

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

Institutos Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Junho/2018



Documento:	Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar
Considerações Gerais:	Este documento refere-se ao relatório metodológico de valoração econômica e identificação de danos ambientais, parte integrante do Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce, o qual apresenta o roteiro metodológico para levantamento e valoração dos danos socioambientais, além da versão preliminar da identificação de danos ambientais advindos do desastre, que é base para valoração econômica dos danos.
Contrato:	4500173758 – Samarco/Lactec
Solicitante:	Empresa: Ministério Público Federal Procuradoria da República em Minas Gerais
	CNPJ:
	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:	Institutos 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 dos Institutos 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

EQUIPE TÉCNICA

PRESIDÊNCIA		
Luiz Fernando Vianna	Diretor Presidente	
DIRETORIA		
Lauro Elias Neto	Diretor de Operações Tecnológicas e de Desenvolvimento Tecnológico	
Luiz Fernando Vianna	Diretor Administrativo-Financeiro	
PESQUISA E INOVAÇÃO		
Luiz Alkimin de Lacerda	Gerente de Pesquisa e Inovação	http://lattes.cnpq.br/0043721710279191
GERENTE DE SERVIÇOS TECNOLÓGICOS E INOVAÇÃO		
Tania Lucia Graf de Miranda	Gerente de Serviços Tecnológicos e Inovação	http://lattes.cnpq.br/1121417252853145
COORDENAÇÃO TÉCNICA		
Leonardo Pussieldi Bastos	MSc., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/5329663591015036
GESTÃO E ACOMPANHAMENTO		
Franciele Dãobroski	Esp., Eng. Eletricista	http://lattes.cnpq.br/7297801978779218
Guilherme de Poli	Administrador de Empresas	http://lattes.cnpq.br/5037459782326201
Jefferson Arndt	Esp., Analista de Sistemas	http://lattes.cnpq.br/2235028013916918
Leandro Zem	Gerente Escritório de Projetos	http://lattes.cnpq.br/2357615179502522
MEIO FÍSICO		
GEOPROCESSAMENTO		
Ana Paula Zampieri da Silva	Téc. em Geoprocessamento	http://lattes.cnpq.br/7147163601134808
Cesar João Andreazza	MSc., Analista de Sistemas	http://lattes.cnpq.br/5387403645633748
Danielle Drago	MSc. Engenheira Cartógrafa	http://lattes.cnpq.br/5640462622387315
Edson Haruo Yoshizumi	Téc. em Geoprocessamento	http://lattes.cnpq.br/9032121183333722
Fabiano Scheer Hainosz	Gerente de Geossoluções	http://lattes.cnpq.br/4182830081560022
Lázaro Filipe de Souza	Geógrafo	http://lattes.cnpq.br/6531432009823859
Maricler Toigo	Esp., Analista de Sistemas	http://lattes.cnpq.br/4705344015597145
Yuri Arnold Gruber	Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/0119998808279360
GEOLOGIA E GEOTECNIA		
Amanda Jarek	Dra., Engenheira Civil	http://lattes.cnpq.br/1505490272203990
Betina Lepretti Medeiros	Gerente de Estruturas Cíveis	http://lattes.cnpq.br/1756315291615130
Bruno Endo Ribeiro	Téc. Em Construção Civil	http://lattes.cnpq.br/4603691886693999

Eduardo Alberto Garotti Orlowski	Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/7796199656235610
Ernesto Goldfarb Figueira	MSc., Geólogo	http://lattes.cnpq.br/4401942500945463
Isabella Françoso Rebutini Figueira	Dra., Geóloga	http://lattes.cnpq.br/2157580235609038
Joubert Weigert Favaro	Engenheiro Ambiental	http://lattes.cnpq.br/9803440730131162
José Henrique Ferronato Pretto	M.Sc., Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/0011830871815627
Kleber Franke Portella	Dr., Químico	http://lattes.cnpq.br/3831923854387307
Marcelo Buras	M.Sc., Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/6794337770630385
Mariana D'Orey Gaivão Portella Bragança	Dra., Engenheira Ambiental	http://lattes.cnpq.br/0715737214891999
Mário Sérgio Mandu Kleina	Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/6538424098662887
Rodrigo Moraes da Silveira	Dr., Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/0100630696334012
Rodrigo Soares Ferreira	Gerente de Química	http://lattes.cnpq.br/2988740732783866

SOLOS

Bernardo Lipski	MSc., Engenheiro Agrônomo	http://lattes.cnpq.br/6729588963615658
Antônio Carlos Vargas Motta	Dr., Engenheiro Agrônomo	http://lattes.cnpq.br/8680679653637138
Araína Hulmann Batista	Dra., Engenheira Agrônoma	http://lattes.cnpq.br/6998288030287433

HIDROLOGIA E HIDROSEDIMENTOLOGIA

João Paulo J. Saboia	M.Sc., Engenheiro Ambiental	http://lattes.cnpq.br/1148076312542763
Julio Werner Yoshioka Bernardo	M.Sc., Engenheiro Ambiental	http://lattes.cnpq.br/9289720469347369
Rosana de Fátima Colaço Gibertoni	Gerente de Meio Ambiente	http://lattes.cnpq.br/0468168157068042
Rubem Luiz Daru	M.Sc., Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/5523700772597388
Tobias Bernward Bleninger	Dr., Engenheiro Civil	http://lattes.cnpq.br/5131189316971564
Irani do Santos	Dr., Geógrafo	http://lattes.cnpq.br/5351700724990743

QUALIDADE DE SEDIMENTOS

Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	M.Sc., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/6768888804239630
Gheysa do Rocio Moraes Pires	M.Sc., Química Ambiental	http://lattes.cnpq.br/2618972397792943
Rosemary Aparecida Brogim	Dra., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/2848426979042715

