. Para *Rattus rattus* e *Aedes scapularis*, ao contrário, o desastre propiciou o aparecimento de mais ambientes com baixa resistência à mobilidade dessas espécies, de forma que o comprimento médio dos corredores modelados em TRAT1 diminuiu em relação a T0. Os grupos representados por estes táxons, assim, não percebem os ambientes alterados como de grande resistência a seus deslocamentos.

Quando se leva em consideração o índice de conectividade funcional, o padrão é o mesmo para todas as espécies: houve perda de conectividade funcional devido ao desastre, mesmo para o grupo de transmissores de doenças, cujos corredores ficaram mais lineares (Tabela 146). A conectividade funcional média diminuiu entre 13,5 e 17,8% para os vários grupos modelados, magnitude de dano equivalente sobre os grupos da fauna que perfazem as diferentes funções ecossistêmicas aqui consideradas, sendo menor somente para os transmissores de doenças de elevada mobilidade, representada por *Rattus rattus*, cuja conectividade diminuiu em 1,5% somente. O dano é também maior para as espécies de baixa mobilidade, conforme esperado – o dano foi entre 1 e 12% maior para esses táxons em relação às de alta mobilidade dentro de cada função ecossistêmica. A única exceção foram os predadores de topo, pois as modelagens de ambos representantes (*Spizaetus tyrannus* e *Bothrops jararaca*) resultaram em magnitudes idêntica do dano, ou seja, independente da mobilidade presumida para estes modelos.

Tabela 146 – Modificação percentual do índice de conectividade funcional entre os cenários pré- e pós-desastre (TRAT1-T0). As mudanças percentuais são sempre em relação ao valor de conectividade funcional em T0, o cenário pré-desastre, e por isso resultam em valores negativos.

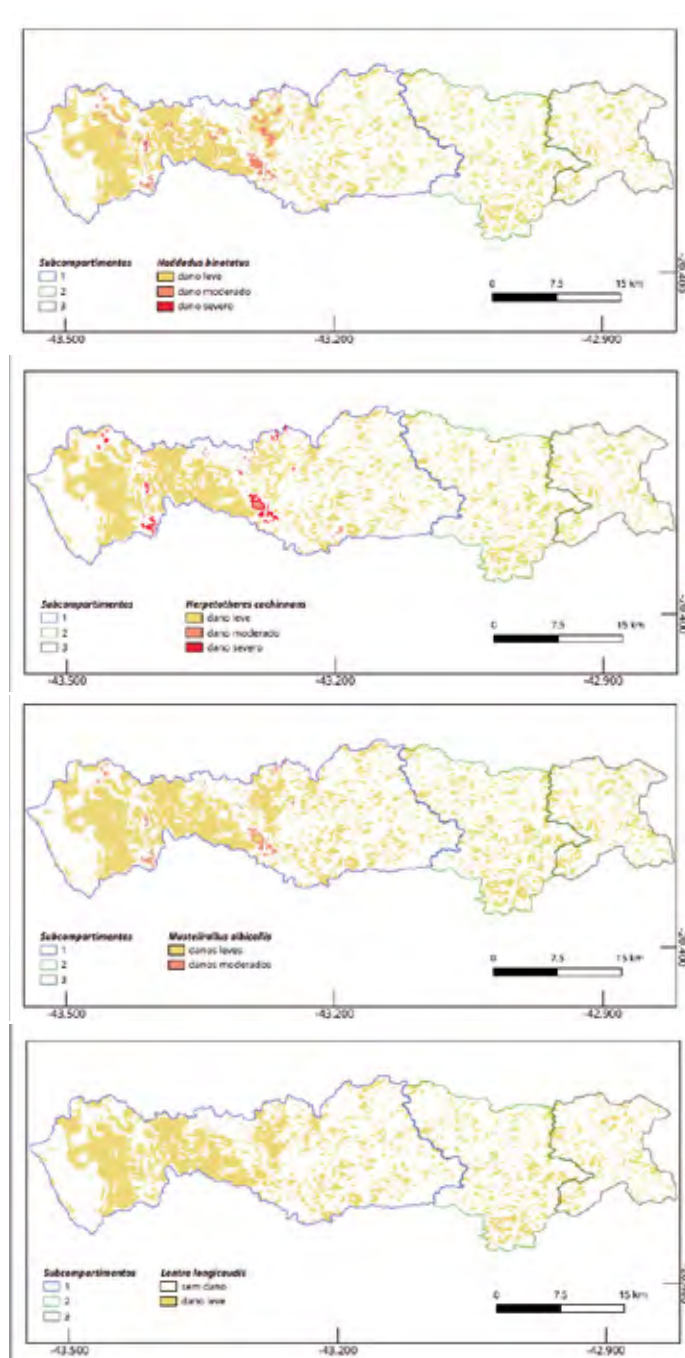
Espécie	Função ecossistêmica	Grau de mobilidade	TRAT1-T0 (%)
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Controle de pragas	Alta	-15,1
<i>Proceratophrys boiei</i>	Controle de pragas	Baixa	-16,7
<i>Glossophaga soricina</i>	Polinização	Alta	-14,7
<i>Melipona marginata</i>	Polinização	Baixa	-17,8
<i>Penelope obscura</i>	Dispersão de sementes	Alta	-15,8
<i>Cuniculus paca</i>	Dispersão de sementes	Baixa	-16,8
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Pedação de topo	Alta	-17,6
<i>Bothrops jararaca</i>	Pedação de topo	Baixa	-17,6
<i>Rattus rattus</i>	Transmissão de doenças	Alta	-1,5
<i>Aedes scapularis</i>	Transmissão de doenças	Baixa	-13,5

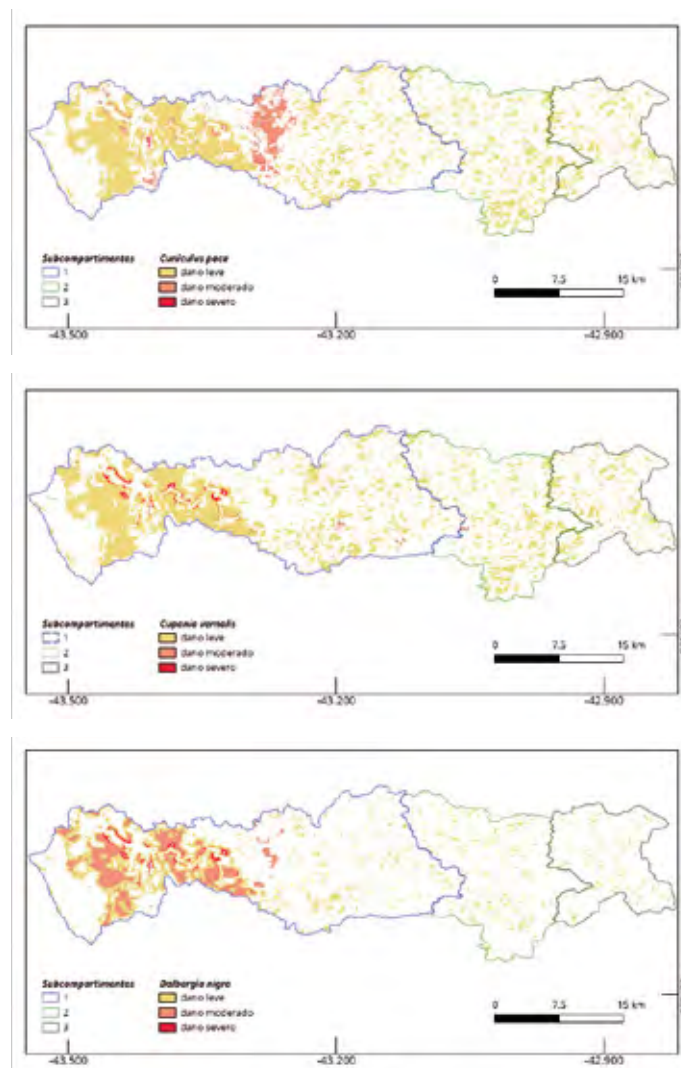
Este dano foi identificado por três dos indicadores avaliados: perda de área funcionalmente conectada para espécies com capacidade de deslocamento menor de 300m; perda da linearidade de rotas na paisagem de quatro dos cinco grupos funcionais da fauna; perda de conectividade funcional de todos os grupos funcionais da fauna. A partir dos critérios aqui definidos o dano seria classificado como grave, mas levando-se em consideração a magnitude de alteração das métricas (cerca de 40% de perda de áreas conectadas, perdas de mais de 10% da conectividade funcional para todos os grupos da fauna avaliados), interpretados como agravantes, o dano foi classificado como gravíssimo, com ocorrência somente no Compartimento 1. É um dano reversível, dado que é diretamente vinculado à cobertura florestal e sua distribuição na paisagem, e é considerado cessado, tendo ocorrido em momento único na ocasião da supressão da vegetação.

2.4.6 PERDA DE QUALIDADE DOS HÁBITATS

Os danos à adequabilidade ambiental são interpretados a partir da perda desta métrica nas células modeladas para cada espécie indicadora. Células com valores negativos ($T0 > \text{TRAT1}$) indicam a ocorrência de danos, enquanto células com valores positivos ($T0 < \text{TRAT1}$) indicam melhoria na adequabilidade local da espécie. Para permitir a visualização espacial desta métrica, nas classes de perdas utilizadas para sua quantificação, foram gerados mapas de distribuição do dano no Compartimento 1. Células com perdas leves foram destacadas em amarelo, células com perdas moderadas são representadas em laranja e células com perdas severas, em vermelho (Figura 303).

Figura 303 – Mapas ilustrativos dos danos à adequabilidade ambiental das sete espécies indicadoras no Compartimento 1.





A área total sujeita à análise é de pouco mais de 1.100ha, exclusivamente no Compartimento 1. Dentro do Compartimento no se nota maior concentração de locais sujeitos aos danos no primeiro subcompartimento, ou seja, na região mais próxima à barragem. As demais localidades sujeitas a perdas de adequabilidade se encontram dispersas pela paisagem, possivelmente associadas a variações ambientais regionais alheias aos danos do desastre. As áreas identificadas sem perda de adequabilidade nesse recorte geográfico foram ínfimas para todas as espécies animais, com extensões menores que 1ha para a maior parte delas. Áreas sem perda de adequabilidade foram maiores para as espécies vegetais, cujo máximo foi de 160ha para *Dalbergia nigra* (Tabela 147).

Perdas leves foram preponderantes para todas as espécies, perfazendo cerca de 1000ha das alterações de adequabilidade das sete espécies. Grande parte destas células se encontram dispersas pela paisagem do Compartimento 1 e constituem a mais significativa categoria de perdas de adequabilidade identificada nos subcompartimentos 2 e 3.

Na apreciação dos danos às espécies individualmente, destacam-se *Cuniculus paca* e *Dalbergia nigra*, táxons com maior quantidade de perdas moderadas identificadas, respectivamente 110ha e 170ha (Tabela 147). A localização dessas perdas no Compartimento 1 é distinta entre as espécies. Enquanto para *C. paca* as células com perdas moderadas de adequabilidade se concentram em um

grande fragmento na região central do subCompartimento 1, para *D. nigra* perdas dessa magnitude foram identificadas principalmente no primeiro terço desse subcompartimento, não coincidente com a área anterior (Figura 303).

Perdas severas foram identificadas em áreas relativamente pequenas, comparadas à área total da região, mas são indicadores de danos profundos à qualidade dos habitats da região. A maior extensão desta classe de perdas foi encontrada para a ave *Herpetotheres cachinnans*, com cerca de 32ha afetados distribuídos em manchas dispersas pelo subCompartimento 1 (Figura 303); e ambas as espécies arbóreas, cuja perda abrangeu quase 20ha e é geograficamente coincidente (Figura 303).

Tabela 147 – Síntese da perda de adequabilidade ambiental das sete espécies terrestres modeladas. Os valores se referem à proporção (percentual) de células, no Compartimento 1, que sofreram cada classe de perda e a respectiva área (em hectares) representada por essas células.

Espécie	Sem Perdas	Leve	Moderada	Severa
<i>Haddadus binotatus</i>	0,02% 0,17ha	94,1% 1.042,12ha	5,76% 63,84ha	0,12% 1,28ha
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	1,12% 12,44ha	95,45% 1.056,99ha	0,54% 6,02ha	2,88% 31,94ha
<i>Mustelirallus albicollis</i>	0,01% 0,11ha	97,08% 1.075,07ha	2,91% 32,22ha	0%
<i>Lontra longicaudis</i>	0,04% 0,48ha	99,96% 1.106,92ha	0%	0%
<i>Cuniculus paca</i>	0,04% 0,42ha	89,13% 987,04ha	10,72% 118,66ha	0,12% 1,28ha
<i>Cupania vernalis</i>	7,04% 77,93ha	89,84% 994,87ha	1,32% 14,66ha	1,80% 19,94ha
<i>Dalbergia nigra</i>	14,47% 160,28ha	68,37% 757,13ha	15,44% 170,95ha	1,72% 19,05ha

No conjunto de todos os indicadores, tem-se que a região foi sujeita a perdas moderadas e severas em diferentes setores e para diferentes grupos funcionais da biodiversidade terrestre, principalmente no subCompartimento 1. Perante tais resultados, entende-se que o desastre acarretou profundas alterações na paisagem que se refletiram em perdas de adequabilidade ambiental – métrica relacionada à qualidade dos habitats. Todas as espécies ora avaliadas sofreram danos elevados no cenário pós-desastre (TRAT1). A distribuição espacial desses danos no Compartimento 1 varia, dependendo do grupo funcional, dos atributos fisiológicos ou da história natural dos táxons indicadores.

Dos sete táxons indicadores do dano, perdas severas (i.e. abrangendo mais de 1% das células) foram identificadas em três deles, em adição a um quarto indicador com extensão elevada (10% da área da sub-bacia) de perdas moderadas. Adicionalmente, do ponto de vista geográfico muitas das áreas que estiveram sujeitas a essas perdas são complementares entre os táxons, ou seja, não se concentram em uma só região, mas indicam distribuição mais dispersa do dano no Compartimento 1, indicativo de que os danos à biodiversidade como um todo são mais abrangentes do que os resultados de uma única espécie-modelo. Desse modo, o dano é classificado como gravíssimo, reversível e cessado, atributos relacionados ao fato de o dano ter sido gerado pela perda de florestas na paisagem.

2.4.7 COMPROMETIMENTO À SAÚDE DA FAUNA SILVESTRE

O comprometimento à saúde da fauna silvestre foi avaliado segundo cinco indicadores principais: osmorregulação, metabolismo, sistemas antioxidante e de biotransformação, indicadores não enzimáticos e genotoxicidade e mutagenicidade. Cada indicador possui biomarcadores específicos que são apresentados a seguir. Para maiores detalhes dos resultados das análises ecotoxicológicas ver Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização.

2.4.7.1 Prejuízos à osmorregulação (biomarcadores: osmolalidade e íons)

Claramente há uma forte influência sazonal, especialmente nos pontos DA (dentro da APDL), sobre às funções fisiológicas de equilíbrio da concentração de íons e do volume de água nas células (osmorregulação) dos diferentes grupos de fauna avaliados.

O grupo que apresentou o maior número de alterações osmorregulatórias foi a herpetofauna, com alterações nas concentrações dos íons Na^+ , Mg^{2+} e K^+ no C1 e Na^+ e K^+ no C3. Para os pequenos mamíferos, a alteração fisiológica foi muito pontual, houve apenas redução no íon K^+ dos animais capturados no ponto DA, no C2, na estação chuvosa. Morcegos foram os únicos que apresentaram alteração na osmolalidade plasmática e, apenas, nos animais capturados no ponto DA do C1 na estação chuvosa.

2.4.7.2 Prejuízos ao metabolismo (biomarcadores: glicose, lactato e proteína plasmática)

Para todos os grupos avaliados, os prejuízos ao metabolismo também foram influenciados pela sazonalidade, especialmente nos animais capturados nos pontos DA, com redução nas concentrações de lactato e proteína plasmática e aumento na disponibilidade de glicose no plasma, na estação chuvosa.

2.4.7.3 Alterações no sistema antioxidante e de biotransformação (biomarcadores: cat, sod, gpx e gst)

Assim como os marcadores já descritos, as enzimas de defesa do organismo (sistemas antioxidante e de biotransformação) sofreram alterações nos diferentes grupos de fauna. De modo geral, foi identificado aumento nas atividades das enzimas dos animais capturados nos pontos DA, na estação chuvosa e nos diferentes compartimentos.

2.4.7.4 Alterações em sistemas não enzimáticos (biomarcadores: GSH, MET, LPO)

Não foi identificada alteração na peroxidação lipídica (LPO) dos diferentes grupos de fauna avaliados. No entanto, as concentrações das proteínas GSH e MET foram alteradas, principalmente nos pontos DA dos Compartimentos 1 e 3 na estação chuvosa. Desses marcadores a GSH esteve reduzida em pequenos mamíferos e morcegos. Como essas respostas apresentam íntima relação aos processos de defesa contra a geração de maiores prejuízos aos organismos, essas alterações foram consideradas graves.

2.4.7.5 Genotoxicidade e mutagenicidade (biomarcadores: ensaio cometa, MN E ANES)

Todos os grupos de fauna avaliados apresentaram alterações de genotoxicidade e/ou mutagenicidade. A sazonalidade novamente foi o fator predominante e os animais capturados nos pontos DA foram os mais afetados.

Embora os resultados dos biomarcadores indiquem danos aos organismos, a análise de apenas duas campanhas não permitiu concluir sobre a gravidade, tendência de evolução ou reversibilidade destas alterações.

2.4.8 BIOACUMULAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIAMENTE TÓXICOS (EPTS)

Os EPTs avaliados quando às alterações em suas concentrações foram Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn. Poucas alterações puderam ser identificadas para anfíbios, no entanto, observou-se que os anfíbios capturados no ponto DA apresentaram as maiores concentrações de As, Hg e Se, no Compartimento 3, na estação chuvosa, em relação aos capturados no ponto C (Tabela 148).

Para morcegos observou-se maiores concentrações de Se no Compartimento 1 de ambas as estações e, de Fe no Compartimento 3 da estação chuvosa quando comparados os organismos capturados no ponto DA em relação ao C. Na estação seca, no Compartimento 3, os elementos Al, As, Ba, Hg, Mn e Pb apresentaram maiores concentrações nos indivíduos capturados no ponto DA, bem como os elementos Ba, Cd, Cu, Se e Zn nos indivíduos capturados no ponto C. Quando comparados os morcegos capturados no ponto DA entre os compartimentos, na estação seca identificou-se que os elementos As e Ba estavam em maiores concentrações no Compartimento 3 em relação ao Compartimento 1, porém, uma relação inversa foi identificada na estação chuvosa para o elemento As. Para os animais capturados no ponto C, os elementos Co, Cu e Se estavam em maiores concentrações nos animais do Compartimento 3 em relação ao 1, na estação seca, enquanto os elementos Cd e Fe estavam mais concentrados nos animais do Compartimento 1 em relação ao 3, na estação chuvosa (Tabela 148).

Os pequenos mamíferos capturados na estação seca apresentaram maiores concentrações de Mn no Compartimento 1, quando comparados os organismos capturados no ponto DA em relação ao ponto C. Quando comparados os pequenos mamíferos capturados no ponto DA entre os compartimentos, na estação seca, foi possível identificar aumento nas concentrações de As e Mn dos animais capturados no Compartimento 1, em relação ao 2. Na estação chuvosa as maiores concentrações de As, nos compartimentos 2 e 3, e Mn, no Compartimento 2, foram observadas nos animais capturados no ponto DA em relação ao Compartimento 1. Além disso, nos indivíduos do ponto C foi possível identificar maior concentração de As nos animais capturados no Compartimento 2 em relação ao 1 (Tabela 148).

De maneira geral, a presença dos EPTs avaliados no hemolisado de todos os organismos da fauna terrestre representa um alerta de dano. Considerando que o sangue é um tecido de transporte de moléculas pelo corpo do organismo, o acúmulo de EPTs pode indicar a ocorrência de níveis mais severos de bioacumulação em outros órgãos, como o fígado e os rins, sendo, portanto, necessário o monitoramento destes grupos para a avaliação da tendência de evolução, bem como da gravidade dos prejuízos promovidos por eles para cada um dos grupos faunísticos avaliados. Para maiores detalhes dos resultados das análises ecotoxicológicas ver Capítulo 7 do TOMO I – Contextualização.

Tabela 148 – Resumo das alterações encontradas nas concentrações de EPTs em amostras de sangue de exemplares da fauna silvestre

	Compartimento 1		Compartimento 2		Compartimento 3	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
 C						
DA						↑ As; Hg; Se
 C	↓ Co; Cu; Se	↑ Cd; Fe	NA	NA	↑ Ba; Cd; Cu; Se; Zn	↓ Cd; Fe
DA	↑ Se ↓ As; Ba	↑ Se			↑ Al; As; Ba; Hg; Mn; Pb ↑ As; Ba	↑ Fe
 C		↓ As		↑ As		
DA	↑ Mn ↑ As; Mn	↓ As; Mn	↓ As; Mn	↑ As; Mn		↑ As; Mn

Elaborado por: Institutos Lactec.

2.4.9 CONCLUSÕES

Os danos à fauna terrestre foram identificados e quantificados por meio de diversas métricas ecológicas e modelagens computacionais. Especificamente, foram avaliados indicadores de diversidade alfa e diversidade beta de seis grandes grupos faunísticos para analisar as assembleias e populações faunísticas, indicadores das condições físicas e de saúde dos animais, assim como danos em âmbito geográfico mais abrangente, com relação à conectividade da paisagem e qualidade dos habitats.

Os danos advindos do desastre afetam a fauna terrestre através de diversos mecanismos, dos quais se destacam: i) a alteração de habitat devido à supressão da vegetação florestal e do solo, a qual reduziu as áreas disponíveis à fauna e modificou as condições ecológicas da paisagem; ii) a colonização dos ambientes danificados por outras espécies da fauna, dando origem a assembleias dominadas por táxons generalistas que conseguem se adaptar à limitação dos recursos ambientais ali disponíveis. Neste fenômeno se inclui a substituição de espécies nativas por espécies exóticas, não somente alterando a composição faunística da região, mas potencializando o dano ao dificultar a restauração da fauna original; iii) espécies florestais e/ou arborícolas, muitas das quais endêmicas e/ou ameaçadas de extinção, perderam habitats anteriormente disponíveis. Além disso, os ambientes às margens dos rios danificados passam a atuar como barreiras ao deslocamento desses táxons, gerando ainda o isolamento de populações, outro fator que se agrega ao dano e diminui a capacidade de restauração da fauna; iv) o decréscimo da qualidade dos habitats ribeirinhos e aquáticos é ainda acompanhada pelo potencial de contaminação, tendo sido mais intenso imediatamente após o desastre. Estes danos são de difícil detecção por métricas ecológicas, mas outros indicadores – como das condições físicas e da saúde dos animais – podem ser úteis na identificação.

Com relação às populações da fauna silvestre regional, o diagnóstico identificou danos decorrentes da perda de qualidade ambiental às margens dos rios. Neste aspecto, especificamente para a entomofauna, os grupos mais afetados foram as espécies dependentes das características físicas e químicas do solo e da serapilheira (GREGORY et al., 2015; LAVELLE et al., 2016; DE QUEIROZ; RIBAS; FRANÇA, 2013; RÖMER et al., 2018). O desastre acometeu fortemente estes recursos e é razoável

assumir que outros grupos de invertebrados, que compartilham estes recursos, também foram danificados. O efeito é claro pelo rejeito depositado no Compartimento 1, mas identificou-se menor abundância nas margens dos rios também nos Compartimentos 2 e 3. Também foram detectadas diferenças de abundância para a avifauna, cujo principal padrão apresentado é o de maior ocupação por espécies oportunistas nas margens dos rios, e mais táxons especialistas florestais e sensíveis a alterações ambientais nos sítios Controle. Estes resultados enfatizam a melhor condição ambiental que se encontra nos sítios Controle, ao passo que as margens dos rios apresentam esses sinais de danos à avifauna.

As assembleias da fauna, ou seja, o conjunto de espécies que co-habitam determinada localidade, foram profundamente modificadas pelo desastre. Este fenômeno é especialmente claro no Compartimento 1, mas também nos demais setores ao longo do rio Doce há indícios de propagação deste dano. Os diversos grupos da fauna apresentaram um padrão comum de adulteração: há diferenças na composição de espécies que passaram a ocupar as margens dos rios em relação aos ambientes florestais da região. Os ambientes da APDL passaram a ser dominados por táxons colonizadores e generalistas, ao passo que nas regiões Controle encontram-se assembleias florestais mais maduras, com presença de táxons sensíveis. Estes resultados foram claramente identificados em todos os grupos de vertebrados avaliados, à exceção dos répteis, cujos dados não permitem avaliações quantitativas.

No caso dos anfíbios, as diferenças observadas na composição de espécies entre a APDL e sítios Controle indicam os efeitos do dano no Compartimento 1, com registros de espécies com maiores exigências ecológicas, como *Hylodes cf. szaimai* e *Vitreorana uranoscopa*. No Compartimento 3, os sítios TRAT1 apresentaram baixa riqueza e preponderância de espécies terrestres, colonizadoras e com ampla plasticidade ambiental, com espécies do gênero *Rhinella* identificadas como indicadoras desses locais. Esses resultados compõem evidências de efeitos do desastre também nesse compartimento, mas requerem investigações mais aprofundadas para reforçar tal interpretação.

Para as aves o padrão encontrado no Compartimento 1 foi similar: nos sítios Controle houve maior proporção de espécies florestais de média a alta sensibilidade, e de guildas alimentares mais sensíveis a alterações, como frugívoros de dossel e insetívoros de sub-bosque. A riqueza de espécies florestais é também maior nos sítios Controle do que em TRAT1, que por sua vez apresenta maior riqueza de espécies generalistas. Os resultados também indicam que algumas espécies não são encontradas nos sítios mais próximos à APDL. A composição de espécies reforça esses padrões, levando à conclusão que os sítios TRAT1 são habitados por espécies generalistas e de baixa sensibilidade a alterações ambientais. Estes resultados permitem a identificação de danos sobre a avifauna associados à passagem de rejeitos, nítidos no Compartimento 1.

No caso dos pequenos mamíferos não-voadores, roedores e marsupiais, encontraram-se evidências do dano também a partir de diferenças entre os sítios amostrais. Mais especificamente, devido aos baixos valores de riqueza e sucesso de captura nas margens do rio Gualaxo, no Compartimento 1, em relação a localidades mais distantes da APDL. Também como no caso dos demais grupos faunísticos, detectaram-se alguns táxons mais sensíveis apenas em locais distantes dos rios afetados, reforçando a interpretação sobre os efeitos do dano. Como exemplos deste fenômeno, citam-se as espécies *Thaptomys nigrita* e *Calomys cerqueirai*, respectivamente encontrados apenas nos sítios Controle dos compartimentos 1 e 2.

Dentre os indicadores utilizados para análise da quiropteroфаuna, a identificação de danos foi possível por meio da interpretação de informações relacionadas às guildas ecológicas. Encontrou-se grande abundância de alguns filostomídeos frugívoros na APDL, como *A. lituratus*, *C. perspicillata* e *S. lilium*, indicadores de distúrbios dos ambientes florestais, tratando-se de espécies que ocupam ambientes degradados (Schulze *et al.*, 2000). Os sítios Controle apresentaram maior diversidade de guildas alimentares contempladas pela amostragem, das quais se destacam os nectarívoros e insetívoros, que apresentaram baixa ocorrência nos sítios Tratamento.

Por fim, com relação ao diagnóstico dos mamíferos de médio e grande porte, ressalta-se que os presentes resultados devem ser interpretados como tendências, cautela que se baseia nas características ecológicas destas espécies, especificamente sua grande área de vida e longevidade. Na comparação entre os sítios Tratamento e Controle detectaram-se diferenças na intensidade de ocupação. Nos Compartimentos 1 e 3 encontrou-se elevada abundância de espécies exóticas e domésticas às margens dos rios – em detrimento da fauna nativa. A presença destes animais aumenta os danos às espécies autóctones, tais como a elevada pressão de predação e competição, pela transmissão de patógenos, mudança das relações tróficas com o ambiente, entre outras (GOMPPER, 2013; ROY *et al.*, 2014). No Compartimento 1 esse fenômeno está associado aos danos do desastre. Destaca-se, como indicadora desses efeitos, a paca (*Cuniculus paca*) (FIGUEROA-DE-LEÓN *et al.*, 2016), sendo uma espécie também acometida – além dos danos ambientais – pelo aumento da caça devido ao acesso facilitado aos remanescentes florestais (SOUZA e SRBEK-ARAUJO, 2017). Cenário distinto é presumido à capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), registrada com maior frequência nas APDL, mas também interpretável como efeito dos danos. Este roedor aumenta sua ocupação em habitats abertos, especialmente pela proliferação de gramíneas, e os presentes resultados são reflexo de danos aos sistemas florestais da região (QUINTANA, 1996; FERRAZ *et al.*, 2007).

O dano às condições físicas da fauna nativa foi apenas detectado, ao longo do diagnóstico, nos morcegos. A incidência de ectoparasitos, aqui utilizado como indicador de estresse à fauna, mostrou-se maior e mais intensa em pontos próximos ao rio Doce em comparação a espécimes que ocupam ambientes distantes da APDL. As alterações ambientais produzidas pelo desastre geraram um dano quantificável à saúde da quiropteroфаuna, tendo-se detectado carga parasitária das classes “alta” e “altíssima” nos sítios Tratamento do Compartimento 2.

Encontraram-se alterações em biomarcadores em todos os grupos de fauna silvestre ora avaliados (anfíbios, mastofauna terrestre de pequeno porte e mastofauna voadora), especialmente nos indivíduos capturados na APDL; muitas dessas alterações foram consistentes nos diferentes grupos. Destacam-se a reduzida concentração plasmática de proteínas e aumentada atividade da enzima SOD na estação chuvosa, e aumentada frequência de MN na estação seca. Outras alterações foram identificadas em pelos menos um dos grupos faunísticos e em pelo menos uma das estações climáticas. O número de indivíduos nestas duas estações ainda é pequeno para permitir inferências sobre qual grupo da fauna é melhor bioindicador, bem como qual Compartimento apresenta maior estresse ambiental.

Devido a diferenças metodológicas no tratamento das amostras não é possível comparar estes resultados com a literatura. Além disso, estudos dessa natureza são escassos e, quando disponíveis, obtidos em outra matriz biológica que não do sangue (p.ex. fígado, rins, ossos, músculo, pele e/ou

pelos), resultando em outro impeditivo para comparações diretas. Não obstante, é clara a influência da sazonalidade nas concentrações desses elementos, especialmente nos organismos capturados nos pontos DA. Pode-se afirmar que a presença dos EPTs investigados no hemolisado representa um alerta de dano aos mesmos, visto que o sangue realiza o transporte de moléculas no organismo e, desta forma, indica que outros órgãos, como o fígado e os rins, possam estar afetados e apresentar maiores concentrações, potencialmente tóxicas, desses elementos. Em síntese, muito embora o pequeno volume de amostras não permita quantificar danos à fauna terrestre, há indícios suficientemente robustos para interpretar as alterações em biomarcadores e concentração dos EPTs estudados como reflexo do desastre.

Entre os danos ao recorte regional, especificamente no Compartimento 1 conforme resultado das modelagens, detectaram-se perdas importantes na conectividade da fauna florestal. O dano à fauna oriundo do desastre não se restringe às proximidades da calha dos rios, mas acometem a dinâmica regional por meio da diminuição da capacidade de dispersão potencial dos organismos. Houve perda de conectividade funcional, o que significa que se tornou mais custoso à fauna para se movimentar na paisagem, implica em danos às funções desempenhadas pelos animais (controle de pragas, polinização, dispersão de sementes e predação) e culmina no menor provimento de diversos serviços ecossistêmicos. O desastre, ainda, diminuiu a distância dos corredores para as espécies transmissoras de doenças, representando riscos de aumentos populacionais de espécies vetores.

A metodologia utilizada para inferir os danos do desastre à qualidade dos habitats identificou danos severos à biodiversidade terrestre, concentrados na porção mais à montante do Compartimento 1. Todas as espécies da fauna que foram submetidas à modelagem revelaram a ocorrência de danos elevados após o desastre, independentemente do grupo funcional, dos atributos fisiológicos ou da história natural. Para as espécies de plantas contempladas nesta abordagem, que são de formações florestais maduras, as perdas foram ainda maiores, tanto em extensão, quanto em intensidade. As espécies vegetais, e as aqui selecionadas em particular, são importantes componentes da produtividade primária das florestas, atuando no sequestro e estoque de carbono e no controle do microclima, assim como na manutenção da qualidade da água e do solo, e na ciclagem de nutrientes. As florestas tropicais dependem de elevada biodiversidade para prover adequadamente tais serviços ecossistêmicos e, a partir dos resultados obtidos no diagnóstico, é razoável admitir que os danos a esses serviços foram profundos em decorrência do desastre.

Coletivamente, o conjunto de indicadores e análises investigados no diagnóstico da fauna terrestre indicam a ocorrência de diversos danos a este fundamental componente da biodiversidade. As assembleias que anteriormente ocupavam a atual APDL foram substituídas por conjuntos de espécies generalistas e colonizadoras, incluindo espécies exóticas que dificultam o re-estabelecimento da fauna nativa. Houve, assim, perdas direcionais das assembleias, com a exclusão de táxons florestais e proliferação de espécies oportunistas e de baixa sensibilidade. Além disso, para além das áreas, detectaram-se perdas na paisagem, por meio da queda na qualidade dos habitats na região, ao tempo em que a conectividade da paisagem diminuiu, afetando a capacidade de restauração da fauna terrestre e, presumivelmente, afetando o provimento de serviços ecossistêmicos relacionados aos animais silvestres.

2.5 DANOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E OUTRAS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

O diagnóstico buscou, neste momento, evidenciar a ocorrência de dano ambiental em Unidades de Conservação (UC's) e outras Áreas Naturais Protegidas, provocado pela onda de lama, que causou efeitos negativos nos ambientes afetados, como a morte de animais, a destruição da vegetação, alteração dos solos e da água, entre outros. A alteração dos elementos que compõem essas áreas legalmente protegidas como consequência do rompimento da barragem de Fundão ultrapassa os limites das normas de proteção estabelecidas pela legislação vigente, a exemplo da Lei nº 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente), Lei nº 9.605/1998 (Lei de Crimes Ambientais), Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC), Lei nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) e Lei nº 12.651/2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa ou novo Código Florestal).

Segundo Corrêa & Abreu (2014), falta na legislação ambiental brasileira a definição de dano ao meio ambiente, havendo apenas conceitos análogos, tais como poluição e degradação da qualidade ambiental. Neste sentido, o que se pretende evidenciar é que as áreas afetadas pela onda de lama sofreram alterações que extrapolam os parâmetros aceitáveis previstos na legislação, bem como provocou mudança ilegal e comportamento intolerável, o que contribui na materialização do ilícito ou dano nas áreas legalmente atribuídas de Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas.

O rompimento da Barragem de Fundão provocou danos nos ambientes terrestre e aquático, principalmente nas calhas e nas margens dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, incluindo o Oceano Atlântico, região da foz do Rio Doce. O desastre teve como ponto de início a borda sudoeste da bacia hidrográfica do Rio Doce, nas cabeceiras do rio Gualaxo do Norte, distante cerca de 50 km de Belo Horizonte, Minas Gerais.

Como exemplos dos danos às UC's e outras áreas naturais protegidas, pode-se citar, além da destruição da biota, alguns relacionados ao meio físico como a alteração da qualidade da água, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, aumento da concentração de sólidos na água, aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos, aumento de processos erosivos e potencial incremento do assoreamento dos rios afetados pela passagem e deposição da lama, perda de qualidade física do solo, alteração das propriedades químicas (ferro e manganês) do solo, diminuição de cargas negativas que influenciam diretamente na capacidade de suprimento de nutrientes para as plantas, entre outros.

Quanto aos outros danos ambientais diagnosticados para a biota, destacam-se os provocados nas áreas protegidas localizadas no Compartimento 1, associado ao trecho do alto rio Doce e seus tributários. A partir do rompimento da barragem de Fundão iniciou-se um processo de destruição ambiental em massa, sendo as UC's e outras áreas naturais protegidas afetadas pela força da lama, o que provocou a destruição das matas ciliares (áreas de preservação permanente – APPs), aumento da fragmentação florestal e efeito de borda, perda de recursos madeireiros e não madeireiros, redução do banco de plantulas e sementes afetando a capacidade de resiliência da floresta e a aniquilação da biota que se encontrava nesses ambientes afetados. O acúmulo e incremento da disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos às gerações atuais e futuras da vida silvestre nas áreas afetadas pela passagem e deposição da lama de rejeito provocaram ainda outros danos como, por exemplo,

contaminação de espécimes da fauna, bioacumulação de alguns destes elementos na diversidade biológica tendo indicativos à promoção de prejuízos aos sistemas fisiológicos dos organismos, especialmente na ictiofauna, herpetofauna e mastofauna.

No contexto das áreas protegidas previstas pela legislação vigente, a análise precisa do dano provocado pela onda de lama assume importância central no processo de evidenciar e mensurar o dano como subsídio técnico à aplicação das infrações e multas cabíveis. Embora a passagem e a deposição da lama de rejeito tenham provocado mudanças adversas tanto na dinâmica dos ecossistemas naturais (terrestre e aquático), como nas funções ecológicas e nos serviços ambientais, a identificação de alguns danos torna-se mais complexa e dependente de estudos específicos e de média e longa duração.

Sabe-se que no Brasil existem diversas áreas que estão legalmente atribuídas, constituídas por deliberações, decretos e atos de diversos órgãos e instâncias administrativas, a exemplo das Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reservas Legais (RLs), Terras Indígenas (TIs), Comunidade Remanescente de Quilombo, entre outros. Todas, portanto, se enquadram na denominação genérica “áreas protegidas”. Entretanto, as Unidades de Conservação foram consolidadas, mesmo que não intencionalmente, como tipo de área protegida de maior visibilidade e expressão, após a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000; MEDEIROS, 2006).

Cabe ressaltar, portanto, que o diagnóstico dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, referente a esta temática, é voltado especificamente para as Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas, segundo a definição da União Internacional para a Conservação da Natureza – UICN (BORRINI-FEYERABEND *et al.*, 2017):

“Um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, com objetivo específico e gerido por meios eficazes, sejam jurídicos ou de outra natureza, para alcançar a conservação da natureza no longo prazo, com serviços ecossistêmicos e valores culturais associados”.

Alinhado à definição da IUCN e à legislação vigente, principalmente a Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, considerou-se as seguintes tipologias de áreas naturais protegidas: Unidades de Conservação (proteção integral e uso sustentável) e suas respectivas Zonas de Amortecimento, quando aplicado, Reservas da Biosfera, Sítios Ramsar e as Áreas de Proteção Especial de mananciais ou de patrimônio espeleológico e paisagístico, declaradas com base no art. 13, inciso I e art. 14 da Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. As Terras Indígenas também foram consideradas como área natural protegida, pois o direito dos povos indígenas às suas terras de ocupação tradicional configura-se como um direito originário, reconhecido nos termos da Constituição Federal de 1988.

No caso das UC's e outras áreas naturais protegidas, a análise e o cruzamento das informações disponíveis (p.ex. legislação, bases cartográficas, estudos técnicos, literatura) permite avaliar de forma qualitativa e quantitativa o dano provocado pela onda de lama. Neste sentido, os objetivos do diagnóstico do tema Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas foram: i) identificar as áreas afetadas pela pluma de rejeitos, considerando os critérios estabelecidos na legislação vigente e; ii) quantificar a extensão do dano na área de unidades de conservação e outras áreas naturais legalmente protegidas afetadas pelo desastre..

2.5.1 METODOLOGIA

2.5.1.1 Unidades de Conservação

Unidade de Conservação (UC) é um tipo especial de área natural protegida. São definidas como espaços territoriais (incluindo seus recursos ambientais e as águas jurisdicionais) com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e de limites definidos, sob regime especial de administração, às quais se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000). Unidade de Conservação é a tipologia de áreas naturais protegidas de maior visibilidade e expressão, após a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (MEDEIROS, 2006).

As UCs dividem-se em dois grupos com particularidades distintas, proteção integral e uso sustentável e cada tipo possui uma relação de UCs com diferentes categorias de manejo, onde cada uma possui um objetivo principal, critérios para seu estabelecimento e gestão dos recursos naturais. As UCs têm a função de proteger porções importantes de diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas, auxiliando na preservação do patrimônio natural, em especial da diversidade biológica. Ademais, estimulam o ordenamento territorial e o uso sustentável dos recursos naturais existentes às populações tradicionais e propiciam às comunidades do entorno o desenvolvimento de atividades econômicas sustentáveis.

Entretanto, a simples criação dessas áreas não garante a proteção dos componentes biológicos dos ecossistemas naturais. Adicionalmente à sua criação, as Unidades de Conservação necessitam de um planejamento de ações para que possam cumprir, além da exigência legal, com a sua função de proteção e conservação da biodiversidade e do patrimônio, o que é realizado a partir da elaboração e execução do plano de manejo. O plano de manejo de uma UC é o “documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade” (BRASIL, 2000). Assim, as zonas de amortecimento também são áreas naturais protegidas e foram consideradas nas análises do presente documento.

2.5.1.2 Zona de Amortecimento

A zona de amortecimento (ZA) de uma unidade de conservação pode ser definida no ato de criação da unidade ou, posteriormente, quando da elaboração do plano de manejo. De toda forma, a legislação previu a necessidade do estabelecimento desta zona no art. 25 da Lei Federal nº 9.985/2000, exceto para as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), que foram dispensadas da obrigatoriedade de delimitação da ZA (BRASIL, 2000).

Nos termos da legislação vigente, as ZAs são imprescindíveis para o ordenamento do entorno da UC e tem como principal objetivo a minimização da ocorrência de impactos negativos sobre a unidade (SHAFER, 1999; MARTINO, 2001). Cabe destacar que a ZA não integra a área da Unidade de Conservação, mas complementa as ações de proteção previstas no zoneamento e restrições fixadas para o interior da UC, conforme o plano de manejo. São, portanto, importantes para à redução ou

minimização dos possíveis impactos causados às UCs advindas de atividades de origem antrópica na sua região do entorno.

As ZAs foram consideradas na presente análise do dano sobre as UCs afetadas pelo desastre, pois além da previsão legal, seus limites, quando delimitados, acompanham normas gerais e, por vezes, restrições específicas que regulam as atividades humanas das atividades que ocorrem fora da UC, incluindo o avanço da ocupação humana, desmatamento, poluição atmosférica, entre outros.

2.5.1.3 Terra Indígena

As Terras Indígenas também foram consideradas como áreas naturais protegidas, pois o direito dos povos indígenas às suas terras de ocupação tradicional configura-se como um direito originário, reconhecido nos termos da Constituição Federal de 1988, assim como enquandram-se no conceito apresentado pela IUCN (BORRINI-FEYERABEND *et al.*, 2017).

Foram incluídas as terras indígenas classificadas na modalidade “Terras Indígenas Tradicionalmente Ocupadas”, conforme Lei nº 6.001/1973 (Estatuto do Índio), e regularizada em conformidade com o processo de demarcação, disciplinado pelo Decreto nº 1.775/1996.

2.5.1.4 Áreas de Proteção Especial

As Áreas de Proteção Especial (APE) (BRASIL, 1979) impõem um regime jurídico específico, devendo-se ser exigido o estrito cumprimento das disposições dos instrumentos que criaram cada APE, para assegurar a efetividade do art. 225, §1º, da Constituição Federal. Os respectivos atos normativos que criaram cada APE estabelecem em geral, objetivos de proteção e conservação do patrimônio, porém não indicam, por exemplo, desapropriação de terras nem determinam qualquer regime restritivo e específico de proteção. Contudo, como desempenham função similar a uma UC, principalmente considerando a proteção e conservação de mananciais de abastecimento público, do patrimônio cultural, histórico, paisagístico e arqueológico, como previsto na Lei de Parcelamento do Solo Urbano, Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979 (BRASIL, 1979), essas áreas também são tratadas como áreas naturais protegidas, embora não seja uma categoria de manejo prevista na Lei do SNUC.

A própria Lei nº 9.985/00, em seu art. 55, prevê que as “áreas protegidas criadas com base nas legislações anteriores e que não pertençam às categorias previstas nesta Lei serão reavaliadas”. No mesmo sentido, em seu regulamento, o Decreto Federal nº 4.340/00, em seu art. 40 estabelece que a reavaliação dessas áreas “*será feita mediante ato normativo do mesmo nível hierárquico que a criou*”, ressalvada a necessidade de lei, caso haja flexibilização de regime protetivo, conforme Miranda (2006).

De forma complementar, a Lei Estadual nº 20.922/2013, do Estado de Minas Gerais, reconheceu as APEs como equivalentes às Unidades de Conservação, determinando sua reavaliação para enquadramento nas categorias previstas no SNUC (art. 43, § 6º). Este processo em Minas Gerais, entretanto, encontra-se em andamento, conforme comunicado do Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG). Por meio de uma consulta ao sistema de busca de legislação da Assembleia Legislativa de Minas Gerais (ALMG) evidencia-se que os decretos de criação das APEs na bacia do Rio Doce permanecem vigentes, sem registro de ato redefinindo estas áreas em categoria prevista na Lei do SNUC. Assim, para efeito do presente diagnóstico, as APEs foram consideradas como áreas naturais protegidas.

2.5.1.5 Áreas de Reconhecimento Internacional: Reserva da Biosfera e Sítio Ramsar

Para efeito da presente análise foram considerados dois tipos de áreas de reconhecimento internacional, previstas na legislação vigente: Reservas da Biosfera (RBs) e Sítios Ramsar. Estas áreas são consideradas como modelos integradores que favorecem a conectividade da paisagem e a gestão participativa do território como base para a sustentabilidade (DELELIS *et al.*, 2010). A Lei Federal nº 9.985/00 reconhece a RB como “um modelo, adotado internacionalmente, de gestão integrada, participativa e sustentável dos recursos naturais” (BRASIL, 2017). Para cumprir suas funções, as RBs estabelecem o zoneamento de seu território incluindo: Zona Núcleo, Zona de Transição e Zona de Amortecimento.

Essa proposição pressupõe o uso de três zonas ou anéis concêntricos, a saber: A) o anel interno representa a “Área-núcleo” (*Core Area*) e tem como objetivo principal a proteção da biodiversidade; B) o segundo anel, a Zona-tampão (*Buffer Zone*) é prioritário para o monitoramento e à educação ambiental e; C) o terceiro anel uma Zona de Transição (*Transitional Area*), que visa minimizar os impactos na Zona Núcleo e garantir a qualidade de vida das populações da área (RBMA, 2017). Essas zonas inter-relacionadas visam cumprir três funções complementares e se reforçam mutuamente, como se observa na Figura 304.

Figura 304 – Como funciona uma Reserva da Biosfera: um modelo para zoneamento do uso do solo.



Fonte: Adaptado de UNESCO / MAB (1971).

Já os Sítios Ramsar foram criados com o objetivo de promover a conservação de áreas úmidas e a utilização de seus recursos naturais de forma sustentável, garantindo investimentos em pesquisa e preservação com financiamento internacional. Desde a adesão à Convenção sobre as Zonas Úmidas de Importância Internacional, ou Convenção de Ramsar, tratado realizado na cidade Ramsar, no Irã, em 1971, o Brasil detém 25 Sítios na Lista de Ramsar, sendo 23 unidades de conservação e 02 (dois) Sítios Ramsar Regionais. Entre os sítios reconhecidos figura o Parque Estadual do Rio Doce (IEF, 2017).

2.5.1.6 Critérios para a avaliação do dano

Quanto à metodologia aplicada para avaliação do dano às Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas esta foi dividida em duas etapas: 1) delimitação da área de abrangência do dano e 2) mensuração do dano por contato com a Área de Passagem e Deposição da Lama de rejeito (APDL). Para avaliação do dano provocado nas UC's e outras áreas naturais protegidas afetadas pelo desastre no ambiente terrestre, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, utilizou-se como um critério a legislação ambiental vigente de modo a considerar o rigor da lei mais restritiva (BRASIL, 1990).