QUALIDADE DE ÁGUA

Alexandre Brandelli	MSc., Oceanólogo	http://lattes.cnpq.br/3313473380886724
Ana Carolina Wosiack	MSc., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/1895187637306662
Kleber Franke Portella	Dr., Químico	http://lattes.cnpq.br/3831923854387307
Luciano Hermanns	Dr., Oceanólogo	http://lattes.cnpq.br/0771345308920546
Marianne Schaefer França Sieciechowicz	MSc., Engenheira Ambiental	http://lattes.cnpq.br/5577907738809542
Nicole Machuca Brassac de Arruda	Dra., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/2555202156228591
Patrícia Dammski Borges de Andrade	MSc., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/3040297416264303
Priscila Izabel Tremarin	Dra., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/3229087673435470
Susan da Silva	Tecnóloga em Gestão Ambiental	http://lattes.cnpq.br/6563092431055823
Tomaz Bohrer Brentano	Engenheiro Ambiental	http://lattes.cnpq.br/1685187955178243

ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

André Virmond Lima Bittencourt	Dr., Engenheiro Químico	http://lattes.cnpq.br/2304114776847879
Ernesto Goldfarb Figueira	MSc., Geólogo	http://lattes.cnpq.br/4401942500945463
Gheysa do Rocio Morais Pires	MSc., Química Ambiental	http://lattes.cnpq.br/2618972397792943

QUALIDADE DO AR

Karime Dawidziak Piazzetta	MSc., Processos Ambientais	http://lattes.cnpq.br/8808958375177172
Luis Eduardo Soares Mayer	Geógrafo	http://lattes.cnpq.br/4640846227554410

FONTES DE POLUIÇÃO

Alika Solange Ferraro Pires	MSc., Engenheira Química	http://lattes.cnpq.br/3298740626944749
Thiago Carvalho de Mello	MSc., Engenheiro Químico	http://lattes.cnpq.br/0487490284481063

MEIO BIÓTICO**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**

Robson Odeli Espíndola Hack	Esp., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/9746099348251654
--------------------------------	---------------	---

FLORA

Fernando Camargo da Silva	Esp., Engenheiro Florestal	http://lattes.cnpq.br/8784632725243557
Juliano José da Silva Santos	MSc., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/2365223544076944

FAUNA SILVESTRE

Robson Odeli Espíndola Hack	Esp., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/9746099348251654
Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	MSc., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/6098794122212386

CETÁCEOS

Leonardo Liberali Wedekin	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/1896046647953008
Patrícia Dammski Borges de Andrade	MSc., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/3040297416264303

QUELÔNIOS

Camila Ghilardi Cardoso Fontanella	MSc., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/6768888804239630
Fabício Locatelli Trein	Esp., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/9787718063873855
Letícia de Paulo Koproski	Dra., Médica Veterinária	http://lattes.cnpq.br/3556372314320095
Lucas Reinert Laufer Pereira Mendes	Biólogo	http://lattes.cnpq.br/8111616653190732
Matheus Ferreira de Souza	Médico Veterinário	http://lattes.cnpq.br/2616758728280165

ENTOMOFAUNA

Luiz Eduardo Macedo Reis	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/6905739300346980
--------------------------	--------------	---

HERPETOFAUNA TERRESTRE

Rafael Lucchesi Balestrin	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/3889085115853833
---------------------------	--------------	---

AVIFAUNA

Raphael Eduardo Fernandes Santos	Esp., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/7738724695987815
----------------------------------	---------------	---

MASTOFAUNA TERRESTRE

Andressa Gatti	Dra., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/4572274192248896
Paulo Rogerio Mangini	Dr., Médico Veterinário	http://lattes.cnpq.br/3007985003165083
João Eduardo Cavalcanti Brito	MSc., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/8949716465914443
Michel Barros Faria	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/8990052092397056
Daniel da Silva Ferraz	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/2277219497950697

ICTIOFAUNA E PESCA

Matheus Oliveira Freitas	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/5550609084808301
Maurício Belézia de Oliveira	Esp., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/6239819920450961
Vinícius Abilhoa	Dr., Biólogo	http://lattes.cnpq.br/0315094345358871

ECOTOXICOLOGIA

Luciana Rodrigues de Souza Bastos	Dra., Bióloga	http://lattes.cnpq.br/5026609882283698
-----------------------------------	---------------	---

VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS

Carolina Burle Schmidt Dubeux	Dra., Cientista Social	http://lattes.cnpq.br/2997442850955825
Ellen Christine Prestes Ferronato	Esp., Engenheira Ambiental	http://lattes.cnpq.br/4095113991099031

Gleiciane Fernanda de Carvalho Blanc	MSc., Engenharia Ambiental	http://lattes.cnpq.br/2504229052050442
Ramon Arigoni Ortiz	Dr., Economista	http://lattes.cnpq.br/2267630380784909
Ronaldo Seroa da Motta	Dr., Economista	http://lattes.cnpq.br/9829770299844295

ESTAGIÁRIOS

Alcides Conte Neto	Estatística	http://lattes.cnpq.br/6629850738248226
Ana Carolina Canossa Becker	Engenharia Civil	http://lattes.cnpq.br/6054762283835269
Angel Aparecida Maia	Geologia	http://lattes.cnpq.br/4055730889405891
Carolina Valério Leme	Engenharia Ambiental	http://lattes.cnpq.br/9673870579986011
Eduardo Miguel Zanette Correia	Ciências Biológicas	http://lattes.cnpq.br/9916816146000799
Ericka Viviane Lemos Marcondes	Ciências Biológicas	http://lattes.cnpq.br/5565766260121240
Isabela Martins Hoff Grando	Ciências Biológicas	http://lattes.cnpq.br/3107172799158996
Jaqueline Schmidt	Ciências Biológicas	http://lattes.cnpq.br/2113943688297300
Jéssica Cristina Lozovei	Geografia	http://lattes.cnpq.br/3151692305270284
Luiz Guilherme Tatsch Henriqui	Engenharia Ambiental	http://lattes.cnpq.br/3720037483658594
Mariana Simões Stuckert Fialho	Tecnologia em Processos Ambientais	http://lattes.cnpq.br/6990586044503074
Murilo Radloff Barghouthi	Engenharia Florestal	http://lattes.cnpq.br/9618792830948893
Renan José Alberton Disner	Engenharia Ambiental	http://lattes.cnpq.br/3465652787199534

SUMÁRIO

1. Introdução.....	9
2. Metodologias para Valoração Econômica de Danos Ambientais	10
2.1 O Valor do Meio Ambiente.....	11
2.2 Análise de Equivalência de Valor (AEV)	12
2.2.1 Procedimentos Estimativos	12
2.2.2 Transferência de Valores	14
2.3 Análise de Equivalência de Habitat (AEH) ou Recurso (AER)	16
2.4 Taxa de Desconto Social	19
2.5 Comentários sobre as metodologias.....	21
3. Recomendação de aplicação metodológica	22
4. Levantamento de Danos Ambientais	24
4.1 Modelo Conceitual de Danos Ambientais	25
5. Levantamento de Danos Ambientais e Definição de Indicadores	27
5.1 Matriz de Danos Ambientais	90
6. Referências.....	104

1. INTRODUÇÃO

Este documento procura de forma breve e sucinta analisar as abordagens para valoração de danos ambientais para o caso do desastre do rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais, na bacia do rio Doce. Para tal, inicialmente aborda a discussão da taxonomia do valor econômico dos recursos ambientais. Em seguida discute os aspectos metodológicos das abordagens que estimam valores econômicos como das que se utilizam da equivalência dos serviços e recursos ambientais, apontando para cada uma as respectivas limitações e potencialidades. Uma discussão sobre a determinação da taxa de desconto apropriada a ser aplicada por abordagem antecede os comentários sobre as metodologias. Também é apresentada as recomendações metodológicas para a valoração do caso em questão discriminando as etapas e seus procedimentos estimativos.

Como o primeiro passo da abordagem metodológica, é também apresentado nesse documento a identificação preliminar dos danos ambientais (no presente documento consta apenas os danos preliminarmente identificados nos meios físico e biótico, sendo os danos aos bens arqueológicos e culturais apresentados em relatório futuro). Inicia-se com aspectos metodológicos aplicáveis a levantamento de danos ambientais, o modelo conceitual de danos ambientais para o caso do rompimento da barragem de Fundão, o levantamento de danos ambientais e seus respectivos indicadores, finalizando com uma matriz de danos que sintetiza o levantamento realizado.

2. METODOLOGIAS PARA VALORAÇÃO ECONÔMICA DE DANOS AMBIENTAIS

As atividades econômicas produtivas (como a mineração, manufatura, transporte ou comercialização) ou de consumo geram uma pressão sobre serviços e recursos naturais. O resultado dessa pressão são os impactos no serviços e recursos ambientais. Estes impactos, por sua vez, geram efeitos sobre o sistema econômico (tais como alteração nos níveis de renda, lucros, custos e preços), os quais quando negativos são denominados como danos ambientais.

Muitos desses efeitos econômicos não são pagos por aqueles que o geram ou se beneficiam. Ou seja, custos que afetam terceiros sem a devida compensação, as chamadas externalidades negativas. Embora esses serviços ou recursos ambientais não tenham seu preço reconhecido no mercado, seu valor econômico existe na medida que seu uso altera o nível de produção, consumo e bem-estar da sociedade.

Isto porque as atividades econômicas são, desse modo, planejadas sem levar em conta essas externalidades ambientais e, conseqüentemente, os padrões de consumo das pessoas são forjados sem a devida internalização dos custos ambientais. O resultado é um padrão de apropriação do capital natural onde os benefícios são providos para alguns usuários de recursos ambientais sem que estes compensem os custos incorridos por usuários excluídos. Além disso, as gerações futuras serão deixadas com um estoque de capital natural resultante das decisões das gerações atuais, arcando os custos que estas decisões podem implicar.

Na ocorrência de danos ambientais, ações podem ser realizadas para compensar o público pela perda desses recursos durante o tempo em que os recursos estão prejudicados, seja na forma de recuperação ou compensação. Em ambos os casos há que se valorar os danos ambientais.

Esse documento se dedicará a apresentar e discutir as principais metodologias consagradas na literatura para valorar os danos ambientais, a saber:

- Análise de equivalência de valor (AEV) – valor por valor
- Análise de equivalência de habitat (AEH) – serviço por serviço
- Análise de equivalência de recurso (AER) – recurso por recurso

Todas as três abordagens são utilizadas para determinar o tipo e a quantidade de correção necessária para compensar os danos presentes e futuros. Isto é, o objetivo de cada um destes métodos consiste em determinar a quantidade apropriada de reparação complementar e/ou de recuperação necessárias para compensar totalmente a sociedade por conta de um dano ambiental.

AEV se baseia na teoria microeconômica que mede variações de bem-estar social resultantes das alterações dos fluxos de serviços e recursos ambientais que afetam os produtores e consumidores em termos de renda e consumo. Para tal, utiliza preços observados ou a disposição a pagar no caso de danos que não são precificados no mercado. Sua aplicação nem sempre é trivial quando se adota modelos estatísticos com uma grande exigência de dados ecológicos e econômicos.