Para a delimitação da área de abrangência do dano foi realizada uma análise em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), considerando o caminho percorrido pela onda de lama de rejeito entre os trechos da barragem de Fundão, dos rios Gualaxo do Norte, Carmo e rio Doce até a sua desembocadura no Oceano Atlântico. A análise foi realizada a partir do uso do *software* de geoprocessamento QGIS 3.2 e dos seguintes dados geoespaciais oficiais:

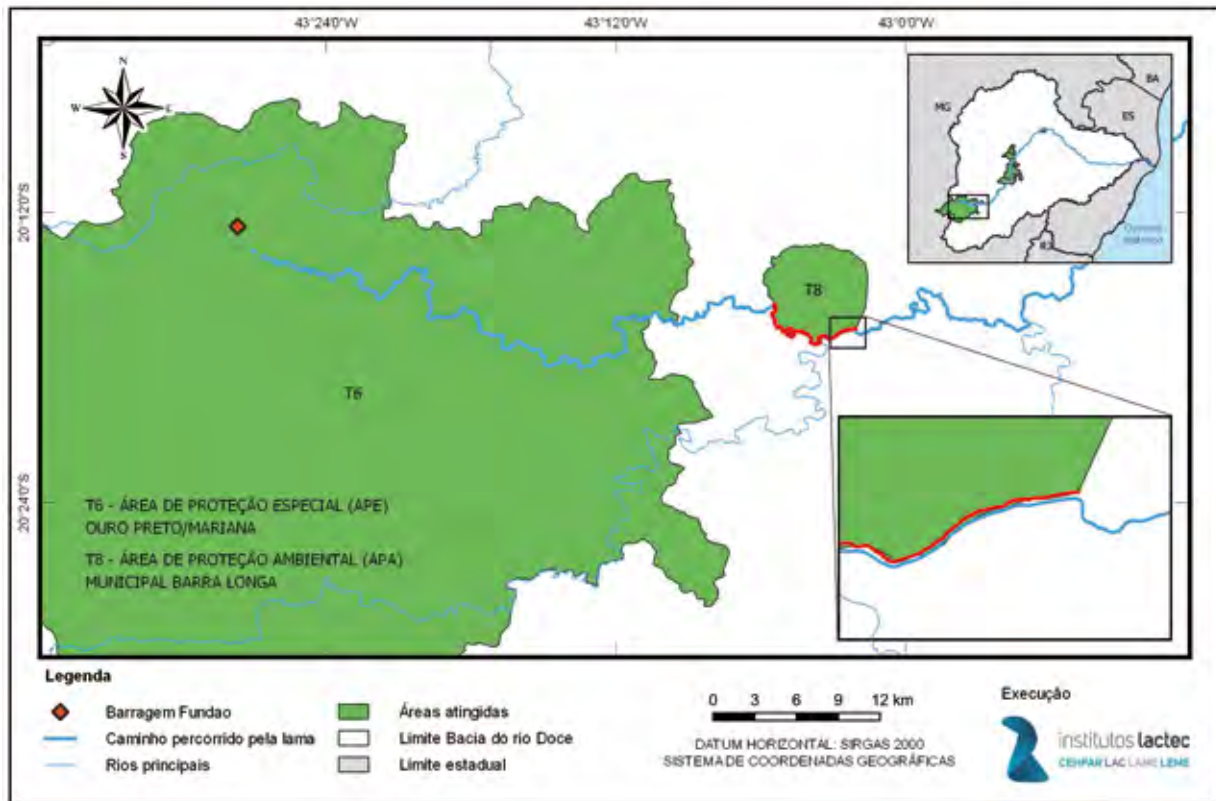
- *shapefile* da classe corpos d'água, retirada do mapeamento de uso e ocupação do solo pré-desastre, na escala 1:20.000, elaborado pelo Lactec;
- *shapefile* das Unidades de Conservação disponibilizados através das bases de dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), da Infraestrutura Estadual de Dados Espaciais de Minas Gerais (IEDE/MG), do Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF/MG), do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA);
- *shapefile* da classe área de passagem e deposição da lama (APDL) retirada do mapeamento de uso e ocupação do solo pós-desastre, na escala 1:20.000, elaborado pelo Lactec;
- *shapefile* da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce 1:50.000/1:100.000, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas – ANA;
- *shapefile* do limite da bacia hidrográfica do rio Doce;
- Limites estaduais disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Após a delimitação da área de abrangência foi avaliada a extensão linear (em medida de distância) ou sobreposição (área afetada em hectare) dos limites de cada UC com a APDL, em um ambiente SIG. Esta avaliação resultou na identificação das áreas contíguas ao leito do rio que tiveram contato com a lama de rejeito. A materialização do dano aqui avaliada, portanto, recai sobre a destruição ou alterações negativas sobre a biota e o meio físico provocadas pela onda de lama, no interior das unidades territoriais instituídas pelo Poder Público para proteção do patrimônio natural.

Para o cálculo das extensões lineares dos danos nas UC's e outras áreas naturais protegidas afetadas pelo desastre, a primeira etapa consistiu em identificar Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas inseridas na área de abrangência e com perímetros contíguos ao traçado dos corpos d'água (córregos Fundão e Santarém e rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce) para que as extensões atingidas fossem separadas e analisadas.

Na etapa seguinte, a classe corpos d'água foi destacada do mapeamento do uso e ocupação do solo pré-desastre na escala 1:20.000, elaborado pelo Lactec e transformada de primitiva gráfica polígono para linha, utilizando a ferramenta do *software* QGIS 3.2 '*convert polygons to lines*'. Já com a feição de corpos d'água convertida em linha, a mesma foi segmentada e medida de acordo com a extensão afetada em cada área protegida que apresentou sobreposição com os limites da APDL. Esta medição feita com auxílio do *software* QGIS 3.2 utiliza parâmetros de geometria para calcular o tamanho exato de cada segmento de linha. Na Figura 305, apresenta-se um exemplo do procedimento realizado para realizar o cálculo da extensão linear. Observa-se o corpo d'água margeando a área protegida T8 (Área de Proteção Ambiental Municipal Barra Longa), onde a linha em vermelho representa a extensão linear do dano na referida área.

Figura 305 – Exemplo de identificação e delimitação do cálculo da extensão linear de uma Unidade de Conservação afetada pelo desastre.



Este mesmo procedimento foi adotado para todas as UC's e outras áreas naturais protegidas atingidas pelo desastre, exceto a T6 Afluente (Área de Proteção Especial Ouro Preto/Mariana), onde foi necessário utilizar como dado complementar a base de dados de corpos d'água da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce, na escala 1:50.000/1:100.000, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas – ANA.

Para o caso da Área de Proteção Especial Ouro Preto/Mariana (T6), a onda de lama afetou também trechos dos córregos Fundão e Santarém (Figura 306). Assim, a extensão linear do dano para esta área natural protegida foi obtida a partir do somatório da extensão do rio Doce e das margens dos córregos afetados. Foi utilizada a margem esquerda para a união com a Base Hidrográfica da ANA, abrangendo assim toda hidrografia compreendida na APDL.

Foi aplicada essa base como parâmetro para esta área natural protegida, pois a escala de trabalho 1:20.000 utilizada para a elaboração do mapeamento de uso e ocupação do solo pré-desastre do Lactec (classe corpos d'água) não contemplou os córregos supracitados. Para as demais áreas naturais protegidas afetadas pelo desastre foi possível utilizar como base o mapeamento de uso e ocupação do solo pré-desastre do Lactec, sem qualquer necessidade de ajuste.

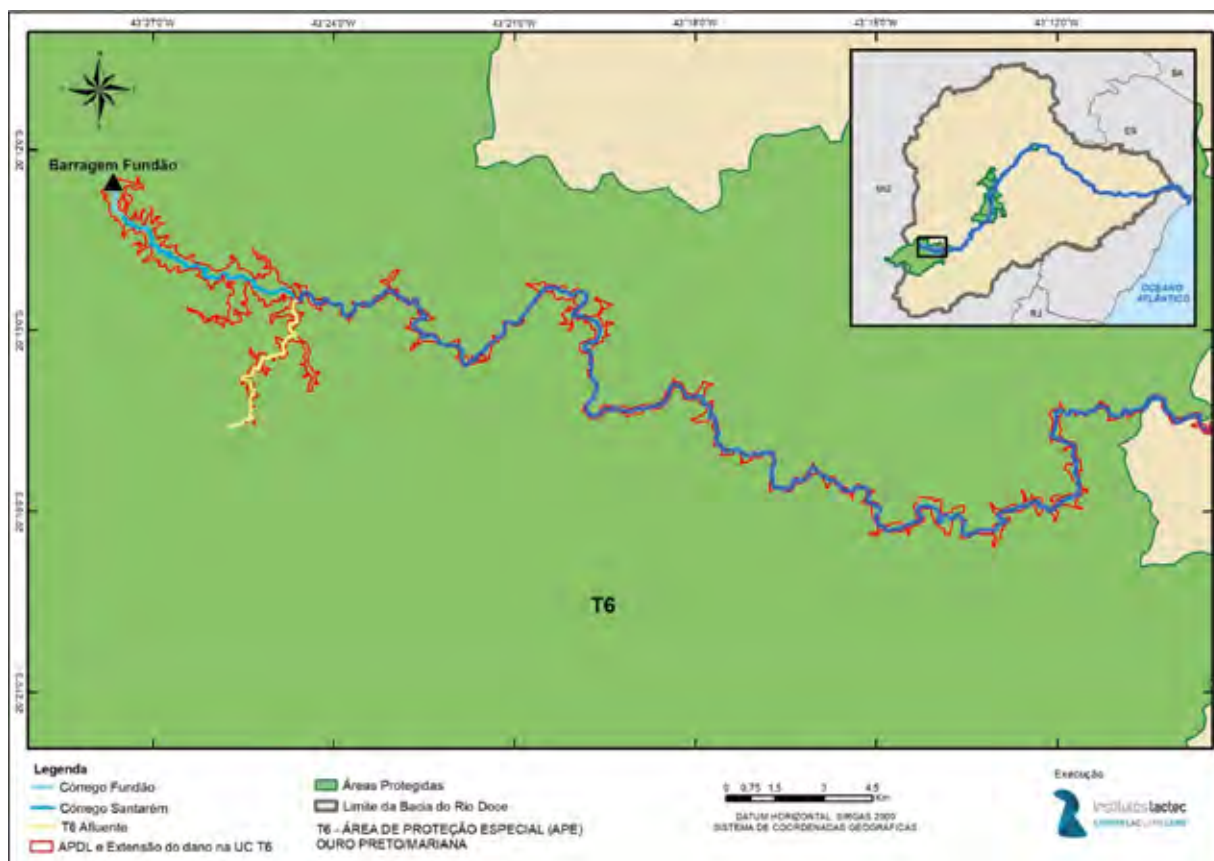
Em relação às áreas naturais protegidas sobrepostas, a maneira de realizar o cálculo da extensão linear do dano não foi alterada e o trecho atingido pelo desastre foi contabilizado para ambas as áreas de maneira independente.

Ressalta-se aqui que devido à diferença de escala entre o mapeamento de uso e ocupação do solo elaborado pelo Lactec (1:20.000) e o mapeamento das áreas protegidas utilizados como base de

dados secundários, existem trechos onde o corpo d'água não está topologicamente ajustado à área natural protegida e assim, nesses casos, a delimitação da extensão do dano foi realizada por interpolação no ambiente GIS. Por fim, o cálculo da área (em hectares) afetada de cada área natural protegida foi determinado por meio da sobreposição da APDL com os limites legalmente estabelecidos para cada área avaliada.

Importante ressaltar que as informações sobre Unidades de Conservação, Terra Indígena e Área de Proteção Especial contidas em diferentes bases oficiais disponíveis como, por exemplo, o CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação e o WebGIS IDE-Sisema (Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, MG) não são correspondentes e, em alguns casos apresentam dados conflitantes, o que exige uma análise cuidadosa dos dados. Causa preocupação o fato de diversas UCs da área de abrangência do diagnóstico não estarem presentes na base de dados do CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação, assim como outras inconsistências verificadas no WebGIS IDE-Sisema (p.ex., valor da área da UC, referência ao diploma legal de criação da UC, entre outras). Assim, a consolidação do banco de dados utilizado na avaliação do dano sobre áreas protegidas considerou, de forma criteriosa, informações obtidas em diferentes bases de dados oficiais que, posteriormente foram confrontadas com os atos normativos associados a cada área protegida, a fim de garantir o máximo de precisão possível nas análises e resultados aqui apresentados (ver Apêndice S).

Figura 306 – Identificação e delimitação do comprimento da área T6 – APE Ouro Preto/Mariana utilizando como dado complementar a base de dados de corpos d'água da Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce na escala 1:50.000/1:100.000.



O dano sobre as unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas foi identificado como decorrente do rompimento da barragem de Fundão, a partir do contato ou sobreposição da onda de lama com estas áreas que, em razão disso, sofreram perda da qualidade ambiental pela destruição ou alteração dos elementos (biota e meio físico) contidos nas áreas legalmente protegidas afetadas pelo desastre. A classificação quanto à gravidade foi definida baseando-se na área afetada pela onda de lama, conforme Tabela 149.

Tabela 149 – Dano decorrente do desastre do rompimento da barragem de Fundão da Samarco identificado nas Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas com seu respectivo indicador, escala e gravidade.

GRAVIDADE	ESCALA DO INDICADOR
Pouco grave	Área afetada pela onda de lama de até 10 hectares.
Grave	Área afetada pela onda de lama de 11 a 50 hectares.
Gravíssimo	Área afetada pela onda de lama maior que 50 hectares.

As principais referências utilizadas para definir a escala do indicador foram: Decreto nº 6.660/2008, que regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica), a Lei nº 12.727/2012 que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e a Resolução conjunta SEMAD/IEF nº 1.905/ 2013, que dispõe sobre os processos de autorização para intervenção ambiental no âmbito do Estado de Minas Gerais. O objetivo não foi discutir se a falta de autorização é ou não entendida como dano, mas sim, definir uma escala para subdividir a área afetada que encontre paralelo na legislação, e que indique padrões de alteração correspondentes a níveis de degradação moderados (pouco grave) e intoleráveis (grave e gravíssimo).

A abrangência foi determinada a partir da localização das UC's e outras áreas naturais protegidas afetadas em relação aos compartimentos definidos: Compartimento 1, 2 e 3. Já a tendência, considera a condição de evolução do dano a partir de 2019, podendo ser classificado como: dano cessado, tende a reduzir, estabilizado ou tende a evoluir. Para a avaliação da evolução da tendência considerou-se, em geral, que a dinâmica da lama de rejeito a partir da movimentação do sedimento para as áreas localizadas no Compartimento 1 provoca evolução (tende a evoluir). Já as áreas localizadas nos compartimentos 2 e 3 apresentam tendência estável (estabilizado), exceto as zonas afetadas das Reservas da Biosfera que se manteve a avaliação mais restritiva, pois abrange os três compartimentos avaliados.

Por fim, a reversibilidade avalia a possibilidade de reverter o dano, levando-se em conta a aplicação de medidas para sua reparação, podendo ser classificada em reversível, parcialmente reversível ou irreversível. Para esta avaliação, considerando as medidas de reparação até o momento adotadas, de caráter emergencial ou em trechos específicos, foram avaliadas como irreversível para as áreas localizadas no Compartimento 1 e parcialmente reversível os compartimentos 2 e 3.

2.5.2 DANOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E OUTRAS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

A área de passagem e deposição da lama (APDL) no componente terrestre sobrepôs Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas, pertencentes a diferentes jurisdições, municípios,

grupos e categorias de manejo. Com o intuito de identificar estas áreas afetadas pelo desastre foi delimitada uma área de abrangência que corresponde a área formada pela APDL nos três compartimentos avaliados.

Para fins de organização do diagnóstico, a apresentação descritiva da avaliação do dano foi dividida em três subtópicos, a saber: 1) Unidade de Conservação (UC), Terra Indígena (TI) e Área de Proteção Especial (APE); 2) Zona de Amortecimento (ZA) de Unidades de Conservação e; 3) Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs): Reservas da Biosfera e Sítio Ramsar.

2.5.2.1 Unidade de Conservação, Terra Indígena e Área de Proteção Especial

A partir dos dados consolidados e validados, e após a aplicação da metodologia foram identificadas 13 áreas legalmente protegidas afetadas pelo desastre no ambiente terrestre, das quais 10 são Unidades de Conservação – 8 de uso sustentável e 02 de proteção integral, 02 são Áreas de Proteção Especial e uma Terra Indígena (Tabela 150).

Tabela 150 – Unidades de Conservação, Terra Indígena e Áreas de Proteção Especial afetadas pelo desastre da Samarco.

Código	Nome	Jurisdição	Categoria de Manejo	Tamanho (ha)	Compartimento
T6	Área de Proteção Especial Ouro Preto/Mariana	Estadual	Outras	247.200,00	1
T8	Área de Proteção Ambiental Municipal Barra Longa	Municipal	US	4.321,00	1
T11	Área de Proteção Ambiental Municipal Dionísio	Municipal	US	22.909,37	2
T12	Área de Proteção Ambiental Municipal Córrego Novo	Municipal	US	11.742,00	2
T13	Área de Proteção Ambiental Municipal Pingo-d'Água	Municipal	US	3.994,50	2
T14	Parque Estadual do Rio Doce	Estadual	PI	35.970,00	2
T16	Área de Proteção Ambiental Municipal Bom Jesus do Galho	Municipal	US	29.230,00	2
T17	Área de Proteção Ambiental Municipal Lagoa Silvana	Municipal	US	5.793,00	2
T24	Área de Proteção Ambiental Municipal Santana do Paraíso	Municipal	US	18.522,00	2
T25	Área de Proteção Ambiental Municipal Belo Oriente	Municipal	US	18.309,00	2
T28	Parque Natural Municipal de Governador Valadares	Municipal	PI	40,29	2
T30	Área de Proteção Especial Estadual Pico da Ibituruna	Estadual	Outras	6.000,00	2
T35	Terra Indígena Krenak	Federal	TI	4.039,82	2

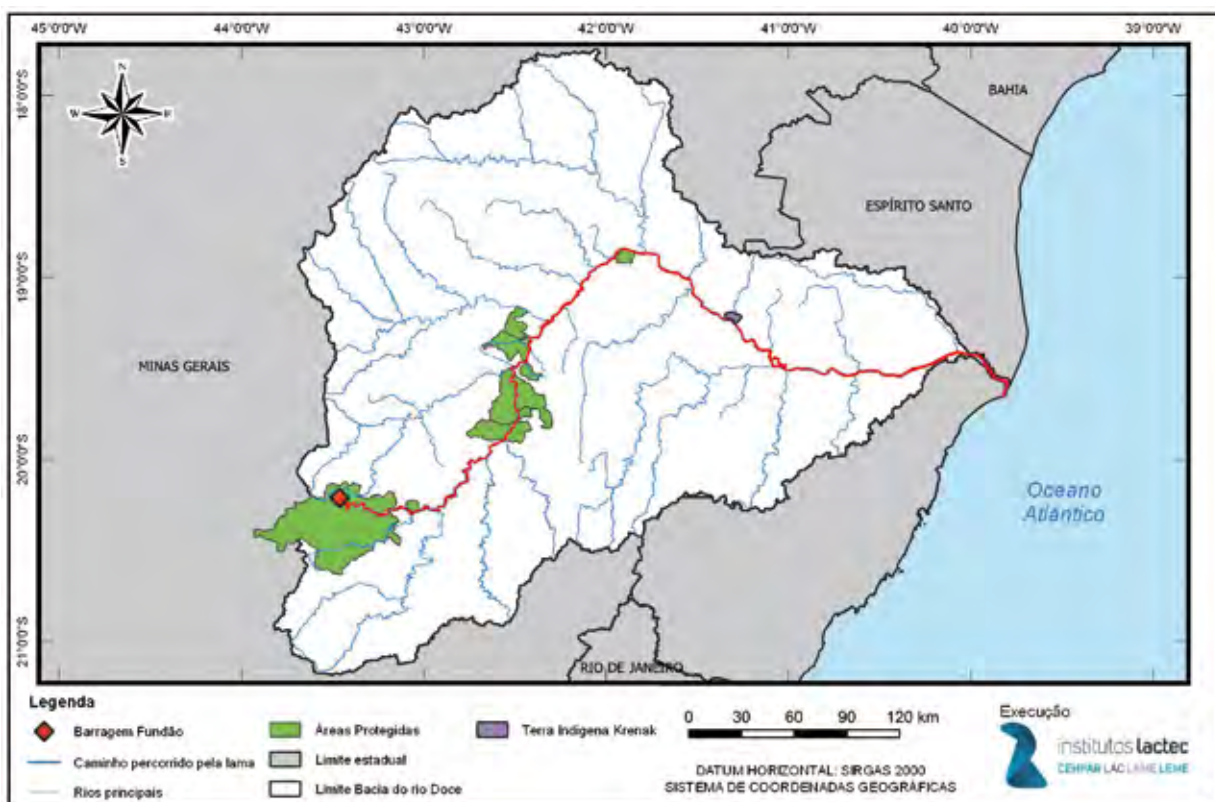
Legenda: Código - a letra que antecede o numeral corresponde ao ambiente e o número a sua ordem de localização no sentido montante-jusante p.ex. Terrestre 1 = T1). **Categoria de Manejo** - PI = Proteção Integral. US = Uso Sustentável. TI – Terra Indígena.

Do total de UCs, TI e APEs identificadas, 15,38% (n = 02) estão localizadas no Compartimento 1, 84,62% (n = 11) no Compartimento 2 e nenhuma no Compartimento 3. A distribuição geográfica das UCs, TI e APEs afetadas é apresentada na Figura 307.

A partir do entendimento de que as ações de reparação dos danos causados aos ecossistemas associados às UCs afetadas podem fazer uso do zoneamento, normas e diretrizes previstas nos seus respectivos planos de manejo, a informação sobre a existência ou não destes documentos assume caráter fundamental e estratégico, conforme previsão da Lei Federal nº 9.985/2000. Conforme argumentam Corrêa & Abreu (2014), em espaços territoriais onde atividades humanas são previstas, o confronto entre a modificação provocada pelo agente e o plano de manejo da UC é vital para o enquadramento formal do crime nos termos do artigo 40 da Lei nº 9.605/1998.

Do total de Unidades de Conservação afetadas pelo desastre indicam que 60% das UCs ou 06 unidades não possuem plano de manejo como ferramenta de planejamento e gestão. Já 04 UCs (30%) possuem plano de manejo: APA Municipal Córrego Novo, APA Municipal Pingo-d'Água, Parque Estadual do Rio Doce, Parque Natural Municipal de Governador Valadares. Foram excluídas desta análise as APEs (n = 2) e a Terra Indígena Krenak, pois não são consideradas UC's e, conforme previsão legal, os planos de manejo não se aplicam a estas áreas legalmente protegidas.

Figura 307 – Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas pela onda de lama do rompimento da barragem de Fundão.



Quanto a este ponto de análise, cabe destacar que não é recomendado o uso exclusivo das informações contidas nas resoluções SEMAD - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (MINAS GERAIS, 2019), que divulga periodicamente (trimestral) os dados cadastrais de UCs federais, estaduais, municipais e particulares, situadas no Estado de Minas Gerais, para fins de recebimento do ICMS Ecológico. A presente recomendação se justifica pela ausência de algumas UCs, principalmente aquelas criadas na jurisdição municipal que, por diferentes razões, não são consideradas e, portanto, inseridas no cadastro de UCs para repartição do ICMS Ecológico.

Entretanto, ainda que existam problemas associados aos requisitos para este cadastramento específico (ICMS Ecológico), as UCs não contempladas ainda assim compõem o Sistema Estadual de Unidades de Conservação, visto que as mesmas foram legalmente instituídas por meio de ato normativo próprio, e que se encontra vigente. Muitas destas UCs inclusive já contam com plano de manejo, embora em nenhuma base oficial seja possível acessar quaisquer informações sobre estas UCs (p. ex. Parque Natural Municipal de Governador Valadares), incluindo seus polígonos e limites oficiais. Esta lacuna também é facilmente percebida quando se faz uso da base do CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação.

A APA Municipal Barra Longa, APA Municipal Pingo-d'Água, APA Municipal Bom Jesus do Galho, APA Municipal Lagoa Silvana e o Parque Natural Municipal de Governador Valadares são exemplos de UCs que não compõem o cadastro estadual (Minas Gerais), como se verifica na Resolução SEMAD nº 2.787, de 29 de março de 2019. Por outro lado, algumas informações e polígonos, das UCs mencionadas anteriormente são disponibilizados no WebGIS IDE-Sisema que faz uso do banco de dados de UCs do IEF - Instituto Estadual de Florestas, mas ainda assim, não apresenta todas as UCs da jurisdição estadual.

Estas lacunas justificam o esforço para a consolidação das informações que sustentaram a avaliação do dano provocado pelo desastre da barragem de Fundão e evidenciam os desafios para se propor, por exemplo, medidas reparadoras, tendo como base as informações oficiais já disponíveis, assim como já vem sendo discutido no âmbito da Câmara Técnica de Conservação e Biodiversidade (CTBio), no que diz respeito a consolidação das UCs afetadas pela onda de lama.

Todas estas unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas sofreram alterações que resultaram em degradação da qualidade ambiental e para avaliação da extensão linear e área (hectare) afetada a partir do contato ou sobreposição com a APDL foram realizadas análises específicas. O resultado desta análise é apresentado na Tabela 151.

Tabela 151 – Relação das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas pelo desastre, extensão linear (km) e área (ha) alterada pela onda de lama.

CÓDIGO	NOME	EXTENSÃO LINEAR (km)	ÁREA AFETADA (hectares)
T6	Área de Proteção Especial Ouro Preto / Mariana	121,66	1.322,34
T8	Área de Proteção Ambiental Municipal Barra Longa	11,15	52,18
T11	Área de Proteção Ambiental Municipal Dionísio	21,17	100,97
T12	Área de Proteção Ambiental Municipal Córrego Novo	16,46	264,43
T13	Área de Proteção Ambiental Municipal Pingo d'Água	6,21	29,44

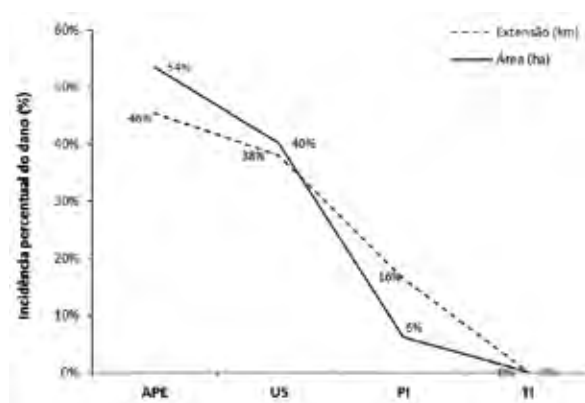
CÓDIGO	NOME	EXTENSÃO LINEAR (km)	ÁREA AFETADA (hectares)
T14	Parque Estadual do Rio Doce	44,46	153,22
T16	Área de Proteção Ambiental Municipal Bom Jesus do Galho	32,32	265,31
T17	Área de Proteção Ambiental Municipal Lagoa Silvana	2,45	0,12
T24	Área de Proteção Ambiental Municipal Santana do Paraíso	15,64	285,62
T25	Área de Proteção Ambiental Municipal Belo Oriente	0,81	3,60
T28	Parque Natural Municipal de Governador Valadares	1,44	0,12
T30	Área de Proteção Especial Estadual Pico do Ibituruna	5,37	12,17
T35	Terra Indígena Krenak	7,39	0,01
TOTAL		286,53	2.489,53

Legenda: Referente à coluna de códigos, o mesmo foi estabelecido na revisão do Relatório de Linha de Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018). A letra que antecede o número trata-se sobre o ambiente de sua localização, enquanto o número é relativo à sua ordem naquele relatório como, por exemplo, T6 = terrestre 6.

Considerando as UCs e outras áreas naturais protegidas afetadas pela onda de lama e também localizadas na Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL) tem-se um total de 286,53 km lineares e 2.489,53 ha afetados pelo desastre.

Há uma relação linear e positiva entre a extensão linear do dano e área afetada (Figura 308), o que significa que quanto maior a extensão que teve contato com a APDL, maior a sobreposição e área alterada pela onda de lama. As APEs foram as mais afetadas tanto em extensão como em área, seguido das UCs de uso sustentável (US), UCs de proteção integral (PI) e Terra Indígena (TI).

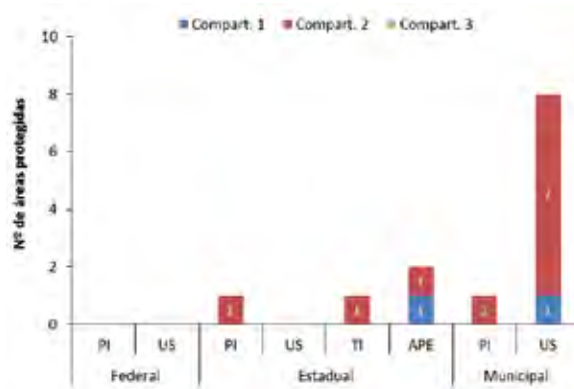
Figura 308 – Distribuição percentual do dano por contato (extensão) ou sobreposição (área) entre os limites das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com a APDL.



Legenda: PI – Unidade de Conservação de proteção integral; US – Unidade de Conservação de uso sustentável; TI – Terra Indígena; APE - Áreas de Proteção Especial.

O desastre afetou uma Terra Indígena (TI Krenak), uma UC estadual de proteção integral (Parque Estadual do Rio Doce) e duas Áreas de Proteção Especial (APE Ouro Preto/Mariana e APE Pico do Ibituruna) (Figura 309). Já na jurisdição municipal o dano foi evidente em uma UC de proteção integral (Parque Natural Municipal de Governador Valadares) e em oito UCs de uso sustentável, sendo todas Áreas de Proteção Ambiental - APA, a saber: APA Municipal Barra Longa, APA Municipal Dionísio, APA Municipal Córrego Novo, APA Municipal Pingo-d'Água, APA Municipal Bom Jesus do Galho, APA Municipal Lagoa Silvana, APA Municipal Santana do Paraíso e APA Municipal Belo Oriente.

Figura 309 – Distribuição das Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas afetadas pela onda de lama por compartimento, separadas por jurisdição (federal, estadual e municipal) e categoria de manejo.



Legenda: PI – Unidade de Conservação de proteção integral; US – Unidade de Conservação de uso sustentável; TI – Terra Indígena; APE – Áreas de Proteção Especial (APEs).

A área natural protegida do ambiente terrestre mais afetada pelo desastre foi a Área de Proteção Especial (APE) Ouro Preto / Mariana (Figura 310), com um total aproximado de 121,66 km de extensão linear de dano e área afetada calculada em 1.322,34 ha. Esta área protegida foi criada para fins de preservação, conservação e valorização do patrimônio cultural, histórico e paisagístico dos municípios Ouro Preto e Mariana.

As áreas naturais protegidas desta categoria, APE, geralmente são criadas para proteção de mananciais de abastecimento. Baseado em Camargos & Lanna (1996), normalmente estas áreas são delimitadas em sub-bacias à montante de pontos de captação de água. Devido à localização da barragem de Fundão coincidente com esta área de proteção, os danos ao meio biótico oriundos do desastre foram muito severos, onde foi constatada a mortandade de inúmeras espécies de animais e também de supressão de vegetação nativa, conforme discutido por outras áreas temáticas do diagnóstico.

As duas únicas unidades de conservação de proteção integral afetadas pelo desastre foram o Parque Natural Municipal (PMN) de Governador Valadares e o Parque Estadual (PE) do Rio Doce (Figura 311), sendo esta última a maior UC do estado de Minas Gerais e a primeira a ser criada pelo poder público em território mineiro.

Figura 310 – Trecho do Compartimento 1 com destaque para duas unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela onda de lama.

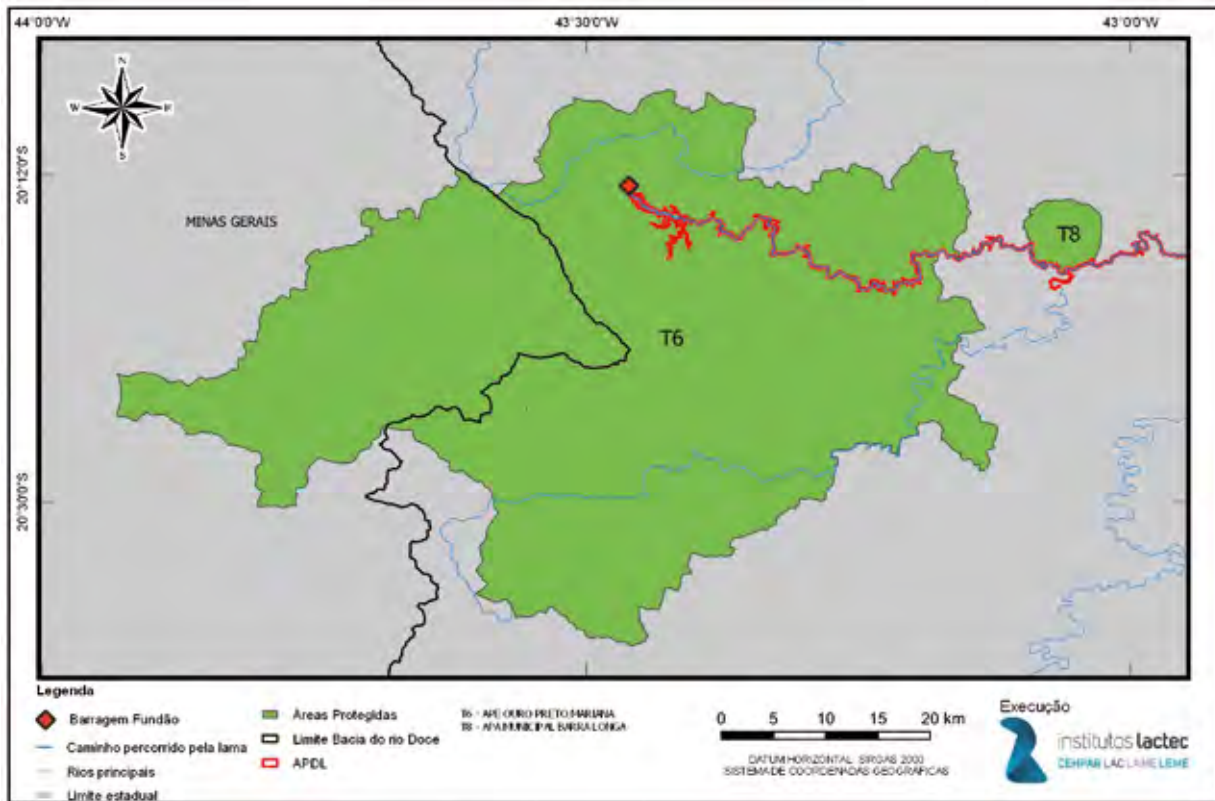
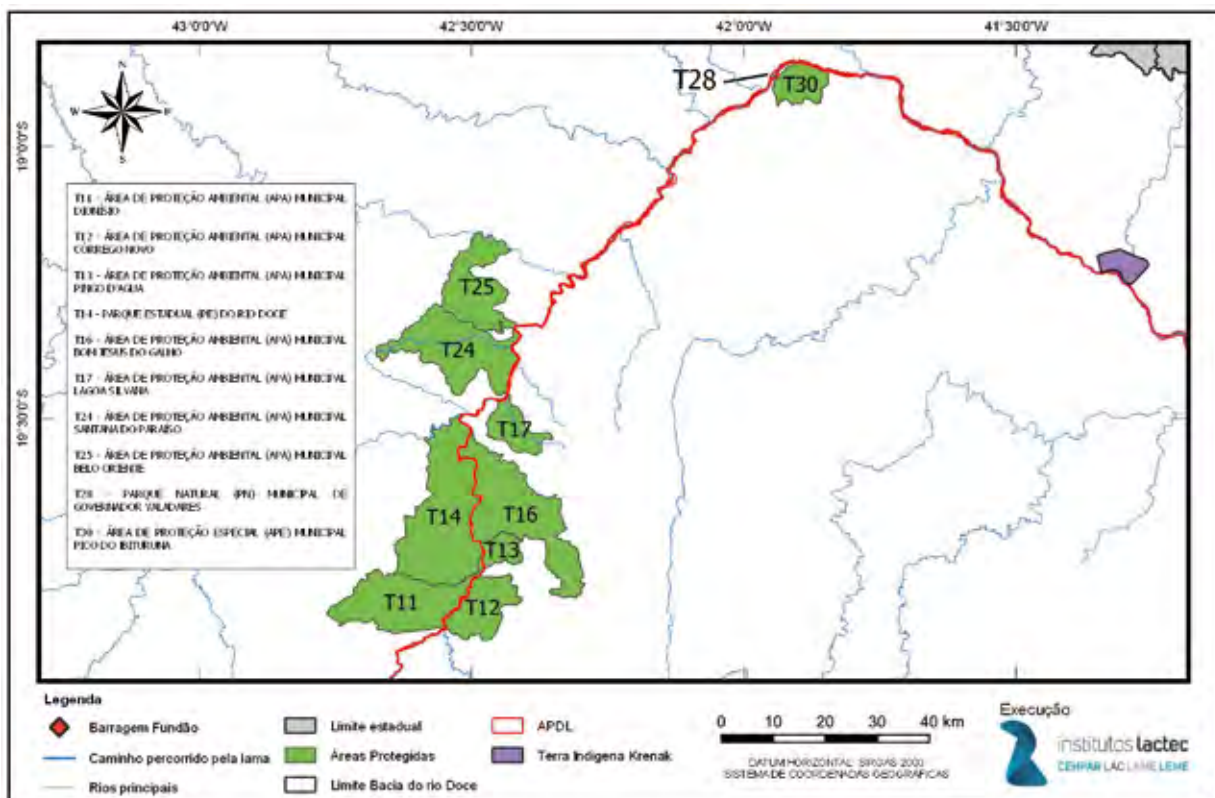


Figura 311 – Trecho do Compartimento 2 com destaque para as unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pela onda de lama.



O Parque Estadual do Rio Doce também é reconhecido como sítio RAMSAR, em razão de sua importância biológica para a conservação das áreas úmidas (outra tipologia de áreas protegidas), sendo responsável por abrigar e proteger inúmeras espécies da fauna e flora ameaçadas de extinção, raras, endêmicas da Mata Atlântica mineira, além de espécies migratórias. A passagem e deposição da lama de rejeito ao longo do curso do rio Doce, na porção correspondente à UC, provocou dano em 44,47 km de extensão linear, em área equivalente a 153,22 ha da UC. Foram encontradas diversas espécies de animais mortos na época do desastre, inclusive uma anta (*Tapirus terrestris*), maior mamífero terrestre brasileiro e ameaçado de extinção em nível nacional na categoria Vulnerável (Figura 312).

Figura 312 – Anta (*Tapirus terrestris*) encontrada morta no rejeito oriundo do desastre da Samarco.



Fonte: Arquivo Parque Estadual do rio Doce

Ademais, a partir do relato do gerente do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Sr. Vinícius de Assis Moreira, foi levantada a possibilidade dos solos das margens de dois corpos d'água que confluem no rio Doce (Ribeirão Belém e Ribeirão do Turvo), que estão presentes nas dependências da UC, poderiam ter sido afetados pela deposição de rejeitos de minério de ferro provenientes do rompimento da barragem de Fundão. Para a verificação de tal possibilidade, foram realizadas vistorias de campo pela equipe de Solos do Lactec, realizando-se verificação in-loco e amostragem de solo e sedimento de corrente nos referidos locais, com um ponto adicional à jusante do Ribeirão do Turvo, na RPPN Fazenda Macedônia (área adjacente ao PERD).

As amostras de solo e sedimento foram coletadas e avaliadas quanto à parâmetros morfológicos (determinação da cor a partir do padrão internacional de cores de Munsell), mineralógicos (análise de difratometria de raios X em amostras em pó), químicos (determinação dos teores pseudo totais de elementos potencialmente tóxicos e determinação dos parâmetros de rotina de fertilidade de solo) e físicos (distribuição granulométrica e determinação da densidade de partículas). As caracterizações supracitadas foram confrontadas com características conhecidas do rejeito remanescente na barragem de Fundão e dos solos comprovadamente afetados com o rejeito no Compartimento 1 (entre Fundão e a UHE Risoleta Neves). Paralelamente, foi avaliada a possibilidade de os pontos amostrados se enquadrarem na área de passagem e deposição da lama (APDL) à jusante da UHE Risoleta Neves, determinada no Compartimento 2 pelo Lactec.

As amostras de solo e sedimento coletadas nos pontos de vistoria do PERD e da RPPN Fazenda Macedônia indicaram ter havido, pelo menos, contato das áreas com rejeito de mineração de ferro, de acordo com as características físico-químicas avaliadas nas amostras em comparação à composição típica dos rejeitos barrado e depositado entre Fundão e Risoleta Neves. Especialmente para a amostra do ribeirão Belém, as evidências apontam para essa afirmação. No entanto, devido à variabilidade das

demais amostras e ao tempo ocorrido entre o desastre e a vistoria das áreas, não é possível afirmar ou descartar a deposição do rejeito nos demais pontos, indicar o grau de misturas entre este e o substrato natural ou ainda verificar a influência da própria contribuição de aportes históricos de rejeito da bacia. Nesse sentido, para o melhor entendimento sobre a possível deposição de rejeito no PERD, recomenda-se o monitoramento das áreas, considerando a fragilidade desse ecossistema e a importância dessa Unidade de Conservação para a bacia do rio Doce.

2.5.2.2 Zona de Amortecimento (ZA) das Unidades de Conservação

Para a análise do dano sobre zona de amortecimento foram excluídas as APAs, RPPNs, TI e APES, visto que esta zona não se aplica para estas categorias de áreas legalmente protegidas. Assim, como pode ser visualizado na Figura 313, de um total de 13 UCs e outras naturais protegidas afetadas pelo desastre apenas para 05 (cinco) aplica-se o conceito de zona de amortecimento apresentado pela Lei nº 9.985/2000.

Os resultados indicam que 04 (quatro) UCs possuem zona de amortecimento, enquanto esta é ausente em 01 (uma) UC: Parque Estadual Sete Salões. Esta situação é devida a carência de plano de manejo. As ZAs do Parque Estadual do Rio Doce, do Parque Natural Municipal de Governador Valadares e da Floresta Nacional de Goytacazes foram definidas nos seus respectivos planos de manejo, exceto o Monumento Natural Estadual Pico da Ibituruna cuja ZA foi estabelecida no ato normativo que criou a UC.

Para a UC que não possui ZA definida, Parque Estadual Sete Salões, utilizou-se uma área a partir dos limites da UC um raio (*buffer*) de 3 km, conforme previsão da Resolução CONAMA nº 428/10 para fins de licenciamento ambiental. Foi aplicado, conforme previsão legal para subsidiar a avaliação do dano para o Parque Estadual Sete Salões (estadual). Esta faixa mínima a partir dos limites da UC estabelece que os empreendimentos potencialmente poluidores inseridos nesta faixa deverão se sujeitar aos procedimentos previstos para o licenciamento ambiental, visando minimizar possíveis impactos negativos sobre as UC.

Neste sentido, a sobreposição da ZA com a área ocupada pela lama de rejeitos (APDL) indica degradação da qualidade ambiental nas áreas afetadas, além dos limites toleráveis, o que caracteriza o dano e, conseqüentemente, a necessidade de adoção de medida de reparação.

Figura 313 – Zonas de amortecimento de Unidades de Conservação afetadas pela onda de lama decorrente do rompimento da barragem de Fundão.



O cálculo das extensões lineares e das áreas afetadas pelo desastre seguiu o mesmo procedimento adotado para as UCs e outras áreas naturais protegidas, com a sobreposição das Zonas de Amortecimento (ZAs) das Unidades de Conservação (UCs) com a APDL. Estes resultados podem ser observados na Tabela 152.

Tabela 152 – Relação das Unidades de Conservação que tiveram suas Zonas de Amortecimento afetadas pelo desastre, extensão linear (km) e área (ha) alterada pelo dano provocado pela onda de lama.

CÓDIGO	NOME	Extensão (km)	ÁREA AFETADA (ha)
T14	Parque Estadual do Rio Doce	138,97	1.209,61
T28	Parque Natural Municipal de Governador Valadares	16,09	302,55
T29	Monumento Natural Estadual Pico da Ibituruna	10,68	361,77
T32	Parque Estadual Sete Salões	7,10	836,74
T34	Floresta Nacional de Goytacazes	18,49	714,59
TOTAL		191,33	3.425,26

Legenda: Referente à coluna de códigos, o mesmo foi estabelecido na revisão do Relatório de Linha de Base. A letra que antecede o número trata-se sobre o ambiente de sua localização, enquanto o número é relativo à sua ordem naquele relatório como, por exemplo, T6 = terrestre 6.

A extensão do dano que afetou as cinco zonas de amortecimento totaliza 191,33 km lineares, e a área afetada corresponde a 3.425,26 ha. Ao contrário do que se observou para as UCs, a relação entre a extensão linear do dano e área afetada das ZAs não é linear, em razão da grande extensão de algumas ZAs e, principalmente porque as ZAs do Parque Estadual do Rio, Parque Natural Municipal de Governador Valadares e Parque Estadual Sete Salões ocupam áreas em ambas as margens do Rio Doce

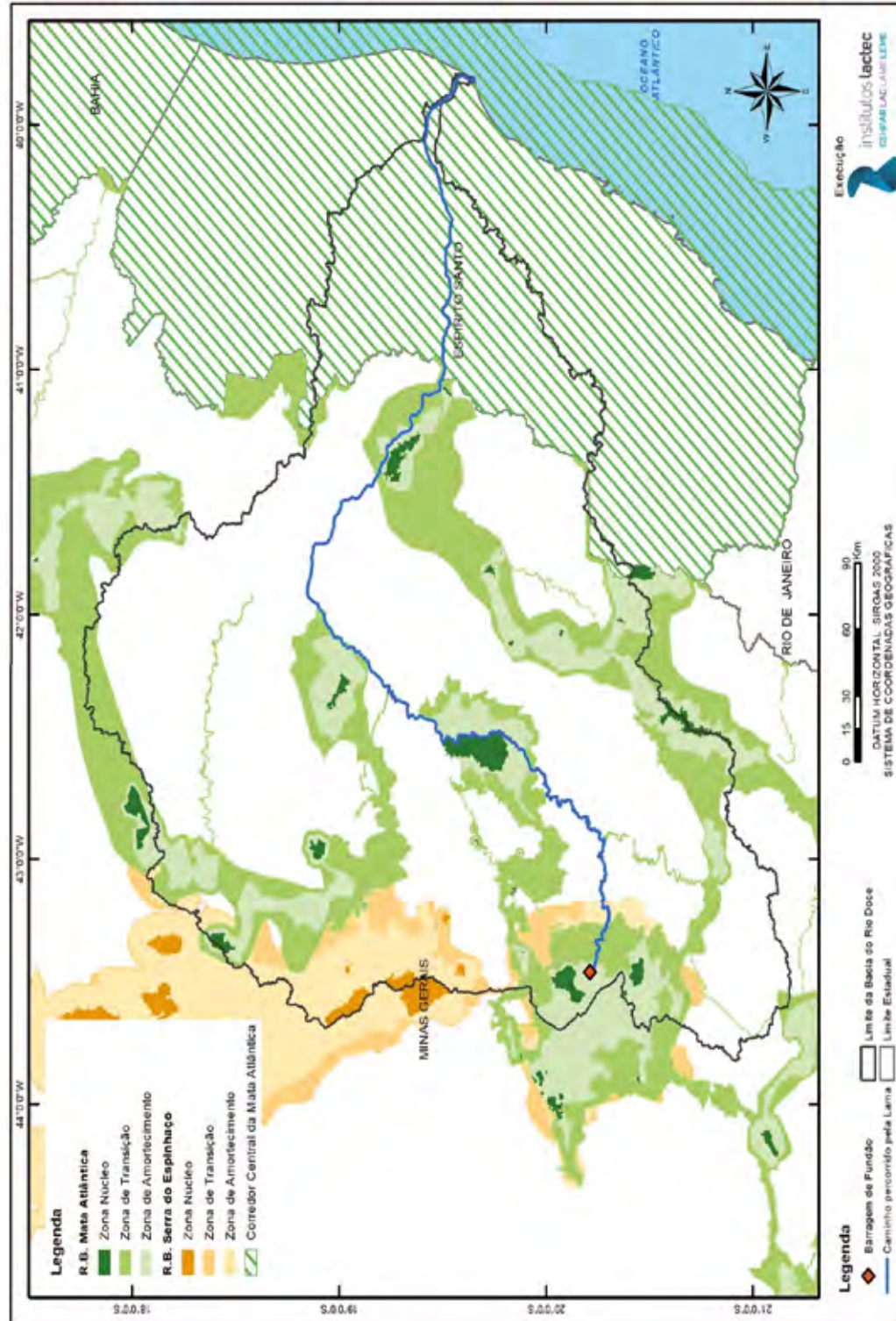
Por este motivo, a extensão linear do dano sobre as ZAs não corresponde à área afetada pela onda de lama, sendo esta última maior. Com base nesse resultado, a área afetada corresponde à métrica mais apropriada para ser utilizada para avaliar o dano e, posteriormente, para proposição de medidas de reparação do dano.

2.5.2.3 Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs)

Na área de abrangência do dano foram identificadas duas Reservas da Biosfera (RBs). A RB da Serra do Espinhaço (RBSE) e a RB da Mata Atlântica (RBMA). A partir da sobreposição das informações georreferenciadas em ambiente de SIG, das zonas definidas para as RBs afetadas, observa-se que houve dano sobre ambas as Reservas da Biosfera.

Observa-se sobreposição da área de abrangência com diferentes trechos de zonas de transição e amortecimento da RBSE. O mesmo foi observado para a área da RBMA, tendo sido afetadas algumas zonas núcleo (coincidente com a análise sobre as Unidades de Conservação de proteção integral), além de extensos trechos de zonas de transição e de amortecimento. As sobreposições e, portanto, a degradação da qualidade ambiental dessas áreas é evidenciada na Figura 314.

Figura 314 – Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs), Reservas da Biosfera, afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão.



Para a obtenção do quantitativo de áreas efetivamente afetada para cada Reserva da Biosfera (RB), tanto em extensão linear como em área sobreposta com os limites da APDL, foram adotados os mesmos procedimentos já descritos para UCs, APEs e ZAs. A partir da sobreposição das informações georreferenciadas em ambiente de SIG, das Zonas de Transição e de Amortecimento de cada reserva, observa-se que houve dano decorrente das alterações provocadas pela onda de lama para os dois tipos de zonas e para ambas as RBs avaliadas (Tabela 153).

Tabela 153 – Relação das zonas pertencentes às Reservas da Biosfera afetadas pela onda de lama decorrente do rompimento da barragem de Fundão, extensão linear (km) e área (ha) alterada pelo rejeito.

NOME	Extensão (km)	Área Afetada (ha)
Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço		
Zona de Transição	1,75	9,95
Zona de Amortecimento	198,55	1.306,70
Reserva da Biosfera da Mata Atlântica		
Zona de Transição	771,94	10.497,90
Zona de Amortecimento	207,69	1.826,00
TOTAL	1.179,93	13.640,55

A extensão do dano provocado pela onda de lama de rejeito foi maior na RB da Mata Atlântica, em comparação ao quantitativo registrado para a RB da Serra do Espinhaço. As áreas afetadas das Zonas de Transição da RB da Mata Atlântica foram 1.000 vezes maiores que a mesma zona da RB da Serra do Espinhaço. Já as áreas correspondentes às Zonas de Amortecimento da RB da Mata Atlântica foram 40 vezes mais afetadas que as ZAs da RB da Serra do Espinhaço (ver Tabela 153). Em razão da dimensão das duas RBs, a representação da área correspondente à sobreposição entre os limites de cada zona afetada e a APDL, em mapa, não se mostrou adequada, por uma razão de escala cartográfica.

Considerando que as RBs têm como funções básicas a conservação das paisagens, dos ecossistemas e da variabilidade genética, o desenvolvimento econômico e humano, as alterações que provocaram degradação da qualidade ambiental decorrentes do rompimento da barragem de Fundão tanto na RB da Mata Atlântica como na RB da Serra do Espinhaço são ilegais e intoleráveis, a partir das características do evento e tendo como referência a legislação ambiental vigente. A adoção de medidas de reparação proporcionais à magnitude do dano provocado pelo desastre é necessária.

Por fim, o Parque Estadual do Rio Doce, maior remanescente de Mata Atlântica em Minas Gerais, representa uma fonte importante de diversidade biológica, além de ser reconhecido internacionalmente como Sítio Ramsar. A Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, promulgada pelo Decreto nº 1.905/1996, reconhece a importância dessas áreas devido às funções ecológicas fundamentais que exercem enquanto reguladoras dos regimes de água e enquanto habitas de uma flora e fauna características, especialmente de aves aquáticas. As zonas úmidas constituem um recurso de grande valor econômicos, cultural, científico e recreativo, cuja perda seria irreparável, conforme anexo do Decreto nº 1.905/1996.

Considerando que os atributos naturais do PE do Rio Doce exercem influência no regime de águas em extensas regiões da bacia do rio Doce, além de abrigar habitats de espécies endêmicas, aves migratórias, além de ambientes fundamentais para a reprodução e desenvolvimento de milhares de espécies da flora e da fauna, a degradação da qualidade ambiental a partir da onda de lama de rejeitos caracteriza degradação acima dos limites aceitáveis pela legislação vigente. A perda de vegetação nativa, a contaminação dos solos e das águas, assim como de indivíduos da flora e fauna, elementos-chave que justifica a proteção integral do parque e seu reconhecimento internacional, caracterizam o dano.

2.5.2.4 Síntese do dano

A partir das informações do diagnóstico foram avaliadas as unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão da Samarco. A área afetada (em hectares) pela onda de lama, obtida por meio da sobreposição dos limites legais da área natural protegida com a APDL, foi utilizada como indicador do dano. As áreas afetadas sofreram alterações que extrapolam os parâmetros aceitáveis previstos na legislação, o que caracteriza a mudança ilegal, intolerável e, assim, o dano nas áreas legalmente atribuídas de unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas.

De um total de 22 áreas afetadas, a avaliação do dano indica que 68% (n = 15) o dano foi classificado como gravíssimo, para 03 áreas como grave (14%) e para 04 destas o dano é pouco grave (18%), conforme a Tabela 154. A magnitude do dano assume maior gravidade quanto maior a área afetada.

O dano tende a evoluir na APE Ouro Preto/Mariana e APA Barra Longa, localizadas no Compartimento 1, assim como nos trechos correspondentes a Zona de Transição da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Zona de Amortecimento de ambas as reservas afetadas: RB da Mata Atlântica e RB da Serra do Espinhaço. Para as demais unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas afetadas a tendência foi classificada, conforme metodologia, como estabilizado. Quanto à reversibilidade apenas duas classificações constam como irreversível, enquanto as demais foram classificadas como parcialmente reversível.

Tabela 154 – Síntese de avaliação do dano decorrente do desastre da Samarco identificado nas Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas com abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade.

Dano em Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas	Indicador (área em hectare)	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Área de Proteção Especial Ouro Preto / Mariana	1.322,34	Compartimento 1	Gravíssimo	Tende a evoluir	Irreversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Barra Longa	52,18	Compartimento 1	Gravíssimo	Tende a evoluir	Irreversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Dionísio	100,97	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Córrego Novo	264,43	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível

Dano em Unidades de Conservação e outras áreas naturais protegidas	Indicador (área em hectare)	Abrangência	Gravidade	Tendência	Reversibilidade
Área de Proteção Ambiental Municipal Pingo d'Água	29,44	Compartimento 2	Grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Parque Estadual do Rio Doce	153,22	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Bom Jesus do Galho	265,31	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Lagoa Silvana	0,12	Compartimento 2	Pouco grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Santana do Paraíso	285,62	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Área de Proteção Ambiental Municipal Belo Oriente	3,60	Compartimento 2	Pouco grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Parque Natural Municipal de Governador Valadares	0,12	Compartimento 2	Pouco grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Área de Proteção Especial Estadual Pico do Ibituruna	12,17	Compartimento 2	Grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Terra Indígena Krenak	0,01	Compartimento 2	Pouco grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Rio Doce	1.209,61	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Zona de Amortecimento do Parque Natural Municipal de Governador Valadares	302,55	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Zona de Amortecimento do Monumento Natural Estadual Pico da Ibituruna	361,77	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Zona de Amortecimento do Parque Estadual Sete Salões	836,74	Compartimento 2	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Zona de Amortecimento da Floresta Nacional de Goytacazes	714,59	Compartimento 3	Gravíssimo	Estabilizado	Parcialmente reversível
Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço - Zona de Transição	9,95	Compartimento 1, 2 e 3	Pouco grave	Estabilizado	Parcialmente reversível
Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço - Zona de Amortecimento	1.306,70	Compartimento 1, 2 e 3	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Zona de Transição	10.497,90	Compartimento 1, 2 e 3	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível
Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Zona de Amortecimento	1.826,00	Compartimento 1, 2 e 3	Gravíssimo	Tende a evoluir	Parcialmente reversível

2.5.3 CONCLUSÕES

Tendo como base a determinação quantitativa do contato (extensão linear) ou sobreposição (área afetada) entre as unidades de conservação e outras áreas naturais protegidas com a APDL, contribuiu para a materialização do dano causado pelo rompimento da barragem de Fundão. O diagnóstico de diversos temas evidencia que houve degradação na qualidade ambiental no território dessas áreas legalmente protegidas, acima dos limites aceitáveis e tolerados pela legislação vigente.

Do total de áreas presentes na área de abrangência, 13 áreas foram afetadas pela onda de lama, sendo 08 unidades de conservação do grupo de uso sustentável, 02 do grupo de proteção integral, além de 02 Áreas de Proteção Especial e uma Terra Indígena (TI Krenak). A extensão linear total do dano foi de 286,53 km lineares ao longo das margens do rio Doce e afluentes até sua desembocadura no oceano Atlântico. A área afetada totaliza 2.489,53 ha.

A partir da sobreposição das informações georreferenciadas em ambiente de SIG também foi possível identificar sobreposição da APDL com cinco Zonas de Amortecimento (ZAs) de Unidades de Conservação do ambiente terrestre, totalizando 191,33 km lineares e 3.425,26 ha de área afetada pela onda de lama, com diminuição da qualidade ambiental dessas áreas. O mesmo foi observado para as Áreas de Reconhecimento Internacional (ARIs). As áreas afetadas pelo rejeito pertencentes às Zonas de Transição da RB da Mata Atlântica foram 1.000 vezes maiores que a mesma zona da RB da Serra do Espinhaço. Já as áreas correspondentes às Zonas de Amortecimento da RB da Mata Atlântica foram 40 vezes mais afetadas que as ZAs da RB da Serra do Espinhaço.

3 ATMOSFERA

Os danos à atmosfera estão majoritariamente associados à ressuspensão de material particulado advindo do rejeito depositado. Desta forma é aqui apresentado na forma de um único dano de alteração da qualidade do ar.

3.1 DANOS À QUALIDADE DO AR

O monitoramento da qualidade do ar tem por objetivo avaliar a curto, médio e longo prazo, alterações da concentração de poluentes na baixa atmosfera em uma determinada área de interesse, possibilitando a rápida detecção de alterações na mesma, que ao serem identificadas, poderão desencadear ações e procedimentos de correção ou mitigação.

A alteração na qualidade do ar pode causar sintomas respiratórios e cardiovasculares em toda a população, mas, principalmente, em pessoas sensíveis, como bebês, crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias, além de danos à flora, à fauna, ao patrimônio cultural e aos materiais.

Em função do desastre ocorrido e do fato de que a população dos municípios atingidos pela lama permaneceu e ainda permanece nas cidades durante as suas reconstruções, é razoável admitir que houve e há alteração da qualidade do ar em decorrência do desastre. As consequências são advindas, principalmente da remoção do rejeito, dos aterros locais, da sua utilização em pavimentação e da dispersão em forma de material particulado. Os processos de dispersão ocorrem sobretudo após sua secagem e liberação devida à movimentação de veículos, ação do vento, processos de limpeza residencial e urbana, entre outras. O material particulado disperso no ar pode desencadear ou agravar doenças, principalmente, respiratórias. Desta forma, conhecer a sua concentração é imprescindível para avaliar como está o ar que se respira na região.

Segundo a Organização Mundial da Saúde, grande parte das pesquisas relacionam os efeitos da poluição do ar a problemas respiratórios e cardiovasculares que ocorrem após a inalação. No entanto, deve-se considerar que a exposição se refere ao contato com qualquer parte do corpo humano e não apenas à inalação, incluindo a absorção dérmica e a exposição ocular, uma vez que, por exemplo, a exposição aguda a poluentes atmosféricos pode resultar em irritação nos olhos ou na pele (WHO, 2005a).

Nas áreas atingidas, o material depositado, exposto e sujeito à ação do vento, libera partículas para ressuspensão, principalmente na estação seca, devido ao baixo teor de umidade e em áreas sem cobertura vegetal. Além disso, pode-se perceber a sua ressuspensão ao ar em decorrência das atividades de recuperação de residências e estabelecimentos comerciais, limpeza das vias urbanas, atividades de contenção e remoção do rejeito, como já comentado e observado principalmente no município de Barra Longa e no distrito de Gesteira (Figura 315).

Figura 315 – Ressuspensão de material particulado em Barra Longa durante a execução das obras de recuperação pela Fundação Renova.



Fonte: G1, 2016.

Para minimizar a emissão e ressuspensão de partículas na atmosfera, algumas ações de controle foram implementadas pela Fundação Renova, tais como a umectação de vias de tráfego com caminhões – pipa (Figura 316), e, também, o monitoramento da fumaça emitida por veículos a diesel utilizados nas atividades. Adicionalmente, foi implementada a revegetação de parte das áreas expostas.

Figura 316 – Umectação de vias de tráfego com caminhões – pipa na cidade de Barra Longa para minimizar a ressuspensão de partículas na atmosfera.



Fonte: Folha de São Paulo, 2016.

Na cidade de Barra Longa, o material retirado nas ações de limpeza das casas e vias públicas impactadas, foi depositado em uma área no perímetro urbano, onde antes era o Parque de Exposições (Figura 317), de propriedade da prefeitura. Esta área é próxima a residências, o que aumentou a exposição das pessoas à poeira (Figura 318).

Figura 317 – Área do Parque de Exposições onde o rejeito removido da cidade de Barra Longa foi depositado.



Fonte: G1, 2016.

Figura 318 – Moradora da cidade de Barra Longa em 2016, convivendo com a poeira decorrente da lama depositada no Parque de Exposições.



Fonte: Folha de São Paulo, 2016.

Neste cenário, em resposta a uma notificação do IBAMA (notificação 29720-E), a Fundação Renova elaborou um Plano de Monitoramento e Controle da Qualidade do Ar para avaliar o potencial de ocorrência de alterações na qualidade do ar em função das atividades desenvolvidas. De acordo com este plano, áreas de interesse foram definidas, tendo como critérios o volume de rejeito sedimentado nas margens dos rios, a existência de pessoas residentes nas proximidades e a densidade populacional (ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT, 2017).

Assim, este item tem por objetivo avaliar os dados de qualidade do ar obtidos pela Fundação Renova com a execução do Plano de Monitoramento e Controle da Qualidade do Ar e analisar se houve ou não algum dano à qualidade do ar em decorrência do rompimento da barragem de Fundão.

3.1.1 METODOLOGIA

A área de estudo definida para a avaliação de danos à qualidade do ar está baseada nas áreas abrangidas pelo monitoramento da qualidade do ar, utilizando analisadores automáticos instalados pela Fundação Renova, a partir da execução do Plano de Monitoramento e Controle da Qualidade do Ar por eles estabelecido (ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT, 2017).

Optou-se por avaliar os dados obtidos pelas estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova, uma vez que toda a infraestrutura e os equipamentos por eles utilizados estão de acordo com as práticas comumente empregadas quando o objetivo é avaliar a qualidade do ar em uma área de interesse. Além disso, devido às atividades desenvolvidas pelo Lactec terem iniciado apenas em 2017, após a execução das principais obras de remobilização do rejeito e reconstrução de áreas afetadas, iniciar um novo monitoramento não refletiria as alterações ocorridas à qualidade do ar, logo após o rompimento da barragem de Fundão.

Na literatura, Vormittag et al. (2017) mencionam os resultados obtidos por um estudo não publicado, intitulado “Avaliação preliminar de concentração de material particulado e sua composição elementar no município de Barra Longa, Minas Gerais”, realizado após o desastre, com o objetivo de avaliar a qualidade do ar em áreas afetadas de Barra Longa. Os dados foram coletados em outubro de 2016 durante uma semana em dois locais do município, para analisar as concentrações de material particulado (PM_{10} e $PM_{2,5}$) e sua composição elementar. Este estudo não foi considerado para a avaliação da ocorrência de dano porque foi realizado de forma pontual e por um período de amostragem curto.

Para a execução do Plano de Monitoramento e Controle da Qualidade do Ar, a empresa especializada Ecosoft Consultoria e Softwares Ambientais foi contratada pela Fundação Renova, para instalar e operar estações automática de monitoramento da qualidade do ar nas áreas de interesse, bem como processar os dados obtidos, disponibilizados na forma de relatórios mensais e anuais.

Entre os anos de 2016 e 2018, quatro estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar foram instaladas na cidade de Barra Longa e nos distritos de Paracatu de Baixo e Gesteira, conforme descrito na Tabela 155.

Tabela 155 – Coordenadas UTM e data de início da operação das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova na cidade de Barra Longa e nos distritos de Paracatu de Baixo e Gesteira.

Estação de monitoramento	Início da operação	Coordenadas UTM
Barra Longa Centro	18/02/2016	704652 m E 7756035 m S
Barra Longa Volta da Capela	10/08/2017	703123 m E 7755478 m S
Paracatu de Baixo	21/12/2017	684832 m E 7753618 m S
Gesteira	18/05/2018	695939 m E 7758956 m S

Cada uma das estações instaladas apresenta uma configuração de parâmetros monitorados. Esta configuração está detalhada na Tabela 156. Como as estações são automáticas, a tomada de amostra de ar pelos analisadores ocorre de forma contínua, com um volume de ar conhecido. A operação e obtenção dos dados ocorre 24 horas por dia. A base de dados disponibilizada é horária.

Tabela 156 – Parâmetros monitorados nas estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova em Barra Longa, Paracatu de Baixo e Gesteira.

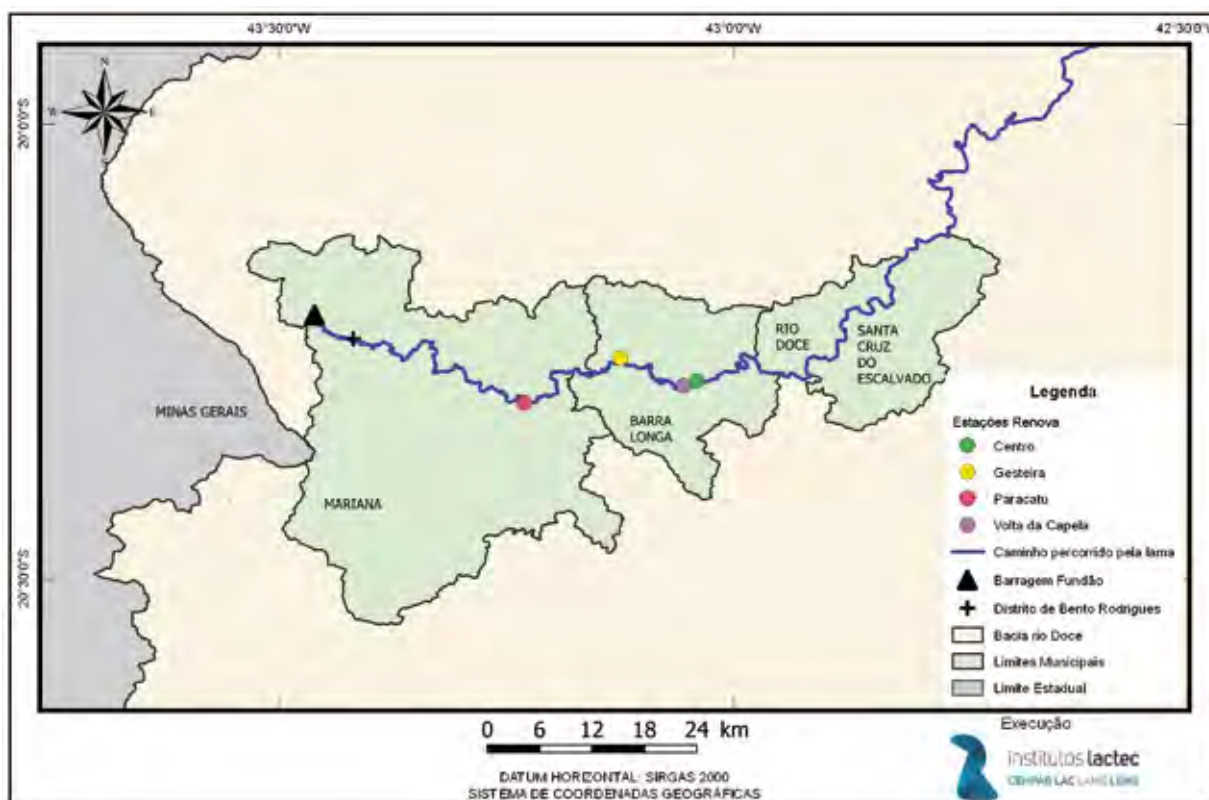
Estação de monitoramento	Parâmetros monitorados							
	Qualidade do ar				Meteorológicos			
	PM _{2,5}	PM ₁₀	PTS	DV	VV	PP	TA	UR
Barra Longa Centro	X	X	X	X	X	X	X	X
Barra Longa Volta da Capela		X	X	X	X			
Paracatu de Baixo		X						
Gesteira		X						

Legenda:

PM _{2,5} – Partículas respiráveis (< 2,5 µm)	DV – Direção do vento	TA – Temperatura ambiente
PM ₁₀ – Partículas inaláveis (< 10 µm)	VV – Velocidade do vento	UR – Umidade relativa do ar
PTS – Partículas totais em suspensão	PP - Precipitação	

Na Figura 319 estão georreferenciadas as estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar em operação nas áreas afetadas, sob responsabilidade da Fundação Renova.

Figura 319 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova e operadas pela Ecosoft em Barra Longa, Paracatu de Baixo e Gesteira.



A estação Barra Longa – Centro (Figura 320) está localizada na área central da cidade, região de comércio com grande fluxo de pessoas durante todo o dia. A estação está próxima a praça central, reconstruída após o desastre e da igreja matriz, pontos de encontro da população (Figura 321).

Figura 320 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa- Centro



Figura 321 – Entorno da localização da estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa- Centro



A estação Barra Longa – Volta da Capela (Figura 322) está localizada em uma área residencial, próxima ao antigo Parque de Exposições da cidade e agora local de depósito provisório de rejeito, conforme Figura 323.

Figura 322 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa – Volta da Capela



Figura 323 – Parque de Exposições de Barra Longa ao fundo da estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa – Volta da Capela



A estação Paracatu (Figura 324) está instalada no quintal de uma residência no subdistrito de Paracatu de Baixo. O subdistrito está localizado a 35 km de Mariana. O entorno da localização da estação pode ser visualizado na Figura 325.

Figura 324 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Paracatu



Figura 325 – Entorno da localização da estação de monitoramento da qualidade do ar Paracatu



A estação Gesteira (Figura 326) está instalada no terreno da unidade de saúde do distrito de Gesteira. É um pequeno povoado localizado a 18 km da sede do município. A estação foi instalada no ponto mais urbanizado do distrito (Figura 327).

Figura 326 – Estação de monitoramento da qualidade do ar Gesteira



Figura 327 – Entorno da localização da estação de monitoramento da qualidade do ar Gesteira



Para a compreensão e a mensuração dos danos causados à qualidade do ar em decorrência do rompimento da barragem de Fundão, os dados obtidos no período de 2016 a 2018 pelas estações instaladas em Barra Longa, Gesteira e Paracatu de Baixo, disponibilizados pela Fundação Renova em planilha Excel, já validados, foram avaliados quanto à conformidade ou não conformidade com a legislação ambiental aplicável e quanto ao Índice de Qualidade do Ar (IQAr).

Em 19 de novembro de 2018, os padrões nacionais de qualidade do ar passaram a ser estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491, a qual revogou a Resolução CONAMA N. 003, de 28 de junho de 1990 (BRASIL, 2018). Na nova resolução, os padrões de qualidade do ar foram adotados sequencialmente em quatro etapas, sendo três etapas intermediárias e uma etapa final, a qual equivale aos valores guias definidos pela Organização Mundial da Saúde – OMS, em 2005 (WHO, 2005a). Outra alteração da nova resolução foi a inclusão de padrões de qualidade do ar para as partículas respiráveis - $PM_{2,5}$ e a consideração de que para as partículas totais em suspensão (PTS) foi adotado o padrão de qualidade do ar final, não havendo etapas intermediárias e o mesmo passou a ser um parâmetro auxiliar, a ser monitorado em situações específicas, a critério do órgão ambiental competente.

Desta forma, para a avaliação dos resultados obtidos pelas estações automáticas de monitoramento, os dados foram comparados com os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003/1990 (padrões primários e secundários) e pelos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491/2018 (padrão intermediário fase 1 e padrão final), conforme Tabela 157.

Tabela 157 – Padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003, de 28 de junho de 1990, revogada, e pela Resolução CONAMA N. 491, de 19 de novembro de 2018.

Parâmetro	Padrões de qualidade do ar estabelecidos para a média de 24 horas	
	Resolução CONAMA N. 003, de 28 de junho de 1990	Resolução CONAMA N. 491, de 19 de novembro de 2018
Partículas totais em suspensão - PTS	Padrão primário de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão secundário de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Padrão final de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Partículas inaláveis - PM_{10}	Padrão primário e padrão secundário de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Padrão intermediário - 1 de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão intermediário - 2 de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão intermediário - 3 de 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão final de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Partículas respiráveis - $\text{PM}_{2,5}$	Não se aplica	Padrão intermediário - 1 de 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão intermediário - 2 de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão intermediário - 3 de 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Padrão final de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Além disso, também foi avaliado o Índice de Qualidade do Ar (IQAr), um valor utilizado para fins de comunicação e informação à população que relaciona as concentrações dos poluentes monitorados aos possíveis efeitos adversos à saúde. Da mesma forma, o IQAr foi calculado considerando os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003/1990 (Tabela 158) e pelos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491/2018 (Tabela 159), de acordo com a Equação 1 do Anexo IV da Resolução CONAMA N. 491/2018. Para o cálculo do IQAr, de acordo com a nova resolução, foram considerados os critérios adotados pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) do estado de Minas Gerais (FEAM, 2019).

Tabela 158 – Estrutura do Índice de Qualidade do Ar (IQAr) segundo a Resolução CONAMA N. 003/1990

Estrutura do Índice de Qualidade do Ar (IQAr)			
Classificação	Índice	PTS	PM_{10}
		($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 24 h	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 24 h
Boa	0 – 50	0 – 80	0 – 50
Regular	> 50 – 100	> 80 – 240	> 50 – 150
Inadequada	> 100 – 200	> 240 – 375	> 150 – 250
Má	> 200 – 300	> 375 – 625	> 250 – 420
Péssima	> 300 – 400	> 625 – 875	> 420 – 500
Crítica	> 400	> 875	> 500

Fonte: CETESB, 2012.

Tabela 159 – Estrutura do Índice de Qualidade do Ar (IQAr) segundo a Resolução CONAMA N. 491/2018 e recomendações da Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM)

Estrutura do Índice de Qualidade do Ar (IQAr)				
Classificação	Índice	PTS	PM ₁₀	PM _{2,5}
		(µg/m³) – 24 h	(µg/m³) – 24 h	(µg/m³) – 24 h
Boa	0 – 40	0 – 240	0 – 50	0 – 25
Regular	> 40 – 96	> 240 – 285	> 50 – 120	> 25 – 60
Inadequada	> 96 – 144	> 285 – 330	> 120 – 180	> 60 – 90
Ruim	> 144 – 200	> 330 – 375	> 180 – 200	> 90 – 125
Péssima	> 200	> 375	> 200	> 125

Fonte: FEAM, 2019.

Para a mensuração da magnitude dos danos à qualidade do ar, em termos de gravidade, foram elencados indicadores, descritos na Tabela 160.

Tabela 160 – Indicadores dos danos à qualidade do ar

Indicador	Mensuração do indicador
Concentração de partículas totais em suspensão (PTS)	Concentração de partículas totais em suspensão (PTS), em µg/m³
Concentração de partículas inaláveis (PM ₁₀)	Concentração de partículas inaláveis (PM ₁₀), em µg/m³
Concentração de partículas respiráveis (PM _{2,5}),	Concentração de partículas respiráveis (PM _{2,5}), em µg/m³

Os danos relacionados a qualidade do ar tiveram sua magnitude mensurada de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990, em vigor até 18 de novembro de 2018, período correspondente a praticamente 100% dos dados neste relatório avaliados, e pelas categorias do IQAr adotadas no relatório de qualidade do ar do estado de São Paulo de 2013 (CETESB, 2014). Para o parâmetro PM_{2,5}, como não há padrão de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, o mesmo foi avaliado com base no padrão estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2005a) e o cálculo do IQAr foi realizado com base na Resolução CONAMA N. 491/2018 e de acordo com os critérios adotados pela FEAM (2019).

As diferentes categorias de dano podem ser interpretadas conforme Tabela 161. Importante destacar que, mesmo que as concentrações obtidas para os indicadores estejam de acordo com os padrões estabelecidos pela legislação ambiental, não é possível afirmar quais os danos ocasionados à saúde humana, uma vez que pessoas de grupos sensíveis podem apresentar sintomas decorrentes da exposição a alterações da qualidade do ar mais sutis e que cada organismo reage de maneira diferente.

Tabela 161 – Interpretação das categorias de dano

Categoria de dano	Interpretação**
Grave	Valores que, apesar de estarem em conformidade com a Resolução CONAMA N. 003/1990*, em função da classificação regular do IQAr, afetam a saúde de pessoas pertencentes a grupos sensíveis, como crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas, as quais podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço, mas a população, em geral, não é afetada.
Gravíssimo	Valores que não estão em conformidade com a Resolução CONAMA N. 003/1990*, e que, de acordo com a classificação do IQAr: Inadequada: sinaliza que toda a população pode apresentar sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta, e que pessoas de grupos sensíveis podem apresentar efeitos mais sérios na saúde. Má: toda a população pode apresentar agravamento dos sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta e ainda falta de ar e respiração ofegante, além de efeitos mais graves à saúde de pessoas de grupos sensíveis. Péssima: toda a população pode apresentar sérios riscos de manifestações de doenças respiratórias e cardiovasculares e aumento de mortes prematuras em pessoas de grupos sensíveis. Crítica: toda a população pode apresentar sérios riscos de manifestações de doenças respiratórias e cardiovasculares, além do aumento de mortes prematuras em pessoas de grupos sensíveis.

*Para o parâmetro PM_{2,5}, foi considerado como referência o valor guia estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2005a).

** É válido ressaltar que os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003/1990 foram estabelecidos em 1990 e são menos restritivos do que os valores preconizados pela Organização Mundial da Saúde em 2005 (WHO, 2005a).

3.1.2 ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DO AR

Em complemento aos dados de linha-base contemplados em Brasil (MPF)/Lactec (2017a), serão apresentados os dados de linha-base obtidos para Bento Rodrigues. Posteriormente, uma breve descrição dos dados meteorológicos monitorados em Barra Longa pelas estações automáticas de qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova são apresentados. Por fim, são expostos os resultados obtidos para a concentração de partículas em suspensão monitoradas em Barra Longa, Paracatu de Baixo e Gesteira.

3.1.2.1 Linha base

De acordo com as informações contidas no relatório de avaliação do desempenho ambiental da barragem de Fundão elaborado pela Samarco em 2013 (SAMARCO MINERAÇÃO, 2013), no município de Bento Rodrigues, Mariana – MG, por ser uma área sob a influência das atividades da barragem de Fundão, a qualidade do ar era monitorada utilizando um amostrador de grandes volumes – AGV, para o parâmetro partículas totais em suspensão – PTS. O amostrador ficava em operação sobre a laje da sede da Associação de Produtores Rurais de Bento Rodrigues, conforme Figura 328. A amostragem era realizada a cada seis dias e tinha duração de 24 horas. O monitoramento foi executado entre os anos de 2010 e 2014. (SAMARCO MINERAÇÃO, 2013).

Figura 328 – Estação de amostragem de partículas totais em suspensão instalada em Bento Rodrigues – Mariana, MG



Fonte: SAMARCO MINERAÇÃO, 2013.

Dados meteorológicos na região foram monitorados por uma estação meteorológica denominada Barragem do Germano, no período de 2010 a 2015, também de propriedade da Samarco (SAMARCO MINERAÇÃO, 2013).

Na Tabela 162, estão descritos os parâmetros monitorados em cada estação e as coordenadas das mesmas.

Tabela 162 – Coordenadas UTM e parâmetros monitorados nas estações de monitoramento da Samarco antes do desastre

Estação de monitoramento	Coordenadas UTM	Parâmetros monitorados
Bento Rodrigues	665189 m E 7761935 m S	Partículas totais em suspensão (PTS)
Barragem de Germano	660352 m E 7764029 m S	Direção do vento (DV), velocidade do vento (VV), precipitação (PP), temperatura (TA), umidade (UR), pressão (PS) e radiação (RG)

Fonte: SAMARCO MINERAÇÃO, 2013.

Estes dados foram obtidos junto à Samarco, via solicitação por e-mail, e serão considerados como a linha base, uma vez que, dentre a área atingida, o distrito de Bento Rodrigues era a área mais próxima sobre influência das atividades da barragem de Fundão, onde haviam pessoas expostas. Além disso, era o único local com monitoramento de parâmetros relacionados à qualidade do ar, próximo as áreas de interesse definidas para este estudo, antes do desastre.

Entretanto, os dados obtidos pelo monitoramento realizado pela Fundação Renova em Barra Longa, Paracatu de Baixo e Gesteira não foram comparados aos dados de linha base obtidos para Bento Rodrigues. Entende-se que a qualidade do ar é avaliada com o objetivo de acompanhar a exposição da população à variação espacial da concentração de poluentes, o que está diretamente relacionado com as fontes naturais e antrópicas localizadas na região, às questões de topografia, uso do solo e às condições meteorológicas que influenciam a dispersão dos poluentes (ECOSOFT, 2019). Assim, as condições que existiam em Bento Rodrigues durante o período de dados disponíveis são diferentes das condições que existiam nas áreas de estudo, antes do desastre e após o desastre.

3.1.2.1.1 Dados meteorológicos

A predominância dos ventos que chegam à estação Barragem do Germano é proveniente do sentido Sudoeste para Nordeste, conforme rosa dos ventos elaborada para o período de 2010 a 2015 (Figura 329). A distribuição de frequência dos ventos para o período avaliado (Figura 330) caracterizou-se em 70% do período com velocidade no intervalo de 0,50 a 2,50 m/s e em 30% do período com velocidade inferior a 0,50 m/s, o que se denomina de calmaria. A predominância dos ventos oriundos da direção Sudoeste permite inferir que o distrito de Bento Rodrigues tinha pouca interferência das atividades desenvolvidas na Barragem de Germano.

Figura 329 – Rosa dos ventos para o período de 2010 a 2015 na Estação Barragem do Germano

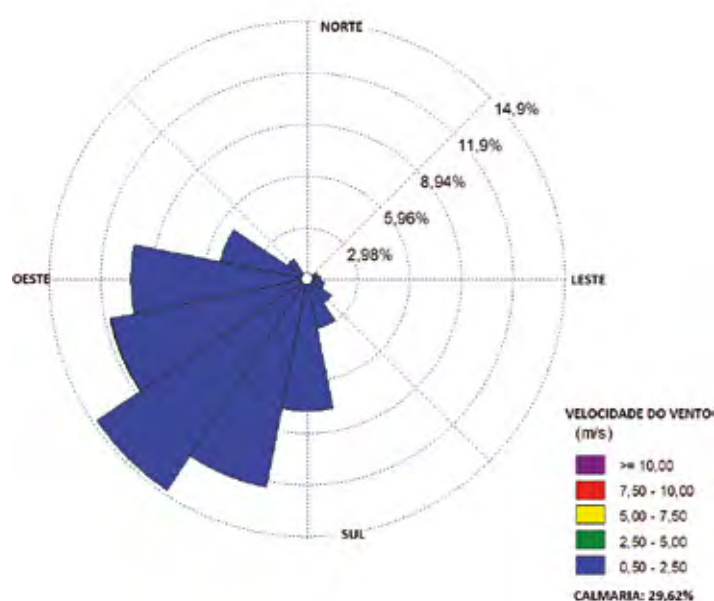
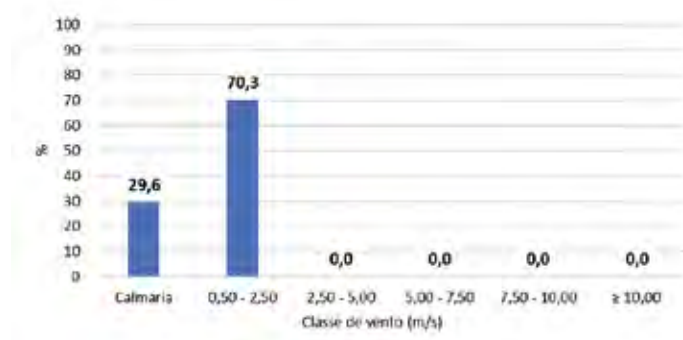
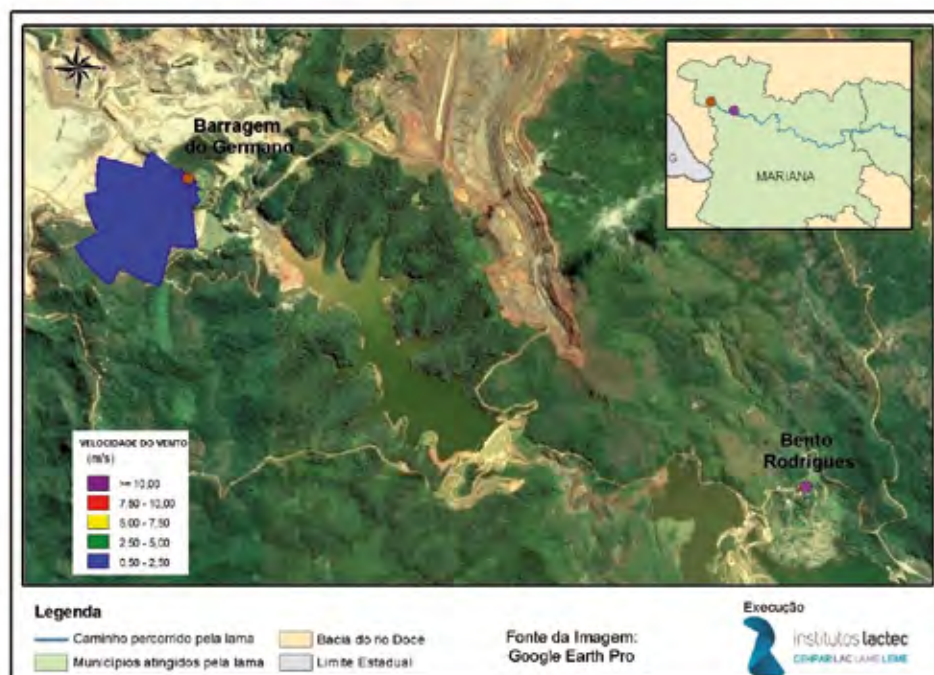


Figura 330 – Distribuição de frequência dos ventos para o período de 2010 a 2015 na Estação Barragem do Germano



Na Figura 331, é possível visualizar a localização da estação de monitoramento Bento Rodrigues e a predominância dos ventos que chegaram à estação Barragem do Germano. Em linha reta, a distância entre as duas estações é de 5,3 km.

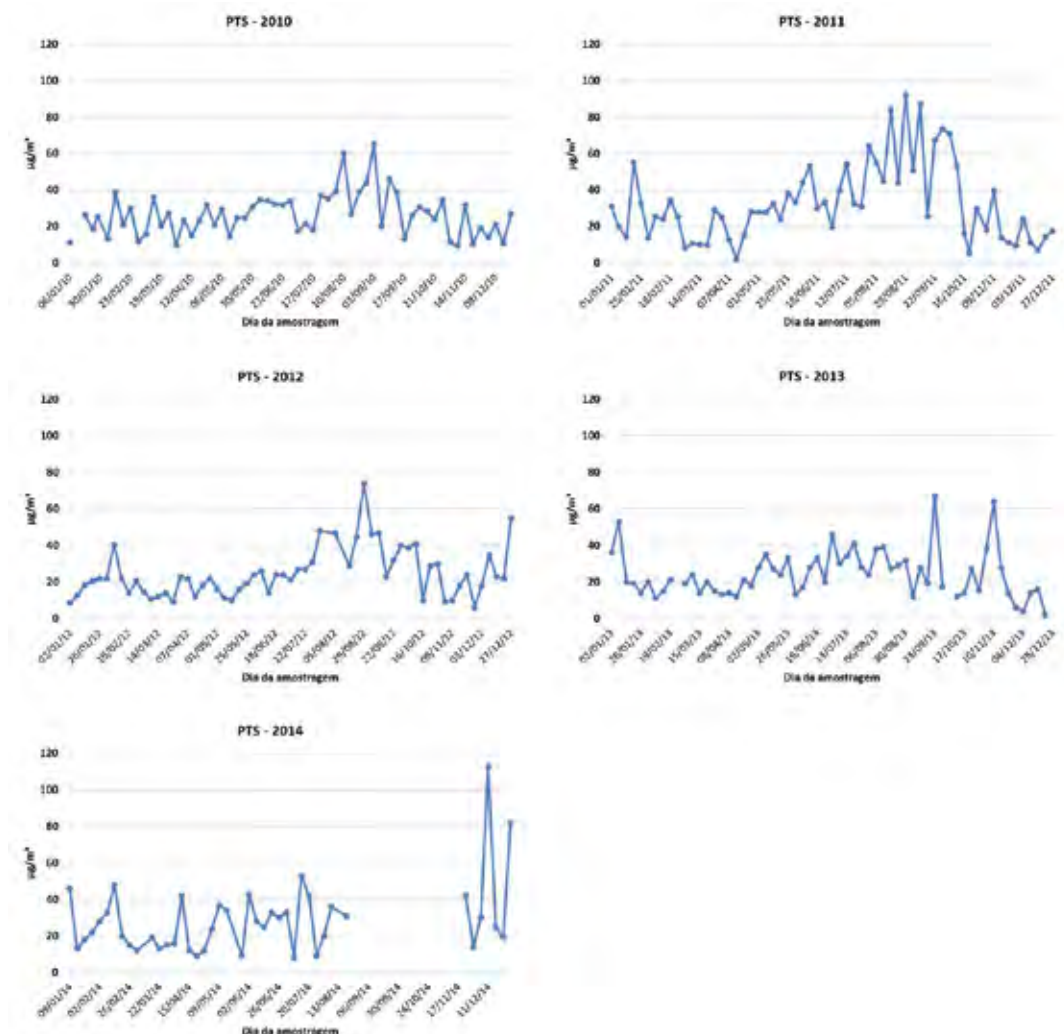
Figura 331 – Projeção no Google Earth da rosa dos ventos para o período de 2010 a 2015 na Estação Barragem do Germano.



3.1.2.1.2 Partículas totais em suspensão

De acordo com os dados obtidos no período de 2010 a 2014, referentes ao monitoramento de partículas totais em suspensão - PTS na estação de Bento Rodrigues, conforme Figura 332, observa-se que as concentrações obtidas a cada 6 dias não ultrapassaram o padrão de qualidade do ar primário e secundário, de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 003/1990, vigentes na época (BRASIL, 1990). Observa-se também, que as maiores concentrações obtidas foram registradas nos períodos de seca característicos da região, entre os meses de abril a setembro.

Figura 332 – Histórico do monitoramento de partículas totais em suspensão (PTS) na estação de Bento Rodrigues, nos anos de 2010 a 2014, realizado com frequência de amostragem a cada 6 dias.



3.1.2.2 Pós desastre

Para avaliar as concentrações de partículas em suspensão monitoradas pelas estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar instaladas pela Fundação Renova, foram considerados os dados obtidos no período de 2016 até dezembro de 2018, de acordo com a data de instalação de cada estação. O banco de dados foi disponibilizado pela Fundação Renova em planilhas excel, contemplando as médias horárias já validadas pela Ecosoft.

As médias horárias foram processadas e avaliadas de acordo com os padrões de qualidade do ar e quanto a classificação do Índice de Qualidade do Ar - IQAr, uma ferramenta matematicamente utilizada para a divulgação da qualidade do ar à sociedade como um todo. Para auxiliar na interpretação dos resultados obtidos, os dados meteorológicos, quando disponíveis, foram considerados, como parâmetros auxiliares.

3.1.2.2.1 Dados meteorológicos

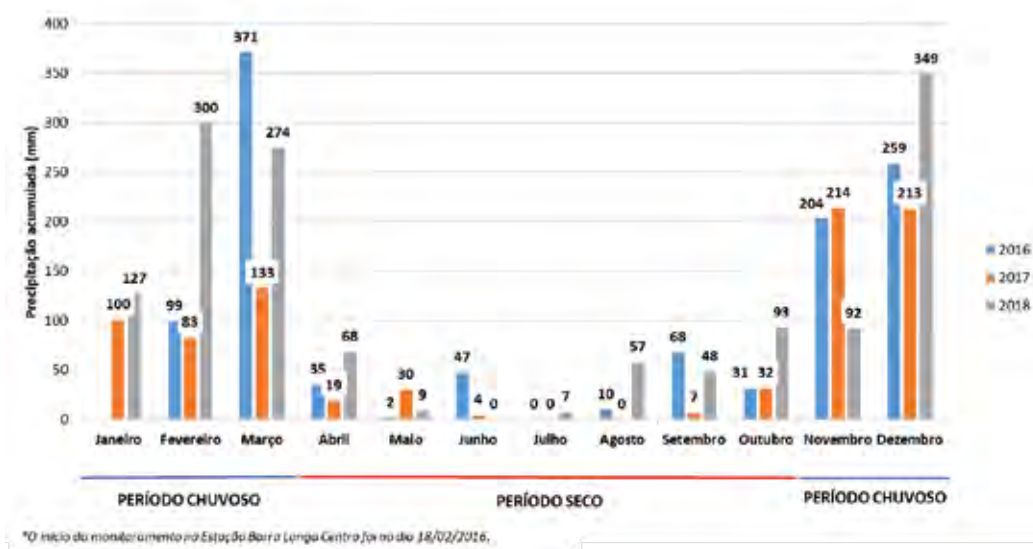
Os dados meteorológicos monitorados pelas estações são de extrema importância para auxiliar na interpretação dos resultados obtidos para as partículas em suspensão, uma vez que a dinâmica da atmosfera propicia condições favoráveis ou não à dispersão dos poluentes.

3.1.2.2.1.1 Estação Barra Longa Centro

Na estação Barra Longa Centro foram monitorados os parâmetros meteorológicos precipitação, temperatura ambiente, umidade relativa do ar, direção e velocidade do vento. Por ter sido a primeira estação a ser instalada, há uma série histórica de dados de três anos disponíveis, de 2016 a 2018.

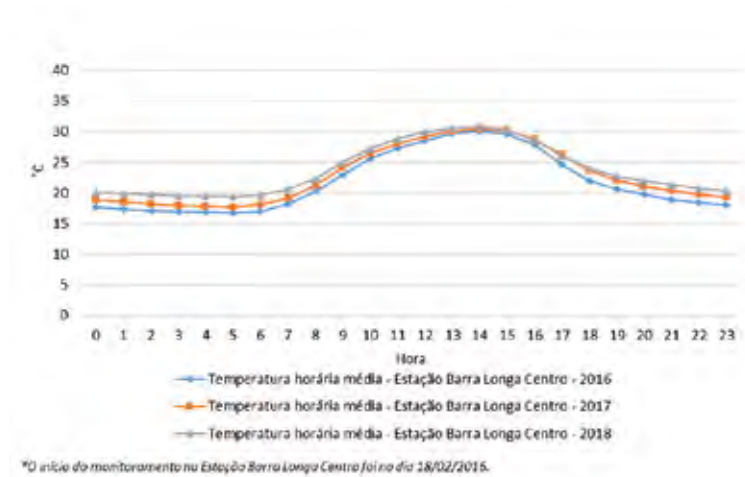
Na Figura 333, pode-se observar que o período seco e chuvoso da região de Barra Longa foi bem definido. Nos meses de abril a outubro a precipitação foi menos intensa do que no período de novembro a março.

Figura 333 – Perfil da precipitação acumulada mensalmente nos anos de 2016 a 2018 na estação Barra Longa Centro



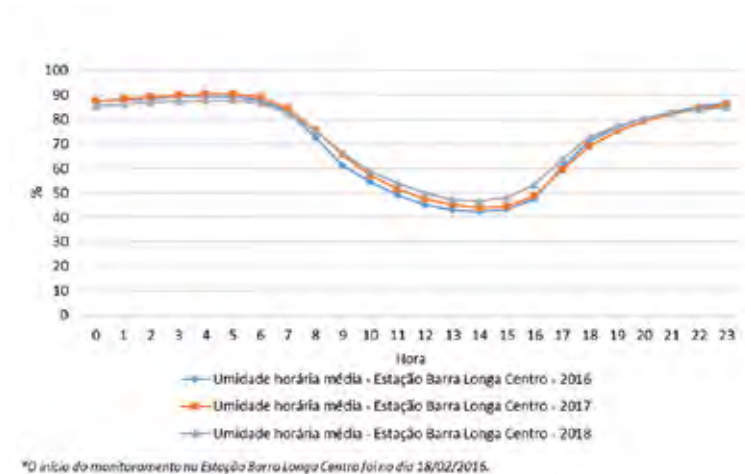
A temperatura ambiente em Barra Longa variou de 17 °C a 31 °C, de acordo com a série histórica de dados, conforme Figura 334.

Figura 334 – Perfil da média horária da temperatura ambiente nos anos de 2016 a 2018 na estação Barra Longa Centro



A umidade relativa do ar em Barra Longa variou de 42% a 90%, de acordo com a série histórica de dados, conforme Figura 335.

Figura 335 – Perfil da média horária da umidade relativa do ar nos anos de 2016 a 2018 na estação Barra Longa Centro



A predominância dos ventos que chegaram à estação Barra Longa Centro foi proveniente do sentido Leste para Oeste, conforme pode-se observar na Figura 336, considerando o período de 2016 a 2018. A distribuição de frequência dos ventos para o período avaliado (Figura 337) caracterizou-se em 92% do período com velocidade no intervalo de 0,50 a 2,50 m/s.