As abordagens AEH e AER foram desenvolvidas mais recentemente para evitar a complexidade da AEV. Nessas, a compensação é medida pelo custo dos projetos de remediação necessários para recuperar o fluxo de serviços ou recursos ambientais impactados ao longo do tempo.

Esse documento descreve inicialmente os procedimentos metodológicos de AEV e em seguida os de AEH e AER, procurando sempre apontar a potencialidade e as limitações de cada um. Para tal, inicialmente, analisa as fontes de valor dos serviços e recursos ambientais.

2.1 O VALOR DO MEIO AMBIENTE¹

O valor dos serviços ou recursos ambientais é derivado de todos os seus atributos e estes atributos podem estar ou não associados a um uso econômico. Nos valores de uso há sempre uma atividade econômica associada. Nos de não-uso são atributos de consumo associados à própria existência do recurso ambiental, ou seja, um valor de não uso que é independentemente do uso do fluxo atual e futuro de serviços ambientais.

Assim, é comum na literatura desagregar o *valor econômico de um serviço ou recurso ambiental* em *valor de uso (VU)* e *valor de não-uso (VNU)*.

Valores de uso podem ser, por sua vez, desagregados em:

Valor de Uso Direto (VUD) – utilização direta de um serviço ou recurso ambiental nas atuais atividades de produção ou consumo;

Valor de Uso Indireto (VUI) – utilização indireta de um serviço ou recurso ambiental nas atuais atividades de produção ou consumo;

Valor de Opção (VO) - usos diretos e indiretos ainda não conhecidos ou consumidos que poderão potencialmente se realizar em futuro próximo em atividades de produção ou consumo.

O valor de não-uso (ou valor passivo) representa o *valor de existência* que está dissociado do uso (embora represente consumo ambiental) e deriva-se de uma posição moral, cultural, ética ou altruística em relação aos direitos de existência de espécies não-humanas ou preservação de outras riquezas naturais, mesmo que estas não representem uso atual ou futuro para o indivíduo². Uma expressão simples deste valor é a grande atração da opinião pública para salvamento de baleias ou sua preservação em regiões remotas do planeta, onde a maioria das pessoas nunca visitará ou terá qualquer benefício de uso.

Há também uma controvérsia na literatura a respeito do valor de existência representar o desejo do indivíduo de manter certos recursos ambientais para que seus herdeiros, isto é, gerações futuras, usufruam usos diretos e indiretos (“bequest value”). É uma questão conceitual considerar até que ponto um valor assim definido está mais associado ao valor de opção ou de existência. O que importa para o desafio da valoração, é admitir que indivíduos podem assinalar valores aos serviços ambientais independentemente do uso que eles fazem hoje ou pretendem fazer amanhã. Assim, o valor econômico total seria a soma dessas parcelas de valor, isto é, VUD + VUI + VO + VNU.

O quadro abaixo apresenta esta taxonomia geral e sua associação do *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2007) que separa os serviços ambientais em serviços de provisão, regulação e culturais.

¹ Baseado em Seroa da Motta (1988).

² Bens privados também podem apresentar estes atributos expressando o que as pessoas chamam de valor de estimação.

Quadro 1 – Taxonomia do Valor Econômico dos Bens e Serviços Ambientais.

Valor de Uso			Valor de Não-Uso
Valor de Uso Direto	Valor de Uso Indireto	Valor de Opção	Valor de Existência
Bens e serviços ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje. Serviço de provisão	Bens e serviços ambientais que são gerados de funções ecossistêmicas e apropriados e consumidos indiretamente hoje. Serviços de regulação e culturais	Bens e serviços ambientais de usos diretos e indiretos a serem apropriados e consumidos no futuro. Serviços de provisão, regulação e culturais ainda não descobertos	Valor não associado ao uso atual ou futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas ou altruísticas. Serviços culturais

Assim, o primeiro passo na determinação do valor econômico total do bem ou serviço ambiental será a identificação dos serviços e recursos ambientais impactados e como os respectivos danos ambientais geram perdas em cada parcela de valor econômico.

2.2 ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE VALOR (AEV)

Os métodos de AEV são parte do arcabouço teórico da microeconomia do bem-estar na qual os custos e benefícios sociais se equivalem ao valor da produção ou consumo sacrificados. Portanto, essas técnicas permitem estimar uma função de oferta ou demanda que correlaciona os valores econômicos em relação à variação de disponibilidade do serviço ambiental condicionados às características desse serviço e ao nível de renda e preferências dos indivíduos. A literatura das suas bases teórica e metodológica é muito ampla e cada vez mais sofisticada³ e tem sido amplamente aceita nas cortes americanas, em particular para indenizações diretas aos produtores e consumidores⁴.

2.2.1 PROCEDIMENTOS ESTIMATIVOS

Os métodos de valoração utilizados na AEV podem ser classificados em duas categorias: métodos da função de produção e métodos da função de demanda.

2.2.1.1 Função de Produção

Os métodos da função de produção são os métodos da produtividade marginal (produção sacrificada) e de mercados de bens substitutos (custos de reposição, gastos defensivos, custos evitados e custos de controle). Nesses métodos se estima quanto a produção ou custo do bem privado é afetado quando da variação de disponibilidade do serviço ou recurso ambiental.

Com base nos preços destes recursos privados, geralmente admitindo que não se alteram frente a estas variações de disponibilidade, estimam-se indiretamente os valores econômicos dos recursos ambientais cuja variação de disponibilidade está sendo analisada.

O custo (ou benefício) da variação da disponibilidade do recurso ambiental é dado pelo produto da quantidade variada do recurso vezes o seu valor econômico estimado. Esse valor econômico pode ser lucro perdido pela redução de produção ou aumento de custos para as empresas ou gastos

³ Ver Seroa da Motta (1988), Freeman III (2003) e List & Price (2013).