Figura 336 – Rosa dos ventos para o período de 2016 a 2018 na Estação Barra Longa Centro

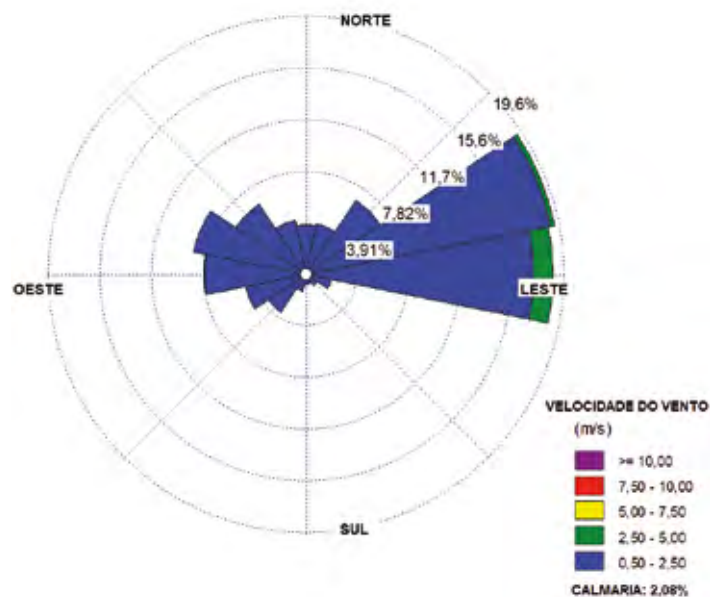
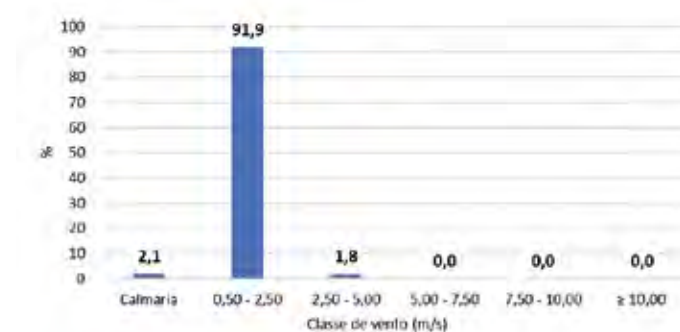
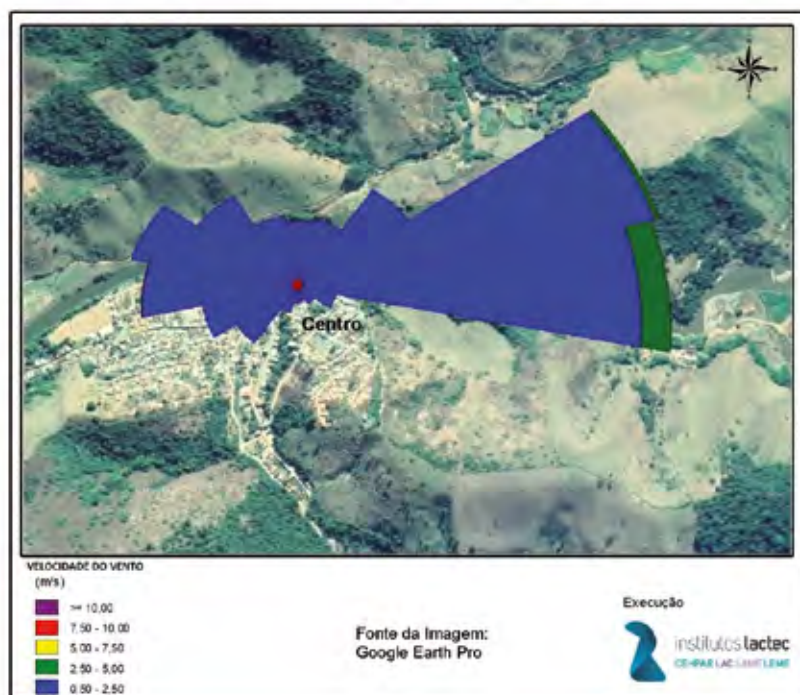


Figura 337 – Distribuição de frequência dos ventos para o período de 2016 a 2018 na Estação Barra Longa Centro



Na Figura 338 é possível visualizar a localização da estação de monitoramento Barra Longa Centro e a predominância dos ventos que chegaram à estação.

Figura 338 – Projeção no Google Earth da rosa dos ventos para o período de 2016 a 2018 na Estação Barra Longa Centro



3.1.2.2.1.2 Estação Barra Longa Volta da Capela

A estação Barra Longa Volta da Capela monitora apenas os parâmetros meteorológicos direção e velocidade do vento. A predominância dos ventos que chegaram à estação Barra Longa Volta da Capela foi proveniente do sentido Nordeste para Sudoeste, conforme pode-se observar na Figura 339, considerando o período de 2017 a 2018. A distribuição de frequência dos ventos para o período avaliado (Figura 340) caracterizou-se em 92% do período com velocidade no intervalo de 0,50 a 2,50 m/s e em 7,4% com velocidade no intervalo de 2,5 a 5,0 m/s.

Figura 339 – Rosa dos ventos para o período de 2017 a 2018 na Estação Barra Longa Volta da Capela

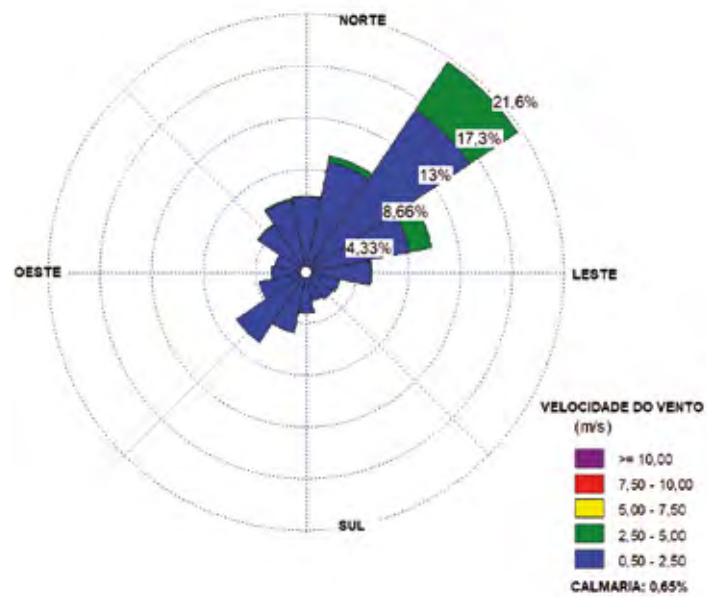
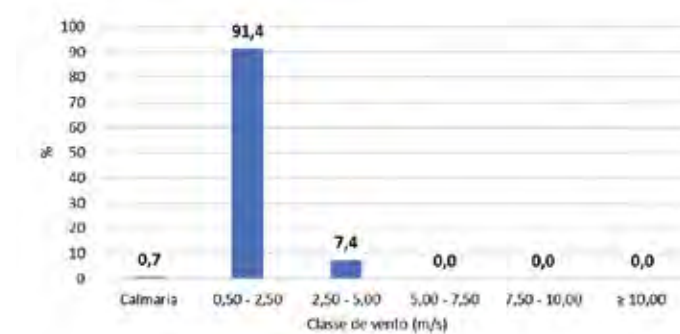
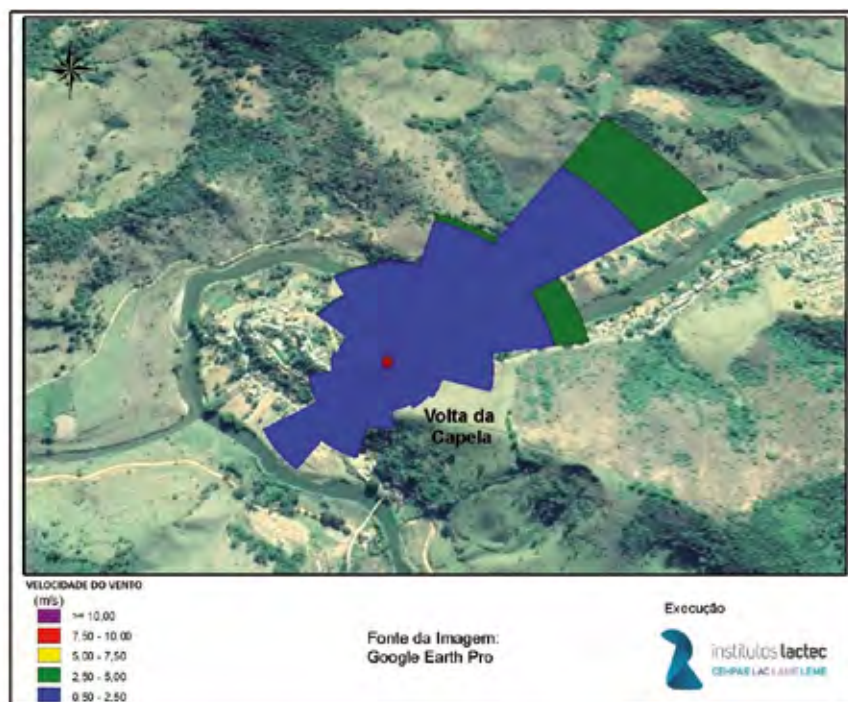


Figura 340 – Distribuição de frequência dos ventos para o período de 2017 a 2018 na Estação Barra Longa Volta da Capela



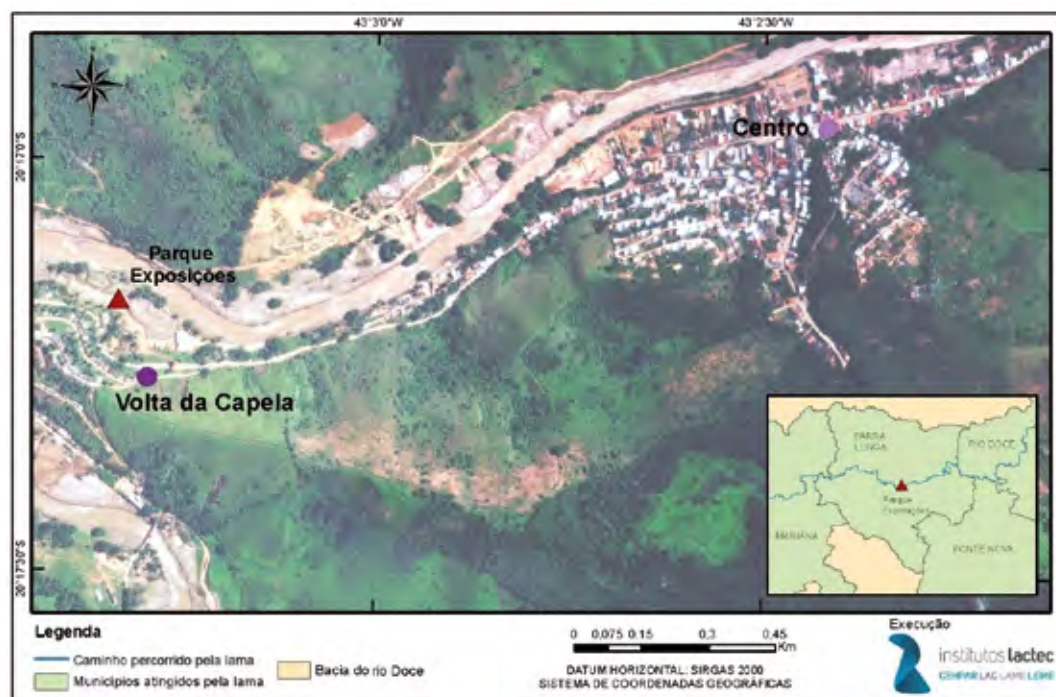
Na Figura 341 é possível visualizar a localização da estação de monitoramento Barra Longa Volta da Capela e a predominância dos ventos que chegaram à estação.

Figura 341 – Projeção no Google Earth da rosa dos ventos para o período de 2017 a 2018 na Estação Barra Longa Volta da Capela



Na Figura 342, é possível visualizar a localização das duas estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar instaladas em Barra Longa e a localização da área onde ficava localizado o Parque de Exposições, hoje uma da área onde foi depositado o rejeito. Pode-se observar que a direção do vento predominante e a sua intensidade contribuem para o arraste do rejeito depositado no Parque de Exposições, na forma de particulado em suspensão, para a área onde há permanência de pessoas.

Figura 342 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas em Barra Longa (Centro e Volta da Capela) e do Parque de Exposições.



3.1.2.2.2 Concentração de partículas em suspensão

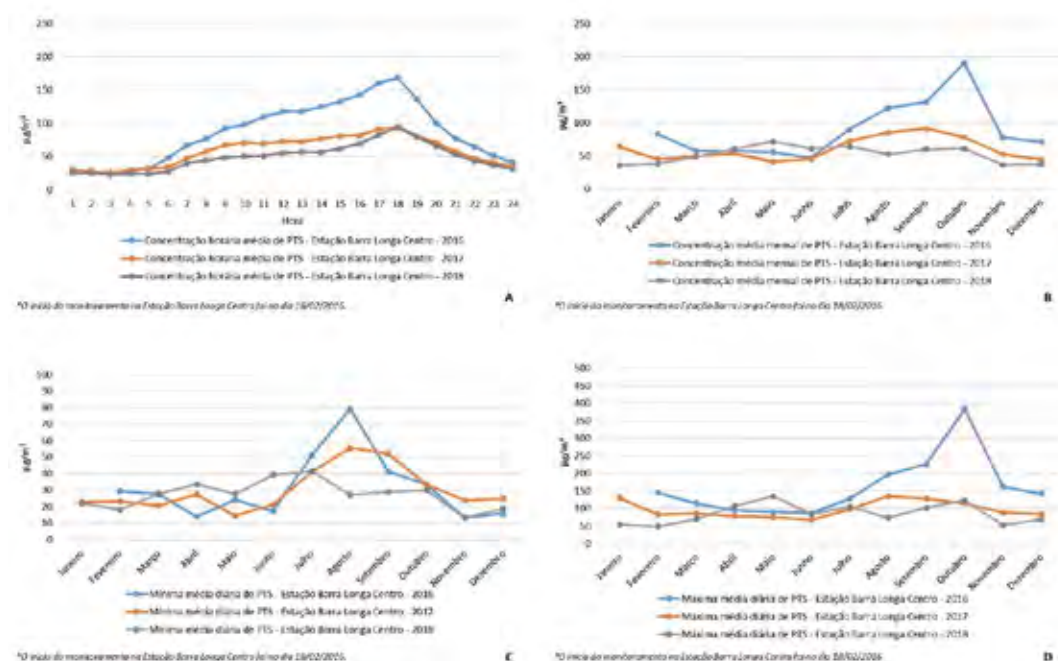
Para avaliar se houve aumento da concentração de partículas em suspensão, os dados disponibilizados foram avaliados e serão apresentados por estação de monitoramento, contemplando as estações Barra longa – Centro, Barra Longa – Volta da Capela, Paracatu e Gesteira.

3.1.2.2.2.1 Estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa – Centro

Na Figura 343, tem-se representada graficamente a concentração horária média de PTS, a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária. Pela análise da concentração horária média, observou-se que os valores registrados no ano de 2016 são superiores aos valores obtidos nos anos subsequentes, principalmente no período das 10 horas às 19 horas, onde observa-se um acréscimo de 40% a 79% em relação ao observado no mesmo período em 2017. Quando se avalia o gráfico que representa a concentração diária média mensal e a concentração máxima média diária, observa-se que as concentrações registradas em 2016 se destacaram: para a concentração diária média mensal observa-se um acréscimo de 15% a 109% no mesmo período em relação à 2017 e para a concentração máxima média diária, um acréscimo de 28% a 184%. Este foi o período em que as obras estavam sendo executadas em Barra Longa. Em função das obras, houve a movimentação do rejeito depositado, aumento do tráfego de veículos, principalmente de veículos pesados e maquinário. Além disso, como observado na Figura 333, os meses de abril a outubro foram considerados como os que corresponderam ao período seco na região, o que pode ter contribuído, em função da ação do vento, para manter as partículas em suspensão.

Pela avaliação do comportamento das PTS nos anos de 2017 e 2018, observou-se que o comportamento entre os anos foi semelhante. Em 2017, a concentração horária média foi superior em relação ao observado em 2018 num acréscimo em torno de 18% a 40%, o que pode estar relacionado com as condições de dispersão atmosférica. De um modo geral, a precipitação em 2017 no período chuvoso foi inferior ao registrado no ano de 2018, o que pode ter contribuído para a elevação das concentrações.

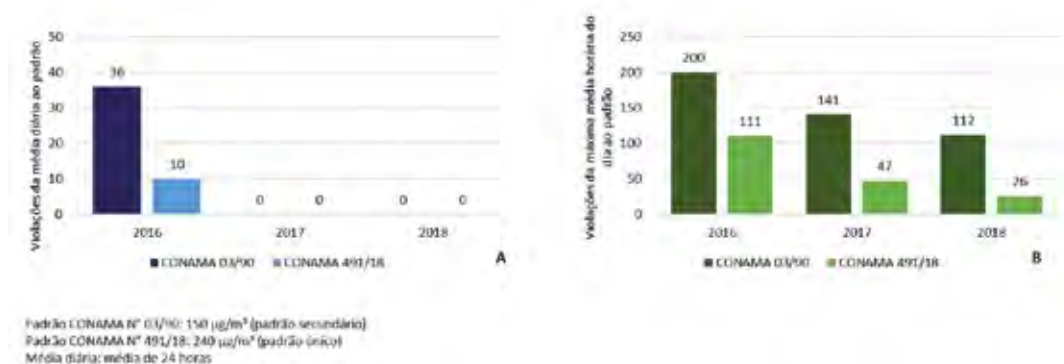
Figura 343 – Análise dos dados obtidos para partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. A. Variação média diária. B. Concentração diária média mensal. C. Concentração mínima média mensal. D. Concentração máxima média mensal.



Pela avaliação da conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme Figura 344, verificou-se que em outubro de 2016 houve 10 violações ao padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990 e pelo padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, ambos equivalentes a $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Além disso, houve 36 violações ao padrão secundário estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, as quais foram registradas no período de agosto a outubro. Nos anos de 2017 e 2018 não foram registradas violações aos padrões acima mencionados.

Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas ao particulado total em suspensão (PTS), na Figura 344 está apresentada a máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que a máxima média horária foi superior a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 63% dos dias monitorados em 2016; em 39% dos dias monitorados em 2017; e em 31% dos dias monitorados em 2018. Em relação ao padrão de $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a máxima média horária foi superior em 35% dos dias monitorados em 2016; em 13% dos dias monitorados em 2017; e em 7% dos dias monitorados em 2018.

Figura 344 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Centro em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.

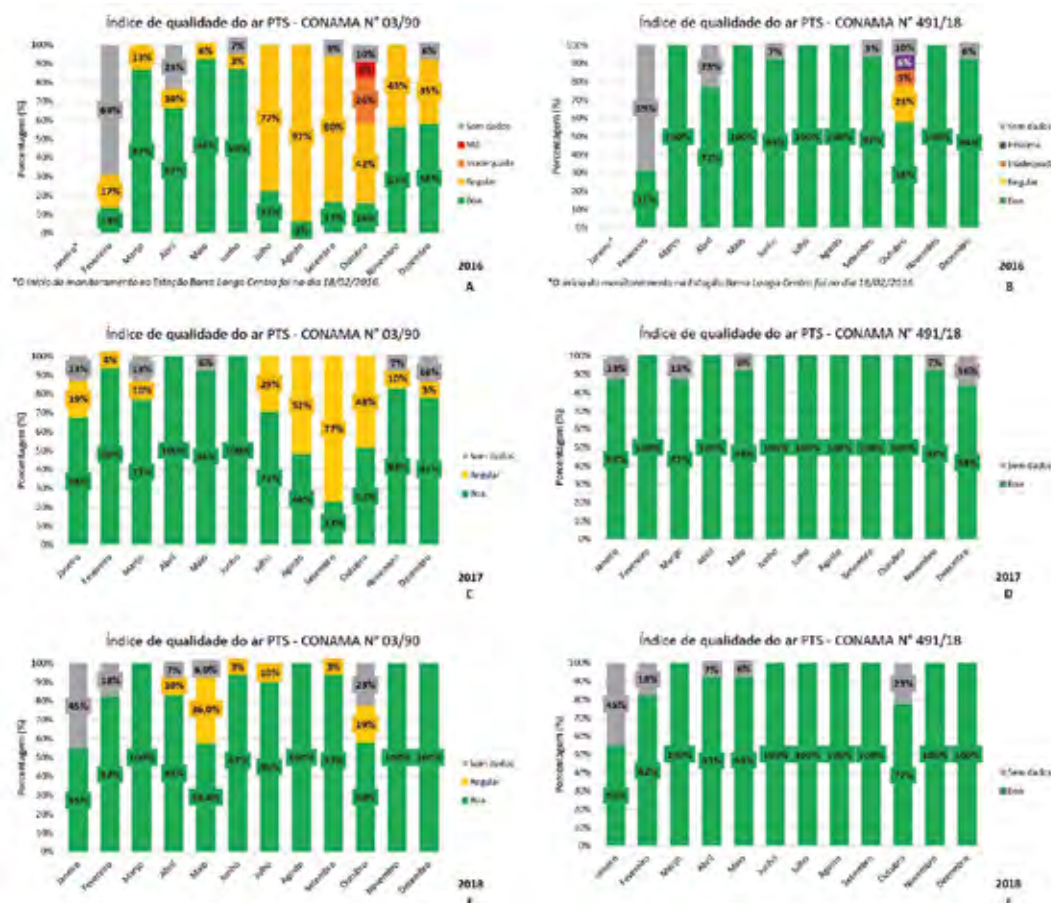


O IQAr foi calculado considerando os padrões estabelecidos por ambas as resoluções, CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 345, em função da alteração da escala do índice e dos intervalos correspondentes a cada classe, o IQAr para as PTS, calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018, é menos restritivo do que o IQAr para as PTS, calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990.

A partir da avaliação pelo critério da Resolução CONAMA N. 491/2018, a qualidade do ar em relação as PTS na estação Barra Longa Centro, foi classificada como boa, com exceção do mês de outubro de 2016, no qual houve 10 violações ao padrão de qualidade do ar estabelecido, de 240 µg/m³, as quais foram classificadas como regular (23%), inadequada (3%) e péssima (6%).

A partir da recomendação da Resolução CONAMA N. 003/1990, a qualidade do ar oscilou entre boa e regular no período de 2016 a 2018, com exceção do mês de outubro de 2016, onde houve 10 violações ao padrão de qualidade do ar estabelecido, de 240 µg/m³, as quais foram classificadas como regular (42%), inadequada (26%) e má (6%).

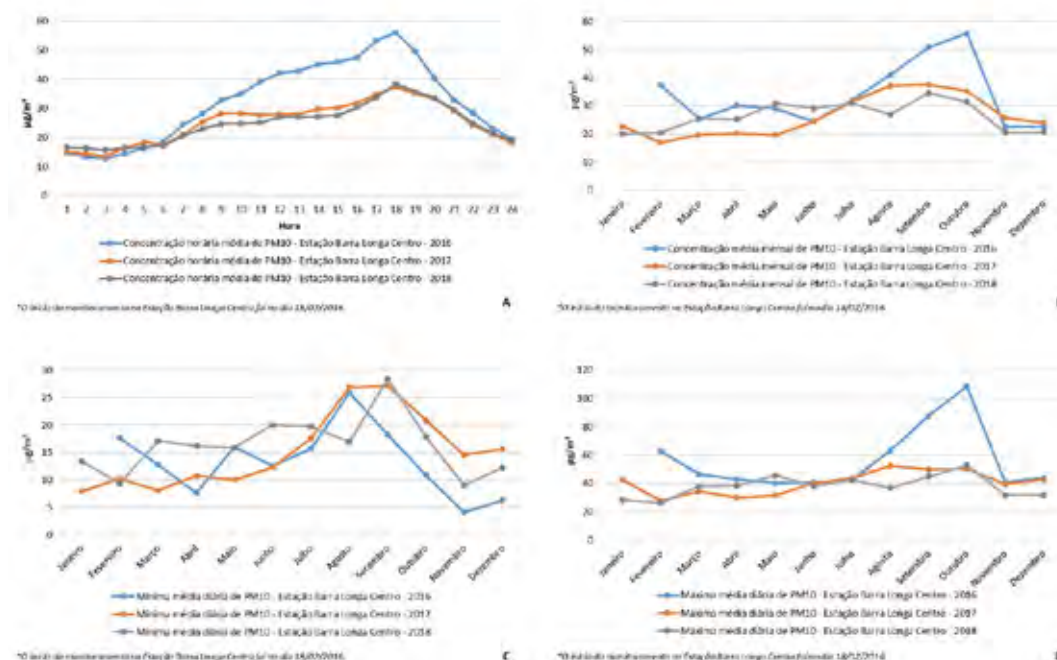
Figura 345 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Centro, nos anos de 2016 a 2018. Nos gráficos A, C e E o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990. Já nos gráficos B, D e F o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



Na Figura 346, tem-se representada graficamente a concentração horária média das PM_{10} , a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária. Pela análise da concentração horária média, observou-se que os valores registrados no ano de 2016 foram superiores aos obtidos nos anos subsequentes, principalmente no período das 10 horas às 18 horas, onde observa-se um acréscimo de 41% a 53% em relação ao observado no mesmo período em 2017. Quando se avalia o gráfico que representa a concentração diária média mensal e a concentração máxima média diária, observa-se que as concentrações registradas em 2016 se destacaram: para a concentração diária média mensal observa-se um acréscimo de 29% a 51% em relação à 2017 e para a concentração máxima média diária, um acréscimo de 43% a 108%.

Pela avaliação dos teores de PM_{10} nos anos de 2017 e 2018, observou-se um comportamento semelhante quando considerada a concentração máxima média diária. Para a concentração média mensal e concentração mínima média diária, observou-se que, de modo geral, nos meses de agosto a dezembro, as concentrações registradas em 2017 foram superiores às concentrações registradas em 2018 e, nos meses de fevereiro a julho, as concentrações registradas em 2018 foram superiores às concentrações registradas em 2017.

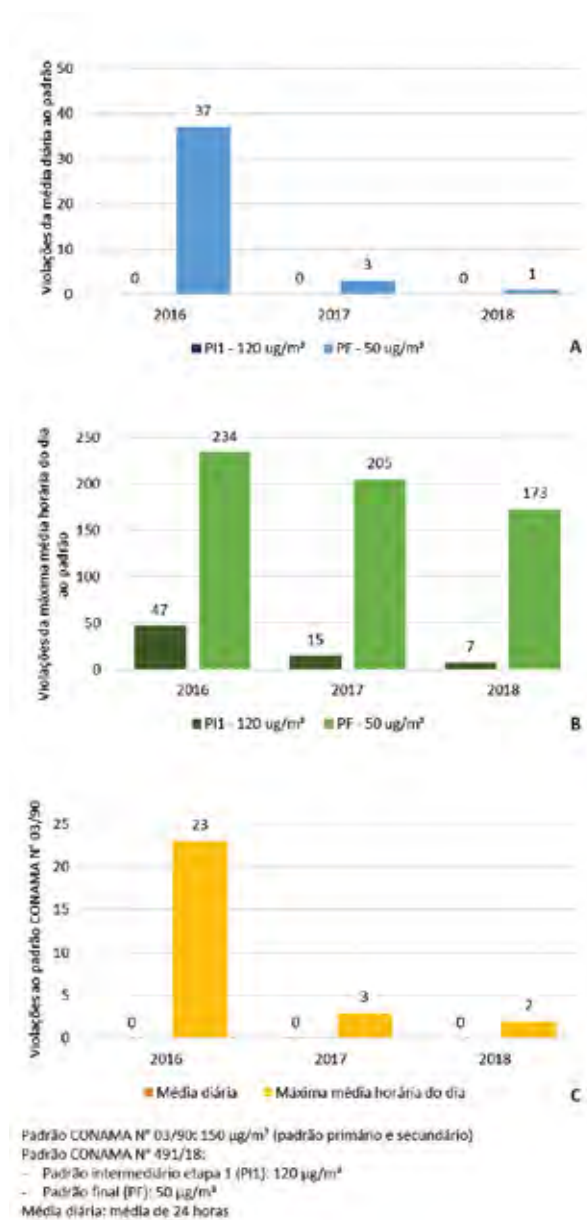
Figura 346 – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; e D. Concentração máxima média mensal.



Pela análise da conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme os resultados apresentados na Figura 347, verificou-se que não houve violações ao padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, de $150 \mu g/m^3$ e nem pelo padrão fase intermediária 1 (PI-1) estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $120 \mu g/m^3$. Pela consideração do padrão final estabelecido como meta pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $50 \mu g/m^3$, e que corresponde ao valor recomendado pela OMS, no ano de 2016 foram 37 violações; em 2017, 3 violações e em 2018 apenas 1 violação.

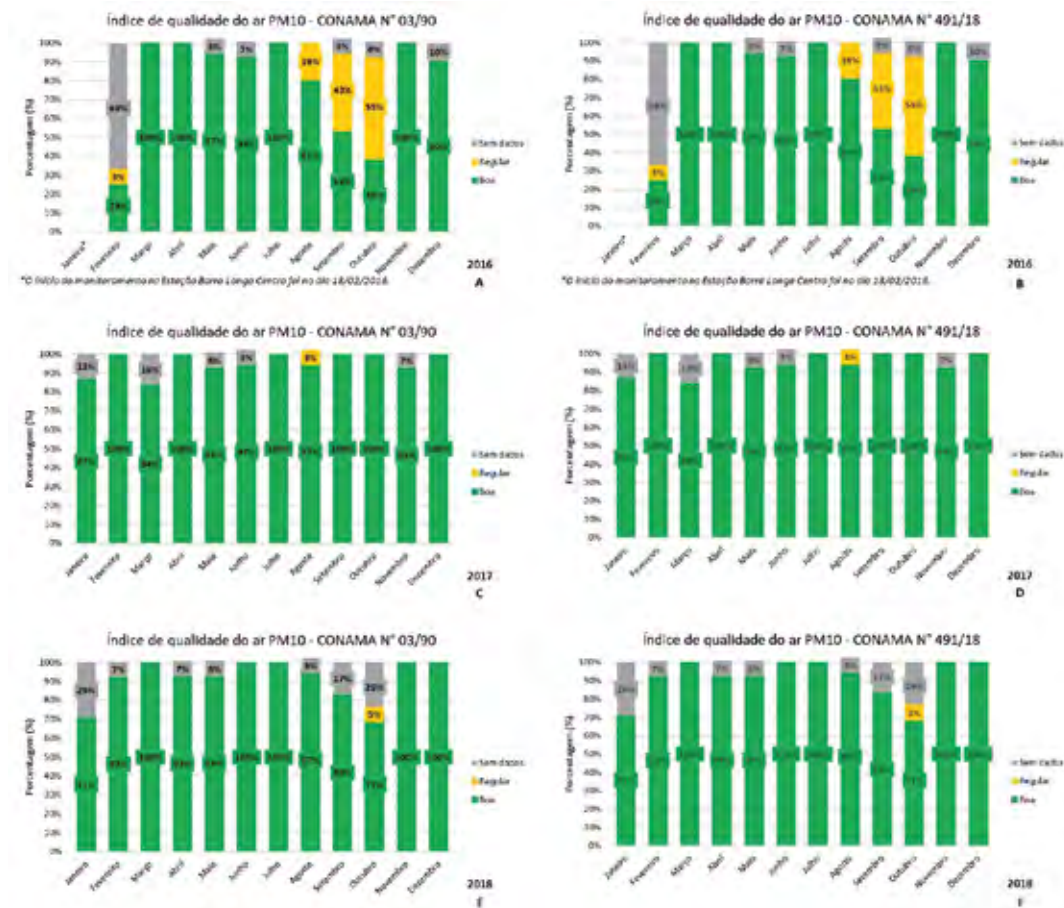
Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas ao PM_{10} , na Figura 347 estão apresentados os resultados da máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que, pela Resolução CONAMA N. 003/1990, foram 37 dias em 2016, 3 dias em 2017 e 1 dia em 2018 em que a máxima média horária foi superior a $150 \mu g/m^3$. Com a análise dos resultados pela Resolução CONAMA N. 491/2018, foram 47 dias em 2016, 15 dias em 2017 e 7 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior ao padrão estabelecido para a fase intermediária 1 (PI-1), de $120 \mu g/m^3$. Para o padrão final de $50 \mu g/m^3$, foram 234 dias em 2016 (74% dos dias monitorados), 205 dias em 2017 (56% dos dias monitorados) e 173 dias em 2018 (47% dos dias monitorados). Cabe aqui destacar que o padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018 como meta a ser atingida no futuro, já é o padrão recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) desde 2005.

Figura 347 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Centro em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.



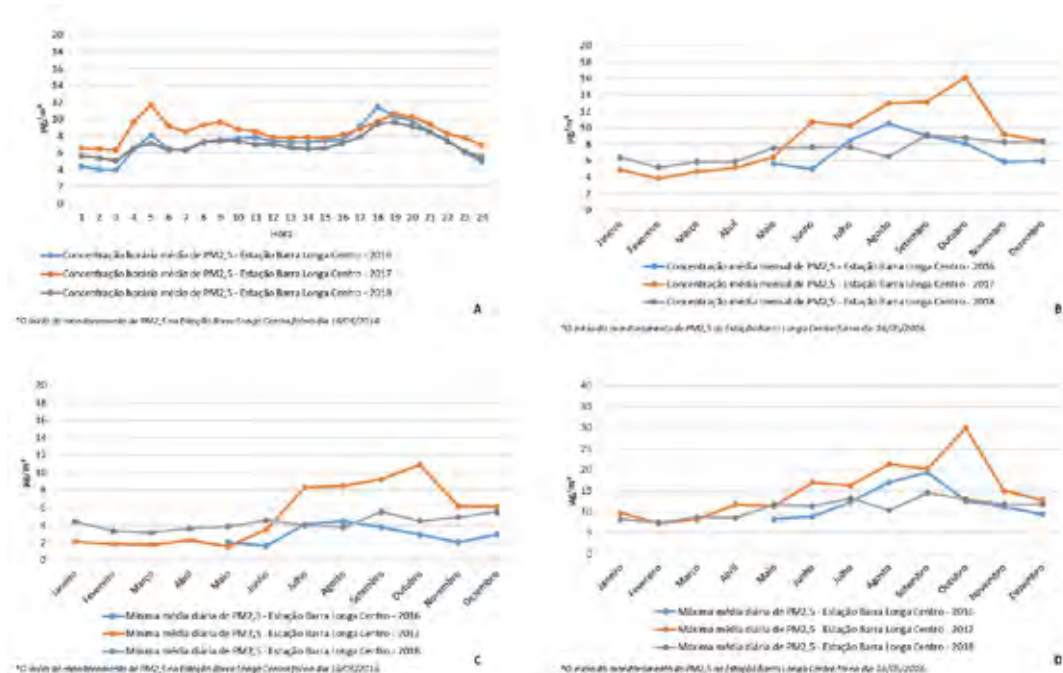
O IQAr foi calculado, considerando os padrões estabelecidos por ambas as resoluções, CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 348, mesmo havendo diferença da escala do índice e dos intervalos correspondentes a cada classe, o IQAr para as PM_{10} por ambas as resoluções não apresentou alteração de classificação, oscilando entre boa e regular. A classificação regular apareceu com mais intensidade no ano de 2016, nos meses de agosto, setembro e outubro, meses estes que corresponderam ao período em que obras de recuperação e de reconstrução estavam sendo executadas em Barra Longa. Além disso, agosto e setembro foram os períodos secos na região.

Figura 348 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. Nos gráficos A, C e E o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990. Já nos gráficos B, D e F o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



Na Figura 349, tem-se representada graficamente a concentração horária média das $PM_{2,5}$, a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária, lembrando que este parâmetro passou a ser monitorado em 16/05/2016. Pela análise das concentrações registradas no período de julho a novembro em 2017 (concentração diária média mensal, concentração mínima média diária e concentração máxima média diária), estas foram superiores às registradas no mesmo período em 2016 e 2018, correspondendo ao período de seca na região, o que pode ter contribuído para a ressuspensão das partículas. Nos meses de janeiro a junho, as concentrações registradas em 2018 foram superiores às registradas em 2017, quando considerada a concentração diária média mensal e a concentração mínima média diária. Para a concentração máxima média diária, neste período, elas foram similares.

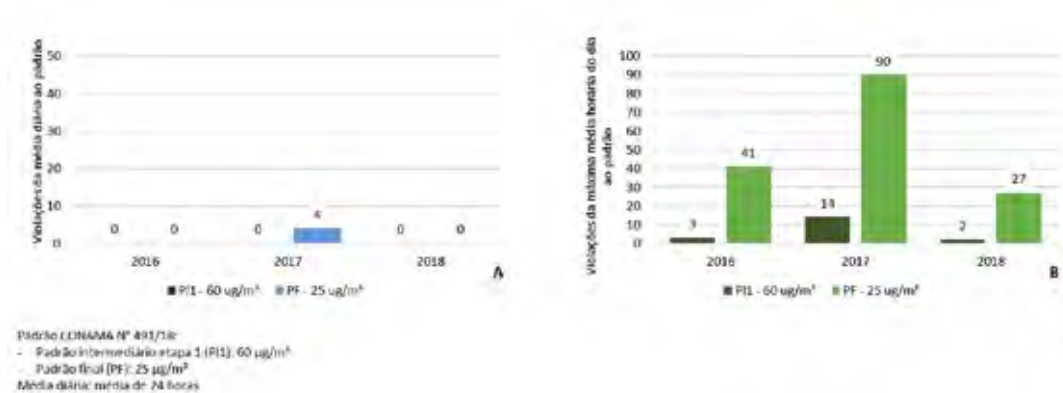
Figura 349 – Análise dos dados obtidos para partículas respiráveis ($PM_{2,5}$) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; D. Concentração máxima média mensal.



Pela análise da conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme Figura 350, verificou-se que não houve violações ao padrão fase intermediária 1 (PI-1) estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de 60 $\mu g/m^3$. Pela consideração do padrão final estabelecido como meta pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de 25 $\mu g/m^3$, apenas no ano de 2017 foram 4 violações.

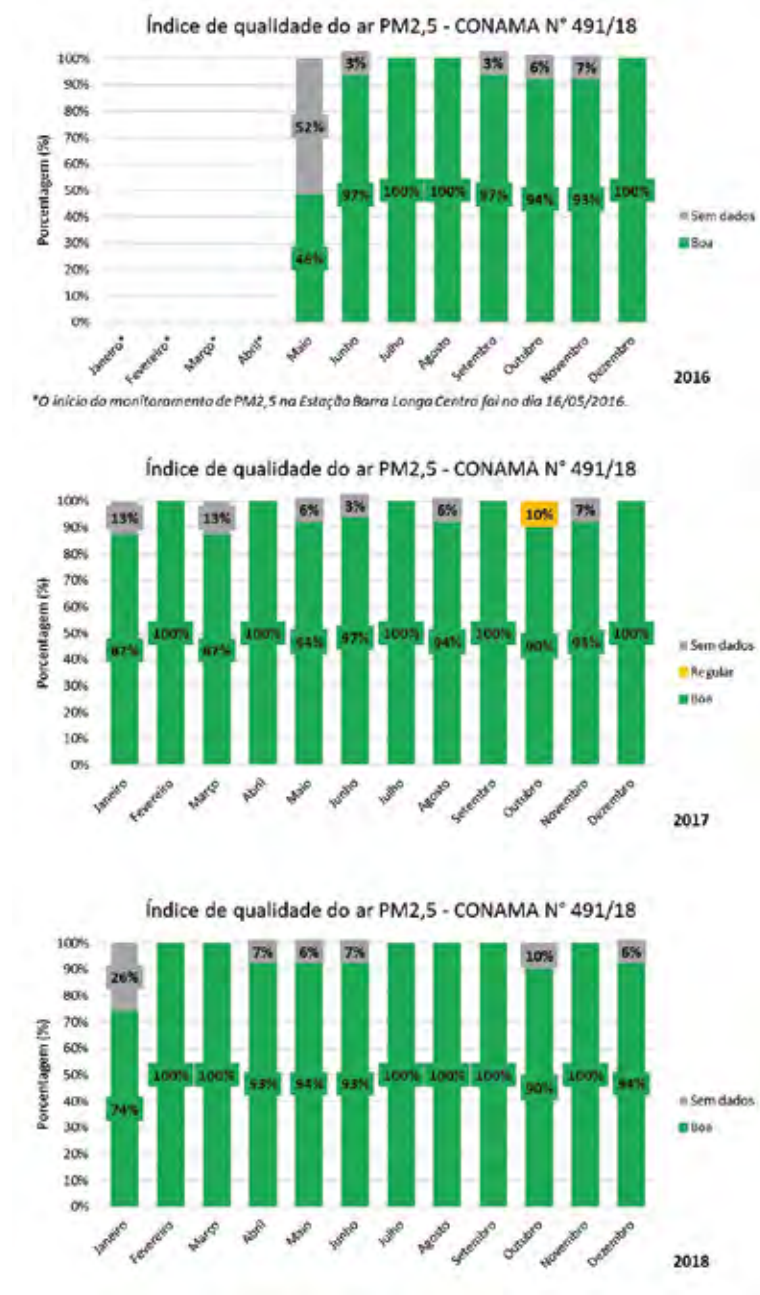
Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas às $PM_{2,5}$, na Figura 350 estão apresentados os resultados da máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que, foram 3 dias em 2016, 14 dias em 2017 e 2 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior ao padrão estabelecido para a fase intermediária 1 (PI-1), de 60 $\mu g/m^3$. Em termos do padrão final, de 25 $\mu g/m^3$, foram 41 dias em 2016 (18% dos dias monitorados), 90 dias em 2017 (25% dos dias monitorados) e 27 dias em 2018 (7% dos dias monitorados). Cabe ressaltar adicionalmente e como já comentado, que o padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018 como meta a ser atingida no futuro, já é o padrão recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) desde 2005.

Figura 350 – Avaliação das violações da média diária (A) e da máxima média horária do dia (B) obtidos para as partículas respiráveis ($PM_{2,5}$) na estação Barra Longa Centro em relação aos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA N. 491/2018.



O IQAr foi calculado considerando os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 351, o IQAr para as $PM_{2,5}$ foi classificado como boa em praticamente todo o período de monitoramento, com exceção do mês de outubro de 2017 em que 10% dos dias monitorados foram classificados com IQAr regular. Outubro de 2017 foi o mês em que foram registradas as maiores concentrações de $PM_{2,5}$, conforme Figura 349.

Figura 351 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis ($PM_{2,5}$) na estação Barra Longa Centro nos anos de 2016 a 2018, de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



3.1.2.2.2 Estação de monitoramento da qualidade do ar Barra Longa – Volta da Capela

Na Figura 352, tem-se representada graficamente a concentração horária média de PTS, a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária. Pela análise da concentração horária média, observou-se que os valores registrados no ano de 2017 foram superiores aos valores registrados no ano de 2018, o que pode estar relacionado ao baixo volume de dados obtidos em 2017, devido a operação da estação em apenas 4,5 meses. Pela avaliação da concentração média mensal, nos meses de agosto a outubro de 2017, esta foi de 31% a 59% maior

do que a observada em 2018. Um comportamento similar ao anterior foi observado na avaliação dos resultados da máxima média diária de PTS, uma vez que em 2018 as concentrações se mantiveram na faixa de 33% a 47% inferiores em relação aos valores de 2017.

A partir de novembro de 2017, observou-se que as concentrações médias mensais de PTS variaram pouco. A ausência de dados em 2016 e 2017, até o início de agosto, comprometeu a avaliação dos danos à qualidade do ar nesta área próxima ao Parque de Exposições, local este onde parte do rejeito foi depositado, próximo a residências e com a direção do vento favorecendo o arraste do material particulado em suspensão em direção à população (Figura 341).

O que pode ter contribuído para a redução das concentrações de PTS em 2018, em relação a 2017, é que obras de reconstrução do Parque de Exposições foram realizadas, reduzindo a exposição do rejeito depositado à ação de ressuspensão.

Figura 352 – Análise dos dados obtidos para partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; e D. Concentração máxima média mensal.

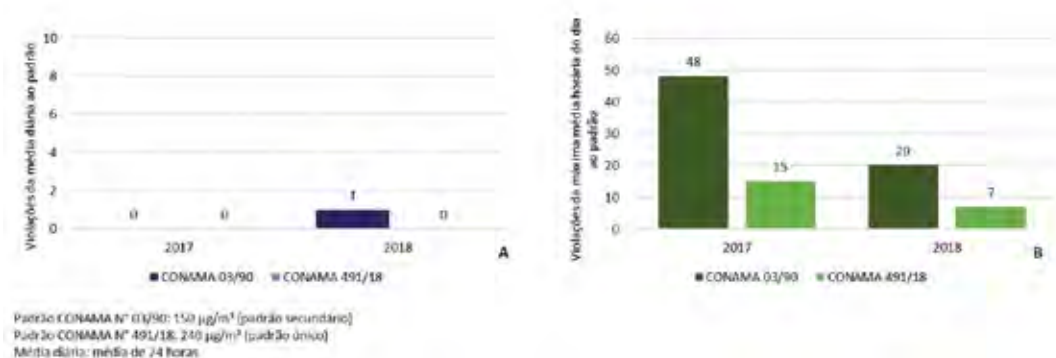


Pela avaliação da conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme Figura 353, verificou-se que não houve violações ao padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990 e pelo padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, ambos equivalentes a $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Entretanto, houve uma violação ao padrão secundário estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, registrada em outubro de 2018.

Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas ao particulado total em suspensão (PTS), na Figura 353 está apresentada a máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que a máxima média horária foi superior a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 33% dos dias monitorados em

2017 e em 5% dos dias monitorados em 2018. Em relação ao padrão de $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a máxima média horária foi superior em 10% dos dias monitorados em 2017 e em 2% dos dias monitorados em 2018.

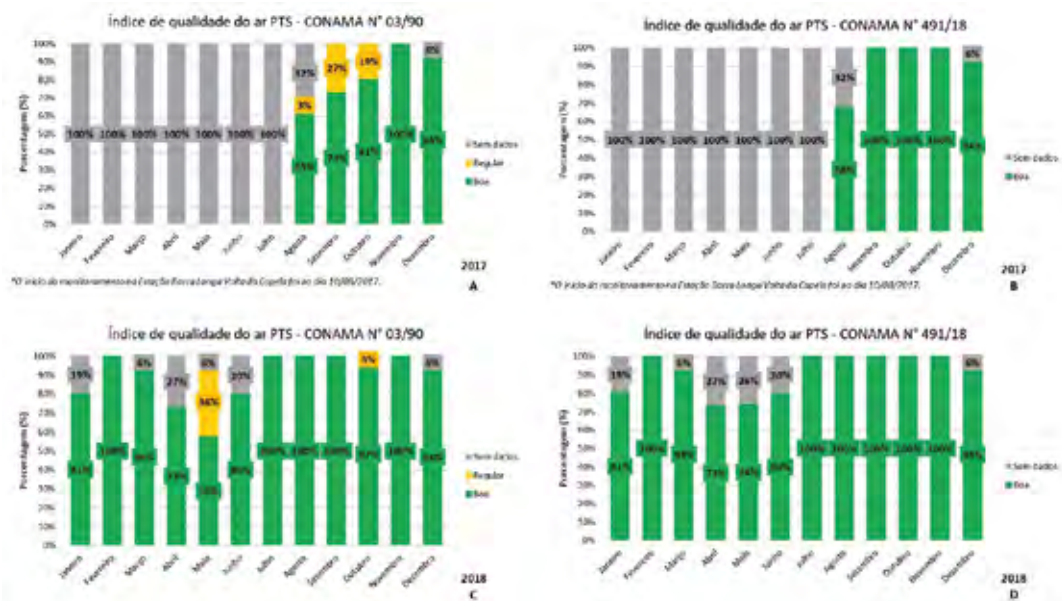
Figura 353 – Avaliação das violações da média diária (A) e da máxima média horária do dia (B) a partir dos resultados das partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Volta da Capela em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.



O IQAr foi calculado, considerando os padrões estabelecidos por ambas as resoluções, CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 354, em função da alteração da escala do índice e dos intervalos correspondentes a cada classe, o IQAr para as PTS calculado de acordo com a resolução CONAMA N. 491/2018 foi menos restritivo do que o IQAr para as PTS calculado de acordo com a resolução CONAMA N. 003/1990.

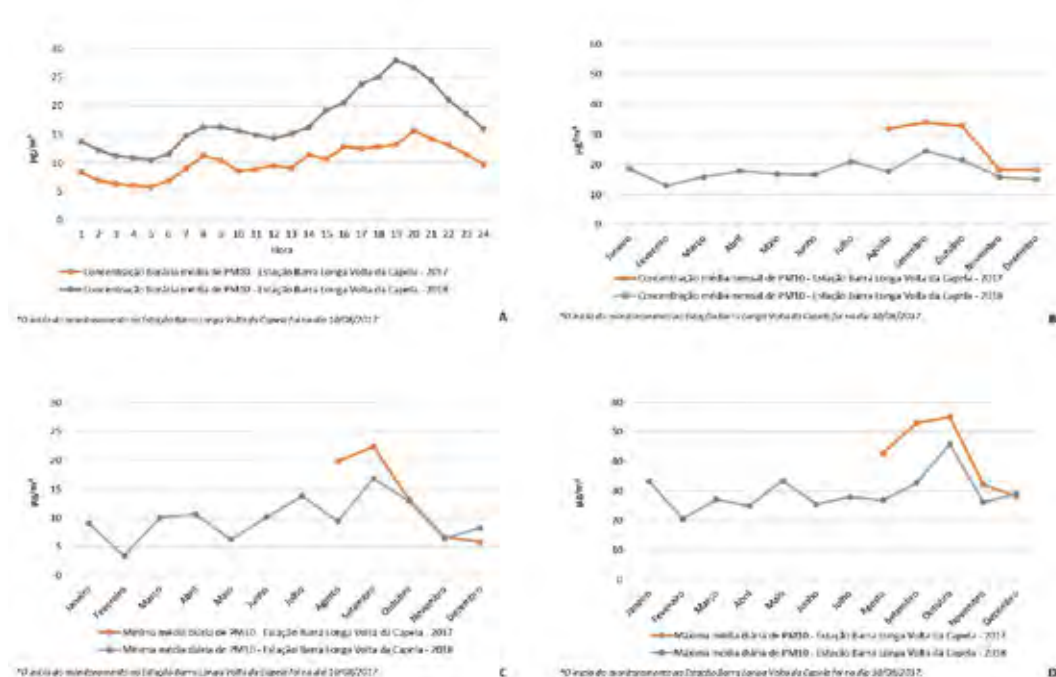
Pela avaliação dos dados a partir das recomendações da Resolução CONAMA N. 491/2018, a qualidade do ar, em relação as PTS na estação Barra Longa Volta da Capela, foi classificada como boa em todo o período considerado (agosto de 2017 a dezembro de 2018). Na análise pelos critérios da Resolução CONAMA N. 003/1990, a qualidade do ar oscilou entre boa e regular no mesmo período.

Figura 354 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para as partículas totais em suspensão (PTS) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. Os gráficos de A e C foram obtidos a partir do IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990. Já em B e D o IQAr foi calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



Na Figura 355, tem-se representada graficamente a concentração horária média das PM_{10} , a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária. Pela análise da concentração horária média, observou-se que os valores registrados no ano de 2017 foram inferiores aos valores registrados no ano de 2018, o que pode estar relacionado ao baixo volume de dados obtidos em 2017, devido a operação da estação em apenas 4,5 meses. Quando avaliada a concentração média mensal, nos meses de agosto a outubro de 2017 a concentração foi maior do que a observada em 2018. Comportamento similar foi observado ao se avaliar a máxima média diária das PM_{10} .

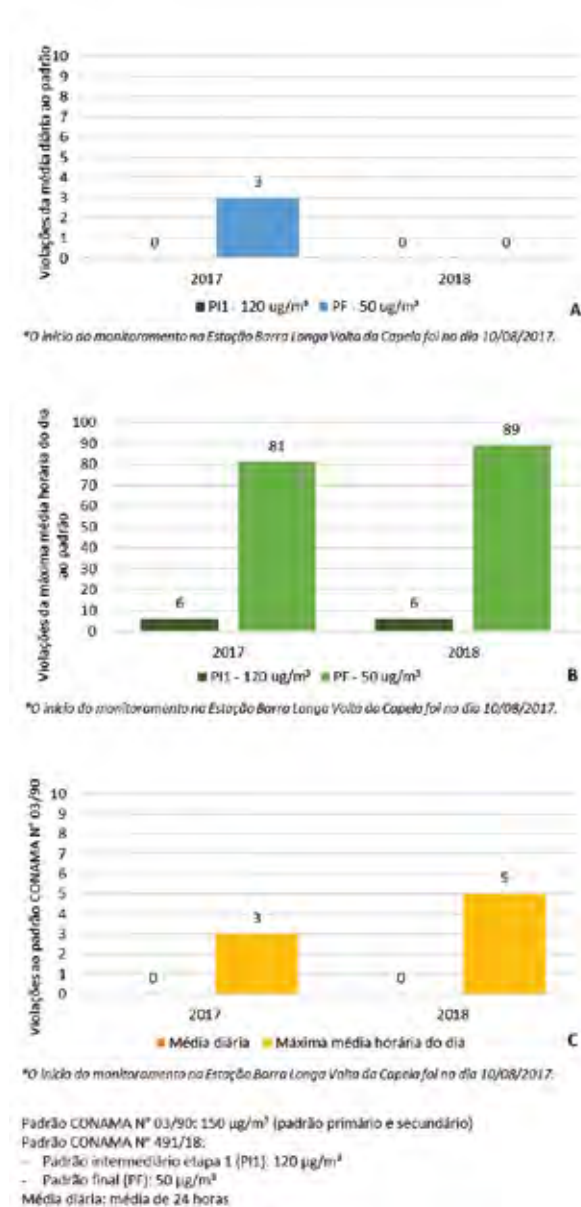
Figura 355 – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. A. Variação média diária; B. Concentração média mensal; C. Concentração mínima média mensal; e D. Concentração máxima média mensal.



Pela avaliação da conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme Figura 356, verifica-se que não houve violações ao padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, de $150 \mu g/m^3$ e nem pelo padrão fase intermediária 1 (PI-1) estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $120 \mu g/m^3$. Pela consideração do padrão final estabelecido como meta pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $50 \mu g/m^3$, no ano de 2017 foram observadas 3 violações.

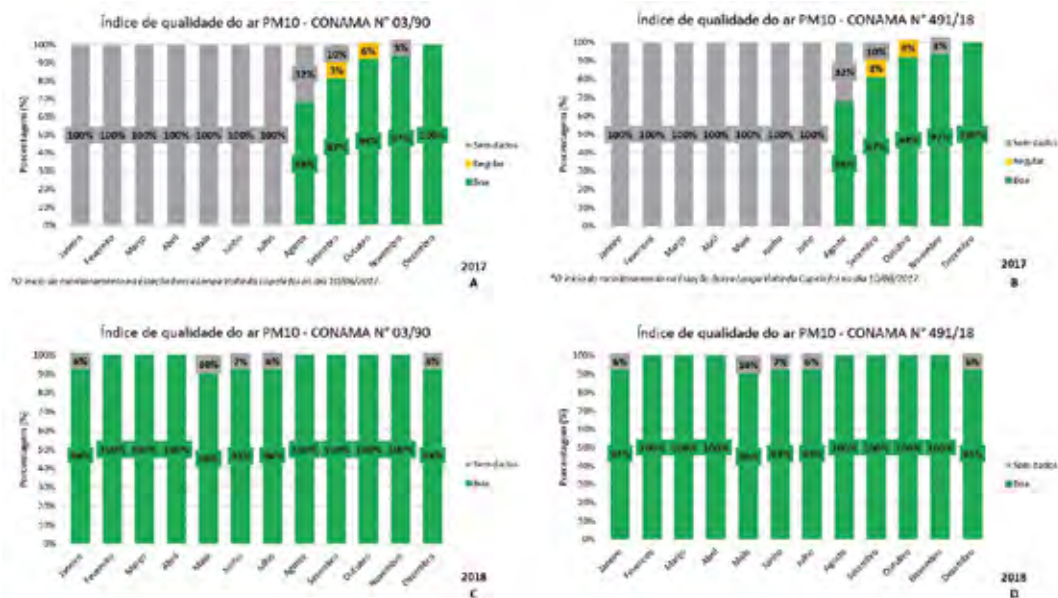
Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas as PM_{10} , na Figura 356 estão apresentados os resultados da máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que, pela Resolução CONAMA N. 003/1990, foram 3 dias em 2017 e 5 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior a $150 \mu g/m^3$. Pelos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491/2018, foram 6 dias em 2017 e 6 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior ao padrão estabelecido para a fase intermediária 1 (PI-1), de $120 \mu g/m^3$. Em função do padrão final, de $50 \mu g/m^3$, foram 81 dias em 2017 (56% dos dias monitorados) e 89 dias em 2018 (24% dos dias monitorados). Lembra-se, novamente, que o padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018 como meta a ser atingida no futuro, já é o padrão recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) desde 2005.

Figura 356 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Volta da Capela em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.



O IQAr foi calculado considerando os padrões estabelecidos por ambas as resoluções, CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 357, mesmo havendo diferença da escala do índice e dos intervalos correspondentes a cada classe, o IQAr para as PM_{10} por ambas as resoluções não apresentou alteração de classificação, oscilando entre boa e regular.

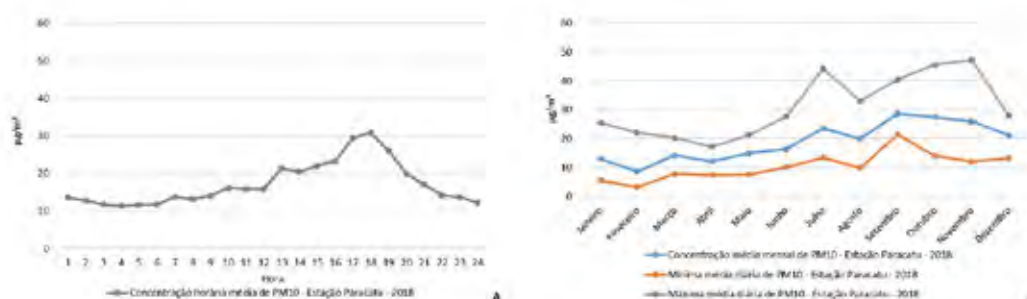
Figura 357 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis (PM_{10}) na estação Barra Longa Volta da Capela nos anos de 2017 e 2018. A e C o IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990; e B e D o IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



3.1.2.2.3 Estação de monitoramento da qualidade do ar Paracatu

A estação de Paracatu monitora apenas as PM_{10} . Na Figura 358, tem-se representada graficamente a concentração horária média de PM_{10} , a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária. Pela análise dos resultados da concentração horária média, observou-se que o valor máximo registrado no ano de 2018 foi de $31 \mu g/m^3$. Em relação a concentração mensal média, os maiores valores foram registrados nos meses de julho, setembro, outubro e novembro, sendo o máximo igual a $47 \mu g/m^3$.

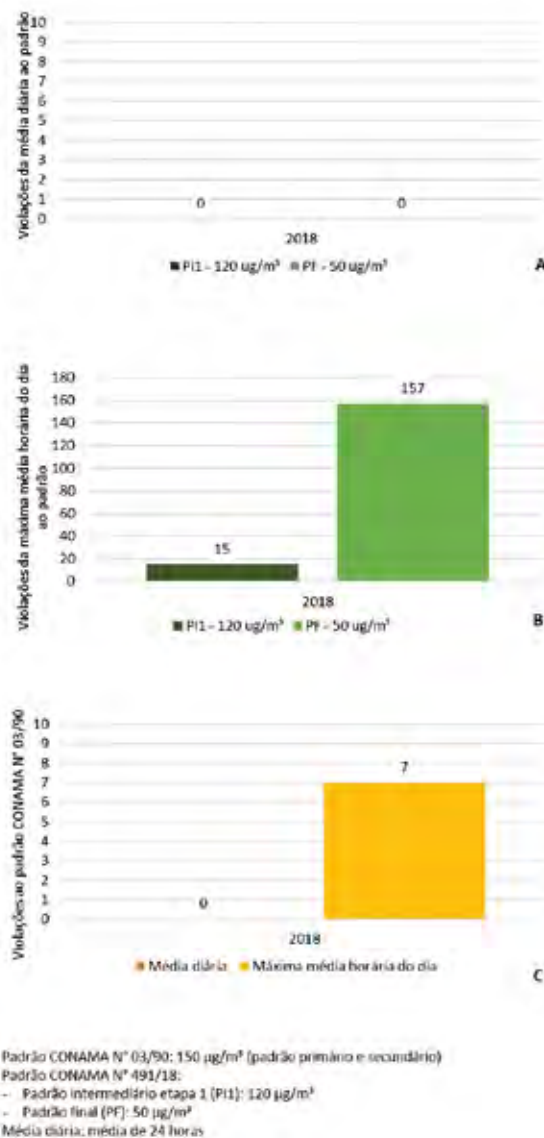
Figura 358 – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Paracatu no ano de 2018. A. Variação média diária; e B. Concentração média mensal, concentração mínima média mensal e concentração máxima média mensal.



Pela conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme Figura 359, verificou-se que não houve violações ao padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, de $150 \mu g/m^3$ e nem pelo padrão fase intermediária 1 (PI-1) estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $120 \mu g/m^3$. Pela consideração do padrão final estabelecido como meta pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $50 \mu g/m^3$, no ano de 2018 não foram registradas violações.

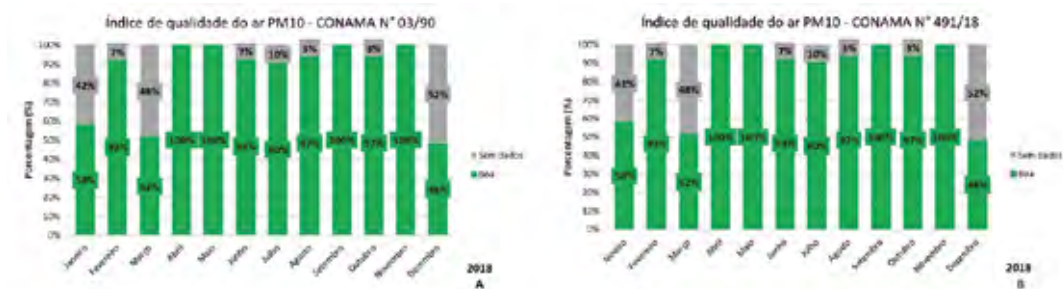
Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas as PM_{10} , na Figura 359, estão apresentados os resultados da máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que, pela Resolução CONAMA N. 003/1990, foram 7 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior a $150 \mu g/m^3$. Pelos critérios recomendados pela Resolução CONAMA N. 491/2018, foram 15 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior ao padrão estabelecido para a fase intermediária 1 (PI-1), de $120 \mu g/m^3$. Em termos do padrão final, de $50 \mu g/m^3$, foram 157 dias em 2018 (43% dos dias monitorados). Novamente, cabe destacar que o padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018 como meta a ser atingida no futuro, já é o padrão recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) desde 2005.

Figura 359 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Paracatu em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.



O IQAr foi calculado considerando os padrões estabelecidos por ambas as resoluções, CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 360, mesmo havendo diferença da escala do índice e dos intervalos correspondentes a cada classe, o IQAr para as PM_{10} por ambas as resoluções foi classificado como boa em todo o período de monitoramento avaliado.

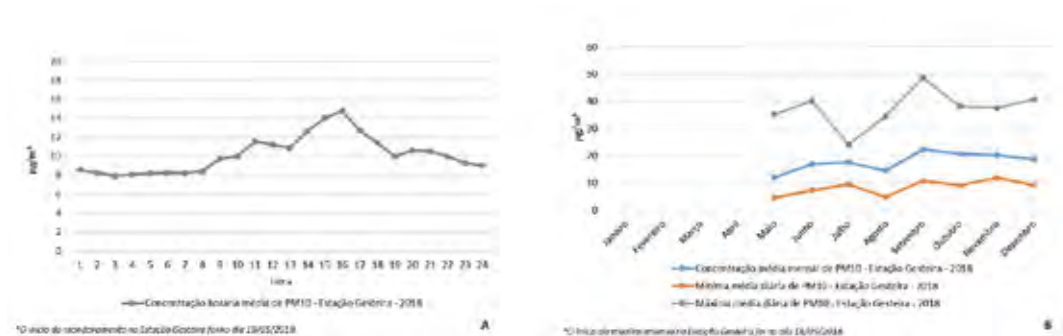
Figura 360 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis (PM_{10}) na estação Paracatu no ano de 2018. A. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990; e B. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



3.1.2.2.4 Estação de monitoramento da qualidade do ar Gesteira

A estação de Gesteira entrou em operação em maio de 2018 e monitora apenas as PM_{10} . Na Figura 361, tem-se representada graficamente a concentração horária média das PM_{10} , a concentração diária média mensal, a concentração mínima média diária e a concentração máxima média diária. Pela concentração horária média, observou-se que o valor máximo registrado no ano de 2018 foi de $15 \mu g/m^3$. Em relação a concentração mensal média, o valor máximo foi registrado no mês de setembro, correspondendo a $49 \mu g/m^3$.

Figura 361 – Análise dos dados obtidos para partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Gesteira no ano de 2018. A. Variação média diária; e B. Concentração média mensal, concentração mínima média mensal e concentração máxima média mensal.

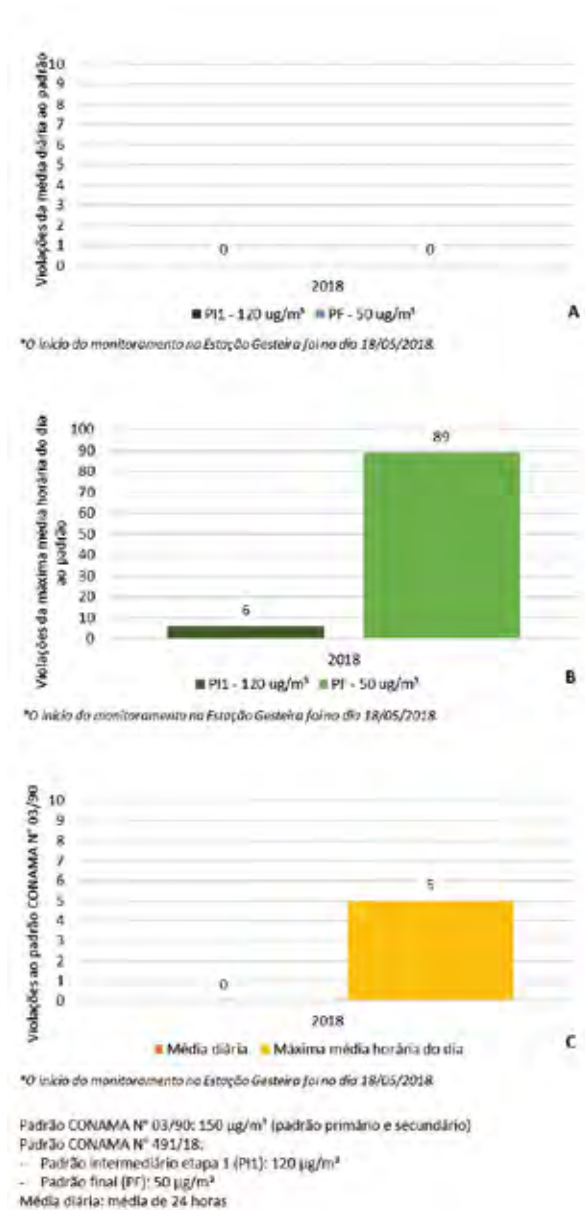


Pela análise da conformidade dos dados com os padrões de qualidade do ar estabelecidos, conforme Figura 362, verificou-se que não houve violações ao padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 003/1990, de $150 \mu g/m^3$ e nem pelo padrão fase intermediária 1 (PI-1) estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $120 \mu g/m^3$. Com relação ao padrão final estabelecido como meta pela Resolução CONAMA N. 491/2018, de $50 \mu g/m^3$, no ano de 2018 não foram registradas violações.

Apenas com o intuito de avaliar a ordem de grandeza a qual as pessoas foram expostas as PM_{10} , na Figura 362, foi avaliada a máxima média horária em relação aos padrões estabelecidos pelas

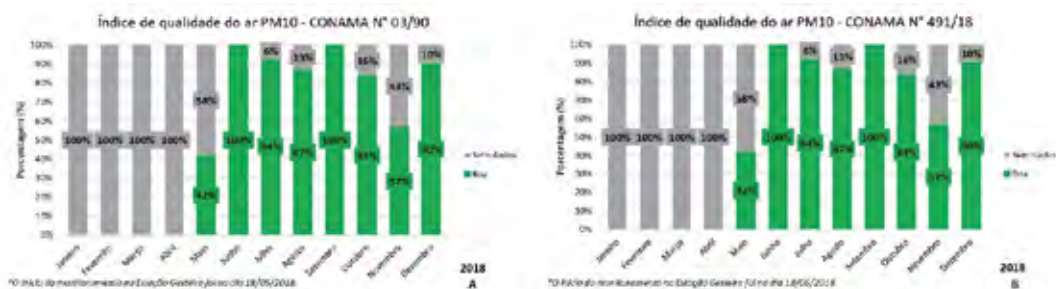
resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Verificou-se que, pela Resolução CONAMA N. 003/1990, foram 5 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Em termos da Resolução CONAMA N. 491/2018, foram 6 dias em 2018 em que a máxima média horária foi superior ao padrão estabelecido para a fase intermediária 1 (PI-1), de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Já, pelo padrão final, de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, foram 89 dias em 2018 (39% dos dias monitorados). Como já comentado anteriormente o padrão final estabelecido pela Resolução CONAMA N. 491/2018 como meta a ser atingida no futuro, já é o padrão recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) desde 2005.

Figura 362 – Avaliação das violações da média diária e da máxima média horária do dia obtidos para as partículas inaláveis (PM_{10}) na estação Gesteira em relação aos padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018.



O IQAr foi calculado considerando os padrões estabelecidos por ambas as resoluções, CONAMA N. 003/1990 e CONAMA N. 491/2018. Como se pode observar na Figura 363, mesmo havendo diferença da escala do índice e dos intervalos correspondentes a cada classe, o IQAr para as PM_{10} por ambas as resoluções foi classificado como boa em todo o período de monitoramento avaliado.

Figura 363 – Índice de Qualidade do Ar (IQAr) calculado para os dados obtidos para partículas respiráveis (PM_{10}) na estação Gesteira no ano de 2018. A. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 003/1990; e B. IQAr calculado de acordo com a Resolução CONAMA N. 491/2018.



Na Tabela 163 estão resumidos os resultados obtidos pela análise da concentração de partículas em suspensão em suas frações total (PTS), inalável (PM_{10}) e respirável ($PM_{2,5}$) monitoradas em Barra Longa, Gesteira e Paracatu.

Tabela 163 – Número de violações aos padrões de qualidade do ar estabelecidos pelos resultados obtidos no monitoramento da Fundação Renova nos anos de 2016 a 2018 para as concentrações de partículas em suspensão.

Parâmetro	Estação	Ano	CONAMA N. 03/1990 (padrão primário)	CONAMA N. 491/2018 (PI-1)	CONAMA N. 491/2018 (PF)*
PTS	Barra Longa Centro	2016	10	NA	10
		2017	0	NA	0
		2018	0	NA	0
	Barra Longa Volta da Capela	2017	0	NA	0
		2018	0	NA	0
	Barra Longa Centro	2018	0	0	37
PM_{10}	Barra Longa Centro	2016	0	0	3
		2017	0	0	1
		2018	0	0	0
	Barra Longa Volta da Capela	2017	0	0	3
		2018	0	0	0
	Paracatu	2018	0	0	0
$PM_{2,5}$ **	Barra Longa Centro	Gesteira	0	0	0
		2016	NA	0	0
		2017	NA	0	4
		2018	NA	0	0
	Barra Longa Centro	2018	NA	0	0

*A comparação com o padrão final da Resolução CONAMA N. 491/2018 é equivalente à comparação com os padrões estabelecidos pela OMS em 2005.

**Para o parâmetro $PM_{2,5}$, a Resolução CONAMA N. 03/1990 não estabelece um padrão de qualidade do ar.

NA: não se aplica.

De acordo com a OMS, há estudos que relacionam efeitos à saúde associados a baixas concentrações de material particulado e a resposta dos indivíduos a uma dada exposição é variável, o que indica que é improvável que qualquer padrão estabelecido para material particulado ou grau de orientação, fornecerá uma proteção universal para todos os indivíduos expostos contra todos os possíveis efeitos relacionados ao material particulado (WHO, 2005b). Além disso, o atendimento aos valores de referência definidos para a média de 24 horas, segundo a OMS, tem como objetivo, proteger a população contra os picos de poluição, os quais levariam a um excesso substancial de mortalidade (WHO, 2005b).

Em localidades mais secas, as tempestades de poeira podem causar aumentos consideráveis nas concentrações de partículas em suspensão, e os solos e poeiras soprados pelo vento são um dos principais poluentes particulados (WHO, 2005a).

Segundo Conti (2013), o material particulado (PS, PTS, PM_{10} e $PM_{2,5}$) pode ser de granulometria, forma e composição química variada de acordo com sua fonte de origem e os processos físicos e químicos de transformação aos quais são submetidos durante seu transporte na atmosfera. Os autores descrevem as frações de partículas em suspensão como:

- Partículas totais em suspensão (PTS): todas as partículas em suspensão na atmosfera cujo diâmetro varia desde 0,005 μm a até 100 μm .
- Partículas inaláveis (PM_{10}): partículas em suspensão na atmosfera com diâmetro inferior a 10 μm , as quais penetram o sistema respiratório, mas tendem a ficar retidas no nariz e nasofaringe, podendo ser, posteriormente, eliminadas pelos mecanismos de defesa do organismo humano. São emitidas, principalmente, por processos mecânicos existentes nas atividades industriais e construção civil e pela ressuspensão de partículas em vias devido ao tráfego ou à erosão eólica, entre outras.
- Partículas respiráveis ($PM_{2,5}$): possuem diâmetro inferior a 2,5 μm , são produzidas, principalmente, em processos de combustão e tendem a penetrar mais profundamente no sistema respiratório, podendo chegar até aos bronquíolos terminais.
- Partículas sedimentadas (PS): apresentam diâmetro predominantemente entre 5 a 100 μm em sua maioria e estão associadas ao incômodo causado às populações.

Os efeitos causados à saúde pelo material particulado são predominantemente relacionados aos sistemas respiratórios e cardiovasculares, e estão associados às condições individuais de saúde e faixa etária, embora toda a população possa ser afetada. Apesar das diferenças em composição química e forma, o material particulado é principalmente classificado por seu diâmetro, que indica o potencial e o local de deposição da partícula no sistema respiratório. Assim, o sistema respiratório é a principal via de acesso dos poluentes presentes no ar ao nosso organismo, o que motiva há décadas, os estudos relacionados às doenças desencadeadas pela exposição à poluição (GOUVEIA et al., 2019).

Hoek et al. (2013) ressaltam que evidências epidemiológicas consistentes têm indicado que exposições a curto e longo prazos a poluentes atmosféricos como o material particulado estão associadas a aumentos na mortalidade respiratória.

Em 2017, o Instituto Saúde e Sustentabilidade publicou uma pesquisa realizada em Barra Longa, a qual teve o intuito de avaliar a situação da saúde da população local afetada pelo desastre. De acordo

com o relatório, os moradores de Barra Longa permaneceram mais tempo expostos ao rejeito, pelo menos durante um ano, em função da presença do mesmo nas casas, nas ruas, durante as obras de reconstrução da cidade e no ar que respiravam (VORMITTAG et al., 2017). Dos problemas que foram relatados, cerca de 40,5% são respiratórios, dentre eles destacam-se tosse, alergia respiratória, rinite ou coriza e falta de ar. Para as crianças de até 13 anos, este valor aumenta para 60% (VORMITTAG et al., 2017).

3.1.3 CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos, no que tange às questões ambientais, o padrão primário de qualidade do ar estabelecido pela Resolução CONAMA N. 03/1990, vigente na época do monitoramento, para a fração total de partículas em suspensão (PTS) foi violado em 10 dias de monitoramento na localidade central de Barra Longa, no ano de 2016.

No cenário em que os dados monitorados durante o período de 2016 a 2018 foram comparados com os padrões de qualidade do ar recomendados pela OMS em 2005, os quais não eram exigidos a nível nacional na ocasião do monitoramento, observa-se que, para a fração total de partículas em suspensão (PTS) não houve alteração no número de violações, em função do valor limite estabelecido ser o mesmo ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para a média de 24 horas). Entretanto, para a fração de partículas inaláveis (PM_{10}), em comparação aos padrões da OMS, verifica-se que a estação Barra Longa Centro violou o padrão 37 vezes no ano de 2016, observando-se uma significativa redução nos anos subsequentes de monitoramento. Violações para as PM_{10} na estação Barra Longa Volta da Capela também foram observadas no ano de 2017 em relação ao valor estabelecido pela OMS. Com relação às partículas respiráveis ($\text{PM}_{2,5}$), a qual é monitorada apenas na estação Barra Longa Centro, no ano de 2017 foram observadas quatro violações aos padrões estabelecidos pela OMS.

Das três localidades onde a qualidade do ar foi monitorada durante os anos de 2016 a 2018, Barra Longa foi diretamente impactada, principalmente no ano de 2016, ano este em que obras de reconstrução estavam sendo executadas, o rejeito estava sendo removido e, conseqüentemente, o tráfego de veículos de alto e baixo impacto aumentou consideravelmente na região. A situação de ressuspensão foi agravada também, pela deposição do rejeito retirado das casas e ruas da cidade no Parque de Exposições de Barra Longa, o qual, devido a ação do vento, ficava disponível no ar para a inalação pelas pessoas, uma vez que a área é localizada em um bairro residencial (Volta da Capela). Ainda, as condições de períodos de seca na região, em determinadas épocas do ano, contribuem para que as partículas permaneçam em suspensão no ar.

A ausência de dados em 2016 e 2017, até o início de agosto, na estação Barra Longa Volta da Capela, comprometeu a avaliação dos danos à qualidade do ar nesta área próxima ao Parque de Exposições, local este onde parte do rejeito foi depositado, próximo a residências e com a direção do vento favorecendo a ressuspensão do material particulado em direção à população.

Tendo por base os resultados e as discussões apresentadas, pode-se concluir em relação à qualidade do ar que houve dano em decorrência do rompimento da barragem de Fundão em Barra Longa, principalmente no período em que o rejeito esteve depositado e sob a ação de dispersão pelo vento. Entretanto, após as ações de recuperação e reconstrução de Barra Longa e da não disponibilidade do

rejeito de forma a ressuspender, as concentrações de partículas na atmosfera atenderam aos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela resolução CONAMA N. 03/1990, vigente na época.

Importante destacar que para a identificação e classificação dos danos, foram considerados os padrões nacionais vigentes na época do monitoramento, definidos pela Resolução CONAMA N. 03/1990. Para as $PM_{2,5}$, foi considerado o padrão estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2005), recomendado em 2005 e estabelecido como padrão final da Resolução CONAMA N. 491/2018, a ser implementado no Brasil após as fases intermediárias I, II e III, uma vez que a Resolução CONAMA N. 03/1990 não contemplava o monitoramento deste parâmetro.

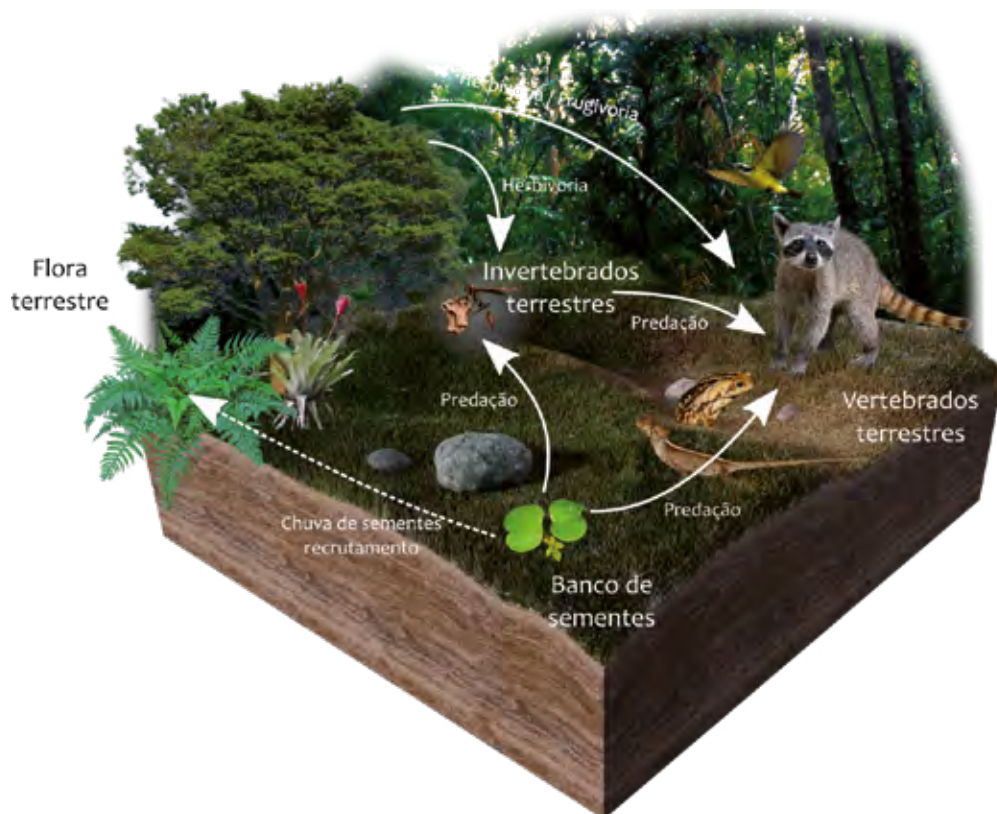
A violação aos padrões de qualidade do ar caracteriza, de acordo com os critérios definidos para avaliar os danos à qualidade do ar em decorrência do desastre ambiental da barragem de Fundão, um dano gravíssimo à população que esteve exposta a essas concentrações em Barra Longa, uma vez que as pessoas de grupos sensíveis podem apresentar sintomas ou agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares e a população em geral pode ser afetada, dependendo da intensidade dessa concentração acima do padrão estabelecido e do tempo de exposição. Em relação a tendência desse dano, ocorrerá a redução da concentração de partículas na atmosfera, a partir do momento em que as partículas oriundas do solo e do rejeito depositado, não estejam expostas à ação do vento, caracterizando um dano reversível.

O monitoramento da qualidade do ar realizado pela Fundação Renova é de fundamental importância para subsidiar estudos epidemiológicos nas áreas afetadas, com o objetivo de avaliar a curto, médio e longo prazo, os impactos da poluição do ar na saúde humana, uma vez que ainda não há um padrão de qualidade do ar estabelecido mundialmente como um limite seguro à saúde humana. Além disso, como os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N. 491/18 ainda são menos restritivos do que os padrões recomendados pela OMS, não se sabe quais as doenças ou sintomas serão desencadeados devido a esta exposição, o que justifica por si só o acompanhamento da saúde das pessoas afetadas, principalmente das pessoas pertencentes a grupos sensíveis, como crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardiovasculares crônicas.

4 ANÁLISE INTEGRADA

O ambiente terrestre é onde a sociedade humana se encontra estabelecida. Os ecossistemas ali presentes sustentam, ainda, enorme parcela da biodiversidade envolvida com o bem-estar humano, além de prover uma miríade de serviços ecossistêmicos fundamentais à sobrevivência de nossa espécie. Os elementos naturais que ocorrem no ambiente terrestre formam séries de conexões que se inter-relacionam em complexos sistemas dinâmicos. Alterações ou distúrbios em um elemento, por exemplo, podem acometer indiretamente outros, ao tempo em que os efeitos brutos de danos podem ser atenuados pela ação também indireta de outros elementos. Estas propriedades emergentes dos sistemas naturais, que surgem pelas interações dos diferentes elementos dos ambientes terrestres, fornecem a resiliência ecológica que tende a manter o sistema como um todo em um estado de equilíbrio dinâmico.

Figura 364 – Resumo visual dos elementos bióticos presentes no ambiente terrestre e parte de suas relações. Além dos componentes da fauna e flora, o ambiente terrestre é composto pela superfície e subsuperfície, incluindo as rochas, solos e cavidades naturais; esse ambiente interage diretamente com a atmosfera e os ambientes aquáticos.



O ambiente terrestre foi afetado pelo desastre de diferentes maneiras, tanto por efeitos de curto e curtíssimo prazo, como por fenômenos de médio a longo prazo. Para a construção de um diagnóstico o mais abrangente possível, dada a variedade de situações dos danos potencialmente ocorrentes, a abordagem metodológica adotada envolveu mais de 80 pesquisadores – de diversas especialidades de atuação – e ampla gama de formas de amostragem e análise. Em síntese, foram avaliados diferentes aspectos da superfície e subsuperfície abiótica, dos solos e rejeitos, da situação de geração e disposição de resíduos sólidos, das condições da qualidade do ar, e várias abordagens acerca da fauna e flora regionais.

A equipe se utilizou de métodos muito diversos de coleta e análise de dados, de modo a atingir diferentes objetivos da avaliação dos componentes desse ambiente. Foram conduzidas extensas buscas e análises de dados da literatura especializada; avaliações e geração de produtos em Sistemas de Informação Geográfica; uso de parte das informações que vêm sendo geradas pela Fundação Renova; além de diversas fontes primárias de dados, ou seja, informações colhidas em campo pelas próprias equipes do Lactec. Foram levantados tanto dados observacionais – sem a coleta de material – quanto amostragens para escrutínio em laboratórios e para experimentações controladas. Amostras de rejeito, solos e componentes bióticos (fauna e flora) foram submetidos a diferentes avaliações, seja para diagnosticar diferentes propriedades do material (p.ex. das características físicas, químicas e geotécnicas do rejeito e solos), seja para avaliar a presença e concentração de elementos e substâncias potencialmente tóxicas. Especificamente com relação à biota, os estudos de campo abrangeram esforço significativo de amostragem para fornecer informações robustas sobre a composição e diversidade biológica encontrada ao longo de toda a área de estudo, entre Fundão e a foz do rio Doce. Além de levantamentos florísticos e faunísticos de cunho qualitativo, foram concomitantemente obtidos dados quantitativos de diversos grupos biológicos, e obtidas amostras para avaliação das condições de saúde de algumas populações.

Dentro dos grupos estudados neste ambiente foram identificados 32 danos. É inegável a importância de todos os elementos físicos e biológicos da região afetada, os quais foram danificados de diferentes formas e intensidades ao longo do trajeto percorrido pela lama. O meio físico sofreu com perdas que variam desde a remoção bruta de solos e rochas, e influências sobre a qualidade do ar; a aspectos ligados à interface de uso humano, como danos aos recursos minerários e situações relacionadas à disposição de resíduos sólidos. Aspectos biológicos também foram profundamente modificados, pela supressão vegetacional e diminuição acentuada da qualidade dos habitats, assim como por danos em escala de paisagem, que afetaram a capacidade regional de deslocamentos da fauna. A contaminação dos diversos componentes ambientais é também uma das principais preocupações desde a ocorrência do desastre.

O fluxo gerado pelo rompimento da barragem, devido ao volume de material e às características topográficas relativamente acentuadas, atingiu alta velocidade e energia, assemelhando-se a uma avalanche de grandes proporções. Esse fluxo de alta energia, principalmente no Compartimento 1 – entre a antiga barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves – promoveu a remoção mecânica de vegetação, solos e rochas ao longo de seu percurso, além da remoção de sedimentos de fundo, causando sua remobilização e posteriormente deposição destes materiais. No que diz respeito à alteração da paisagem, os danos foram severos, tendo impactado intensamente as áreas afetadas: houve completa remoção da vegetação, dos solos e, eventualmente, até de rochas, correspondendo a uma área afetada de aproximadamente 28 mil hectares. É importante ressaltar que as áreas sujeitas a essas perdas se caracterizam, sobretudo, como áreas de preservação permanente (APP), de acordo com a Lei 12.651/12. Dada a sabida relevância ambiental da manutenção da vegetação nativa em APP, esses danos requerem ser tratados com ainda maior atenção. A passagem da onda de rejeito atingiu as localidades de Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo, Gesteira e a sede municipal de Barra Longa, causando a destruição de muitas estruturas civis e a supressão da vegetação presente nestes locais, sendo esses resíduos incorporados ao rejeito depositado na Área de Passagem e Deposição da Lama (APDL) ou carregados ao longo do curso dos rios afetados. A passagem e deposição do rejeito afetou

também 469 processos minerários desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce, no município de Regência. Ao todo, este dano compreendeu uma área de 34.174 hectares, sendo a maior parte dos processos comprometidos relativos à exploração de areia e ouro.

Com relação às feições subterrâneas, 08 foram atingidas pela lama, sendo que 02 encontram-se totalmente alagadas / soterradas e 06 foram apenas atingidas, ou seja, a lama apenas passou por elas. Dos sítios arqueológicos vistoriados, 01 encontra-se totalmente soterrado e descaracterizado. Espécies cavernícolas com baixa agilidade, principalmente os invertebrados terrestres, podem ter sido dizimadas com a passagem e deposição do rejeito.

No Compartimento 1, conjuntamente com a remoção dos solos, a força mecânica do rejeito suprimiu imediatamente 647 ha de vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, englobando regiões de matas nativas, vegetação secundária inicial, várzeas e campos rupestres. Nos limites das áreas onde ocorreu remoção mecânica de solos e vegetação, verificou-se a deposição do rejeito no sub-bosque. Nestas situações, embora o estrato arbóreo não tenha sido suprimido – a floresta permaneceu em pé – ocorreu a mortandade tardia dos indivíduos ali presentes. Por meio da análise de imagens aéreas, juntamente com o cálculo de índices adequados a esse fim (NDVI), diagnosticou-se uma área de 212,44 ha de vegetação nativa danificada neste sentido, adicionando-se à perda florestal pela supressão. Os fragmentos florestais eram habitat de cerca de 206 espécies de árvores, 128 espécies de trepadeiras, 28 espécies de epífitas e 214 espécies de herbáceas. Já a vegetação secundária inicial abrigava por volta de 272 espécies, enquanto nos campos rupestres este número era próximo a 209. Deste total, 14 espécies encontram-se ameaçadas de extinção, 12 são endêmicas da região e 29 tem seu comércio regulamentado de forma a evitar usos incompatíveis com sua sobrevivência. Além da biodiversidade, os recursos florestais disponíveis também foram severamente afetados. Estimativas geradas pelo inventário florestal apontam que cerca de 120.000 m³ de madeira foram arrancados do solo. Em adição, 486 espécies distribuídas em todos os grupos botânicos estudados possuíam algum tipo de potencialidade de utilização conhecida, como alimentícia, paisagística ou medicinal.

Além de retirar a floresta já estabelecida, a passagem do rejeito removeu, ainda, o banco de sementes presente no solo, na serrapilheira e o banco de plântulas, elementos essenciais para garantir a resiliência da floresta na ocorrência de perturbações. Durante o diagnóstico encontrou-se um total de 39 espécies presentes no banco de sementes do solo, 45 espécies no banco de sementes da serrapilheira e 346 espécies no banco de plântulas, diversidade elevada e cuja recuperação é fundamental para garantir a recomposição da vegetação original da região. Desta forma, o processo de regeneração natural e a floresta perdeu parte do seu potencial de recuperação.

A descaracterização ambiental promovida pela supressão da cobertura vegetal atingiu também a fauna. Os ambientes florestais foram substituídos por áreas de rejeito, efetivamente anulando a qualidade ambiental dessas regiões. A fuga de animais com alta mobilidade é a primeira resposta, comportamental, que se espera quando da ocorrência de distúrbios. Este é um efeito de curtíssimo prazo, ocorrendo concomitantemente à passagem da onda de rejeitos e, nesse sentido, não foi quantificável na ocorrência do desastre. Não obstante, seus efeitos na paisagem podem ser profundos, pois considerando-se a expulsão da fauna dos quase 860 ha de vegetação nativa suprimida ao longo do trajeto da onda, é razoável admitir que os remanescentes adjacentes ao dano foram colonizados por

um contingente numeroso de fugitivos, os quais passam a competir por recursos com os espécimes residentes. O aumentado nível de estresse que acometeu os refúgios implica, conceitualmente, que a área danificada pela perda da vegetação estende-se além dos limites da área suprimida devido ao adensamento e geração de conflitos entre espécimes residentes e os fugitivos.

Da mesma forma, no caso de espécies e indivíduos menos aptas à fuga, presume-se a mortalidade direta pelo soterramento. Similar à situação anterior, a quantificação de espécimes da fauna terrestre acometidos por este efeito – e a avaliação da magnitude deste dano perante os contingentes populacionais regionais – apresenta limitações quanto à sua estimativa. Estas incertezas decorrem do desconhecimento generalizado acerca da fauna local, inviabilizando o estabelecimento de parâmetros minimamente plausíveis para cálculos adequados. Destaca-se que, no âmbito da fauna terrestre de interesse, envolvem-se não somente vertebrados, mas também diversos invertebrados – grupo de elevada riqueza e abundância na região, mas cujo acompanhamento demográfico é inexistente.

O material do rejeito, de composição silto arenosa, sedimentou-se nas margens dos tributários do rio Doce no Compartimento 1, soterrando terraços extracalha e planícies fluviais, ou seja, encobrimdo solos aluvionares nestes locais. A camada de rejeito depositou-se entre as barragens de Fundão e a UHE Risoleta Neves, que reteve grande parte do material extravasado, e o compartimentalizou. Deste ponto geográfico em diante, no sentido jusante ao longo do rio Doce, o rejeito permaneceu suspenso na coluna d'água até atingir sua foz, no vizinho estado do Espírito Santo. Três meses após o evento do rompimento da barragem, no entanto, ocorreu a elevação da cota do rio devido à cheia histórica de janeiro de 2016, o que pode ter resultado no carreamento do rejeito suspenso na coluna d'água para as margens extracalha a partir do Compartimento 2, adentrando o ambiente terrestre em alguns metros em pontos isolados.

A compartimentação do rejeito causou ainda efeitos sobre a qualidade do ar. A exposição de material fino no ambiente terrestre facilita a ressuspensão de particulados pela ação do vento e/ou pelos processos mecânicos gerados durante a movimentação de maquinário, especialmente nas imediações de áreas urbanas. O material particulado tem também a capacidade de adsorção de outras substâncias. Assim, mesmo que sua concentração no ar se mantenha dentro dos limites definidos pela legislação ambiental vigente, a exposição ao material ocorre de forma contínua, tornando-se necessário acompanhar a população a longo prazo para avaliar possíveis efeitos decorrentes do contato com as partículas em suspensão.

O rejeito depositado apresenta características físicas, químicas, mineralógicas e geotécnicas distintas dos solos naturalmente encontrados na região. Além disso, devido à espessura mediana do rejeito de aproximadamente 1 m no Compartimento 1, mesclado em muitos pontos com o solo natural, o material foi classificado como Tecnossolo (solo de origem antrópica). A fase sólida desse novo solo, presente ao longo da área de passagem e deposição da lama, apresenta mineralogia com predomínio de óxidos de ferro cristalinos (principalmente hematita) e teores muito baixos de carbono orgânico (0,17%), que se refletem em um substrato de elevada fragilidade ambiental. Em adição, o rejeito depositado apresenta textura franca, com teor de silte de aproximadamente 41%; essa fração é composta por minerais de ferro de elevada densidade. Como resultado, o Tecnossolo é adensado, com densidade aparente de aproximadamente 2 g cm^{-3} e macroporosidade de 7%, valor inferior ao recomendável para

o bom desenvolvimento radicular de plantas. Apesar disso, o potencial produtivo do Tecnossolo não foi prejudicado em comparação aos solos naturais da região, fenômeno que é reflexo do pH mais elevado (6,3), assim como dos teores mais altos de fósforo disponível ($7,2 \text{ mg dm}^{-3}$). No entanto, a predominância de cargas positivas oriundas dos óxidos de ferro em relação à baixa capacidade de troca catiônica (CTC), além dos baixos teores de nutrientes do rejeito, incorreram na diminuição da fertilidade do solo em uma área de 1.571 ha. A poluição por elementos potencialmente tóxicos (EPTs como Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn e Zn) não foi observada no Tecnossolo, mas o aumento da disponibilidade de manganês (Mn) proveniente do material, além de teores anômalos de ferro (Fe) em plantas cultivadas sobre o rejeito, resultaram na contaminação do solo por esses dois elementos em uma área de 1.571 ha no Compartimento 1.

Do ponto de vista geotécnico, a deposição do rejeito sobre o solo natural implicou na alteração de parâmetros que podem influenciar na estabilidade de encostas, na capacidade de suporte e da deformabilidade do solo, em processos erosivos e na permeabilidade e fluxo de água no solo.

Previamente ao rompimento da barragem de Fundão o solo apresentava parâmetros de resistência ao cisalhamento com ângulo de atrito interno variando de 24° a 42° e intercepto coesivo entre 0 e 55 kPa. Estes parâmetros foram obtidos a partir de resultados de ensaios de cisalhamento direto. Após a deposição do rejeito sobre o solo natural, os parâmetros de resistência ao cisalhamento passaram a ter valores variando de $14,9^\circ$ e $37,1^\circ$ para o ângulo de atrito interno e intercepto coesivo entre 7,2 a 26,8 kPa. Em síntese, quando esses parâmetros foram considerados em análises de estabilidade obtiveram-se fatores de segurança inferiores às análises considerando os parâmetros do solo natural.

Para avaliação da deformabilidade do solo são avaliados parâmetros obtidos em ensaios de adensamento unidimensional. Antes do desastre, o coeficiente de compressibilidade do solo variava de 0,15 a 0,49 e a tensão de pré-adensamento era de aproximadamente 120 kPa. O rejeito depositado sobre o solo natural possui coeficiente de compressibilidade do solo de 0,07 a 0,13 enquanto a tensão de pré-adensamento é de 95 kPa. No período de pré-desastre o coeficiente de condutividade hidráulica apresentou valores médios na ordem de 10^{-6} cm/s , enquanto no pós-desastre os valores do coeficiente de condutividade hidráulica variaram de $1,32 \times 10^{-4}$ a $9,68 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$. Neste contexto, o solo pode apresentar uma maior deformabilidade e condicionar um maior fluxo de água para a subsuperfície do terreno. Ainda, a partir dos parâmetros obtidos nos ensaios de adensamento e conhecendo o projeto de uma obra qualquer de engenharia, é possível calcular os níveis de recalques para diferentes tempos ou carregamentos.

A partir dos resultados dos ensaios de erodibilidade é possível verificar que o rejeito é um material que apresenta comportamento moderadamente dispersivo e altamente erodível. Isso foi comprovado pela quantificação da perda de solo, através de modelagem e de resultados de ensaios de laboratório, que resultaram em perdas de $6,0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de solo devido ao desastre. Destaca-se que já haviam processos erosivos com taxas de perdas moderadas na bacia ($44,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), mas o desastre elevou estas taxas para $50,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo esta última classificada como alta.

Portanto, de maneira geral e com a exceção dos parâmetros de condutividade hidráulica, obtidos a partir de ensaios de permeabilidade, os parâmetros geotécnicos do rejeito depositado apresentaram valores menores se comparados aos valores do solo natural. A redução destes parâmetros pode

acarretar em instabilidades de taludes e encostas, elevando os riscos de ocorrência de movimentos de massa. Estes movimentos estão intimamente relacionados a desastres ambientais, acarretando em danos econômicos, sociais e ambientais de grande impacto em sua maioria.

A deposição do rejeito criou condições adversas à ocupação pela fauna no Compartimento 1. Ali, grandes extensões de terrenos estéreis passaram a dominar a paisagem, que vêm sendo lentamente colonizadas por comunidades vegetacionais pioneiras – ou auxiliadas por ações incipientes de restauração vegetal. As comunidades animais que conseguem sobreviver nessas condições, imigrando paulatinamente nos ambientes em regeneração, são distintas daquelas que habitam áreas de mata. Houve queda na abundância de invertebrados (formigas, besouros, borboletas e mosquitos) e mamíferos ecologicamente sensíveis (p.ex., diminuição do número de ocorrências de pacas pela metade), ao tempo em que tem aumentado a ocupação dessas áreas degradadas por mamíferos domésticos (bovinos e cachorro-doméstico).

Formigas, besouros, anfíbios, aves, morcegos, pequenos e grandes mamíferos, todos passaram por modificações no conjunto de espécies que conseguem se estabelecer nas áreas danificadas. As comunidades de anfíbios das margens dos rios carecem de suas espécies florestais tipicamente encontradas nas florestas da região; as aves também foram afetadas, com perda de representantes de alta sensibilidade nas áreas de rejeitos; morcegos apresentam representantes de menor número de guildas alimentares.