⁴ Ver Kuprick (2011).

defensivos ou perda de renda dos indivíduos. Por exemplo, a perda de nutrientes do solo causada por desflorestamento pode afetar a produtividade agrícola e, portanto, o lucro (renda líquida) de uma empresa agropecuária ou a renda do trabalho de um lavrador. Ou o aumento de sedimentação ou de contaminação numa bacia hidrográfica pode reduzir o volume de pesca e, portanto, a renda líquida dessa atividade.

Caso a provisão do insumo ambiental seja afetada significativamente, a aplicação do método deveria levar em conta os impactos nos preços de equilíbrio do bem privado que é utilizado como bens e serviços substitutos e complementares ao insumo ambiental analisado. Todavia, na prática, dada a dificuldade de considerar estas interações, é comum admitir que tais impactos são marginais e temporários e, assim, o preço corrente não se altera. Nesta hipótese de preço de equilíbrio estável não ocorrem também variações de bem-estar pelo efeito na variação de consumo causado por variações de preços (variações do excedente do consumidor). Dessa forma, na hipótese de preços constantes a aplicação deste método torna-se bastante trivial.

2.2.1.2 Função de Demanda

Os métodos de bens substitutos também são aplicáveis nos casos onde os danos afetam o consumo direto das pessoas do serviço ou recurso ambiental. Por exemplo, a contaminação de um rio que proíbe o uso da água pelas famílias gera custos de acesso a fontes alternativas, cujos custos, observáveis a preços de mercado, podem indicar uma base para os danos.

Os métodos da função de demanda se aplicam aos valores para os quais não há preços de mercado, como acima descritos, para basear uma valoração do dano.

Nesses casos há métodos de preferências reveladas e ou de preferências declaradas. Nos métodos de preferências reveladas se observam mercados de bens ou serviços privados complementares ou substitutos ao recurso ambiental, tais como, custo de viagem e preços hedônicos.

Nos métodos de preferências declaradas se utilizam mercados hipotéticos construídos especificamente para o recurso ambiental em análise dos quais se estima diretamente a disposição a pagar frente a variação de disponibilidade do recurso ambiental, como por exemplo, os métodos de valoração contingente ou valoração de escolha/conjunta.

Com base nestas medidas de disposição a pagar, estimam-se as variações do nível de bem-estar pelo excesso de satisfação que o consumidor obtém quando paga um preço (ou nada paga) pelo recurso abaixo do que estaria disposto a pagar. Estas variações são chamadas de variações do excedente do consumidor frente às variações de disponibilidade do recurso ambiental. O excedente do consumidor é, então, medido pela área abaixo da curva de demanda e acima da linha de preço.

Assim, o benefício (ou custo) da variação de disponibilidade do recurso ambiental será dado pela variação do excedente do consumidor medida pela função de demanda estimada para este recurso.

Nos métodos de preferências reveladas, por exemplo, os custos de viagem que as pessoas incorrem para visitar um parque nacional podem determinar uma aproximação da disposição a pagar destes em relação aos benefícios recreativos do parque. Já no método de preços hedônicos, decompondo o valor de imóvel urbano é possível medir como esse valor varia por conta de variações nos seus atributos, entre eles, os associados à qualidade ambiental.

Nos métodos de preferências declaradas estas medidas de disposição a pagar são identificadas em uma pesquisa que questiona, por exemplo, junto a uma amostra da população, valores de pagamento (por exemplo, um imposto) para investimentos ambientais na proteção da biodiversidade⁵.

Estes métodos de demanda diferenciam-se do método da função de produção apenas pelo fato de observarem direta e indiretamente as funções de demanda de bens e serviços ambientais.

Como no custo de viagem e nos preço hedônicos esta demanda é derivada de bens privados complementares, suas estimativas somente se restringem a valores de uso. Todavia, a valoração contingente ou escolha/conjunta, ao utilizar mercados hipotéticos, permite estimar qualquer tipo de valor ambiental, inclusive de opção e existência.

2.2.2 TRANSFERÊNCIA DE VALORES

Embora os princípios metodológicos para valorar danos ambientais sejam comuns, a transferência de um valor de um local para outro requer cuidados metodológicos não triviais. A literatura de valoração ambiental, nesses casos, adota a metodologia de transferência de valor (TV). TV consiste em estimar o valor econômico estimado de um serviço ou recurso ambiental com base em estudos realizados para serviços ou recurso equivalentes existentes em outros sítios ou regiões. Em suma, TV é uma abordagem que procura superar a falta de informações específicas de uma forma relativamente barata e rápida. Todavia, como será discutido mais a diante, nem sempre será possível validar as estimativas transferidas⁶.

Metodologias de TV podem ser divididas em três tipos, a saber: Ajuste Unitário, Função de Transferência e Função Meta-Analítica. Nas três abordagens o primeiro passo é identificar a equivalência do serviço ou recurso ambiental impactado e das perdas econômicas resultantes. Em seguida, selecionar a abordagem mais compatível com as informações disponíveis de estudos equivalentes com o dano que se quer medir.

As técnicas de TV são, assim, formalizadas:

Ajuste Unitário: envolve ajustes indiretos e simples para as unidades de valores transferidas para refletir diferenças das características do serviço ou recurso impactado da população afetada. Assim, o ajuste de um valor de dano (Vdano) estimado para a população 'j' para uma população 'i' de um serviço ou recurso impactado seria:

$$Vdano_i = Vdano_j (Y_i/Y_j)^\lambda (C_i/C_j) \quad (1)$$

Onde 'Y' é a renda per capita que no caso de comparações internacionais deve ser valorada pela paridade do poder de compra (PPP) e 'C' são outros indicadores de ajustes de valor correlacionados com o nível de provisão do serviço que afetariam a magnitude do dano que se quer medir (p.ex.: população impactada, área afetada, volume de água contaminada, etc).