Em um âmbito mais abrangente, considerando a paisagem do Compartimento 1, as alterações de recursos decorrentes da deposição do rejeito diminuíram ainda a conectividade entre os habitats para a fauna, e pioraram a adequabilidade ambiental de muitas espécies. Em média, a fauna perdeu 41% de habitats naturais acessíveis a ela na paisagem, tendo sofrido reduções entre 13% e 17% dos corredores ecológicos disponíveis a seus deslocamentos. A adequabilidade ambiental, que consiste em uma representação do quão habitável é uma determinada área da paisagem à fauna, também teve danos, com indicativos de perdas moderadas e severas para diferentes grupos animais. Para a paca, por exemplo, estimam-se perdas moderadas em 10% das áreas a ela habitáveis no Compartimento 1, perfazendo cerca de 118 ha; para a acauã – espécie de ave rapineira – computaram-se danos severos em pouco mais de 30 ha nessa mesma região, que representam aproximadamente 3% das áreas habitáveis à espécie nessa paisagem.

Após atingir o reservatório da UHE Risoleta Neves, parte do rejeito continuou sendo transportado. Embora presente na calha do rio Doce, este transporte pode ter implicado no carreamento da fração mais fina do rejeito (fração argila) para os Compartimentos 2 e 3 e para a região costeira, com possibilidade de extravasamento do leito do rio em alguns locais nesses compartimentos. Essa fração pode conter uma maior concentração de EPTs associados, podendo impactar na qualidade dos solos ao longo da extensão da margem do rio Doce.

No que tange à fauna, também o desastre acometeu diferentes conjuntos de espécies ao longo do rio Doce. Semelhante ao verificado no Compartimento 1, há diferenças de assembleias entre ambientes ribeirinhos e habitats-núcleo florestais em diversos pontos ao longo do rio Doce, indicativos de que houve perdas da qualidade ambiental. Outro reflexo desse dano pode estar associado à elevada prevalência de ectoparasitas em morcegos, tendo-se detectado cargas alta e altíssima de parasitas em morcegos capturados nas margens do rio Doce, situação não encontrada em áreas distantes do rio.

Além dos danos específicos evidenciados nos diferentes componentes avaliados, 22 áreas legalmente protegidas foram afetadas, incluindo Unidades de Conservação e Terra Indígena. Quantitativamente, a extensão linear desse dano foi de 286,53 km ao longo das margens do rio Doce e afluentes até sua desembocadura no oceano Atlântico, em uma área total de 2.489,53 ha. Pelo menos outras cinco Unidades de Conservação foram também acometidas indiretamente, tendo suas zonas de amortecimento inseridas nas áreas de passagem do rejeito. Para essas áreas protegidas a extensão linear de danos atingiu 191,33 km, e 3.425,26 ha de área inserida na ADPL. Ressalta-se que além destas, duas Reservas do Biosfera e um sítio Ramsar – área úmida de notável importância biológica também foram afetados pelo desastre.

Além dos danos decorrentes da passagem e deposição do rejeito, ocorreram ainda outros danos oriundos das ações emergenciais atreladas a diferentes atividades de contenção e recuperação do desastre. Grande volume de resíduos sólidos mobilizados pelo desastre, pela destruição de estruturas civis, supressão vegetacional e remoção de solos e rochas, foram retirados da APDL e dispostos, muitas vezes, em áreas não acometidas pelo desastre, aumentando ainda mais a área total danificada. Essas ações também afetam a vegetação nativa por meio de supressões secundárias: aproximadamente 232 ha foram ou estão planejados a serem suprimidos para instalação de obras e reassentamentos. Paralelamente, os plantios vegetais emergenciais utilizaram espécies exóticas de gramíneas e leguminosas, que podem se dispersar, gerar competitividade e dificultar a regeneração da vegetação nativa. Houve ainda o recobrimento do rejeito com solos da região no intuito de minimizar a exposição do rejeito, tendo-se depositado uma camada de solo proveniente de áreas de empréstimo sobre diversos locais do Compartimento 1. A ação implicou no aumento de alguns EPTs na mistura do solo com rejeito em uma área de pelo menos 37 ha. Particular destaque é dado ao chumbo, cuja biodisponibilidade foi aumentada em 22 vezes devido à mistura do rejeito com os solos em comparação ao rejeito depositado puro.

Os danos foram classificados quanto sua abrangência, gravidade, tendência e reversibilidade. Em geral, os danos no ambiente terrestre e atmosfera ocorreram majoritariamente no Compartimento 1. A maior parte deles foram considerados graves ou gravíssimos, revelando que as alterações provocadas pelo desastre foram de grande magnitude e com repercussões severas. Apesar da maior parte dos danos já terem cessados, há ainda alguns ocorrendo e com tendência de piora com o tempo. Importante observar também que a maioria dos danos foram considerados irreversíveis ou parcialmente reversíveis, remetendo a um cenário em que o ambiente não será como antes do rompimento da barragem de Fundão.

Os elementos presentes no ambiente terrestre fornecem uma série de serviços ecossistêmicos, muitos deles essenciais para a sociedade, dentre os quais pode-se mencionar a provisão de recursos minerários, madeireiros, não madeireiros, habitats, biodiversidade, regulação da qualidade do ar e do solo, controle de erosão entre outros. A ocorrência de um desastre deste porte acarreta na alteração ou mesmo suspensão da provisão destes serviços por determinado tempo ou até de forma irreversível, trazendo drásticas consequências ao meio ambiente e à população.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F. et al. (ed.). **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645-736.
- AGB - DOCE - AGÊNCIA DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE. **Mapeamento de uso e cobertura do solo na bacia Hidrográfica do Doce**, 2013.
- AGÊNCIA DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE - AGB-DOCE. **Mapeamento de uso e cobertura do solo na bacia Hidrográfica do Doce**. [S.l: s.n.], 2013.
- AGROFLOR – ENGENHARIA E ASSESSORIA EM GESTÃO EMPRESARIAL LTDA. **Relatório para atendimento ao auto de fiscalização prospecção espeleológica**: alteamento da barragem de Santarém Mina do Germano. Relatório Interno. 2013.
- AGUIAR, L.; et al. Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, n. 3, p. 223-229, 2014.
- AGUILAR, L.M.S. 2007. Subfamília Desmodontinae. p. 39-43, In: Reis, N.R.; Peracchi, A.L.; Pedro, W.A.; Lima, I.P. (Eds.). **Morcegos do Brasil**. 1 ed. Londrina. Arnone, I.S.; Passos, F.C. 2007.
- ALLDREDGE, M. W.; POLLOCK, K. H.; SIMONS, T. R. Estimating detection probabilities from multiple-observer point counts. **The Auk**, v. 123, n. 4, p. 1172-1182, 2006.
- ALLDREDGE, M. W.; SIMONS, T. R.; POLLOCK, K. H. A field evaluation of distance measurement error in auditory avian point count surveys. **The Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2759-2766, 2007.
- ALLEONI, L. R. F.; MELLO, J. W. V.; ROCHA, W. S. D. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). **Química e mineralogia do solo: parte II - aplicações**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 70-126.
- ALLONDA AMBIENTAL. Relatório técnico de consolidação das investigações geológico-geotécnicas realizadas nos diques intermediários e principal – Fazenda Floresta. ALL-4458-E-RT-GEO-201. [S. I.]: Fundação Renova, 2017.
- ALMEIDA, C. F. C. B. R. et al. Intracultural Variation in the Knowledge of Medicinal Plants in an Urban-Rural Community in the Atlantic Forest from Northeastern Brazil. **Hindawi Publishing Corporation. Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine**. 15 p, 2012.
- ALVAREZ, J. et al. *Glossophaga soricina*. **Mammalian species**, n. 379, p. 1-7, 1991.
- ALVES, R.J.V.; KOLBEK, J. Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera? **Plant Ecology**, v.207, p.67-79, 2010.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. D4972-2018. Standard Test Methods for pH of Soils. In: **Annual Book of ASTM Standards**, [s.l.]: ASTM International, 2018.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. D5778-1995. Standard Test Methods Performing Electronic Friction Cone and Piezocone Penetration Testing of Soils. In: **Annual Book of ASTM Standards**, [s.l.]: ASTM International, 1995.
- ANDERSON S. Area and endemism. **The Quarterly Review Of Biology** 69, p.451-471. 1994.
- ANDRADE, G. F. Determinação de elementos químicos e avaliação agro-botânica de arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado em solo contendo lama da mineradora Samarco. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia – Química) – Centro de Ciências Naturais e Humanas, Universidade Federal do ABC, São Paulo, 2017.
- ANDRADE, M. A.; DOMINGUES, C. S. & AUGUSTO, S. **Primeira revisão periódica da Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço**. Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, MaB – Unesco. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. 305 pp. 2015. Disponível em: https://issuu.com/reservadabiosferadaserradoespinhaco/docs/rbse_1___revis__o_peri__dica_portug. Acesso em: 10/10/2016.

- ANDRADE, G. F. et al. Agricultural use of Samarco's spilled mud assessed by rice cultivation: a promising residue use? **Chemosphere**, v. 193, p. 892-902, 2018.
- ANTUNES, A. Z. Diurnal and seasonal variability in bird counts in a forest fragment in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 228-237, 2008.
- ANTUNES, A. Z. et al. Comparação entre as comunidades de aves de duas fitofisionomias florestais contíguas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. **Neotropical Biology & Conservation**, v. 6, n. 3, 2011.
- AQUINO, R.; GIL, D.; PEZO, E.. Aspectos ecológicos y sostenibilidad de la caza del majás (*Cuniculus paca*) en la cuenca del río Itaya, Amazonía peruana. **Revista peruana de biología**, v. 16, n. 1, p. 67-72, 2009.
- ARAÚJO, C. B. Contribuição ao Estudo do Comportamento de Barragens de Rejeito de Mineração de Ferro. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- ARAUJO, D. S. D.; MACIEL, N. C. Restingas fluminenses: biodiversidade e preservação. **Boletim FBCN**, v.25, p.27-51, 1998.
- ARAÚJO, E. M.; LIMA, G. K.; STRAWN, D. G. Soil Plays a Key Role in the Sustainability of Agricultural Systems. **EC Agriculture**, [s.l.], v. 5, p. 545-549, 2019.
- ARIOLI, T.; VOLTOLINIE, C. H.; SANTOS, M. Morfoanatomia foliar da reófito *Raulinoa echinata* R.S. Cowan – Rutaceae. **Acta Botanica Brasília**, 22 (3), p.723-732. 2008.
- ARNONE, I. S. et al. Long-distance movement by a great fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), in southeastern Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae): evidence for migration in Neotropical bats?. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 1, 2016.
- ASSESSORIA DE NORMAS E PROCEDIMENTOS – ASNOP. Procedimentos para análise dos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos e de atividades efetiva ou potencialmente causadoras de impactos sobre cavidades naturais subterrâneas. Instrução de Serviço no Sisema (IS) nº 08/2017. Disponível em: <http://www.meioambiente.mg.gov.br/images/SEMAD/INSTRUcoes_SERVICO/IS_08-2017_-_Procedimentos_para_an%C3%A1lise_dos_processos_de_licenciamento_ambiental_de_empreendimentos_e_de_atividades_efetiva_ou_potencialmente_causadoras_de_impactos_sobre_cavidades_naturais_subterr%C3%A2neas.pdf>. Acesso em julho de 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos (Procedure for Obtention of Solubilized Extraction of Solid Wastes). Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 11682**: Estabilidade de encostas. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12007**: Solo: ensaio de adensamento unidimensional – Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12069**: Solo - Ensaio de penetração de cone in situ (CPT) - Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1991.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13601**: Solo: Avaliação da dispersibilidade de solos argilosos pelo ensaio do torrão (crumb test) - Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13602**: Solo: avaliação da dispersibilidade de solos argilosos pelo ensaio sedimentométrico comparativo – Ensaio de dispersão SCS – Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 14114**: Solo: solos argilosos dispersivos – Identificação e classificação por meio do ensaio do furo de agulha (pinhole test). Rio de Janeiro: ABNT, 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 14545**. Solo: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável. Rio de Janeiro: ABNT, 2000.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6457**: Amostras de solo: Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6459**: Solo: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6502**: Rochas e solos. Rio de Janeiro: ABNT, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7180**: Solo: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7181**: Solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7182**: Solo: ensaio de compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9604**: Abertura de poço e trincheira de inspeção de solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9813**: Solo: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação: Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9813**: Solo: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9895**: Solo - Índice de suporte Califórnia (ISC) - Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Classificação De Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, p. 71. 2004.
- AUDINO, L. D. et al. Drivers of community assembly in tropical forest restoration sites: role of local environment, landscape, and space. **Ecological applications**, v. 27, n. 6, p. 1731-1745, 2017.
- AUGUST, P. V. The role of hábitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.
- AWASTHI, S.; et al. The journey of arsenic from soil to grain in rice. *Frontiers in Plant Science*, 8:1007, 2017. DOI: 10.3389/fpls.2017.01007
- AZEVEDO, A. C.; VIDAL-TORRADO, P. Esmeclita, vermiculita, minerais com hidróxi entrecamadas e clorita. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). **Química e Mineralogia do Solo: parte I – Conceitos Básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 381-426.
- BALESTRAZZI, A.; et al. Genotoxic stress and DNA repair in plants: emerging functions and tools for improving crop productivity. **Plant Cell Reports**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 287-295, 2011.
- BARBOSA, N .P. U. et al. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (ruepestrian fields). **Biological Invasions**, v.12, p.3745-3755, 2010.
- BARREIRA, T. F. et al. Diversidade e equitabilidade de plantas alimentícias não convencionais na zona rural de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v. 17, n. 4, p. 964-74, 2015.
- BARROS, A. A. M.; RIBAS, L. A.; ARAUJO, D. S. D. Trepadeiras do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 60, p.681-694. 2009.
- BASELGA, A., 2010. Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components ; additive partition does not. **Ecology** 91, 1974-1981.

- BASELGA, A., et al. 2018. Package ‘betapart’.
 BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
 BASELGA, A; ORME, C. D. L. betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 808-812, 2012.
 BASTOS, C. A. B. Estudo geotécnico sobre a erodibilidade de solos residuais não saturados. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
 BATISTA, A. H. et al. Identification of Heavy Metals in Crystals of Sand and Silt Fractions of Soils by Scanning Electron Microscopy (SEM EDS/WD-EPMA). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 42, p. 1-16, 2018.
 BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Soil physics**. 4. ed. New York: John Wiley, 1972. 498p.
 BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A. et al. (ed). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 7-18.
 BECKER, M.; ASCH, F. Iron toxicity in rice – conditions and management concepts. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 168, p. 558-573, 2005. DOI: 10.1002/jpln.200520504.
 BEGOSSI, A.; HANAZAKI, N.; TAMASHIRO, J. Y. Medicinal plants in the Atlantic Forest (Brazil): knowledge, use, and conservation. **Human ecology**, v. 30, n. 3, p. 281-299, 2002.
 BENITES, V. M. et al. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente**, 10, p.76-85. 2003.
 BENZING, D. H. **Vascular epiphytes: general biology and related biota**. Cambridge University Press Cambridge. 1990.
 BERNARD, E., 2005 Morcegos hematófagos: sangue, raiva e preconceito. **Ciência Hoje**, v.36, n.214. p.44-49.
 BERTOL, I. et al. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico alumínico léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 26, p. 465-471, 2002.
 BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. 2006. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in outhern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 23(4): 1199-1206.
 BIAVATTI, M. W. et al. Ethnopharmacognostic survey on botanical compendia for potential cosmeceutic species from Atlantic Forest. **Revista Brasileira de Farmacognosia**. Brazilian Journal of Pharmacognosy 17(4), p.640-653, Out./Dez. 2007
 BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. **Bird Census Techniques**. 257p. Great Britain: Academic Press, 1992.
 BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La méthode des indices ponctuels d’abondance (IPA) ou des relevés d’avifaune par “stations d’écoute”. **Alauda**, v. 38, n. 1, p. 55-71, 1970.
 BOLKER, B.M. **Integrating Ecological Models and Data in R**. Princeton University Press. 2006.
 BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potencial use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4B, p. 765-774, 2002.
 BORRINI-FEYERABEND, G. et al. Governança de Áreas Protegidas: da compreensão à ação. **Série Diretrizes para melhores Práticas para Áreas Protegidas**, nº 20, Gland, Suíça: UICN. xvi + 124pp. 2017.
 BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.

- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13. ed.. New Jersey: Prentice Hall, 2002. 960 p.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. **Insect bioecology and nutrition for integrated pest management**, p. 213-236, 2012.
- BRASIL. CONAMA. Resolução CONAMA nº 03/1990, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 22 ago. 1990. Seção 1, p. 15937-15939. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>>. Acesso em: 01/07/2019.
- BRASIL. CONAMA. Resolução CONAMA nº 29/1994, de 07/12/1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, considerando a necessidade de definir o corte, a exploração e a supressão de vegetação secundária no estágio inicial de regeneração no Estado do Espírito Santo. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez. 1994. Seção 1. p. 21349-21350. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res2994.html>>. Acesso em 02/12/2018.
- BRASIL. CONAMA. Resolução CONAMA nº 392, de 25/06/2007. Definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 26 jun. 2007. Seção 1. p. 41-42. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=537>>. Acesso em 02/12/2018.
- BRASIL. CONAMA. Resolução CONAMA nº 491/2018, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 21 nov. 2018. Seção 1, p. 155-156. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>>. Acesso em: 01/07/2019.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, seção 1, p. 2548-2549. 1986.
- BRASIL. **Decreto nº 99.274, de 06 de julho de 1990**. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/Antigos/D99274.htm>. Acesso em: 01 jul. 2019.
- BRASIL. Instrução Normativa IBAMA nº 13, de 18 de Dezembro de 2012. **Lista Brasileira de Resíduos Sólidos, com base na necessidade de padronizar a linguagem utilizada para a prestação de informações sobre a geração destes produtos, facilitando a gestão e o gerenciamento nos diversos níveis, desde a geração, até a destinação final ambientalmente adequada**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 dez. 2012. p. 200.
- BRASIL. **Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=3>>. Acesso em: 09 jul. 2019.
- BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006. **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 22 de Dezembro de 2006. de Setembro de 2018.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Institui A Política Nacional de Resíduos Sólidos; Altera A Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e Dá Outras Providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 de maio de 2012.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>>. Acesso em: 21 jul. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA, Resolução **CONAMA nº 420/2009**, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília: Diário Oficial da União, p. 81-84, 2009.

BRASIL. Ministério dos Transportes – Departamento Nacional de Estradas de Rodagem – Instituto de Pesquisas Rodoviárias – Divisão de Pesquisas. **Método de projeto de pavimentos flexíveis.** Rio de Janeiro: IPR/DNER, 1981. 34 p.

BRASIL. Ministério dos Transportes – Departamento Nacional de Estradas de Rodagem – Instituto de Pesquisas Rodoviárias – Divisão de Pesquisas. **Recomendações para proteção de taludes contra erosão.** Rio de Janeiro: IPR/DNER, 1979. 59 p.

BRASIL. MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (MPF). LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Mapeamento de uso e ocupação do solo e delimitação do polígono da área afetada pela lama.** Curitiba: Lactec, 2018a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico.** Curitiba: Lactec, 2017a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico.** Curitiba: Lactec, 2017b.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Resumo Executivo.** Curitiba: Lactec, 2017c.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Grupo 1: Qualidade de água, Águas subterrâneas, Pesca e Ecotoxicologia.** Curitiba: Lactec, 2018a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Meios Físico e Biótico: Geologia, Solos, Hidrologia e Hidrossedimentologia, Qualidade de sedimentos, Unidades de Conservação, Flora e Fauna.** Curitiba: Lactec, 2018b.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Consolidado Bens Arqueológicos e Culturais.** Curitiba: Lactec, 2018c.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **1º Relatório Parcial de Resultados.** Curitiba: Lactec, 2018d.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar.** Curitiba: Lactec, 2018e.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano.** Curitiba: Lactec, 2018f.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Contextualização.** Curitiba: Lactec, 2019a.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Aquáticos Continentais.** Curitiba: Lactec, 2019b.

_____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Terrestres e Atmosfera.** Curitiba: Lactec, 2019c.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Zona Costeira e Marinha**. Curitiba: Lactec, 2019d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **2º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2019e.
- BRASIL. Nota Técnica IBAMA nº 01, de 29 de fevereiro de 2016. **Termo de transação e de ajustamento de conduta Relativo ao rompimento da barragem do fundão em Mariana/MG**. Brasília, DF, 29 fev. 2016.
- BRASIL. **Programa Nacional de Áreas Protegidas**. Brasília, DF: MMA, 2007.
- BRASIL. **Reserva da Biosfera**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga/reserva-da-biosfera>>. Acesso em: 8 ago. 2017.
- BRASIL. SINIR. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. 2018. Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br/planos-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 03 jun. 2019.
- BREDT, A. 1996. **Morcegos em áreas urbanas e rurais: manual de manejo e controle**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional da Saúde, 117p.
- BREWSTER, Jerome P.; SIMONS, Theodore R. Testing the importance of auditory detections in avian point counts. **Journal of Field Ornithology**, v. 80, n. 2, p. 178-182, 2009.
- BRIANI, D. C.; VIEIRA, E. M.; VIEIRA, M. V. Nests and nesting sites of Brazilian forest rodents (*Nectomys squamipes* and *Oryzomys intermedius*) as revealed by a spool-and line device. **Acta Theriologica**, v. 46, n. 3, p. 331-334, 2001.
- BRITISH STANDARD INSTITUTION. **Methods os test for soils for civil engineering purposes – part 7: shear strength test (total stress)**. BS 1377-8/90. London, 1990.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Community xilarity. In: BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory for general ecology**. Dubuque: W.C. Brown Publishers, 1984. p. 161-164.
- BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, n. 8, p. 1603-1612, 1992.
- BUENO, A. de A.; MOTTA-JUNIOR, J. C. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 77, n. 1, p. 5-14, 2004.
- BURGER, J. Metals in feathers of brown noddly (*Anous stolidus*): Evidence for bioaccumulation or exposure levels?. **Environmental monitoring and assessment**, v. 24, n. 2, p. 181-187, 1993.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Formal inference from more than one model: multimodel inference (MMI). **Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, 2nd ed.** Springer-Verlag, New York, New York, p. 149-203, 2002.
- CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566-3574, 2009.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of applied ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.
- CALOURO, A. M. et al. Riqueza e abundância de morcegos capturados na borda e no interior de um fragmento florestal do estado do Acre, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 4, p. 1091-117, 2010.
- CAMARGOS, R. M. F.; LANNA, M. T. Cadastro das áreas naturais protegidas em Minas Gerais. **Revista Geonomos**, v. 4, n. 2, 1996.
- CARSTE. Topografia de cavidades e abrigos: alteamento Barragem Santarém. Relatório Interno. 2013.
- CARVALHO FILHO, A. et al. Óxidos de manganês em solos do quadrilátero ferrífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 35, p. 793-804, 2011. DOI: 10.1590/S0100-06832011000300015.
- CARVALHO FILHO, A. et al. Iron oxides in soils of different lithological origins in Ferriferous Quadrilateral (Minas Gerais, Brazil). **Applied Clay Science**, [s. l.], v. 118, p. 1-7, 2015.

- CARVALHO, J. et al. Relações entre a distribuição das espécies de diferentes estratos e as características do solo de uma floresta aluvial no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 1-9, 2009.
- CARVALHO-JUNIOR, O. **No rastro da lontra brasileira**. Ed. Bernuncia, Florianópolis, Brasil, 112pp, 2007.
- CARVALHO-JUNIOR, O.; BIROLO, A. B.; MACEDO-SOARES, L.C.P. Ecological aspects of neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Peri lagoon, south Brazil. **IUCN Otter Spec. Group Bull**, v. 27, n. 2, p. 105-115, 2010.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v.1. 1039p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2008. v.3. 593p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2010. v.4. 644p.
- CASTANHO, G. G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais – Conservação de Ecossistemas Florestais) – Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, p. 112, 2009.
- CECHIN, S. Z. et al. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista brasileira de zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729-740, 2000.
- CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acesso em maio de 2019.
- CENTRO NACIONAL DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE CAVERNAS - CECAV. Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas – CANIE. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV) / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Disponível em: Acesso em: 05 jun. 2017.
- CENTRO NACIONAL DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE CAVERNAS - CECAV. **Rotina de procedimentos associados à coleta de dados relativos à localização de cavidades**. Brasília: CECAV. 2009.
- CETEC, Relatório final: **Determinação de equações volumétricas aplicáveis ao manejo sustentado de florestas nativas no estado de Minas Gerais e outras regiões do país**; Belo Horizonte, 1995. 295.
- CH2M. Anexo I - **Relatório Das Atividades De Campo Para Aplicação Do Plano De Manejo No Trecho 08**. [S. l.]: CH2M, 2017. 309 p.
- CH2M. **Plano de Manejo de Rejeitos – Revisão 01**. São Paulo: CH2M, 2017. 239p.
- CHAMECKI, P. R. **Metodologias de laboratório para estudos da erosão hídrica em solos: Aplicação a uma argila da formação guabirotuba**. 2002. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- CHAO, A. et al. Abundance-based similarity indices and their estimation when there are unseen species in samples. **Biometrics**, v. 62, n. 2, p. 361-371, 2006.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.
- CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, v. 93, n. 12, p. 2533-2547, 2012.
- CHAPMAN, P.M. Determining when contamination is pollution — Weight of evidence determinations for sediments and effluents. **Environment International**, v. 33, p. 492-501, 2007.
- CHAUTEMS, A.; KIYAMA, C. Y. Gesneriaceae. In: WANDERLEY, M. G. L. et al. (eds.). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. Vol. 3. FAPESP, Rima, São Paulo. p. 75-103. 2003.

- CHAVES, T. L. et al. Useful Brazilian plants under the view of the writer-naturalist João Guimarães Rosa. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 25, n. 5, p. 437-444, 2015.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-208, 2012.
- CHAZDON, R. L.; FETCHER, N. Photosynthetic light environment in a lowland tropical rare forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, 72, p 553-64. 1984.
- CHAZDON, R. L. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.
- CHEIDA, C.C.; et al. Ordem Carnívora. p. 235-288. In: N.R. REIS; A.L. PERACHI; W.A. PEDRO AND I.P. LIMA (Eds.), **Mamíferos do Brasil**. 2nd edition., Universidade Estadual de Londrina, Londrina
- CHEN, H. VennDiagram: Generate High-Resolution Venn and Euler Plots. 2019.
- CITADINI-ZANETTE, V. Composição florística e fitossociologia da vegetação herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 32, p.23-62, 1984.
- CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). 2017. Appendices I, II and III. 2017.
- CLARKE, F. M.; PIO, D. V.; RACEY, Paul Adrian. A comparison of logging systems and bat diversity in the Neotropics. **Conservation Biology**, v. 19, n. 4, p. 1194-1204, 2005.
- CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x> Acesso em: 10 de maio de 2019.
- CLEMENTE, E. P.; et al. Erodibilidade dos solos da região serrana do Rio de Janeiro obtida por diferentes equações de predição indireta. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** 262, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 52 p.
- COCHRAN, W.G. **Sampling techniques**. 3. ed. Nova Iorque: Wiley, 1977.
- COLARES, E. P.; WALDEMARIN, H. F. Feeding of the Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the coastal region of the Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. 2000.
- COLODETE, M. F.; PEREIRA, O. J. Levantamento florístico da restinga de Regência, Linhares, ES. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, p.558-560, 2007.
- COLWELL, R. K. **EstimateS 9.1.0**. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. 2013.
- COLWELL, R. K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v.5, p.3-21, 2012.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2011** [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: 25 set. 2019.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2013** [recurso eletrônico] / CETESB. - São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: 03 jul. 2019.
- CONCEIÇÃO, A. A.; PIRANI, J. R. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v.23, p.85-111, 2005.
- CONTI, M. M. **Caracterização química e morfológica de partículas sedimentadas na Região Metropolitana da Grande Vitória - ES**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo. Disponível em: < http://repositorio.ufes.br/jspui/bitstream/10/3918/1/tese_7218_tese%20Melina.pdf>. Acesso em: 16 dez. 2019
- CORNEJO, X.; ILTIS, H. H. Two new genera of Capparaceae: Sarcotoxium and Mesocapparis stat. nov., and the reinstatement of Neocalyptocalyx. *Harvard Papers in Botany*, 13(1), p.103-117. 2008.
- CORRÊA, R.

- S. & ABREU, G. R. A. O dano a Unidades de Conservação nos termos do artigo 40 da Lei de Crimes Ambientais. **Revista Brasileira de Criminalística**, [S.l.], v. 3, n. 2, p. 11-16, 2014.
- CORADIN, L.; CAMILLO, J.; PAREYN, F. G. C. (Ed.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste**. Brasília, DF: MMA, 2018.
- CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (Ed.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Sul**. Brasília, DF: MMA, 2011.
- CORNEJO, X.; ILTIS, H. H. Two new genera of Capparaceae: *Sarcotoximum* and *Mesocapparis* stat. nov., and the reinstatement of *Neocalyptrocalyx*. **Harvard Papers in Botany**, 13(1), p.103-117. 2008.
- CORRADO, A. R. Reports of the use of Urticaceae collected in Brazil and deposited in the herbaria of Kew (K), New York (NY) and Paris (P). **Ethnobiology and Conservation**, v. 4, 2015.
- CORRIALE, M. J.; HERRERA, E. A. Patterns of habitat use and selection by the capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*): a landscape-scale analysis. **Ecological research**, v. 29, n. 2, p. 191-201, 2014.
- COSTA, A. C. S.; BIGHAM, J. M. Óxidos de ferro. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). **Química e Mineralogia do Solo: parte I - Conceitos básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 505-572.
- COSTA, A. T. et al. Sediment contamination in floodplains and alluvial terraces as an historical record of gold exploitation in the Carmo River basin, Southeast Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, [s. l.] v. 34, p. 245-256, 2006.
- COSTA, L. C. B. et al. Levantamento Preliminar das Espécies Vegetais com Potencial Econômico no Parque Municipal da Boa Esperança, Ilhéus, Bahia, Brasil. **Acta Farm. Bonaerense** 25 (2): p. 184-191.2006.
- COSTA, L. M. et al. Atividade de duas espécies de morcegos da família Molossidae em um riacho na Ilha da Marambaia, Rio de Janeiro, Brasil. **V Encontro Brasileiro para o Estudo de Quirópteros**, v. 16, n. 1, p. 32, 2010.
- COSTA, R. L. et al. **Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot**. *Applied Geography*, 82:93-100. 2017.
- COSTA, T. A. et al. Avaliação de estágios sucessionais em um fragmento de mata natural de acordo com a resolução n. 392 do CONAMA e sua correlação com imagem Ikonos CCD. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.2091.
- COSTA, T. C. C. et al. Estimativas de perdas de solo para microbacias hidrográficas do estado do Rio de Janeiro. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 78**, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. 48 p.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapeamento do supergrupo Rio das Velhas na região do Quadrilátero Ferrífero em escala 1:25.000**. Belo Horizonte: 1994.
- CRAWLEY, M. J. The R book. **John Wiley & Sons**, 2012.
- CREPALDI, M. O. S. Etnobotânica na Comunidade Quilombola Cachoeira do Retiro, Santa Leopoldina, Espírito Santo, Brasil. Dissertação de mestrado – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, 2007.
- CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80-83, 2019.
- CRUZ, C. A. G.; FEIO, R. N.; CARAMASCHI, U. Anfíbios do Ibitipoca. Belo Horizonte: Bicho do Mato Editora. 132 p. Drummond, GM, CS Martins, ABM Machado, FA Sebaio and Y. Antonini (Org). 2005. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para Biological Society of Washington**, v. 95, n. 2, p. 377-385, 2009.
- CT-GRSA. **Análise do documento “Volume 4 – Aplicação do plano de manejo de rejeito no trecho 9”**: Nota Técnica CT-GRSA nº 13/2018. 2018. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-REJEITOS/2018/cif-ct-grsa-nt-2018-13.pdf>. Acesso em: 14 maio 2020.
- CUBIÑA, A.; AIDE, M. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 260–267, 2001.

- CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L.; VIANELLO, R. L. Climatologia da Bacia do Rio Doce e sua Relação com a Topografia Local. **Geografias**, v.4, n.1, p.45-60, 2008.
- CURTINHAS, J. N. et al. Caracterização fitossociológica da vegetação herbácea de áreas alteradas pela atividade agropecuária na região do Médio Vale do Rio Doce, Mina Gerais. **Revista Ceres**, v.57, n.3, p.321-329, 2010.
- DA FONSECA, G. A. B. & KIERULFF, M. C. M. Biology and Natural History of Brazilian Atlantic Forest Small Mammals. Bulletin of the Florida State Museum., **Biological Sciences**, vol. 34, nº 3-4, p.99-152, 1989.
- DA FONSECA, G. A. B. & KIERULFF, M. C. M. Biology and Natural History of Brazilian Atlantic Forest Small Mammals. Bulletin of the Florida State Museum., **Biological Sciences**, vol. 34, nº 3-4, p.99-152, 1989.
- DA SILVA, P. G. et al. Patch and landscape effects on forest-dependent dung beetles are masked by matrix-tolerant dung beetles in a mountaintop rainforest archipelago. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 1321-1331, 2019.
- D'ANDREA, P. S. et al. The parasitism of *Schistosoma mansoni* (Digenea–Trematoda) in a naturally infected population of water rats, *Nectomys squamipes* (Rodentia–Sigmodontinae) in Brazil. **Parasitology**, v. 120, n. 6, p. 573-582, 2000.
- DAUWE, T. et al. The effect of heavy metal exposure on egg size, eggshell thickness and the number of spermatozoa in blue tit *Parus caeruleus* eggs. **Environmental Pollution**, v. 129, n. 1, p. 125-129, 2004.
- DE LUCENA, R. F. P. et al. Conservation priorities of useful plants from different techniques of collection and analysis of ethnobotanical data. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 1, p. 169-186, 2013.
- DE PALMA, A. et al. Challenges with inferring how land-use affects terrestrial biodiversity: Study design, time, space and synthesis. In: **Advances in Ecological Research**. Academic Press, 2018. p. 163-199.
- DE PINHO, F. F.; FERREIRA, G. B.; BARATA, I. M. Feeding ecology and spraint deposition sites of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) at Cavernas do Peruaçu National Park, Brazil. **IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin**, v. 35 n.1, p. 11-21, 2018.
- DE QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R.; FRANÇA, F. M. Microhabitathábitat characteristics that regulate ant richness patterns: the importance of leaf litter for epigaeic ants. **Sociobiology**, v. 60, n. 4, p. 367-373, 2013.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. (ed.). **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 327-354.
- DELELIS, C. J.; REHDER, T. & CARDOSO, T. M. 2010. **Mosaicos de áreas protegidas: reflexões e propostas da cooperação franco-brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, MMA; Embaixada da França no Brasil – CDS. UnB (Série Áreas Protegidas), 2010. 148 p.
- DELL'AVANZI, E. **Introdução a Previsão em Engenharia Geotécnica**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2014.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL (DNPM). **Títulos Minerários do Estado de Minas Gerais e Espírito Santo**. Disponível em: <<http://sigmine.dnpm.gov.br/webmap/>>. Acessado em: 15 maio 2017.
- DESCHAMPS, J. R.; OCHOA FERREIRA, M. Estudios sobre las comunidades postclimáticas de Misiones. I: Los campos abandonados o “capueras”. In: **Jornadas Técnicas de Bosques Nativos Degradados**. 1987. Facultad Ciencias Forestales. Eldorado, Misiones, Argentina, p. 36-61.
- DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIs procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 51, n. 5, p. 427-433, 1996.
- DÍAZ, M. M. et al. Clave de Identificación de los murciélagos de Sudamérica–Chave de identificação dos morcegos da America do Sul. **Publicación Especial Nro**, v. 2, 2016.

- DIDHAM, R. K. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimatic and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v.31, p.17-30, 1999.
- DOS ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. Ararajuba. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 2, p. 239-243, 2007.
- DUBOST, G.; HENRY, O. Comparison of diets of the acouchy, agouti and paca, the three largest terrestrial rodents of French Guianan forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 6, p. 641-651, 2006.
- DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.
- ECHEVARRIA, G.; MOREL, J. L. Technosols of mining areas. In: NASCIMENTO, C. W. A. et al. (ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**: Volume IX. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. p. 92-111.
- ECOSOFT. Dimensionamento da rede otimizada para monitoramento atmosférico. Documento eletrônico disponível em: <<http://www.feam.br/images/stories/arquivos/RTC03002B.pdf>>. Acesso em: 04 jul. 2019.
- ELETROBRÁS. **Diagnóstico das Condições Sedimentológicas dos Principais Rios Brasileiros**. Brasília, DF: Eletrobrás, 1998.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2017.
- ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT (ERM). **Relatório consolidado das informações técnicas sobre a investigação e resposta ao rompimento da Barragem de Fundão**. Environmental Resources Management, 2017. 614 pp.
- EPA. (Org.). **Report on the Environment - Wastes**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/report-environment/wastes>>. Acesso em: 21 maio 2019.
- ESCOBAR, H. Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. **Science**, v. 350, n. 6265, p. 1138-1139, 2015.
- ESPINDOLA, H. S. et al. Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 5, n. 3, p. 74-100, 2016.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência; 1998.
- ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**, 103: 237-245.
- FABRÍCIO, J. V. F. **Análises probabilísticas da estabilidade de taludes e contenções**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <<https://www.maxwell.vrac.pucrio.br/colecao.php?strSecao=resultado&nrSeq=8888@1>>.
- FÁCIO, J. A. **Proposição de uma metodologia de estudo da erodibilidade dos solos do Distrito Federal**. 1991. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasília, 1991.
- FACURE, K.G. & E.L.A. MONTEIRO-FILHO. 1996. Feeding habits of the crab-eating fox *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) in a suburban area of southeastern Brazil. **Mammalia** 60 (1): 147-149.
- FAGG, C. W. et al. Useful Brazilian plants listed in the manuscripts and publications of the Scottish medic and naturalist George Gardner (1812–1849). **Journal of ethnopharmacology**, v. 161, p. 18-29, 2015.
- FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula** 28, p.1-30. 1999.

- FARAH, F. T. **Favorecimento da Regeneração de um Trecho Degradado de Floresta Estacional Semidecidual**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, p. 221, 2003.
- FBDS - Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. Mapeamento do Uso do Solo dos biomas Cerrado e Mata Atlântica na escala 1:20.000, Projeto de Apoio à Implantação do CAR. Rio de Janeiro – RJ. 2017.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia. Comunicações Técnicas Florestais**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal. 5 (1): 68p. 2003.
- FELISBINO, K. et al. Mesotrione herbicide does not cause genotoxicity, but modulates the genotoxic effects of Atrazine when assessed in mixture using a plant test system (*Allium cepa*). **Pesticide Biochemistry and Physiology**, [s. l.], v. 150, p. 83-88, 2018.
- FERNANDES, G. W. et al. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 162-165, 2014.
- FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35-45, 2016.
- FERNANDES, H. D. et al. Reciclagem de éter-aminas, utilizadas na flotação de minério de ferro, por meio de adsorção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 251-26, 2019.
- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. **Journal of Biogeography**, v. 34: p. 223–230, 2007.
- FERREIRA, J. L. F. **ANÁLISE DE ESTABILIDADE DE TALUDES PELOS MÉTODOS DE JANBU E SPENCER**. Mestrado Integrado em Engenharia Civil – 2011/2012 – Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2012. Disponível em: < <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/64689/1/000151854.pdf> >.
- FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. In: VAN LIER, Q. J. **Física do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2016. p. 1-27.
- FERREIRA, P. A. et al. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. **Landscape ecology**, v. 30, n. 10, p. 2067-2078, 2015.
- FIGUEIREDO, L. T. M. et al. Alterações Florísticas em uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Viçosa, MG, entre 1994 e 2008. **Floresta**. Curitiba, PR, v. 43, n. 2, p. 169 - 180, abr. / jun. 2013.
- FIGUEROA-DE-LEÓN, A. et al. Cavity occupancy by lowland paca (*Cuniculus paca*) in the Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 1, p. 246-263, 2016.
- FIGUEROA-DE-LEÓN, A. et al. Cavity occupancy by lowland paca (*Cuniculus paca*) in the Lacandon Rainforest, Chiapas, Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 1, p. 246-263, 2016.
- FILGUEIRAS, B. K. C. et al. Dung beetle persistence in human-modified landscapes: combining indicator species with anthropogenic land use and fragmentation-related effects. **Ecological Indicators**, v. 55, p. 65-73, 2015.
- FINDLEY, J. S. **Bats: a community perspective**. CUP Archive, 1993.
- FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, [s. l.], v. 102, p. 99-112, 1985.
- FLEMING, T. H.; HOOPER, E. T.; WILSON, D. E. Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. **Ecology**, v. 53, n. 4, p. 555-569, 1972.
- FLORA DO BRASIL. 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em maio de 2019.
- FOLHA DE SÃO PAULO. Seis meses após tragédia, poeira de lama da Samarco invade cidade de MG. José Marques, 26/04/2016. Disponível em: < <https://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2016/04/1764676-seis-meses-apos-tragedia-poeira-de-lama-da-samarco-invade-cidade-de-mg.shtml> >. Acesso em: 17/05/2019.

- FONSECA, A. M. M. C. C. e FERREIRA, C. S. M. Metodologia para determinação de um índice de erodibilidade de solos. In: **Simpósio brasileiro de solos tropicais em engenharia**, 1981, Rio de Janeiro. Anais do Simpósio Brasileiro de Solos Tropicais em Engenharia, Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, CNPq e ABMS, 1981. p. 646-667.
- FONSECA-KRUEL, V. S.; PEIXOTO, A. L. Etnobotânica na Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo, RJ, Brasil. *SciELO. Acta Botanica Brasilica*, v. 18, n. 1, p.177-190, São Paulo. 2004.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Metodologia provisional para evaluation de la degradacion de los suelos**. Roma: FAO/PNUMA: UNEP: UNESCO, 1980. 86 p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **World reference base for soil resources 2006: A framework for international classification, correlation and communication**. Rome: FAO, 2006. 128 p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **World reference base for soil resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: FAO, 2015. 192 p.
- FORATTINI, Oswaldo Paulo et al. Aspectos ecológicos da tripanossomíase americana: XVII- Desenvolvimento da domiciliação triatomínea regional, em centro de endemismo de *Triatoma sordida*. *Revista de Saúde Pública*, v. 17, p. 159-199, 1983.
- FORATTINI, Oswaldo Paulo. Culicidologia médica: identificação, biologia e epidemiologia: v. 2. In: **Culicidologia médica: identificação, biologia e epidemiologia**: v. 2. 2002.
- FÖRSTNER, U., WITTMANN, G. T. W. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2 ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981. 486p.
- FOSTER, R. J. et al. Wild meat: a shared resource amongst people and predators. *Oryx*, v. 50, n. 1, p. 63-75, 2016.
- FRANÇA, A. F. S.; HAAG, H. P. **Nutrição mineral de gramíneas tropicais**. I. Carências nutricionais de capim tobiatã (*Panicum maximum* Jacq.). Anais da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, v. 42, n. 1, p. 83-95, 1985.
- FREITAS, C. M.; SILVA, M. A.; MENEZES, F. C. O desastre na barragem de mineração da Samarco: Fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. *Ciência e Cultura*, v. 68, n. 3, 25-30, 2016.
- FREITAS, J. F. N. **Crescimento inicial e eficiência fotoquímica de mangueiras cultivadas em solo contendo lama do Rio Doce**. 2018. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2018.
- FUGIWARA, F. et al. Antimony as a traffic-related element in size-fractionated road dust samples collected in Buenos Aires. *Microchemical Journal*, [s. l.], v. 97, p. 62-67, 2011.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Elaboração da Lista das Espécies da Flora de Importância Econômica da “Região Sudeste” Brasileira**. Relatório Final. Brasília, DF, 2006.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS – CETEC. **Determinação de equações volumétricas aplicáveis ao manejo sustentado de florestas nativas no Estado de Minas Gerais e outras regiões do país – Relatório final**. CETEC. Belo Horizonte, 295 p. 1995.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (FEAM). Boletim – Qualidade do Ar. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/1327-boletim-qualidade-do-ar>>. Acesso em: 01 jul. 2019.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – FEAM (Minas Gerais). **Manual de Coleta de Solos para Valores de Referência de Qualidade no Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, Minas Gerais: FEAM, 2013. 19 p. Disponível em: < http://www.feam.br/images/stories/solo/manual_coleta_solos_para_vrqs_projeto_solos_de_minas_feam.pdf>. Acesso em: jan 2018.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Inventário de Resíduos Sólidos da Mineração - Ano Base 2017**. Belo Horizonte: FEAM, 2018. 47 p.

- FUNDAÇÃO RENOVA (Belo Horizonte). **Diálogos sobre o desafio do manejo de rejeitos**. 2019. Disponível em: <<https://www.caminhodareparacao.org/juliana-bedoya-um-dialogo-sobre-os-desafios-do-manejo-de-rejeitos/>>. Acesso em: 17 jun. 2019.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Monitoramento das intervenções prioritárias: Relatório de resultados do 1º ano de monitoramento. [S. l.]: Fundação Renova, 2018.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Relatório de monitoramento das intervenções prioritárias – Resultados do 1º ano de monitoramento. 2018.
- G1. Desastre Ambiental em Mariana – 1 ano após o mar de lama – e agora? Raquel Freitas, Thais Pimentel, 05/11/2016. Disponível em: <<http://especiais.g1.globo.com/minas-gerais/minas-gerais/desastre-ambiental-em-mariana/2016/1-ano-apos-o-mar-de-lama--e-agora/>>. Acesso em: 01 jul. 2019.
- GABOS, M. B.; ALLEONI, L. R. F.; ABREU, C. A. Background levels of selenium in some selected Brazilian tropical soils. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 145, p. 35-39, 2014.
- GAIOTO, N. **Introdução ao projeto de barragens de terra e de enrocamento**. São Carlos: EESC-USP, 2003.
- GAMA, J. R. V et al. Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do estado do Pará. **Rev. Árvore**, Viçosa-MG, v.29, n.4, p.607-616, 2005.
- GARCIA, C. C. et al. Regeneração Natural de Espécies Arbóreas em Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no Domínio da Mata Atlântica, em Viçosa – MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 677-688, out.-dez., 2011
- GARCIA, P. C. A. et al. Anfíbios da região subtropical da América do Sul Padrões de distribuição. **Ciência & Ambiente**, v. 35, p. 65-100, 2007.
- GARDNER, A. L. (Ed.). **Mammals of South America, volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats**. University of Chicago Press, 2008.
- GATTI, A. et al. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2, p. 227-230, 2006.
- GENTRY, A. H. e DODSON C. H. Contribution of non trees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica** 19: 149-156. 1987.
- GENTRY, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. In: **The biology of vines** (F.E. Putz & H.A. Mooney, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.3-49. 1991.
- GEOPROJETOS; CVRD. Geoprojetos Engenharia: Companhia Vale do Rio Doce. Usina Hidrelétrica Candonga. Relatório do Projeto Básico, [s. l.]: Geoprojetos, 2000.
- GERWING, J. J. A standard protocol for lianas censuses. **Biotropica**, v.38, n.2, p.256-261, 2006.
- GERSCOVICH, D. M. S. **Estabilidade de taludes**. 1. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2012.
- GERWING, J. J. A standard protocol for lianas censuses. **Biotropica**, v.38, n.2, p.256-261, 2006.
- GIULIETTI, A. M., PIRANI, J. R.; HARLEY, R. M. Espinhaço Range region, eastern Brazil. In: DAVIS, S. D. et al. **Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation**. Oxford: Information Press, 1997. P.397-404.
- GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. In: VANZOLINI, P. E.; HEYER, W. R. **Proceedings of a workshop on Neotropical distribution patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, p.39–69. 1988.
- GIULIETTI, A. M. et al. **Plantas raras do Brasil**. Belo Horizonte, Conservação Internacional. 2009.
- GOEDERT, W. J. **Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, 1986. 422p.
- GOLDER ASSOCIATES. **Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão**. Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_00-J, Belo Horizonte: Golder Associates, 2016.

- GOLDER ASSOCIATES. **Programa de Caracterização Geoquímica de Rejeitos, Solos e Sedimentos**. RT-015_159-515-2282_03-J. Preparado para: Fundação Renova, 2017.
- GOMES, M. A. **Caracterização tecnológica no aproveitamento do rejeito de minério de ferro**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral) – Faculdade de Engenharia Mineral - Universidade federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2009.
- GOMES, V. M. et al. Crescimento e desempenho de espécies nativas de campo rupestre em áreas degradadas quartzíticas. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, n. 3, p. 159-168, 2015.
- GOMPPER, M. E. **Free-ranging dogs and wildlife conservation**. Oxford University Press, Oxford, UK, 2013.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology letters**, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.
- GOUVEIA, N. et al. Poluição do ar e impactos na saúde na Região Metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais, Brasil. *Ciênc. saúde coletiva* [online]. 2019, vol.24, n.10 [cited 2019-12-16], pp.3773-3781. Available from: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232019001003773&lng=en&nrm=iso>. Epub Sep 26, 2019. ISSN 1413-8123. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320182410.29432017>.
- GRANDI, T. S. M. **Tratado das Plantas Medicinais - Mineiras, Nativas e Cultivadas**. Adaequatio Estúdio, Belo Horizonte. 2014.
- GREENHALL, A.M. et al. 1983. *Desmodus rotundus*. **Mammalian Species** 202: 1-6.
- GREENPEACE. **Contaminação por metais pesados na água utilizada por agricultores familiares na Região do Rio Doce**. Relatório final, Rio de Janeiro: IBCCF, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.
- GREGORY, N. et al. Big dung beetles dig deeper: trait-based consequences for faecal parasite transmission. **International journal for parasitology**, v. 45, n. 2-3, p. 101-105, 2015.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary Forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, p.185-206, 2001.
- GUEDES, M. L. S. et al. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C. R, et al. (orgs.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Editora da UFBA, 2005. 476 p.
- GUERRA, M. B. B. et al. Post-catastrophe analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce river system, southeast Brazil: potentially toxic elements in affected soils. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 228, n. 252, p. 1-12, 2017.
- GUEVARA, Y. Z. C. et al. **Reference Values of Soil Quality for the Rio Doce Basin**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, [s. l.], v. 42, p. 1-16, 2018.
- GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: NOVAIS, R. F.; VENEGAS, V. H. A.; SCHAEFER, C. E. G (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 345-390.
- GUIMARÃES, M. F. M. Plantas úteis em comunidades urbanas: a importância das espécies exóticas e do gênero na manutenção do conhecimento e uso dos recursos vegetais. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais - Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, p.109, 2016.
- HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005.
- HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water Research**, [s. l.], v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980.
- HAMMER, O. et al. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- HATJE, V. et al. The environmental impacts of one of the largest tailings dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v. 7, p. 1-13, 2017.

- HERNÁNDEZ, L. M. et al. Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Donana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. **Science of the Total Environment**, v. 242, n. 1-3, p. 293-308, 1999.
- HERRERA, E. A.; MACDONALD, D. W. Aggression, dominance, and mating success among capybara males (*Hydrochaeris hydrochaeris*). **Behavioral Ecology**, v. 4, n. 2, p. 114-119, 1993.
- HERRERA, E. A.; MACDONALD, D. W. Resource utilization and territoriality in group-living capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). **The Journal of Animal Ecology**, p. 667-679, 1989.
- HIJMANS, R.J., WILLIAMS, E., VENNES, C., 2019. Package 'geosphere'.
- HILL, J.E. & SMITH, J.D. 1988. Bats: a community perspective. Cambridge University Press. 167p.
- HILLEL, D. **Environmental soil physics**. 1. ed. San Diego: Academic Press, 1998. 771 p.
- HIRSCH, A. **Avaliação da fragmentação do habitat e seleção de áreas prioritárias para a conservação dos primatas da bacia do rio Doce, Minas Gerais, através da aplicação de um sistema de informações geográficas**. 2003. Tese de Doutorado. Doctoral thesis.
- HOEK, G., KRISHNAN, R. M., BEELEN, R. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. 2013. **Environ Health** n. 12, v. 43. Doi:10.1186/1476-069X-12-43. Disponível em: <<https://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/1476-069X-12-43>>. Acesso em: 17 dez. 2019.
- HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.5, p.25-37, 1974.
- HOSOKAWA, R. T. Estrutura e manejo de floresta natural em regime de rendimento sustentado. In: **Curso de atualização em manejo florestal**. Associação Paranaense de Engenheiros Florestais. Curitiba, PR, p.56-75, 1988.
- HOWE, H. F; SMALLWOOD, J. Ecology of Seed Dispersal. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 13, n. 1, p. 201-228, 1982.
- IABIN. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. Disponível em:<<http://i3n.institutohorus.org.br/www>> Acesso em maio de 2019.
- IBAMA. **Relatório de vistoria período 11 a 15 de abril de 2016**. Brasília: IBAMA, 2016 92p.
- INDERBITZEN, A. L. **An erosion test for soils**. Materials Research & Standards, Philadelphia, v. 1, n. 7, p. 553-554, 1961.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Banco Nacional de Informações Ambientais (BDiAWeb)**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <<https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 2. ed.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências).
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 323 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mapa de Biomas do Brasil**: primeira aproximação. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO (IBRAM). **Gestão e Manejo de Rejeitos da Mineração**. Brasília: IBRAM, 2016. 128 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Lauda técnico preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2016.

- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos da Atividade de Mineração de Substâncias Não Energéticas**. Brasília: IPEA, 2012. 46 p.
- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). **Banco de Dados de Unidades de Conservação Estaduais**. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/areas-protegidas/banco-de-dados-de-unidades-de-conservacaoestaduais>>. Acesso em: 20 jul. 2017.
- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). **Parque Estadual do Rio Doce**. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/component/content/195?task=view>>.
- INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). **Lista de Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Espírito Santo**. Decreto Nº 1.499-R, de 14 de junho de 2005. Vitória: IEMA. 2005.
- INSTITUTO PRÍSTINO. **Laudo técnico sobre a situação atual urbanística da sede do município de barra longa e do povoado de gesteira associada às consequências decorrentes do rompimento da barragem de fundão**. Belo Horizonte: Instituto Prístino, 2016. 73 p.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2019-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- JACOBS; CH2M. **Volume 3 – Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito nos Trechos 1 ao 4 - revisão 01**. 1553p. 2018a.
- . **Volume 2 - Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito nos Trechos 6 e 7 – Revisão 01**. 391 p. 2018b.
- . **Volume 6 – Complementação da Aplicação do Plano De Manejo de Rejeito no Trecho 8 – Rev-01**. 335p. 2018c.
- . **Volume 4 - Aplicação do Plano de Manejo de Rejeito no Trecho 9 – Revisão 01**. 662p. 2018d.
- JANZEN, D. H. **Ecologia vegetal nos trópicos**. São Paulo: EDUSP, 1980. 79 p.
- JARDIM, F. C. S.; VOLPATO, M. M. L.; SOUZA, A. L. **Dinâmica de sucessão natural com ênfase na sucessão em clareiras**. Viçosa: SIF, 1993. 60 p.
- JASPERS, V. L. B. et al. Concentrations in bird feathers reflect regional contamination with organic pollutants. **Science of the total environment**, v. 407, n. 4, p. 1447-1451, 2009.
- JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. 2 a. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996.
- JESUS, M. C. F. Levantamento das espécies de restinga utilizadas pelas comunidades de Pontal do Ipiranga e Degredo, Linhares, ES. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, p. 111. 2012.
- JOLY, A. B. **Conheça a vegetação brasileira**. São Paulo. Editora da Universidade de São Paulo: Polígono: 1970. 165 p.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Herbaceous plants of amazona foodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the food pulse. **Amazoniana**, v. 12, n.3-4, p.467-484. 1993.
- JUNK, W. J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazônica**, v. 10, n. 4, p. 775-795, 1980.
- KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.). **Química e Mineralogia do Solo: parte I - Conceitos básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 334-371.
- KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Óxidos de alumínio, silício, manganês e titânio. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo: parte I: Conceitos básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 573-610.
- KARR, J. R. On the use of mist nets in the study of bird communities. **Inland Bird Banding**, v. 51, n. 1, p. 1-10, 1979.
- KARR, J. R. Surveying birds with mist nets. **Studies in Avian Biology**, v. 6, p. 62-67, 1981.

- KERSTEN, R. A. Epífitas vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. **Hoehnea**, v.37, n.1, p.9-38, 2010.
- KERSTEN, R. A.; KUNIYOSHI, Y. S.; RODERJAN, C. V. Epífitas vasculares em duas formações ribeirinhas adjacentes na bacia do rio Iguaçu, Terceiro Planalto Paranaense. **Iheringia, Bot.** 64(1), p. 33-43. 2009.
- KERSTEN, R. A.; WAECHTER, J. L. Métodos quantitativos no estudo de comunidades epífíticas. In: FELFILI, J. M. et al. (Eds). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. Editora UFV. Viçosa. p. 231-254. 2011.
- KLEIN, R. M. Reófitas no Estado de Santa Catarina, Brasil. In: **Anais do 30^a Congresso da Sociedade Botânica do Brasil**. Campo Grande: Sociedade Botânica do Brasil, São Paulo, p.159-169.1979.
- KÖHLER, M.; BERNARDES, M. G.; BRACK, P. Espécies Reófitas. In: ROLIM, G. R. (Ed.). **Flora da bacia do rio Pelotas: uso e conservação de espécies**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 142-154, 2016.
- KOZERA, C. Florística e Fitossociologia de uma formação pioneira com influência fluvial e de uma estepe gramíneo-lenhosa em diferentes unidades geopedológicas, município de Balsa Nova, Paraná, Brasil. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. 267p. 2008.
- KOZERA, C.; RODRIGUES, R. R.; DITTRICH, V. A. O. Composição florística do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, Pr, Brasil. **Floresta** 39(2), p.323-334. 2009.
- KÖRBES, V. C. I. **Plantas medicinais**. 54^o ed. Associação de estudos, Orientação e Assistência Rural. Francisco Beltrão, PR.
- KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. Addison. 1999.
- KRUSE, H.; KIRKEMO, A.; HANDELAND, K. Wildlife as source of zoonotic infections. **Emerging infectious diseases**, v. 10, n. 12, p. 2067, 2004.
- KUNZ, T. H. Roosting ecology of bats. In: **Ecology of bats**. Springer, Boston, MA, 1982. p. 1-55.
- LAGE, M. R.; CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L. Aspectos climáticos da bacia do rio Doce. In: **Simpósio Brasileiro De Geografia Física Aplicada**, XI, 2005, São Paulo.
- LAVELLE, P. et al. Ecosystem engineers in a self-organized soil: a review of concepts and future research questions. **Soil Science**, v. 181, n. 3/4, p. 91-109, 2016.
- LEITE, F. P.; et al. Manganese accumulation and its relation to eucalyptus shoot blight in the Vale do Rio Doce. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Minas Gerais, v. 38, n.1, p. 193-204, 2014.
- LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: **Geografia do Brasil: região sul**. Rio de Janeiro: IBGE, v.2, p. 113-150. 1990.
- LEME, D. M.; ANGELIS, D. F.; MARIN-MORALES, M. A. Action mechanisms of petroleum hydrocarbons present in waters impacted by an oil spill on the genetic material of *Allium cepa* root cells. **Aquatic Toxicology**, [s. l.], v. 88, n. 4, p. 214-219, 2008.
- LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. **Mutation Research**, [s. l.], v. 682, n. 1, p. 71-81, 2009.
- LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water--a case study. **Mutation Research**, [s. l.], v. 650, n. 1, p. 80-86, 2008.
- LEMONS, C. F. **Avaliação da erosão superficial em áreas de cultivo com plantio direto e plantio convencional, utilizando o aparelho de Inderbitzen**. 2002. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- LEONARDO, F.; et al. Rompimento da barragem de Fundão (SAMARCO/VALE/BHP BILLITON) e os efeitos do desastre na foz do Rio Doce, distritos de Regência e Povoação, Linhares (ES). **Relatório de Pesquisa**. Vitória: GEPEDES. 2017. 114 p.
- LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. 1. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2011. 456 p.

- LESSA, GISELE et al. Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de um fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. **Bios**, v. 7, n. 7, p. 41-49, 1999.
- LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation. [S.l.]: Oxon: CABI Publishing, 2002. p. 351–364.
- LEWIS, S. A.; FURNESS, R. W. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *Larus ridibundus* chicks. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 21, n. 2, p. 316-320, 1991.
- LEWIS, Susan E. Roost fidelity of bats: a review. **Journal of Mammalogy**, v. 76, n. 2, p. 481-496, 1995.
- LIMA, G. G.; et al. M. The evaluation of the potential ecotoxicity of pyrolygneous acid obtained from fast pyrolysis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 180, p. 616-623, 2019.
- LIMA, J. E.; et al. **Fluxo de sedimentos em suspensão no exutório de grandes bacias hidrográficas em território brasileiro**. In: VII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 2006, Porto Alegre. Anais do VII Encontro Nacional de
- LIMA, P. L. T.; et al. Soil loss by water erosion in areas under maize and jack beans intercropped and monocultures. **Ciência e Agrotecnologia**, [s. l.], v. 38, p. 129-139, 2014.
- LIPORACCI, H. S. N. Plantas medicinais e alimentícias na mata atlântica e caatinga: uma revisão bibliográfica de cunho etnobotânico. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.
- LIPS, K. R. et al. Amphibian monitoring in Latin America: a protocol manual/Monitoreo de Anfíbios en América Latina: Manual de protocolos. **SSAR Herpetological Circular**, v. 30, p. 1-116, 2001.
- LOPES, L. C. M.; CREPALDI, M. O. S.; LOBÃO, A. Q. Useful woody species and its environmental availability: the case of artisanal fishermen in Itaúnas, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 39, n. 2, abril-junho, p. 227-234, 2017.
- LOPES, L. C. M.; LOBÃO, A. Q. Etnobotânica em uma comunidade de pescadores artesanais no litoral norte do Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu Biologia Mello Leitão** (N. Sér.) 32:29-52. Setembro de 2013.
- LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, v.1, 5ª ed. 2008.
- LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, v.2, 2ª ed. 2002.
- LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, v.3, 2ª ed. 2009.
- LORENZI, H. **Plantas ornamentais no Brasil: herbáceas, arbustivas e trepadeiras**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2013.
- LORENZI, H.; et al. **Flora Brasileira: Arecaceae (Palmae)**. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP, 2010.
- LORENZI, H. et al. **Brazilian Fruit and Exotic Cultivated**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 640 p, 2006.
- LORENZI, H.; KINUPP, V. **Plantas alimentícias não convencionais (PANC) no Brasil**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2014.
- LORENZI, H.; MATOS, F. J. A. **Plantas medicinais no Brasil: Nativas e exóticas**. 2ª ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2ª ed., 2008,
- LORENZI, H. et al. **Palmeiras no Brasil: nativas e exóticas**. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 303p, 1996.
- LOURENÇO, E. C.; ESBÉRARD, C. E. L. Marcação-recaptura de morcegos: Relevância e exemplos de estudos ecológicos. **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, 2011.
- LOURES-RIBEIRO, A. et al. Aves de sub-bosque de uma área de Mata Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. **Ornithologia**, v. 4, n. 2, p. 76-85, 2011.

- LUGO, A. E.; SCATENA, F. N. **Epiphytes and climate change research in the Caribbean: a proposal.** Selbyana 13, p.123-130. 1992.
- LUZ, J. L. et al. Bats (Chiroptera) sampled in lagoons at Parque Nacional da Restinga Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 161-168, 2011.
- MACDONALD, D. W. Dwindling resources and the social behaviour of capybaras, (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Mammalia). **Journal of Zoology**, v. 194, n. 3, p. 371-391, 1981.
- MACEDO-REIS, L. E.; QUESADA, M.; NEVES, F. S. Forest cover drives insect guild diversity at different landscape scales in tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 443, p. 36-42, 2019.
- MACHADO, C. J. S. et al. Recomendações para elaboração e consolidação de uma estratégia nacional de prevenção e controle das espécies exóticas no Brasil. **Cienc. Cult.** vol.61 no.1 São Paulo, 2009.
- MACHADO, R. B.; DA FONSECA, G. A. B. The Avifauna of Rio Doce Valley, Southeastern Brazil, a Highly Fragmented Area 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 914-924, 2000.
- MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v.12, n.3, p.355-381, 2008.
- MAGALHAES, T. L.; COSTA BORTOLUZZI, R. L.; MANTOVANI, A. Levantamento florístico em três áreas úmidas (banhados) no Planalto de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.11, n.3. 2013.
- MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica.** Curitiba: Editora da UFPR, v. 261, 2004.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity.** John Wiley & Sons, 2013.
- MAIA, F. F. Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG. 2017. Dissertação (Mestrado em Magister Scientiae) – Centro de Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2017.
- MAJER, B. J.; et al. Use of Plant Bioassays for the Detection of Genotoxins in the Aquatic Environment. **Acta hydrochimica Hydrobiologica**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 45-55, 2005.
- MANLY, B. F. J.; ALBERTO, J. A. N. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução.** Bookman Editora, 2008.
- MAPBIOMAS. Disponível em <<https://www.mapbiomas.org/>>.
- MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.32, n.1, p.183-191, 2008.
- MARASCHIN-SILVA, F. et al. Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.7, p.53-65, 2009.
- MARQUES, O.; SAZIMA, I. Bothrops jararacussu (Jararacussu). SexualDichromatism. **Herpetological Review**, v. 34, p. 62, 2003.
- MARTINELLI, G.; MORAES, M. A., **Livro vermelho da flora do Brasil** - 1. ed. - Rio de Janeiro : Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.
- MARTINO, D. Buffer zones around protected areas: a brief literature review. **Electronic Green Journal**, 1(15), Article 2, 2001.
- MARTINS, M.; OLIVEIRA, M. E. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, Central Amazonia, Brazil. **Herpetological Natural History**, v. 6, n. 2, p. 78-150, 1998.
- MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M.V. (ed.) **Forest regeneration: ecology, management and economics.** New York: Nova Science Publishers, 2009. p. 113-128.
- MARTINS, S. V.; KUNZ, S. H. Use of evaluation and monitoring indicators in a riparian forest restoration project in Viçosa, Southeastern Brazil. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil.** New York: Nova Science Publishers, 2007, p.261-273.

- MASSAD, F. **Obras de terra – Curso básico de Geotecnia**. 2. Ed. São Paulo: Oficina de textos, 2010.
- MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetacion**. Washington: The General Secretariat of the Organization of American States, 1982. 167f. (Série Biologia - Monografia, 22).
- MAXIMIANO, L. A. **Considerações sobre o conceito de paisagem socioambiental**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná – UFPR. Curitiba – PR. 2002.
- MCCONKEY, K. R.; et al. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation**, v. 146, n. 1, p. 1–13, 2012.
- MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, jan. /jun. 2006, 9(1): 41-64.
- MEDELLÍN, R. A.; EQUIHUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. **Conservation biology**, v. 14, n. 6, p. 1666-1675, 2000.
- MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In: CLAYS & CLAY MINERAL CONFERENCE, 7., 1960, London. **Proceedings**. London: Proceedings, 1960. p. 317-327.
- MEIRA-NETO, J. A. A. Influência da cobertura do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, p. 473-486, 2005.
- MELO, A. S. e HEPP, L. B. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 463-486, 2008.
- MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. **Química e mineralogia do solo: parte I - conceitos básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. 695 p.
- MELO, V. F.; BATISTA, A. H.; GILKES, R. J.; RATE, A. W. Relationship between heavy metals and minerals extracted from soil clay by standard and novel acid extraction procedures. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 188, n. 12, p. 1-18, 2016.
- MELO, V. F.; et al. Reference values for potentially harmful elements in soils from Atlantic Rainforest, Brazil. **Journal of Geochemical Exploration**, Curitiba, v. 181, p. 138-147, 2017.
- MELO, V. F.; WYPYCH, F. Caulinita e haloisita. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo: parte I: Conceitos básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 427-504.
- MENDES, Poliana et al. Long-distance movement of *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in the state of Espírito Santo, Brazil. **Ecotropica**, v. 15, n. 1-2, p. 43-46, 2009.
- MENDONÇA JÚNIOR, A. F.; et al. Vitaminas: Uma abordagem prática de uso na alimentação de ruminantes. **ACSA – Agropecuária Científica no Semi-Árido**, [s. l.], v. 06, n. 04, p. 01-16, 2010.
- MENEZES-SILVA, S. Diagnóstico das Restingas do Brasil. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (Org.). **Workshop para avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas**. Relatório técnico. Brasília: MMA, 2002. Publicação em CD-ROM.
- MESQUITA, D. P.; et al. Ensemble of Minimal Learning Machines for Pattern Classification. **IWANN**, v. LNCS 9095, p. 142–152, 2015.
- MESSIAS, M. C. T. B., et al. Uso popular de plantas medicinais e perfil socioeconômico dos usuários: um estudo em área urbana em Ouro Preto, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, v.17, n.1, p.76-104, 2015.
- MEZZOMO, M. D. M. Considerações sobre o termo paisagem segundo o enfoque Geoecológico. In: **Planejamento da Paisagem como subsídio para a participação popular no desenvolvimento urbano. Estudo aplicado ao bairro de Santa Felicidade – Curitiba / PR**. Organização de João Carlos Nucci. Curitiba: LABS/DGEOG/UFPR, P. 277. 2010.
- MIKICH, S. B.; BIANCONI, G. V. Potencializando o papel dos morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 51, p. 155, 2005.

- MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa COPAM nº 166**, de 29 de junho de 2011. Belo Horizonte: Diário do Executivo, 2011.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA) **Lista Nacional das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção**. Portaria MMA Nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Brasília: MMA, 2014.
- MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (MPMG). Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico Patrimônio Histórico Cultural. **Patrimônio Histórico Cultural**, jun. 2017. Disponível em <http://patrimoniocultural.blog.br/wp-content/uploads/2017/03/Patrimonio-historico-cultural-e-arqueologico-atingidos-diretamente-pelo-rejeito-da-Barragem-Fundao_Comarca-de-Mariana.png>. Acesso em: 2 jun. 2017.
- MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (MPF). Procuradoria da República nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo – Força tarefa do rio Doce. jul. 2018. Disponível em < <http://www.mpf.mp.br/mg/sala-de-imprensa/docs/denuncia-samarco>>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- MIRANDA, M. P. S. Áreas de proteção especial: valioso e pouco conhecidos instrumentos de defesa do meio ambiente, do ordenamento urbano e do patrimônio cultural. **Revista MPMG**. Ano 1, N. 5, Abril/Maio/Junho. 2006.
- MONTEIRO, F. A.; et al. Cultivo de *Brachiaria brizantha* Stapf. Cv. Marandu em solução nutritiva com omissões de macronutrientes. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 52, n. 1, p. 135-141, 1995.
- MOREIRA, G. L. **Evolução comparativa do uso e ocupação da terra em bacia hidrográfica**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.
- MOREIRA, M. C.; et al. NetErosividade MG: erosividade da chuva em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 32, n. 3, p. 1349-1353, 2008.
- MORELLATO, P. C.; LEITAO-FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 180, 1996.
- MORENO, C. E. et al. Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. **Biodiversity and conservation**, v. 26, n. 12, p. 2993-2998, 2017.
- MORENO, C. E. et al. Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. **Biodiversity and conservation**, v. 26, n. 12, p. 2993-2998, 2017.
- MORIASI, D. N.; et al. Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, [s. l.], v. 58, n.6, p. 1763-1785, 2015.
- MOTTA, A. C. V.; LIMA, M. R. Princípios de calagem. In: LIMA, M. R. (ed.). **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo: aspectos teóricos e metodológicos**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, 2006. p. 191-228.
- MOTTA, A. C. V.; MELO, V. F. **Química dos solos ácidos**. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. Química e mineralogia do solo: parte II: Aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 313-371.
- MOTTA, A. C. V.; et al. **Micronutrientes na rocha, no solo e na planta**. Curitiba: UFPR, 2007. 242 p.
- MÜGGE, F. L. B. et al. Native plant species with economic value from Minas Gerais and Goiás: a discussion on the currentness of the data recovered by the French naturalist Auguste de Saint-Hilaire. **Horticultura Brasileira**, v. 34, n. 4, p. 455-462, 2016.
- MUNHOZ, C. B. R. e ARAÚJO, G. M. Métodos de Amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo. In: FELFILI, J. M. et al. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de caso**. Viçosa: UFV, 2011. p. 213-230.
- MUNSELL SOIL COLOR COMPANY. Munsell soil color chats: Munsell color. Baltimore (Maryland): Macbeth Division of Kollmorgen Coporation, USA, 1950, revised 1975.

- MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; RIBEIRO, M. C. Bat richness decline along a fragmentation: Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. **Ecological Applications**, v. 26, n. 6, p. 1854–1867, 2016.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC. **Mineral tolerance of animals**. 2. ed. Washington (D.C.): NRC, 2005. 496 p.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL – NRC. **Nutrient requirements of dairy cattle**. 7. ed. Washington (D.C.): NRC, 2001. 381 p.
- NAVE, A. G.; et al. Manual de restauração ecológica: Técnicos e produtores rurais no extremo sul da Bahia. São Paulo: LERF/ESALQ/USP: **Bioflora Tecnologia da Restauração**, 2015. p. 23-28.
- NETELER, M.; et al. GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. **Environmental Modelling and Software**, v. 31, p. 124–130, 2012.
- NETO, A. M. et al. Avanço da floresta estacional semidecidual sobre pastagem no município de Viçosa, MG. **Global Science and Technology**, v.7, n.2, p.37-47, 2014.
- NIEBUHR, B. B. **Combinando ecologia de paisagens e ecologia do movimento para entender conectividade e processos ecológicos**. 2018. 100 f. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2018.
- NIEBUHR, B. B.; et al. Survival in patchy landscapes: the interplay between dispersal, habitat loss and fragmentation. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1–10, 2015.
- NOBLE, Bram; STOREY, Keith. Towards increasing the utility of follow-up in Canadian EIA. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 25, n. 2, p. 163-180, 2005.
- NOGUEIRA, M. R.; et al. Use of water holes by Stenodermatinae bats in Western Amazonian Brazil. **Bat Res. News**, v. 39, n. 95, p. 86, 1998.
- NONES, D. L. et al. Biomassa residual agrícola e florestal na produção de compactados para geração de energia. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, [s.l.], v. 16, n. 2, p. 155-164, 20 jun. 2017. Universidade do Estado de Santa Catarina.
- NOVAIS, R. F.; et al. Fósforo. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 472-552.
- NOVO, E. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. Edgar Blucher, São Paulo, 1989.
- NUNES, C. A. et al. Linking Biodiversity, the Environment and Ecosystem Functioning: Ecological Functions of Dung Beetles Along a Tropical Elevational Gradient. **Ecosystems**, v. 21, n. 6, p. 1244-1254, 2018.
- NUNES, F. P.; PINTO, M. T. C. Conhecimento local sobre a importância de um reflorestamento ciliar para a conservação ambiental do Alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v.7, n.3 Campinas, 2007.
- O'GEEN, A. T. Soil Water Dynamics. **Nature Education Knowledge**, [s. l.], v. 4, n. 5, 2013.
- OKSANEN, J. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.13-12. 2008.
- OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. 2. ed. Piracicaba: FEALQ, 2005. 574p.
- OLIVEIRA, N. Y. K. Estrutura de comunidade, reprodução e dinâmica populacional de morcegos (Mammalia, Chiroptera) na reserva natural do Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2010.
- OLIVEIRA, P. T. S.; et al. Rainfall erosivity in Brazil: a review. **Catena**, [s. l.], v. 100, p. 139-147, 2012.
- OLIVEIRA, U. et al. Modelling Highly Biodiverse Areas in Brazil. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 6355, 2019.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON,

- R. T., RATTER, J. A., LEWIS, G. P. (eds.) **Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton, EUA: CRC Press, p.151-184, 2006a
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., et al. (Coords) 2006. Workshop: Definição e delimitação de domínios e subdomínios das paisagens naturais do Estado de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R. S., CARVALHO, L. M. T. (eds.) **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: Editora UFLA, p. 21-35, 2006b.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: Editora UFLA, 2006, 423p.
- OORTS, K. C.. In: ALLOWAY, B. J. (Ed). Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils. **Environmental Pollution**, v. 22, p. 367-394, 2013.
- OTTONI, M. V.; et al. Hydrophysical database for Brazilian soils (HYBRAS) and pedotransfer functions for water retention. **Vadose Zone Journal**, [s. l.], v. 17, p. 1-17, 2018.
- PACHECO, A. A. **Avaliação da contaminação em solos e sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Doce por metais pesados e sua relação com o fundo geoquímico natural**. 2015. Tese (Doutorado em Scientiae) – Faculdade de Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2015.
- PACHECO, S. M. et al. Morcegos urbanos: status do conhecimento e plano de ação para a conservação no Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 629-647, 2010.
- PACIFICI, K.; SIMONS, T. R.; POLLOCK, K. H. Effects of vegetation and background noise on the detection process in auditory avian point-count surveys. **The Auk**, v. 125, n. 3, p. 600-607, 2008.
- PAGLIA, A. P. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in conservation biology**, v. 6, p. 1-82, 2012.
- PAGLIA, A. P. et al. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional papers in conservation biology**, 2012.
- PAGLIA, A. P. et al. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 1, p. 67-79, 1995.
- PARENTE, L.; et al. Monitoring the brazilian pasturelands: A new mapping approach based on the Landsat 8 spectral and temporal domains. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 62, n. January, p. 135–143, 2017.
- PARKER, T. A. et al. Ecological and distributional databases for neotropical birds. Wiley, 1996. In: STOTZ, Douglas F. et al. Neotropical birds: ecology and conservation. **University of Chicago Press**, 1996.
- PATTROL. **Ensaio de laboratório**. PAT-RT-LAB-1893.18-0001. [S.l.]: Fundação Renova. 2017.
- PECKOLT, T. G. **História das plantas medicinais e úteis do Brasil**. Fino Traço, Belo Horizonte, MG. 1ª ed. 2016.
- PEDÓ, E. et al. Diet of crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus)(Carnivora, Canidae), in a suburban area of southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 637-641, 2006.
- PEDREIRA, G.; SOUSA, H. C. Comunidade arbórea de uma mancha florestal permanentemente alagada e de sua vegetação adjacente em Ouro Preto-MG, Brasil. **Ciência Florestal**, v.21, n.4, p.663-675, 2011.
- PEDRO, W. A.; TADDEI, V. A. Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 6, p. 3-21, 1997.
- PELLANDA, M.; et al. Dieta do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*, Procyonidae, Carnivora) no Parque Estadual de Itapuã, sul do Brasil. **Neotropical Biology & Conservation**, v. 5, n. 3, 2010.
- PEREIRA, Z. V. et al. Usos múltiplos de espécies nativas do bioma Cerrado no Assentamento Lagoa Grande, Dourados, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 126-136, 2012.
- PÉREZ, E. M. Agouti paca. **Mammalian Species**, n. 404, p. 1-7, 1992.

- PERON, M. V. Listagem preliminar da flora fanerogâmica dos campos rupestres do parque Estadual do Itacolomi – Ouro Preto/Mariana, MG. **Rodriguésia** 67 (41), p. 63-69.1989.
- PETERSON, A.T; WATSON, David M. Problems with areal definitions of endemism: the effects of spatial scaling. **Diversity and Distributions**, v. 4, n. 4, p. 189-194, 1998.
- PETERSON, A. T. et al. **Ecological niches and geographic distributions**. USA: Princeton University Press, 2011.
- PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal Theory Biology**, v. 10, p. 370-383, 1966.
- PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of theoretical biology**, v. 13, p. 131-144, 1966.
- PINCELLI, A. L. S. M; MOURA, L. F.; BRITO, J. O. Quantificação dos resíduos da colheita em florestas de Eucalyptus grandis e Pinus caribaea var. hondurensis. **Scientia Forestalis**, [s.l.], v. 45, n. 115, p. 519-526, 1 set. 2017. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais (IPEF).
- PINTO, T. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. 1999. 189 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia, Departamento de Engenharia de Construção Civil, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- PINTO-COELHO, R. M. Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico UFMG**, v. 24, n. 1, p. 16-43, 2015.
- PIRES, A. P. F., et al. 2017. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspect. Ecol. Conserv.** 15, 187–193. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>
- POCOCK, M. J. O.; et al. Developing and enhancing biodiversity monitoring programmes: a collaborative assessment of priorities. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 686-695, 2015.
- POL, A.; NOGUEIRA, M. R.; PERACCHI, A. L. First record of the family Furipteridae (Mammalia, Chiroptera) for the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 561-563, 2003.
- POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Bio ciências da USP, 2017. 138 p.
- PORTFORS, C. V.; et al. Bats from Fazenda Intervalles, Southeastern Brazil: species account and comparison between different sampling methods. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 2, p. 533-538, 2000.
- POTAMOS - POTAMOS ENGENHARIA E HIDROLOGIA LTDA. Caracterização hidrológica e hidrossedimentológica da bacia de contribuição ao reservatório - Relatório técnico. In: **Avaliação do impacto das frentes de assoreamento nas curvas de remanso do reservatório da UHE Candonga**. Belo Horizonte: Potamos, CH2M; Fundação Renova, 2017.
- POTT, E. B.; BRUM, P. A. R.; POTT, A.; ALMEIDA, I. L.; COMASTRI FILHO, J. A.; TULLIO, R. R. Nutrição mineral de bovinos de corte no pantanal Mato-Grossense. IV. **Levantamento de micronutrientes no baixo Piquiri**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 24, n. 11, p. 1369-1380, 1989.
- POULSEN, Bent Otto. Mist-netting as a census method for determining species richness and abundances in an Andean cloud forest bird community. **Gerfaut**, n. 84, 1994. PRADO, J.; SUNDUE, M. A. Typification and identity of Adiantum tetragonum (Pteridaceae). **American Fern Journal**, 95(3), p.89-94, 2005.
- PRADO, J.; SUNDUE, M. A. Typification and identity of Adiantum tetragonum (Pteridaceae). **American Fern Journal**, 95(3), p.89-94, 2005.
- PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. Editora UNESP: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 496p. 2008.
- PUTZ, F. E.; WINDSOR, D. M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica** 19, p. 334-341. 1987.

- QUINTANA, R. D. **Análisis y evaluación de la aptitud de hábitat del carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*) en relación con la heterogeneidad del paisaje y las interacciones con ganado doméstico**. PhD Thesis, University of Buenos Aires, 1996.
- QUINTANA, R. D.; MONGE, S.; MALVÁREZ, A. I. Feeding habits of capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) in afforestation areas of the Lower Delta of the Parana River, Argentina. **Mammalia**, v. 58, n. 4, p. 569-580, 1994.
- QUINTELA, F. M.; IOB, Graziela; ARTIOLI, L. GS. Diet of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 104, n. 2, p. 143-149, 2014.
- R. Core. Team. R: **A Language and Environment for Statistical Computing**. 2018.
- RALPH, C. J.; DROEGE, S.; SAUER, J. R. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. In: Ralph, C. John; Sauer, John R.; Droegge, Sam, technical editors. 1995. Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. **Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station**: p. 161-168, v. 149, 1995.
- RAMBOLL. **Relatório de monitoramento consolidado dos programas socioeconômicos e socioambientais para restauração da bacia do Rio Doce**. Relatório de Monitoramento Consolidado. [S. l.]: RAMBOLL, 2018. 216 p.
- REDE SPECIESLINK. Disponível em: <<http://www.splink.org.br/>>. Acessado em maio de 2019.
- REFLORA. **Herbário Virtual**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>. Acesso em maio de 2019.
- REFLORA. **Plantas do Brasil: Resgate Histórico e Herbário Virtual Para o Conhecimento e Conservação da Flora Brasileira** (PROGRAMA REFLORA). Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>>. 2019.
- REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, [s.l.], v. 27, p. 29-48, 2003.
- REIS, N. R. et al. **Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Londrina: REIS, N. R., 2011. 439 p
- REIS, N.R. et al. MORCEGOS DO BRASIL. 1 ed. Londrina, 2007. SANTOS, E. E. et al. **Relações pedogeomorfológicas do município de Mariana (MG): uma análise**. 9º SINAGEO Simpósio Nacional de Geomorfologia. Rio de Janeiro – RJ. 2012
- REIS, N. R. et al. (Ed.). **Morcegos do Brasil**. Univesidade Estadual de Londrina, 2007.
- REMSEN-JR, J. V.; GOOD, D. A. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. **The Auk**, v. 113, n. 2, p. 381-398, 1996.
- RENARD, K. G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 1997.
- RESENDE, M. et al. **Pedologia, Fertilidade, Água e Planta: Inter-relações e aplicações**. Lavras: Editora UFLA, 2019, 254 p.
- RESENDE, M. et al. **Pedologia – Base para Distinção de Ambientes**. Lavras: Editora UFLA, 2014, 378 p.
- RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA (RBMA). **O Programa MaB e as Reservas da Biosfera**. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/mab/unesco_01_oprograma.asp>. Acesso em: 8 ago. 2017.
- REZENDE, C. L. et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, 24:2255–2272.
- REZENDE, C.L., et al. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspect. Ecol. Conserv.** 16, 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.
- RHEINGANTZ, M. L. et al. Seasonal and spatial differences in feeding habits of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in a coastal catchment of southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 28, n. 1, 2011.

- RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. (ed.) COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS: 5. Aproximação – CFSEMG. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, 1999, 359 p.
- RIBEIRO, J. W.; SANTOS, J. S. DOS; DODONOV, P.; et al. Landscape Corridors (LSCorridors): a new software package for modeling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, p. 1–19, 2017.
- RIBEIRO-JUNIOR, M. A. et al. Influence of pitfall trap size and design on herpetofauna and small mammal studies in a Neotropical Forest. 2011.
- RICARDO, L. M. Plants from the Brazilian traditional medicine: Species from the books of the Polish physician piotr czerniewicz (Pedro Luiz Napoleão Chernoviz, 1812–1881). **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 27, n. 3, p. 388-400, 2017.
- RIOS, C. R. Capacidade Regenerativa da Floresta Missioneira Argentina Frente a Distúrbios Antrópicos. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal: Conservação da Natureza) – Universidade Federal do Paraná. Paraná, p. 173. 2010.
- RIVENSCHILD, A.; BASSUK, N.L. Using organic amendments to decrease bulk density and increase macroporosity in compacted soils. **Arboriculture and Urban Forestry**, [s. l.], v. 33, p. 140-146, 2007.
- ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. **Pesquisa de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. Rio de Janeiro: Rima, 2004.
- ROCHA, G. C. **Aplicação da estimativa espaço-temporal da tolerância à perda de solo no planejamento do uso da terra**. 2013. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.
- ROCHA, V. J. et al. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 594-600, 2008.
- RODRIGUES, A. S. D. L. **Caracterização da bacia do rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil: avaliação geoquímica ambiental e proposição de valores de background**. 2012. Tese (Doutorado em Evolução Crustal e Recursos naturais) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2012.
- RODRIGUES, R. R. Matas Ciliares: Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO H, F. (ed) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo. Editora Universidade de São Paulo: FAPESP, p.91-99. 2000.
- RÖMER, D. et al. Underground nest building: the effect of CO₂ on digging rates, soil transport and choice of a digging site in leaf-cutting ants. **Insectes sociaux**, p. 1-9, 2018.
- ROSA, A. R. et al. First report of rabies infection in bats, *Molossus molossus*, *Molossops neglectus* and *Myotis riparius* in the city of São Paulo, State of São Paulo, southeastern Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 44, n. 2, p. 146-149, 2011.
- ROSENSTOCK, S. S. et al. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. **The Auk**, v. 119, n. 1, p. 46-53, 2002.
- ROSSIELLO, R. O. P.; NETTO, J. J. Toxidez de alumínio em plantas: novos enfoques para um velho problema. In: FERNANDES, M. S. (ed.). **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 375-418.
- ROY, H. E. et al. Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. **Global change biology**, v. 20, n. 12, p. 3859-3871, 2014.
- SÁ, M. A. C. et al. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultra-som e atributos de solos com horizonte B textural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 691-699, 2004.
- SAADA, A. et al. Adsorption of arsenic (V) on kaolinite and on kaolinite-humic acids complexes: role of humic acid nitrogen groups. **Chemosphere**, [S. l.], v. 51, n. 8, p. 757-763, 2003.

- SAADI, A.; CAMPOS, J. C. F. **Geomorfologia do caminho da lama: contexto e consequências da ruptura da Barragem do Fundão (novembro 2015-Mariana-MG)**. Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico - UFMG, Belo Horizonte, v. 24, n. 1/2, p. 63-103, 2015.
- SAALTINK, R.M. et al. Plant-specific effects of iron-toxicity in wetlands. **Plant and Soil**, v. 416, p. 83-96, 2017.
- SAKA, M. N. Revisão taxonômica e análise filogenética das espécies extraamazônicas de *Goeppertia* nees, clado *breviscapus* (Marantaceae). Tese de doutorado em Biologia Vegetal. UNESP, Rio Claro, SP. 2017.
- SALES, S. C. M. **Avaliação ecotoxicológica de impactos da contaminação por metais e arsênio em áreas de mineração e beneficiamento de ouro em Minas Gerais**. 2013. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. 158p.
- SAMARCO MINERAÇÃO. Relatório de Avaliação do Desempenho Ambiental - RADA. Samarco Mineração, 2013. 372 pp.
- SAMARCO. Samarco Mineração S. A. Relatório Técnico das Fases I e II do programa de revegetação inicial emergencial. SAMARCO, 2016.
- SANTIAGO, F. L. S; REZENDE, M. A. Aproveitamento de resíduos florestais de *Eucalyptus spp* na indústria de fabricação de celulose para geração de energia térmica e elétrica. **Energia na Agricultura**, [s.l.], v. 29, n. 4, p. 241, 19 dez. 2014. EIA Energy in Agriculture.
- SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In: JÚNIOR, L. C.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, C. (ed) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003.
- SANTOS, B. R. Compreendendo a farmacopeia e o uso tradicional de plantas no Cerrado: uma abordagem etnoecológica. 2016. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais - Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.
- SANTOS, E. F. Concentração de metais pesados e número de micronúcleos em *Cygnus melanocoryphus* (Anatidae) na estação ecológica do Taim, RS. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS. 2014.
- SANTOS, M. G. et al. **Plantas da restinga - potencial econômico**. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 1ª ed. 2009.
- SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 7. Ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. 102 p.
- SANTOS, R. S. et al. Dealing with iron metabolism in rice: from breeding for stress tolerance to biofortification. **Genetic and Molecular Biology**, v. 40, p. 312-325, 2017.
- SANTOS, R.M.M. **Caracterização geotécnica e análise do processo evolutivo das erosões no Município de Goiânia**. 1997. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Brasília, 1997.
- SANTOS-FILHO, R. et al. **Genotoxicity of titanium dioxide nanoparticles and triggering of defense mechanisms in *Allium cepa***. **Genetics and Molecular Biology**, [s.l.], v.42, n.2 , p. 425-435, 2019.
- SARTIN, R. D. et al. Flora do Bioma Cerrado: Abordagem de estudos da família Acanthaceae Juss – Espécies Ornamentais no Brasil. **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, Anápolis-Goiás, v.3, n.2, jul.-dez. 2014, p.164-179.
- SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, São Paulo state, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 0-0, 2008.
- SCALAMATO, A. T. et al. **Geomorfologia e Percepção da Paisagem: Uma possibilidade de estudos sobre sustentabilidade ambiental**. Departamento de Geografia da Universidade Federal de Santa Maria. 2019

- SCARANO, F.R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany** 90, p. 517-524. 2002.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Paisagens de lama: os Tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], p. 18-23, 2016.
- SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. Z. Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. **Ciência Florestal**, 22(1), p.101-111, 2012.
- SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequidâneas heterogêneas**. UFSM, Santa Maria. 195p. 2000.
- SCHNITZER, S.A. ; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution** v.17, p. 223-230, 2002.
- SCHNITZER, S.A.; RUTISHAUSER, S.; SALOMÓN, A. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management**, v.255, n.3, p.1044-1049, 2008.
- SCHUBART, O.; AGUIRRE, A. C.; SICK, H. Contribuição para o conhecimento da alimentação das aves brasileiras. **Impreso Oficial do Estado**, 1965.
- SCHULZE, M. D.; SEAVY, N. E.; WHITACRE, D. F. A Comparison of the Phyllostomid Bat Assemblages in Undisturbed Neotropical Forest and in Forest Fragments of a Slash-and-Burn Farming Mosaic in Petén, Guatemala 1. **Biotropica**, v. 32, n. 1, p. 174-184, 2000.
- SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron Oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B., (ed.). **Minerals in soil environments**. 2. ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 379-438.
- SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. **Inventário Florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997, 241p.
- SCOLFORO, J. R. S., OLIVEIRA, A. D. , JÚNIOR, F. W. A., **Inventário Florestal de Minas Gerais: Equações de Volume, Peso de Matéria Seca e Carbono para Diferentes Fisionomias da Flora Nativa**. – Lavras: Editora UFLA, 2008. 216p.
- SCOTT JR, N. J.; WOODWARD, B. D. 8. Surveys at breeding sites. 1994, In: HEYER, Ronald et al. (Ed.). Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. **Smithsonian Institution**, 2014.
- SECRETARIA DE ESTADO DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL DE POLÍTICA URBANA E GESTÃO METROPOLITANA DO GOVERNO DE MINAS GERAIS (SEDUR). **Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG**. Responsável: Grupo da Força-Tarefa. Belo Horizonte, 2016. 287p.
- SENGER, C. C. D. et al. Teores minerais em pastagens do Rio Grande do Sul. I. Cálcio, fósforo, magnésio e potássio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 12, p. 897-904, 1996.
- SENGER, C. C. D. et al. Teores minerais em pastagens do Rio Grande do Sul. II. Sódio, enxofre, zinco, cobre, ferro e manganês. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 1, p. 101-108, 1997.
- SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL E POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. www.ser.org. 2004.
- SÉRANDOUR, J. et al. Environmental drivers for Coquillettidia mosquito habitat selection: a method to highlight key field factors. **Hydrobiologia**, v. 652, n. 1, p. 377-388, 2010.
- SHAFFER, C. US national park buffer zones: Historical, scientific, social, and legal aspects. **Environmental Management**, 23(1): 49-73, 1999.
- SHARP, R. et al. (ed.). **INVEST 3.7.0 User's Guide**. Stanford: The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, 2018.
- SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E. M.; PONZONI, F. J. Índice de Vegetação e Modelo Linear de Mistura Espectral no Monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 1998.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira** [Brazilian ornithology]. Rio de Janeiro (RJ, Brazil): Editora Nova Fronteira, 1997.

- SICK, H. **Ornitologia brasileira** [Brazilian ornithology]. Rio de Janeiro (RJ, Brazil): Editora Nova Fronteira, 1997.
- SILVA, A. C. et al. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 44-53, 2016.
- SILVA, A. M. et al.. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 33, p. 1811-1820, 2009.
- SILVA, D. L.; FERREIRA, M. C.; SCOTTI, M. R. O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico UFMG**, v. 24, n. 1, 136-158, 2015.
- SILVA, G. P. et al. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana-MG. **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical**, [s.l.], v. 36, n. 1, p. 45-52, 2006.
- SILVA, I. D.; MENDONÇA, E. D. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. D.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 276-374.
- SILVA, J. S. O.; HARIDASAN, M. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* P. Beauv. e gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 337-344, 2007.
- SILVA, M. A. **Modelagem espacial da erosão hídrica no vale do rio Doce, região centro-leste do estado de Minas Gerais**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.
- SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land use policy** 58:133-144, 2016.
- SILVEIRA, F. A. O. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and soil**, v. 403, p. 129-152, 2016.
- SILVEIRA, R. M. Comportamento Geotécnico de um Solo Coluvionar de São Vendelino. 2008. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. UFRGS, 2008.
- SIMÃO, M. V. R. C. et al. Árvores da Mata Atlântica: livro ilustrado para a identificação de espécies típicas de Floresta Estacional Semidecidual. Manaus, 2017.
- SIMMONS, N.B. 2005. Order Chiroptera; p. 312-529 In WILDON, D. E. and REEDER, D. M. (ed.) **Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference**. Baltimore: The John Hopkins University Press.
- SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna. part 1. Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History** 237: 1-219.
- SINISCALCHI, C. M.; LOEUILLE, B. F. P.; PIRANI, J. R. A new species of *Chresta* (Vernonieae, Asteraceae) endemic to the Mata Atlântica Domain, Brazil. **Phytotaxa**, 244(1), 80-88, 2019.
- SOARES NETO, R. L.; JARDIM, J. G. Capparaceae in the state of Rio Grande do Norte, Brazil. **Rodriguésia**, 66(3), p. 847-857, 2015
- SOBRINHO, N. M. B. A.; BARRA, C. M.; LÃ, O. R. Química dos metais pesados no solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. Química e mineralogia do solo: parte II: Aplicações. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2009. p. 249-312.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO - SBCS. Física do Solo. 1. ed. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo** (SBCS), 2016. 298 p.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO - SBCS. Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná. 2. ed. Curitiba: **Núcleo Estadual Paraná da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo** (NEPAR-SBCS), 2019. 289 p.

- SOININEN, J.; LENNON, J.J.; HILLEBRAND, H. 2007. A Multivariate Analysis of Beta Diversity across Organisms and Environment. **Ecology**, 88(11), 2830-2838.
- SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da Regeneração da Mata Atlântica**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/atlas-da-regeneracao/>>. Acesso em: 20 mai. 2019.
- SOUZA, J. C. et al. Deficiências minerais em bovinos de Roraima, Brasil. IV. Magnésio, sódio e potássio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 1, p. 89-98, 1987.
- SOUZA, R. O.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química dos solos alagados. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. Química e mineralogia do solo: parte II: Aplicações. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2009. p. 485-528.
- SOUZA, A. M.; CONDÉ, R.; ORSINI, V. Levantamento da Herpetofauna em área Antropizada Situada na Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Rio Doce. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de setembro de 2009, São Lourenço – MG. 2009.
- SOUZA, E. S. **Rota de processo para aproveitamento de rochas itabiríticas estéreis da mina de conceição**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – Faculdade de Engenharia Metalúrgica e de Minas, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2005.
- SOUZA, J. A. C.; SRBEK-ARAUJO, A. C. Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, p.129, 2017.
- SOUZA, J. S. et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua as margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.2, p.185-206. 2003.
- SOUZA, L. A.; SOBREIRA, F. G. Avaliação da geração de sedimentos ao longo da bacia hidrográfica do Ribeirão do Carmo. Potencial natural de erosão, feições morfológicas e cicatrizes de movimentos de massa. **Geociências**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 285 – 299, 2017.
- SOUZA, M. T. R. **O litoral Brasileiro**. Revista de Cultura do IMAE 5, p. 63-67. 2004.
- STASI, L. C.; HIRUMA-LIMA, C. A. **Plantas Medicinais na Amazônia e na Mata Atlântica**. Editora UNESP, São Paulo, 2ª ed., 2002.
- STEHMANN, J. R. et al. **Plantas da floresta atlântica**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2009. 516p.
- STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2002.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant Physiology**. 4. ed. Massachusetts: Sinauer Associates Inc. Publishers, 2006.
- TEAM, R. Core et al. R: A language and environment for statistical computing. 2019. Disponível em: <www.R-project.org>. Acessado em: 15 de maio de 2019.
- TEIXEIRA, N. et al. Edible fruits from Brazilian biodiversity: A review on their sensorial characteristics versus bioactivity as tool to select research. **Food Research International**, v. 119, p. 325-348, 2019.
- THE INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX (IPNI) Disponível em: <<http://www.ipni.org>>.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v.20, p.21-33, 2002.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. **Acta limnologica Brasiliensia**. Volume 10(1), p. 103-116. 1998.
- TOKARNIA, C. H. et al. Experimentos em bovinos com as favas de *Enterolobium contortisiliquum* e *E. timbouva* para verificar propriedades fotossensibilizantes e/ou abortivas. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 39-45, 1999.
- TOTOU, A.R. et al. Efeito da dispersão em polpas de minérios itabiríticos. **Revista Escola de Minas**, [s.l.], v. 64, n. 2, p. 227-232, 2011.