Já 'λ' é elasticidade da utilidade marginal do consumo, isto é, quanto vale para uma população uma unidade adicional de consumo, aqui adotada para ajustar pela diferença de preferências entre

5 Na valoração contingente se oferece um pagamento único para uma determinada ação de preservação e na valoração de escolha se oferecem valores de pagamento que variam com níveis e atributos dessa ação de preservação. Na de escolha se obtém mais informações e, portanto, maior eficiência das estimativas, mas a definição de níveis e atributos afeta os resultados.

6 Ver, por exemplo, Navrud (2004) e Seroa da Motta *et al.* (2000).

as populações. Ele é importante para garantir equivalência de percepções de dano independentes da renda que sejam diretamente associadas às preferências dos indivíduos.

Se as populações têm preferências ambientais semelhantes então $\lambda = 1$ e, portanto, o valor de um dano de mesma magnitude de impacto gera perdas de bem-estar iguais nas duas populações. E quanto mais importante é a questão ambiental para a população para qual se quer transferir o valor, por conseguinte, maior a percepção de perda de bem-estar com o mesmo dano, esse parâmetro se aproxima de zero.

Função de transferência: ao invés de ajustar um valor, essa técnica se utiliza das funções de produção ou demanda que um outro estudo estimou usando técnicas, tais como, produção sacrificada, custo de viagem, preços hedônicos, valoração contingente, etc. Essa parametrização captura diretamente as variáveis que afetam o valor do dano, tais como, a renda e preferências dos indivíduos e as características do sítio dos serviços e recursos ambientais impactados.

Assim, com os parâmetros (β_j) dessa função de valoração estimada para a população 'j' se estima um valor (V_{dano}) para uma população utilizando nessa função as magnitudes das características do dano e da população 'i', tal que a transferência seria:

$$V_{dano_i} = \alpha + \beta_{j1} S_i + \beta_{j2} U_i + \varepsilon \quad (2)$$

Onde ' S_i ' é um vetor de características do recurso em 'i' (área, vazão, etc) e ' U_i ' é um vetor de características da população 'i' (renda, idade, etc). E ' ε ' é o erro estocástico que reflete variáveis omitidas (não observadas) no exercício econométrico.

Função meta-analítica: estima uma função parametrizada com base em análise estatística de um conjunto de estudos. Como a função do valor não resulta de um único estudo e sim de vários, permite considerar a variabilidade de características do serviço ou recurso ambiental que se quer valorar e da população afetada. Assim, utilizando um painel de estudos, identifica-se uma função econométrica com parâmetros (β_k) das variáveis que esses estudos identificaram estar correlacionadas com o valor do dano, tal que a função de transferência seria:

$$V_{dano_i} = \alpha + \beta_{k1} S_i + \beta_{k2} U_i + \beta_{k3} M_i + \varepsilon \quad (3)$$

Onde, ' S ' e ' U ' são respectivamente, as características do recurso e da população afetada em 'i' e ' M ' as características dos estudos associados à população 'i' ou ao recurso (ano de realização, tipo de valor econômico, etc). E ' ε ' é o erro estocástico que reflete variáveis omitidas (não observadas) no exercício econométrico.

Em que pese a simplicidade metodológica das técnicas de TV, estudos mostram que o nível de erro na sua aplicação é muito alto. Por exemplo, Ready *et al.* (2004) analisam as transferências entre países e encontram erros na faixa de 20 a 40%.

Ready & Navrud (2006), por sua vez, apontam outras evidências da imprecisão dos métodos de transferência que podem ser assim resumidas:

- Quando o método é de valor unitário, a faixa de erro sobe para 100-200%;
- Transferência de um estudo de uma população para outra aumenta ainda mais o nível de erro;
- Função de transferência não parece indicar menor erro do que a transferência de valor unitário;

- Meta-análises são mais confiáveis, mas também podem produzir erros elevados se o escopo dos atributos ambientais e a qualidade dos métodos de valoração adotados não forem similares.

Dessa forma, a literatura de TV sugere muita cautela na aplicação dessas técnicas, em especial garantindo que as características do serviço ou recurso ambiental, do dano ambiental e das suas consequências ecológicas, sociais e econômicas dos danos estimados numa situação sejam muito próximas daquelas para a qual se quer transferir essas estimativas de valores.

2.3 ANÁLISE DE EQUIVALÊNCIA DE HABITAT (AEH) OU RECURSO (AER)

AEH e AER são baseadas na conceituação do meio ambiente como um ativo que proporciona um fluxo de serviços e a remediação do dano se concentra na escala de ações compensatórias necessárias para gerar serviços ou recursos equivalentes. Sua aplicação metodológica considera que habitat ou recursos recuperados demoram para atingir sua plenitude de serviços, o que gera uma perda interina nesse período. Assim, a compensação teria que ser maior relativamente ao dano efetivo para compensar essa perda interina, isto é, para gerar equivalência de serviços ou recursos.

AEH e AER são conceitua e metodologicamente iguais, mas com unidades de quantificação diferentes. No AEH o dano é focado em serviços de habitats e a correção pode ser feita com a restauração natural no local impactado ou em habitat equivalente, logo danos são os impactos sobre a prestação de serviços ecológicos do habitat. AEH calcula, assim, os custos das ações necessárias para reverter esses danos.

Já AER se aplica aos casos onde o dano é mais apropriadamente medido em número de indivíduos perdidos, tais como aves ou peixes, que em unidades de habitat. Assim, AER indica o custo das ações para fornecer o número equivalente de indivíduos que iria compensar o conjunto completo de serviços de uso ecológico e humano perdido no impacto daquele recurso.

Ambos permitem, consequentemente, evitar a complexidade metodológica e a interação dos dados ecológicos e econômicos (por exemplo, linhas de base com preços e quantidades afetados) da abordagem AEV.