- TRAJANO, E. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 2, n. 5, p. 255-320, 1984.
- TULER, A. C.; SILVA, N. C. B. Women's ethnomedicinal knowledge in the rural community of São José da Figueira, Durandé, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Farmacologia** n 24, p.159-170.
- TURNER, D. C. **The vampire bat: a field study in behavior and ecology**. Baltimore: John Hopkins University Press, 1975.
- TUTEJA, N. et al. Genotoxic stress in plants: Shedding light on DNA damage, repair and DNA repair helicases. **Mutation Research**, [s.l.], v. 681, p. 134-149, 2009.
- UDULUTSCH, R. G.; ASSIS, M. A.; PICCHI, D. G. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro - Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. v.27, n.1, p.125-134, 2004.
- UEZU A.; METZGER, J. P. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. **PLOS ONE** 11(1): 2016.
- UFV - UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA; FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS; UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS; FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010.
- UIEDA, W.; HARMANI, N.; SILVA, M. Raiva em morcegos insetívoros (Molossidae) do Sudeste do Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 29, p. 393-397, 1995.
- USEPA. SW-846 EPA Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. In: **Test Methods for Evaluating Solid Waste**, 3. ed. Update. Washington: US Environmental Protection Agency, 2007.
- VALLEJOS, M. A. V. **Efeitos de desmatamento na estrutura da avifauna em um fragmento de floresta atlântica do sul do Brasil**. 2014. 52 p. Dissertação de Mestrado (Ecologia e Conservação) Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- VASCONCELOS, M. F. O. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do leste do Brasil? **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, p. 241-246, 2011.
- VASCONCELLOS, S. A. Leptospirose Animal. In: ENCONTRO NACIONAL EM LEPTOSPIROSE, Rio de Janeiro, 1993. **Anais...** Rio de Janeiro: [s.n.] p. 62-65, 1993.
- VASCONCELOS, J. A.; BRANDÃO, P. R. G.; LEMOS, L. N. Estudos de caracterização e concentração de itabirito compacto do Complexo Serra Azul, MG. **Tecnologica em Metalurgia, Materiais e Mineração**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 89-94, 2012.
- VELOSO, H. P. Sistema fitogeográfico. In Manual Técnico da Vegetação Brasileira. **Manuais Técnicos em Geociências** 1. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, p.9-38. 1991.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991. 124p.
- VERVLOET, R. J. H. M. A geomorfologia da região de rompimento da barragem da Samarco: a originalidade da paisagem à paisagem da mineração. In: **Desastre no Vale do Rio Doce: antecedentes, impactos e ações sobre a destruição**. Rio de Janeiro. Folio Digital: Letra e Imagem. Pp. 91. 2016
- VIEIRA, L. T. A. et al. Geographical patterns of terrestrial herbs: a new component in planning the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and conservation**, v.24, n.9, p. 2181-2198, 2015.
- VIEIRA, R. C.; CAMILO, J.; CORADIN, L. (Ed.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Centro-oeste**. Brasília, DF: MMA, 2011.
- VIELLIARD, J. M. E.; SILVA, W. R. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, Recife**, p. 117-151, 1990.

- VITOR, C. M. T. et al. Rendimento e composição química do capim-braquiária introduzido em pastagem degradada de capim-gordura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [s.l.], v. 37, n. 12, p. 2107-2114, 2008.
- VITTI, G.C.; LIMA, E.; CICARONE, F. Cálcio, magnésio e enxofre. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 299-325.
- VIZOTTO, L. D.; TADDEI, VALDIR A. **Chave para determinação de quirópteros brasileiros**. 1973.
- VOGEL, H. F.; ZAWADZKI, C. H.; METRI, R. Florestas ripárias: Importância e principais ameaças. SaBios: **Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 24-30, jan./jun. 2009.
- VOGEL, H. F.; WEIWANKO, A. P.; ZOCHE, J. J. Artificial perches for ecological restoration: Contributions of brazilian universities. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 1, p. 143-160, 2018.
- VORMITTAG, E. M. P. A. A. et al. Avaliação dos riscos em saúde da população de Barra Longa/MG afetada pelo desastre. Instituto Saúde e Sustentabilidade. Disponível em: < https://www.greenpeace.org.br/hubfs/Campanhas/Agua_Para_Quem/documentos/RelatorioGreenpeace_saude_RioDoce.pdf >. Acesso em: 25 set. 2019.
- VOSS, R. S.; EMMONS, L. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. **Bulletin of the AMNH**; no. 230. 1996.
- WAECHTER, J. L. Aspectos ecológicos da vegetação da restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. Comunicação do Museu de Ciências PUCRS, **Série Botânica**, Porto Alegre, n.33, p. 49-68, 1985.
- WALLACE, R.; AYALA, G.; VISCARRA, M. Lowland tapir (*Tapirus terrestris*) distribution, activity patterns and relative abundance in the Greater Madidi-Tambopata Landscape. **Integrative Zoology**, v. 7, n. 4, p. 407-419, 2012.
- WEATHERHEAD, M. A.; JAMES, M. R. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. **Hydrobiologia**, v.462, p.115-129, 2001.
- WEIBULL, W. A Statistical Distribution Function of Wide Applicability. **Journal of Applied Mechanics**, v. 18, n. 1, p. 293–297, 1951.
- WHITE, P. R.; FRANKE, M.; HINDLE, P.. **Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory**. Gaithersburg: Springer, 1995. 362 p.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.
- WHO. World Health Organization Europe. Air quality guidelines global update. 2005a. Disponível em: < http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf >. Acesso em: 02/07/2019.
- WHO. World Health Organization. WHO air quality guidelines global update 2005 – Meeting report. 2005b. Disponível em: <http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/147851/E87950.pdf>. Acesso em: 08/07/2019.
- WILLIAMS, P. N. et al. Greatly enhanced arsenic shoot assimilation in rice leads to elevated grain levels compared to wheat and barley. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 41, n. 19, p. 6854-6859, 2007.
- WILLIS, E. O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos Zoologia**, 33: 1-25.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. (ed.). **Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning**. [S.l.]: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, N° 537).
- WOLFF, A. P. **Caracterização de Rejeitos de Minério de Ferro de Minas da Vale**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral) – Faculdade de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2009.
- YOUNG, C. E. F. et al. **Estudos e produção de subsídios técnicos para a construção de uma Política Nacional de Pagamento por Serviços**. Rio de Janeiro,: Instituto de Economia, UFRJ, 2016.

- ZALBA, S. M. Controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas naturais: aprender fazendo. **Cad. Mata Ciliar**, São Paulo, n.3, 2010.
- ZANARDO, A.; MARQUES JÚNIOR, J. Conceitos básicos em mineralogia. *In*: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**: parte I: Conceitos básicos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p.73-150.
- ZENNI, R. D. **Manejo de plantas exóticas invasoras em planos de restauração de ambientes naturais**. Cad. Mata Ciliar, São Paulo, n.3, 2010.
- ZILLER, S. R.; ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação** - vol. 5, n.2 - outubro 2007 - pp. 8-15.
- ZOCHE, J. J. et al. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental research**, v. 110, n. 7, p. 684-691, 2010.
- ZORTÉA, M. Diversidade, reprodução e dieta de uma área taxocenose de morcegos do Cerrado Brasileiro. 128p. **Tese de doutorado**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2001.

GLOSSÁRIO

Abióticos: Elementos e componentes não bióticos de um sistema (p.ex. rochas, atmosfera).

Abundância: Número de indivíduos da população de uma espécie em determinado habitat.

Adequabilidade Climática: Conjunto de condições climáticas que permite a ocupação de um ambiente pela biota.

Altitude Ortométrica (h): é a distância vertical de um ponto, situado sobre a superfície terrestre, em relação a um geoide de referência.

Altitude Elipsoidal (h): é a distância vertical de um ponto a um elipsoide de referência. As altitudes indicadas pelos receptores dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS), por exemplo, são do tipo elipsoidal.

Ambiente Bentônico: domínio referente ao substrato de sistemas aquáticos.

Ambiente Pelágico: domínio referente às massas d'água.

Ambiente Recifal: Ambiente associado a recifes de coral.

Ambiente-Matriz: Ambiente ou hábitat dominante de uma paisagem.

Ambientes Fluviais: relacionam-se os rios, que são cursos naturais de água doce, na maioria das vezes com canais definidos e fluxos permanente ou sazonal, que migram em direção a um oceano, lago ou outro rio. Rios são caracterizados por correntes unidirecionais, com velocidades médias de fluxo variando entre 0,1 a 1,0 m/s. Geralmente, ocorre a mistura completa e contínua em rios, devido a correntes e à turbulência.

Ambientes Transicionais: ambiente de transição entre o ambiente continental e o ambiente marinho raso.

Análise de Componentes Principais (PCA): é indicada para conjuntos correlacionadas linearmente, o que permite reduzi-las a poucas variáveis sintéticas, denominadas componentes principais. Os eixos ou autovalores são extraídos de modo que o primeiro explique a maior parte da variância, o segundo explique a maior parte da variância residual, e assim, sucessivamente.

Análise de Coordenadas Principais (PCoA): é uma generalização da análise de componentes principais (PCA), na qual os eixos ou autovalores são extraídos de uma matriz de similaridade ou de distâncias. A principal vantagem é que esta técnica pode ser aplicada quando as relações entre as variáveis não são lineares.

Análise de Permutação Multivariada (PERMANOVA): A análise de variância multivariada por método de permutação (análise estatística não paramétrica) é utilizada para comparar vetores, baseada em qualquer medida de distância ou dissimilaridade.

Análise de Variância (ANOVA): trata-se de um método estatístico paramétrico, que permite realizar comparações simultâneas entre duas ou mais médias, ou seja, permite testar hipóteses sobre **médias** de distintas populações ou comunidades.

Análise de Variância Fatorial (ANOVA factorial): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de mais de um fator e pela interação entre eles

Análise de Variância Unifatorial (ANOVA one -way): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de um fator

Aninhamento: Padrão ecológico de distribuição de espécies em metacomunidades, representando o subconjunto de espécies de um local como parte do conjunto maior de espécies da região.

Anóxia: Indica a completa ausência de oxigênio em um ambiente.

Antrópico(a): que se originou da ação do homem.

Anuros: Ordem de animais da classe Amphibia; inclui sapos, rãs e pererecas (Anura).

Apendicular: Que reúne os ossos dos membros superiores, inferiores e elementos de apoio.

Arborícolas: Animais cujos hábitos de vida ocorrem principalmente nas árvores.

Arboviroses: Doenças causadas por arbovírus, que incluem o vírus da dengue, zika vírus, febre chikungunya e febre amarela.

Área de Abrangência do Dano: abrangência geoespacial das repercussões ou efeitos do desastre que são causas de modificações nos vários componentes físicos, bióticos e antrópicos que caracterizam seu ambiente de referência.

Área de Estudo: delimitação de local ou região, objeto do levantamento de dados e análise ambiental, podendo variar a cada tema de estudo.

Área de Passagem e Deposição da Lama: área de passagem e/ou deposição do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, desde o local do rompimento, no município de Mariana (MG), até a foz do rio Doce, em Regência (ES), além da região estuarina e marinha adjacente.

Arrasto de Plâncton: metodologia de amostragem, onde as redes de plâncton são arrastadas em trajetos diversos, como vertical, horizontal e oblíquo. A velocidade de arrasto pode ser variável.

Assembleias: Conjunto de diferentes espécies de um mesmo grupo de organismos, p.ex., assembleia de aves (grupamento das diferentes espécies de aves de uma região).

Assimetria Flutuante: Desvios aleatórios da simetria perfeita em estruturas bilateralmente pareadas.

Assintótica: Método de descrever o comportamento de limites matemáticos.

Assoreamento: Acúmulo de sedimentos.

Atingidos: refere-se às pessoas que sofreram algum dano advindo do desastre.

Autodepuração e Diluição: fenômenos através dos quais os cursos d'água se recuperam, por mecanismos naturais, após o lançamento de uma carga poluidora.

Avifauna: Conjunto das aves de uma região ou ambiente.

Bacia Hidrográfica: área principal de drenagem de um rio e seus afluentes.

Baixo Estuário: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Banhado: Área de baixada em fundo de vales de regiões de morro onde há acúmulo de água de chuvas ou das cheias dos ribeirões e rios.

Beidou: é o sistema de navegação por satélite da China.

Bentônico: organismo associado ao fundo oceânico.

Bentos: (Do grego benthos: fundo do mar) são todas as espécies que vivem com íntima relação com o fundo, seja para fixar-se, escavar, caminhar ou nadar sob o fundo sem alojar-se nele;

Bilateralidade: Propriedade que descreve a divisão em duas partes de forma simétrica.

Bioacumulação: processo pelo qual contaminantes são absorvidos, através da exposição direta ou indireta, e armazenados (ao longo do tempo) por um organismo, em níveis superiores aos encontrados numa matriz ambiental externa. É o acúmulo de substâncias tóxicas nos tecidos dos organismos.

Biodisponibilidade: é a fração de um nutriente ou elemento potencialmente tóxico (como As, Pb, Cd, etc.) que está prontamente disponível para ser absorvido por um organismo alvo. No âmbito desse trabalho, refere-se especificamente à fração de maior labilidade desses elementos tóxicos para as plantas.

Biodiversidade: Conjunto de espécies, organismos e patrimônio genético, assim como ecossistemas, existentes em determinada região, incluindo suas interações e propriedades emergentes desses conjuntos.

Bioindicador: espécies, grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada situação ambiental.

Biomagnificação: é o aumento da concentração (e consequentemente da toxicidade) de uma determinada substância na parte mais alta da cadeia trófica;

Biomarcadores: alterações mensuráveis, em diferentes níveis da organização biológica, que evidenciam a exposição, susceptibilidade e /ou efeitos tóxicos de poluentes (agentes estressores) presentes no ambiente.

Biomonitoramento: Utilização de seres vivos como ferramenta para mensurar a qualidade ambiental.

Biota: Conjunto de seres vivos, que habitam um determinado ambiente.

Bióticos: Elementos e componentes constituídos pelos seres vivos e suas interações.

Bioturbação - Bioturbadores: Retrabalho de solos e sedimentos por organismos vivos.

Box plot: É um tipo de gráfico que representa a mediana e os quartis de um conjunto de dados, onde é possível ter uma noção dos dados discrepantes, da posição, da dispersão e assimetria da distribuição.

Cabruca: Sistema agroflorestal de produção no qual ocorre o plantio no sub-bosque, principalmente de cacau, ao tempo em que se mantém a estrutura arbórea nativa da região.

Cadeia Alimentar ou Cadeia Trófica: relação trófica que ocorre entre os seres vivos que compõem um ecossistema, na qual a energia de um organismo se transfere ao outro, por uma relação de alimentação.

Cágados: grupo de quelônios de água doce dotados de recolher o pescoço e a cabeça lateralmente sob a carapaça.

Calcófilos: Elementos afins ao enxofre.

Cambissolo: ordem de solos pouco desenvolvidos, com horizonte B incipiente. Os Cambissolos apresentam grande variação no tocante a profundidade, ocorrendo desde rasos a profundos, além de apresentarem grande variabilidade também em relação às demais características. A drenagem varia de acentuada a imperfeita e podem apresentar qualquer tipo de horizonte A sobre um horizonte B incipiente, também de cores diversas. Muitas vezes são pedregosos, cascalhentos e mesmo rochosos. Ocorrem disseminados em todas as regiões do Brasil, preferencialmente em regiões serranas ou montanhosas.

Caméfitos: São plantas sublenhosas e/ou herbáceas predominantemente de áreas campestres pantanosas com até um metro de altura, providas de gemas situadas acima do solo e protegidas por catáfilos ou por folhas verticiladas.

Cervical: Região da coluna vertebral de maior mobilidade, alocado na região do pescoço.

Cetáceos: Infraordem de animais marinhos, pertencentes à classe dos mamíferos (Cetacea).

Ciclagem: corresponde ao ciclo de renovação da matéria orgânica na natureza, realizada principalmente pelos decompositores, como fungos.

Cladóceros ou Cladocera: grupo de crustáceos aquáticos e microscópicos

Colúvio: é um depósito resultante de erosão. Parte dele é formada pelo solo original local e outra parte é oriunda de regiões mais altas que foram trazidos por fatores como: enxurradas, ventos, avalanches e afins. Há presença de solos diferentes misturados.

Complexo Lacustre do Médio Rio Doce: densa rede de lagoas, originadas pelo barramento natural dos tributários do rio Doce, distribuídas ao longo de toda a região do médio rio Doce, à montante e a jusante da confluência com o rio Piracicaba (IEF-MG, 2008).

Comportamento Nerítico: organismo que habita a região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Composição de Espécies: inclui o número de espécies que estão presente em uma comunidade, bem como a abundância da espécies (estrutura da comunidade).

Comunidades Biológicas: Comunidades vegetais ou animais que habitam uma região.

Conectividade Funcional: Interação entre características comportamentais e físicas dos organismos com estruturas da paisagem que definem o deslocamento da fauna nessa paisagem.

Copépodes ou Copepoda: grupo de crustáceos aquáticos e microscópios.

Copepodito: estágios jovens de copépodes.

Corpos d'água: Acumulação significativa de água.

Covo: tipo de armadilha aquática composta por uma armação cilíndrica envolta por rede e com duas entradas em forma de funil em suas extremidades. Também conhecido por Jequi.

Criptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas abaixo do nível do solo.

Culicídeos: Família de insetos (Culicidae).

Curva de Acumulação de Espécies: Número cumulativo de espécies detectados em determinado ambiente em função do esforço cumulativo em amostras.

Curvas de Rarefação: Técnica estatística para avaliar a tendência de incremento de espécies em função do esforço amostral.

Dados Logaritmizados: quando algum dos requisitos para o emprego da estatística paramétrica (por ex., normalidade da distribuição dos erros, homogeneidade das variâncias) não puder ser preenchido pelos dados da amostra, é possível transformar os dados (por ex. transformação logarítmica, raiz quadrada, percentual), antes de optar pela aplicação da estatística não-paramétrica.

Dados Secundários: Informações advindas de bases de dados já disponíveis, como da literatura ou de acervos técnicos.

Dano Ambiental: alteração da condição do ambiente e/ou de seus componentes, causada pelo desastre, em relação à linha-base.

Datum Horizontal: referência para coordenadas planimétricas (x e y).

Datum Vertical: referência altitude ortométrica (0 metros), Imbituba – SC.

Datum: é um sistema de referência utilizado para o cômputo ou correlação dos resultados de um levantamento.

Demersal: peixes que passam a maior parte do tempo em contato com o fundo do mar.

Desastre: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável (MIN, 2007).

Didelfídeos: Família à qual pertencem os gambás (Didelphidae).

Dilution of Precision (PDOP): degradação da precisão da posição tridimensional.

Dissimilaridade: Descreve a diferença, ou distinção, entre duas ou mais coisas. No âmbito da ecologia de comunidades, índices de dissimilaridade buscam computar a magnitude da diferença de composição entre assembleias sendo comparadas.

Distribuição Espacial: Distribuição de algo em relação ao ambiente geográfico em que se encontra.

Diversidade Alfa: Número total de espécies em um habitat.

Diversidade Beta: Descreve a complementação de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou entre diferentes ambientes de uma região.

Diversidade Biológica: Conjunto de diferentes seres vivos em um ambiente.

Diversidade de Espécies: é o número de diferentes espécies que estão representadas numa dada comunidade. A diversidade de espécies consiste em dois componentes: riqueza específica e equitabilidade.

Diversidade Funcional: Forma de descrever uma assembleia de espécies em função de seus atributos morfológicos e comportamentais.

Dominância de Espécies: refere-se a dominância de uma ou mais espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região.

Dossel: É a parte formada pelas copas das árvores que formam o estrato superior da floresta.

Doubletons: Espécies representadas, em uma amostra, por exatamente dois indivíduos.

Dulcícola: organismo ou ambiente associado a águas doces (continentais).

Ecossistema: sistemas naturais ou artificiais, limitados por um espaço físico onde interagem os componentes vivos e não vivos, caracterizando determinadas estruturas e funções.

Ecotoxicologia: é o estudo dos efeitos tóxicos, quali e quantitativos, de modo integrado, de agentes químicos, físicos e biológicos sobre organismos vivos (aquáticos ou terrestres), incluindo suas interações com o ambiente (TRUHAUT, 1975).

Ectoparasitos: Parasitas que se instalam fora do corpo do hospedeiro.

Ectotérmico: Animais cuja temperatura corporal varia de acordo com as condições ambientais de temperatura.

Edáfico: Relativo ao solo.

Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs): normalmente são metais sólidos (e.g., Pb e Cd) ou líquidos (e.g., Hg) à temperatura ambiente, mas podem ser também semi-metais (e.g., As e Sb). A principal característica comum dos EPTs é sua alta toxicidade aos animais e lenta degradabilidade ambiental, com crescente acúmulo na cadeia trófica. Alguns EPTs, em baixas concentrações, são essenciais aos organismos vivos, como Fe, Mn, Cu, Ni e Zn. Já a grande maioria dos EPTs, mesmo em baixas concentrações, causa efeitos deletérios à saúde animal. Ag - prata; Al - alumínio; As - arsênio; Ba - bário; Cd - cádmio; Cr - cromo; Cu - cobre; Hg - mercúrio; Fe - ferro; Mn - manganês; Mo - molibdênio; Ni - níquel; Pb - chumbo; Sb - antimônio; V - vanádio; Zn - zinco.

Elipsóide de Revolução: Sólido geométrico gerado pela rotação da elipse em torno do seu semieixo menor. É a superfície matemática adotada pelos geodestas para todos os cálculos geodésicos.

Endemismo: Propriedade que define a área geográfica na qual determinada espécie naturalmente ocorre, p.ex., endemismos da Mata Atlântica.

Entomofauna: Conjunto de insetos de uma região ou ambiente.

Epipelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 200 metros de profundidade.

Epiplanctônico: plâncton que habita os primeiros 200 metros da coluna de água.

Equitabilidade ou Uniformidade ou Equitatividade: distribuição da abundância das espécies em uma comunidade. Com efeito, reflete o grau de dominância da espécie.

Espécie endêmica: espécie que ocorre somente em uma determinada região geográfica, em lugares específicos.

Espécie Exótica: Espécie originária de meio diverso daquele em que vive. É essência natural de outros países ou regiões do país. Espécies que se encontram fora de sua distribuição natural.

Espécie Exótica Invasora: Espécie exótica cuja introdução ou dispersão ameaça ecossistema, habitat ou espécies e cause impactos negativos ambientais, econômicos, sociais ou culturais

Espécie Nativa: Espécie que naturalmente ocorre em determinada região.

Estado Trófico: estado nutricional do ambiente, que reflete a quantidade de matéria orgânica disponível no ambiente aquático.

Estolões: Tipo de caule que cresce paralelamente ao chão, produzindo gemas de espaço em espaço. Essas gemas podem formar raízes e folhas e originar novas plantas.

Etologia: Estudo científico do comportamento social e individual dos animais no seu ambiente natural.

Eutanásia: Ato intencional de proporcionar a morte indolor a um indivíduo.

Eutrofização: acúmulo de matéria orgânica em corpos d'água, podendo ser de origem natural ou antrópica, que acarreta no aumento da biomassa fitoplanctônica. Este grande aumento da biomassa de organismos fotossintetizantes causa a diminuição do oxigênio disponível e, consequentemente, o aumento da biomassa de bactérias anaeróbicas.

Exotróficos: Organismos que obtêm energia a partir de outros organismos.

Exsicata: É uma amostra de planta prensada e em seguida seca numa estufa (herborizada), fixada em uma cartolina de tamanho padrão acompanhadas de uma etiqueta ou rótulo contendo informações sobre o vegetal e o local de coleta, para fins de estudo botânico.

Extinção: Desaparecimento definitivo de um ser vivo.

Fatores Abióticos: característico de algo que não possui vida, como os componentes físicos e químicos.

Fatores Bióticos: o que é característica dos seres vivos ou está vinculado a estes.

Fauna: Termo coletivo para a vida animal de determinada região.

Fertilidade do Solo: envolve as propriedades químicas, físico-químicas e biológicas do solo que influenciam a dinâmica e a disponibilidade de nutrientes, elementos benéficos, tóxicos e outros às plantas.

Filogenética: Relação evolutiva entre grupos de organismos.

Filostomídeos: Família de morcegos encontrada em regiões tropicais e subtropicais (Phyllostomidae).

Física do Solo: a física de solos estuda e define, qualitativa e quantitativamente, as propriedades físicas - envolvendo as três fases do solo (sólida, líquida e gasosa) - bem como sua medição, predição e controle, com o objetivo principal de entender os mecanismos que governam a funcionalidade dos solos e seu papel na biosfera. Duas propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes, referem-se à textura do solo (que é definida pela distribuição de tamanho de partículas) e a estrutura do solo (definida pelo arranjo das partículas em agregados). A dinâmica das fases líquida e gasosa está diretamente associada a essas duas propriedades.

Flora: Vida vegetal.

Fluvial: Referente aos rios ou cursos d'água.

Fluxômetro: é um aparelho utilizado para quantificar o volume de água que passa através de uma rede de plâncton. Um rotor de três lâminas é acoplado diretamente a um contador de cinco dígitos o qual registra as revoluções do rotor.

Formação Ferrífera Bandada – BIF: Rocha sedimentar ou metassedimentar química ou vulcanoquímica finamente estratificada, apresentando camadas de óxidos, carbonatos ou silicatos de ferro rítmicamente alternadas com camadas diferenciadas destas

(quartzosas, anfibólicas, quartzo cloríticas). Podem desenvolver depósitos de ferro economicamente exploráveis como ocorre no Brasil com as jazidas de itabiritos de Minas Gerais, por exemplo. A deposição destas camadas teve um apogeu do Neo-arqueano ao Paleo-proterozóico, provavelmente devido ao enriquecimento em O_2 da atmosfera neste período o que levou a oxidação de ferro em solução ($Fe^{+2} \rightarrow Fe^{+3}$) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas.

Forrageamento: Atividade comportamental que descreve a exploração e obtenção de recursos alimentares.

Fossoriais: Modo de vida que contempla o uso de ambientes do subsolo ou serapilheira, por meio de escavações e uso de galeria subterrâneas.

Frugívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de frutos.

GALILEO: é o sistema de navegação por satélite da União Europeia.

Generalistas: Espécies que apresentam ampla plasticidade na busca de hábitos alimentares e ocupação de habitat. Contempla espécies que conseguem se adaptar a diversas condições ambientais.

Geoprocessamento: Processamento de dados geográficos.

Glândula Uropigial: Glândulas das aves que sintetizam gordura, a qual é usada com o bico com a finalidade de impermeabilizar as penas.

Gleissolo: ordem de solos que apresenta expressividade dos processos de gleização. Os Gleissolos são característicos de áreas alagadas ou sujeitas a alagamento (margens de rios, ilhas, grandes planícies, etc.). Apresentam cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas, dentro de 50 cm da superfície. Podem ser de alta ou baixa fertilidade natural e têm nas condições de má drenagem a sua maior limitação de uso. Ocorrem em praticamente todas as regiões brasileiras, ocupando principalmente as planícies de inundação de rios e córregos.

Global Navigation System (GLONASS): é um sistema de navegação por satélite (GNSS) russo.

Global Positioning System (GPS): é um mecanismo de posicionamento por satélite que fornece a um aparelho receptor móvel a sua posição, assim como o horário, sob quaisquer condições atmosféricas, a qualquer momento e em qualquer lugar na Terra; desde que o receptor se encontre no campo de visão de três satélites GPS (quatro ou mais para precisão maior).

Granívoras: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de sementes.

Greenstone Belt: Cinturão de rochas verdes representadas por xistos máficos e ultramáficos, intercalados com BIF, chert e rochas vulcanoquímicas diversas, de baixo grau metamórfico, entre estruturas dômicas de granitóides muito comuns em áreas arqueanas, representando em grande parte restos de crosta oceânica constituída por magmatismo, muitas vezes komatiítico.

Guildas alimentares: Conjunto de espécies que compartilham um mesmo hábito alimentar, p.ex., guilda de aves frugívoras.

Habitat: Área ecológica ou ambiental que é habitada por determinados organismos.

Heliotérmicos: Organismos que utilizam o calor proveniente dos raios solares para manter sua temperatura corporal.

Hemicriptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas no nível do solo pelos céspedes que morrem na estação climática desfavorável, com predominância em áreas campestres.

Herbáceas: São plantas com caule não lenhoso ou semi-lenhoso.

Herpetofauna: Conjunto de anfíbios e répteis de uma região.

Hidromorfia: Referente aos solos inundados, encharcados e definidos pelo excesso de umidade.

Holoplâncton: organismos que permanecem todo o seu ciclo de vida no plâncton.

Ictiofauna: Conjunto de peixes de uma região.

Indicador hidrológico: espécie que reflete as condições hidrológicas do ambiente em que se encontra.

Indicadores Ambientais: parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente que, se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado (SÁNCHEZ, 2008).

Índice de Linearidade: Métrica de ecologia de paisagem que descreve o quanto um corredor de deslocamento de fauna se aproxima a uma linha reta.

Insetívoros: Animais que se alimentam de insetos e outros artrópodes.

Itabirito: rocha bandada, alternando níveis milimétricos a centimétricos de hematita (+-magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo. É um BIF ou formação ferrífera bandada metamorfisada.

Jusante: é todo ponto em que o referencial é o fluxo normal do curso d'água, para onde se dirige a corrente, em direção à foz do rio. Parte mais baixa de um rio, próximo a desembocadura na região costeira.

Laguna: Refere-se a uma depressão formada por água salobra ou salgada, localizada na borda litorânea, comunicando-se com o mar através de canal.

Larva Véliger: larva planctônica que eclode com estruturas corporais como pé, concha e véu.

Lênticos: São ambientes aquáticos de água parada, como por exemplo, lagoas, lagos, pântano, etc.

Limícolas: São um grupo diverso de aves que ocupam ambientes aquáticos rasos.

Limite de Quantificação (LQ): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas.

Límnica: sinônimo de dulcícola.

Linha-base: estado do ambiente e/ou de seus vários componentes físicos, bióticos e antrópicos imediatamente anterior ao desastre, ou o estado em o que o ambiente e/ou seus componentes estariam caso não houvesse ocorrido o desastre.

Lipoperoxidação: a oxidação de lipídios, ou lipoperoxidação, consiste em uma cascata de reações resultantes da ação dos radicais livres (oxigênio molecular) sobre os lipídios (gorduras).

Lóticos: São ambientes aquáticos de água corrente, como por exemplo rios, nascentes, ribeiras e riachos. Têm como principal característica o fluxo hídrico, que influencia diretamente as variáveis físico-químicas da água e as comunidades biológicas presentes.

Macrófitas Aquáticas: Plantas aquáticas que vivem em ambientes inundados, flutuantes ou enraizadas.

Macroinvertebrados Bentônicos: invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos em pelo menos parte de seu ciclo de vida e que ficam retidos em redes com abertura de malha entre 200 e 500 µm.

Mananciais: Fontes de água, que podem ser utilizadas para o abastecimento urbano.

MapGeo2015: é um sistema que fornece a ondulação geoidal (N) necessária à conversão de altitudes elipsoidais, obtidas com os Sistemas de Navegação Global por Satélite (GNSS), em altitudes ortométricas.

Mastofauna: Conjunto de mamíferos de uma região.

Matriz de Distância: matriz (array bidimensional) contendo as distâncias, tomadas em pares, de um conjunto de dados.

Máximo ou Mínimo Histórico: para variáveis de qualidade de água, esses termos foram sempre utilizados em referência ao período de linha-base.

Mecânica do Solo: é um campo da engenharia civil, ligado à geotecnia, que estuda o solo como um meio de sustentação de estruturas.

Mediana: em termos mais simples, mediana pode ser o valor do meio de um conjunto de dados. A vantagem da mediana em relação à média é que a mediana pode dar uma ideia melhor de um valor típico porque não é tão distorcida por valores extremamente altos ou baixos, como a média.

Mediolitoral: Faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Meio Biótico: Conjunto de flora e fauna e demais organismos.

Meridiano Central: Longitude de origem de cada fuso no sistema de coordenadas da projeção UTM.

Meroplâncton: organismos que permanecem no plâncton apenas na fase inicial do seu ciclo de vida.

Mesopelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 1000 metros de profundidade.

Mesopredadores: Predadores de porte médio que se encontram no meio da cadeia trófica, tipicamente predando pequenos animais.

Microcrustáceos: crustáceos microscópicos que vivem no zooplâncton. São representados pelos cladóceros e copépodos e estão distribuídos nas regiões de margem e meio dos ambientes aquáticos.

Microhábitats: Descreve as características microambientais de determinado hábitat, constituída por atributos como sombreamento, temperatura, umidade, estrutura vegetal, entre outros.

Mineralogia do Solo: é o ramo da Ciência do Solo que estuda as propriedades, composição, maneira de ocorrência e gênese dos minerais primários e secundários das frações areia, silte e argila dos solos.

Montante: é a direção de um ponto mais baixo para um ponto mais alto de um curso d'água, em direção à nascente do rio.

Morfodinâmicos: Conceito associado ao intemperismo atual. São processos mais restritos, tanto no tempo quanto no espaço, sujeitos a oscilações ou ritmos dos principais agentes naturais, como as chuvas, considerando as modificações impostas pelo ser humano no processo de apropriação do relevo.

Morfotipo: características morfológicas que distinguem organismos da mesma espécie.

Nanofanerófitos: Plantas anãs raquíticas, variando entre 0,25 e 5 m de altura, com predominância nas áreas campestres do Brasil.

Nativa: Espécie original daquela região que vive.

Náuplio: estágios larvais de copépodes

Nectônicos: animais aquáticos que se locomovem ativamente na coluna de água.

Neossolo: ordem de solos pouco evoluídos, sem horizonte B diagnóstico definido. Os Neossolos são constituídos por material mineral ou orgânico pouco espesso (menos de 30 cm de espessura) e congregam solos rasos (como os Neossolos Litólicos) ou profundos e arenosos (como os Neossolos Quartzarênicos e os Neossolos Regolíticos). No caso de solos de planícies às margens de rios e córregos que são constituídos por sucessão de camadas de natureza aluvionar, sem relação pedogenética entre si, os mesmos são chamados de Neossolos Flúvicos.

Neotropical: Região biogeográfica que compreende a América Central, incluindo a parte sul do México e da península da Baja California, o sul da Florida, todas as ilhas do Caribe e a América do Sul.

Nicho: papel ecológico de uma espécie em uma comunidade, ou gama total das condições sobre as quais o indivíduo ou a população vive e se reproduz.

Níveis Tróficos: relacionados à cadeia alimentar, iniciando em produtores, passando por consumidores intermediários, consumidores finais ou topo de cadeia e decompositores, formando um ciclo.

Oligo-Mesotrófico: ambiente de pouco a moderadamente, enriquecido por nutrientes.

Ondulação Geoidal (N): é a diferença entre a altitude elipsoidal e a altitude ortométrica.

Onívoras: Animais que se alimentam de recursos de origem vegetais e/ou animal.

Oportunística: condizente a um acontecimento ocasional, proporcionado por alguma atividade relacionada.

Osteichthyes: grupo dos peixes ósseos.

Paragênese Mineral: Conjunto de minerais em rochas ígneas ou em rochas metamórficas que, por evidências petrográficas e outras, mostram ter evoluído associadamente em equilíbrio geoquímico e termodinâmico.

Parâmetros: É um valor, oriundo de uma variável ou expressão mais complexa.

Patrimônio Cultural: Bens reconhecidos pela importância cultural de uma região.

Pedogenéticos: Transformação do solo, por meio de dois fatores climáticos e por microrganismos.

Perda Ambiental: lesões aos recursos ou serviços ambientais, causadas pelo desastre, que geram prejuízo significativo à sociedade.

Planctóforo: organismo que se alimenta de plâncton.

Planícies Aluviais: São formações geológicas que se caracterizam por serem planas ou muito pouco inclinadas. Formam-se pela deposição ao longo do tempo de sedimentos trazidos por um ou mais rios.

Planos de Manejo: Documentos de planejamento das unidades de conservação.

Plasticidade Ambiental: Descreve a capacidade dos organismos a se adaptarem a diferentes estímulos e condições ambientais. Quanto maior a plasticidade ambiental, mais tolerante é aquele organismo às variações em seu ambiente.

Plastrão: porção inferior da carapaça que recobre o corpo dos quelônios.

Plataforma Continental: leito marinho que começa na linha de costa e desce com um declive suave até o talude continental.

Playback: Processo de sonorização que utiliza uma gravação para emissão de vocalizações.

Polinização: Processo de transferência de pólen entre as flores, que pode ser regulado por agentes bióticos (p.ex. morcegos, insetos) ou abióticos (p.ex. vento).

Pontos de Controle: são pontos fora da área afetada pelo rejeito de Fundão, com condições similares às áreas afetadas, utilizadas para comparação.

Posicionamento Relativo Estático Rápido: O posicionamento relativo estático-rápido é similar ao relativo estático, porém, a diferença básica é a duração da sessão de rastreo, que neste caso, em geral é inferior a 20 minutos.

Posicionamento Relativo Estático: No posicionamento relativo estático, tanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de referência quanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de interesse devem permanecer estacionados (estáticos) durante o levantamento. Neste método, a sessão de rastreo se estende por muitas horas, a depender da distância entre o receptor base e o rover.

Posicionamento Relativo: No posicionamento relativo, as coordenadas do vértice de interesse são determinadas a partir de um ou mais vértices de coordenadas conhecidas. Neste caso é necessário que dois ou mais receptores GNSS colem dados simultaneamente, onde ao menos um dos receptores ocupe um vértice de referência. No posicionamento relativo podem se usar as observáveis: fase da

onda portadora, pseudodistância ou as duas em conjunto. Sendo que a fase da onda portadora proporciona melhor precisão e por isso ela é a única observável aceita na determinação de coordenadas de vértices de apoio e vértices situados em limites artificiais. O posicionamento relativo utilizando a observável pseudodistância só é permitido para a determinação de coordenadas de vértices situados em limites naturais.

Pressuposto de Homocedasticidade: é um pressuposto que verifica se as variâncias em cada grupo de dados são, aproximadamente, iguais. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Pressuposto de Normalidade: é um pressuposto que verifica se os dados possuem uma distribuição, aproximadamente, normal. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Processos Erosivos: Retirada ou transporte de sedimentos da superfície do solo.

Quelônios: grupo faunístico composto por répteis com o corpo revestido por carapaça óssea (Chelonia) que recobre o corpo.

Quiropterofauna: Conjunto de morcegos de uma região.

Real Time Kinematic (RTK) ou Posicionamento Cinemático em Tempo-Real: é uma técnica de posicionamento e navegação GNSS, baseia-se na transmissão instantânea de dados de correções dos sinais de satélites, do(s) receptor(es) instalado(s) no(s) vértice(s) de referência ao(s) receptor(es) que percorre(m) os vértices de interesse. Desta forma, proporciona o conhecimento em tempo real de coordenadas precisas dos vértices levantados. O posicionamento pelo RTK pode ser feito pelo método convencional ou em rede.

Receptor Base: receptor o qual fica estático (parado) em uma coordenada conhecida.

Receptor Rover: receptor o qual fica se deslocando ao longo do trabalho com o objetivo de obter coordenadas precisas dos pontos ou vértices onde ele será estacionado.

Recurso Alimentar: qualquer componente do ambiente que pode ser utilizado como alimento e potencialmente esgotado por organismo.

Recursos Naturais: Aquilo que é necessário ao homem e se encontra na natureza.

Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC): é um conjunto receptores GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*), também chamados de estações de referência, que possuem alta capacidade para rastrear satélites de forma contínua. Tais receptores possuem alta precisão e alto desempenho, sendo que suas observações para a determinação de coordenadas são disponibilizadas em arquivos diários ou em tempo real. Desde 1996, o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) junto com o seu departamento de Geodésia estabeleceu a RBMC, promovendo a aplicação em diferentes áreas em todo território brasileiro.

Rede de Plâncton: redes de filtração de água de água com poro reduzido (μm). É o aparato mais comum de obtenção de amostras de plâncton, e são produzidas em várias formas e tamanhos.

Redes Tróficas: Interligação natural de cadeias alimentares.

Região da Plataforma: áreas submersas pelo mar, com declive suave que se estende da linha de costa até 200 metros de profundidade em direção ao talude.

Região do Talude: declive acentuado do fundo do mar após a plataforma continental, partindo dos 200 metros até cerca de 3500 metros de profundidade, em direção a região oceânica.

Região Estuarina: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Região Fitoecológica: Compreende um espaço definido por uma florística de gêneros típicos e de formas biológicas características que se repetem dentro de um mesmo clima, podendo ocorrer em terrenos de litologia variada, mas com relevo bem marcado.

Região Nerítica: região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Região Oceânica: região que se estende após a quebra da plataforma continental.

Rêmiges: Penas de voo das asas das aves.

Réplicas Amostrais: são amostras obtidas mais de uma vez de uma mesma comunidade no mesmo espaço e tempo.

Reprodução Partenogenética ou Reprodução por Partenogênese: tipo de reprodução assexuada (sem a presença de sexo) de animais em que o embrião se desenvolve de um óvulo sem ocorrência da fecundação.

Resiliência: capacidade de um sistema em retornar a algum estado de referência após uma perturbação.

Retrizes: Penas de voo da cauda das aves.

Riqueza de Espécies: número de espécies que ocorre em uma amostra de uma comunidade.

Rodolitos: tipo de alga calcária que não se fixa a um substrato.

Rotíferos ou Rotifera: Filo de animais aquáticos e microscópicos.

Sazonal: relativo a estação do ano.

Sedimento: todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, transportadas por água, ar ou gelo, distribuído ao longo dos vales do sistema de drenagem e orientado a partir da interação constante dos processos de intemperismo e erosão (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003 apud MARTINS, 2008).

Série Histórica: em relação a dados hidrológicos (quantitativos), contempla toda a série de dados independentemente de terem ocorrido antes ou após o rompimento da barragem de Fundão.

Serviços Ambientais: benefícios que as pessoas obtêm da natureza direta ou indiretamente, através dos ecossistemas, a fim de sustentar a vida no planeta.

Serviços Ecossistêmicos: contribuições dos ecossistemas à economia e bem estar.

Shapefile: Formato de arquivo contendo informações geográficas.

Siderófilos: Elementos afins ao ferro em ambiente magmático.

Sinclinal: dobra com convexidade para baixo, quando conhecidas suas relações estratigráficas, ou seja, rochas mais novas encontram-se no seu núcleo. Com a atuação progressiva dos processos erosivos, as regiões de sinclinais (onde a mesma camada é mais baixa do que nas anticlinais associadas) tendem a formar relevos positivos, enquanto que às de anticlinais, frequentemente desventradas por erosão, formam as partes baixas do relevo.

Singletons: Espécies encontradas por somente um indivíduo em uma amostra.

Sistema Geodésico de Referência (SGR): é um sistema de coordenadas associado a algumas características terrestres.

Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS): sigla em inglês para *Global Navigation Satellite System* – além da navegação, é utilizado para determinar a posição de um objeto na terra (coordenadas). Para tanto, são necessários no mínimo 04 satélites para se determinar as seguintes variáveis: x, y, z e tempo. A precisão dessa coordenada é definida de acordo com a técnica de posicionamento utilizada durante a coleta de dados. O GNSS é visto como uma evolução natural do já popular sistema de posicionamento americano, o GPS. Atualmente fazem parte do GNSS além do GPS, o sistema russo GLONASS, o europeu GALILEO e o chinês BEIDOU. Com vários sistemas de satélites, melhora-se a geometria das constelações e disponibilidade de sinal, garantindo assim uma maior integridade e confiança aos usuários do sistema.

Sítios Ramsar: Áreas úmidas com prioridade para proteção e uso sustentável.

Solos de Várzeas: são solos hidromórficos que ocupam áreas planas, baixas, de formação sedimentar recente e originados à montante. Logo, são associados a solos e rochas existentes na bacia acima da região de deposição. Os sedimentos trazidos pelos rios (argila, silte, areia, frações orgânicas) são depositados seletivamente nesses solos em função do grau de energia. Verifica-se a oscilação ou estagnação do nível freático em seus horizontes em pelo menos uma estação do ano. É comum a evidência de mosqueados e/ou processos de gleização nesses solos. Dado a baixa cota em relação aos solos de terras altas, os solos de várzeas recebem adição contínua de nutrientes e mesmo de sedimentos.

Solum: parte superior e mais intemperizada do perfil do solo, compreendendo somente os horizontes A e B (excluído o BC). Do Latim *solum* = suporte, superfície, base.

Squamata: Ordem de répteis que inclui animais com escamas como as serpentes e os lagartos.

Sub-bacias: São áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal.

Sub-bosque: Conjunto de vegetação de baixa estatura que cresce abaixo do dossel florestal.

Sublitoral: Faixa da zona entremarés descoberta apenas nas marés mais baixas de sizígia.

Superfície de Resistência: Em ecologia de paisagens, é o atributo que se refere ao quanto um determinado uso de solo custa a ser transpassado pela fauna durante seus deslocamentos.

Supralitoral: Faixa da zona entremarés coberta apenas nas marés mais altas de sizígia.

Supressão de Vegetação: Retirada da vegetação para uso do solo.

Sustentabilidade: Conjunto de ideias e estratégias ecologicamente corretas.

Taxa: plural de táxon em latim.

Táxon: Unidade taxonômica definido dentro do sistema lineano de classificação dos organismos. Exemplos incluem espécies (p.ex. *Tapirus terrestris*), gêneros (p.ex. *Leopardus*), famílias (p.ex. Culicidae) e classes (p.ex. Aves).

Taxonomia: ramo da biologia que classifica os organismos através de sua história evolutiva.

Tecnossolo: solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas por sua origem técnica. Esses solos contêm uma quantidade significativa (20% ou mais (m/m) nos primeiros 100 cm do perfil) de artefatos (materiais que são derivados de tecnologias humanas, incluindo materiais manufaturados e materiais naturais que foram escavados e transportados) ou ainda são solos que contêm uma camada contínua cimentada. Os Tecnossolos incluem solos de resíduos (aterros, lodo, cinzas e resíduos de mineração), solos pavimentados por material inconsolidado, solos com geomembranas e solos construídos. De forma geral, se referem a solos urbanos ou solos de mina.

Teia Trófica: conjunto de cadeia alimentares interconectadas em uma ecossistema.

Termorregulação: processo que algumas espécies da fauna, principalmente répteis, executam para obtenção de energia calorífica a partir da exposição ao Sol.

Terófitos: Plantas anuais, cujo ciclo vital é completado por sementes que sobrevivem à estação climática desfavorável, ocorrendo exclusivamente nas áreas campestres.

Terras Altas: no presente estudo se relaciona aos solos formados diretamente pela intemperização da rocha local (autóctone) ou próxima. Na área estudada, o relevo é acidentado de modo geral, não havendo acúmulo e saturação do solo com água. Logo, não estão sujeitos à oscilação do nível freático em seus horizontes em nenhuma estação do ano. Prevaecem as condições aeróbicas na formação do solo, não havendo evidências de processos atuais de segregação de ferro, como mosqueados e gleização. Esses solos se caracterizam por haver perdas de elementos via lixiviação para subsolos.

Turnover: Componente da diversidade beta que descreve a substituição de espécies entre diferentes regiões.

Universal Transversa De Mercator (UTM): utiliza um sistema de coordenadas cartesianas bidimensional para dar localizações na superfície da Terra. É uma representação de posição horizontal, isto é, é utilizada para identificar os locais na Terra independentemente da posição vertical, mas difere do método tradicional de latitude e longitude, em vários aspectos.

Valor de Investigação: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Prevenção: é a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Para a manutenção da multifuncionalidade do solo deve-se considerar a proteção da biota do solo (receptores ecológicos), a proteção da água subterrânea (importante recurso hídrico) e a proteção à saúde humana. O valor mais restritivo, dentre estes três critérios, é definido como o valor de prevenção segundo a Resolução Conama nº 420/2009.

Valor de Referência de Qualidade: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. Os valores de referência de qualidade (VRQs) são definidos por órgãos ambientais estaduais ou federais, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Variabilidade Genética: Alelos de um gene que variaram entre si na população.

Variáveis Bioclimáticas: Dados das condições climáticas de uma região que exercem influência no desenvolvimento dos seres vivos que ali habitam.

Vértice Geodésico: é um ponto fixado no solo, normalmente com uma chapa de ferro. Nela estão gravadas um código que remete a altitude, latitude e longitude daquele local.

Xeromórficas: Nome que se dá s plantas adaptadas a climas semiárido a desértico, ou então em regiões úmidas, mas salinas.

Zona de Amortecimento: Área estabelecida ao redor de uma unidade de conservação com o objetivo de filtrar os impactos negativos das atividades que ocorrem fora dela.

Zona de Transição: Onde são promovidas práticas sustentáveis de gestão de recursos.

Zona Núcleo: Zonas com dimensão adequada, dedicadas à conservação da natureza.

Zona Tampão: Região onde são realizáveis atividades de conservação da natureza.

Zoonoses: Doenças infecciosas de animais capazes de ser naturalmente transmitidas para o ser humano.

Zooplâncton: comunidade de animais microscópicos que flutuam livremente nos corpos de água, sem nenhum ou quase nenhum movimento próprio.



www.institutoslactec.org.br

CONTATO

Leonardo Pussieldi Bastos
Divisão de Meio Ambiente
T + 55 (41) 3361-6882
leonardo.bastos@lactec.org.br