Sua aplicação avançou na década de 1990 quando decisões judiciais dos Estados Unidos apoiaram fortemente a admissibilidade da AEH e AER como métodos adequados para reparação compensatória desde que: (i) os serviços recuperados pertençam à função ecológica/biológica da área impactada; (ii) quando os projetos de compensação viáveis estão disponíveis para fornecer serviços do mesmo tipo, qualidade e valor comparável aos que foram perdidos; e (iii) há dados suficientes disponíveis ou que o custo de obtenção desses dados seja viável para sua aplicação. Assim, a *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) tornou esses métodos como os mais comuns para estimar danos, em particular no caso de vazamento de óleo⁷. E mais recentemente a Comunidade Europeia também adotou esses procedimentos a semelhança dos EUA⁸.

Os procedimentos estimativos nas abordagens AEH e AER se baseiam na mensuração do montante de serviços ou recursos a serem recuperados para compensar as perdas interinas. A Figura 1 ajuda a ilustrar esses procedimentos onde observa-se que o habitat ou recurso impactado poderá

⁷ Ver NOAA (2000).

⁸ Veja REMEDE (2007) para uma resenha histórica e metodológica desses métodos.

se recuperar naturalmente ao longo do tempo, mas mesmo assim a sociedade sofreria uma perda interina até a completa recuperação. Quanto mais lenta a recuperação, maior seria essa perda interina equivalente a área 'A'.

Com a obrigação de ações efetivas de recuperação maiores do que foi impactado, essa perda interina poderia ser compensada ao final do processo de recuperação, como por exemplo a função de recuperação que leva a linha de base após compensação no gráfico a seguir.

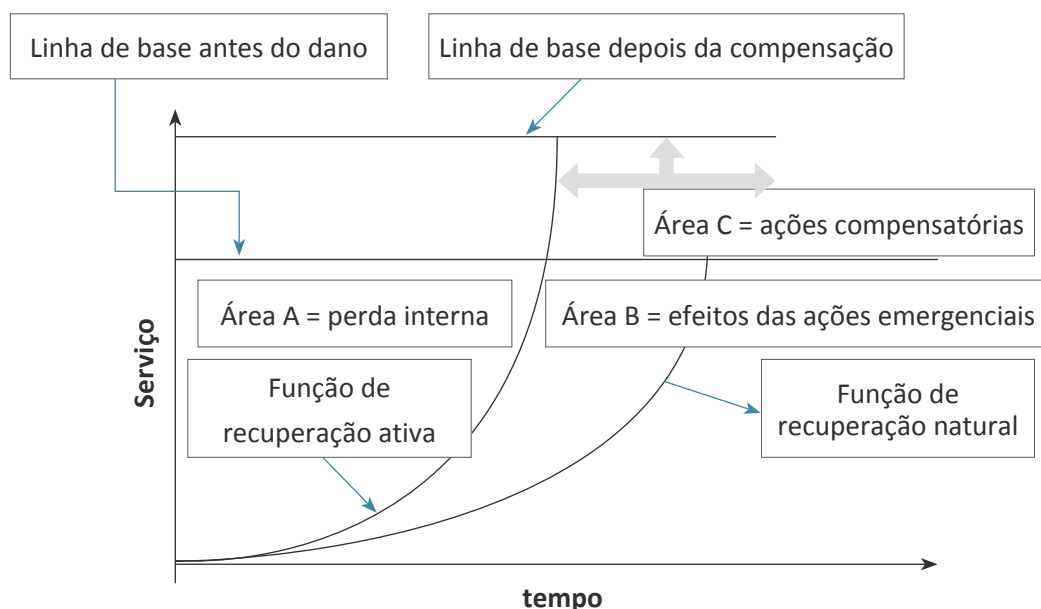


Figura 1 – Perda Interina e Ações Compensatórias

Isto é, obrigar uma recuperação de um montante maior de serviços ou recursos acima daquele que foi impactado, equivalente a área (B+C) do gráfico acima, de tal forma que a perda interina da área A seja totalmente compensada.

Todavia, nesse caso, o nível de geração de serviços ao fim do processo de recuperação ficará acima daquele observado antes do dano. Isto é, por obrigar uma compensação maior, a sociedade se beneficiará, ao final da total recuperação, de um montante de serviços maior do que antes do dano, equivalente a área (B+C) do gráfico acima. Em resumo, a perda interina A seria compensada pelos ganhos de serviços da área (B+C).

Para estimar exatamente a recuperação compensatória da perda interina a literatura (Dunford *et al.*, 2004; NOAA, 2000) adota a seguinte igualdade para a equivalência dos serviços ou recursos:

$$\underbrace{[\sum_{0,B} V_j * \sigma t * \{(b_j - x_{tj}) / b_j\}] * J}_{\text{Perdas}} = \underbrace{[\sum_{1,L} V_p * \sigma t * \{(x_{tp} - b_p) / b_j\}] * P}_{\text{Ganhos}} \quad (4)$$

Onde:

t refere-se ao tempo (anos);

t = 0, ano no qual o dano ocorreu;

$t = B$, ano no qual o habitat ou recurso impactado recupera seus serviços em relação à linha de base;

$t = C$, ano no qual a recuperação se inicia;

$t = I$, ano no qual a recuperação começa a prestar serviços;

$t = L$, ano no qual a recuperação cessa de gerar serviços;

V_j valor unitário dos serviços impactados;

V_p valor unitário dos serviços recuperados em termos de equivalência;

x_{tj} nível de serviços j do habitat ou recurso impactado no final do ano t ;

b_j linha de base (sem danos) dos serviços do habitat ou recurso impactado;

x_{tp} nível de serviços p do habitat ou recurso recuperado no final do ano t ;

b_p nível inicial dos serviços j recuperados;

σ_t é o factor de desconto, onde $\sigma_t = 1 / (1 + d)^{t-C}$ e d é a taxa de desconto social;

J é o número de serviços danificados; e

P é o número de serviços recuperados que equivalem às perdas interinas e danos residuais.

Em suma, área impactada 'J', após as ações emergenciais, requereria um total de recuperação compensatória equivalente a 'P'. Todavia, note que a aplicação do AEH/AER exige decisões sobre questões científicas ecológicas a serem definidas antes da aplicação do método. Primeiro, a identificação de uma unidade métrica do habitat ou recurso impactado a ser expressa no indicador 'V' que capture os serviços perdidos. Por exemplo: área de solo florestal, vazão hídrica, volume de biomassa ou carbono, indivíduos de uma espécie ou concentração de poluentes.

Segundo, quando há evidências que a recuperação não será plena em valor (qualidade ou tipo equivalente) então, como ' V_j ' será maior que ' V_p ', caberá ao analista especificar também essa disparidade. Por exemplo, sugerindo um percentual 'X' (menor que um) de ' V_j ' que não foi recuperado, isto é, ' V_p ' seria X% de ' V_j '.

Ademais, tal como na abordagem AEV, uma taxa de desconto deve ser também previamente determinada (ver discussão dessa em seção específica mais adiante).

Note que a escolha da métrica é o passo inicial dessa metodologia de equivalência e deve considerar:

- a capacidade na garantia das características biofísicas após a recuperação;
- a oportunidade em termos de aplicabilidade das ações na área impactada e/ou fora;
- os benefícios em termos de equidade intra e intertemporais (perdedores e ganhadores de serviços hoje e no futuro).

Para estimar os créditos ganhos com a recuperação compensatória (P) há que se considerar quatro possibilidades, a saber:

- a) Mesmo local impactado;
- b) Quando 'a' não é possível ou desejável, em outro local;

c) Quando 'a' e 'b' não são possíveis ou desejáveis, por uma compensação pecuniária equivalente;

d) Quando necessário ou desejável por uma combinação de 'a', 'b' e 'c'.

Logo, as estimativas dos créditos com a recuperação compensatória terão que antecipadamente identificar uma das possibilidades acima a ser adotada.

No caso de compensação pecuniária o valor da recuperação compensatória seria igual a P vezes o custo total unitário de recuperação. O custo total unitário de recuperação seria, então, a soma dos seguintes custos medidos por unidade da métrica adotada (por m³, hectare, etc):

- *Custo de identificar e avaliar o dano*: inclui todos os serviços de especialistas e pesquisas de campo de avaliação do dano;
- *Custo da intervenção de recuperação*: inclui os custos de planejamento e projeto de recuperação, avaliação de impacto e licenças e custos fixos e variáveis de execução;
- *Custo de monitoramento*: inclui custos de sistemas de vigilância, de acompanhamento remoto e avaliações intermediárias.

Os custos devem ser estimados pelo valor presente com a mesma taxa de desconto aplicada na estimativa de P.

2.4 TAXA DE DESCONTO SOCIAL

Note que nos métodos acima descritos tanto os valores de AEV como os serviços de AEH e AER ocorrem ao longo de um período. Dessa forma, será necessário identificar estes valores no tempo. Ou seja, identificar valores resultantes não somente das condições atuais, mas também das condições futuras. A prospecção das condições futuras poderá ser feita com cenários alternativos para minimizar o seu alto grau de incerteza.

Entretanto, seja qual for o cenário prospectivo, os valores futuros terão que ser descontados no tempo, isto é, calculados nos seus valores presentes utilizando um fator de desconto igual a $1/(1+d)^t$, onde d é taxa de desconto social.

Ou seja, há uma questão distributiva intertemporal na alocação de custos e benefícios. O valor presente de custos muito distantes no tempo tendem a diminuir na forma exponencial com o fator de desconto e, portanto, quanto maior d, menor será o valor presente.

Esta taxa de desconto social difere daquela observada no mercado devido às imperfeições no mercado de capitais e questões de equidade com as gerações futuras. Assim, sua determinação não é trivial, embora, como discutido acima, possa afetar significativamente os resultados de uma valoração.

No contexto ambiental a complexidade é ainda maior e a prospecção das condições futuras apresentará um alto grau de incerteza. Mesmo com uma regulação ambiental mais efetiva e com as inovações tecnológicas a pressão sobre a base de recursos naturais tende a aumentar e a escassez desses recursos será maior no futuro.

Como estimar esta escassez futura e traduzi-la em valor monetário é uma questão complexa que exige um certo exercício de futurologia.

Teoricamente a taxa de desconto carrega um componente de preferência pura no tempo que os indivíduos têm devido a sua finitude e um componente específico relacionado às suas expectativas de consumo futuro.

Por isso, Stern (2007) iguala o componente de preferência pura no tempo a zero por razões éticas de igualdade entre gerações e ainda estima um custo muito baixo, 1,4%, para o custo de oportunidade do consumo futuro. Ao usar a taxa de desconto muito baixa, Stern (2007) coloca assim um peso muito grande às gerações futuras em detrimento das gerações atuais. A diferença causada pela escolha da taxa de desconto é muito grande. Por exemplo, um dano que irá ocorrer daqui a cem anos trazido a valor presente pela taxa de 6% é cem vezes menor do que se descontado à taxa usada por Stern (2007) de 1,4%.

Dasgupta (2007) também critica a escolha de Stern (2007) para os dois componentes, inclusive quanto ao segundo componente que induziria, a taxas tão baixas, a níveis muito altos de poupança que nunca foram historicamente observados e, se ocorressem, induziria a níveis muito baixos de investimentos e daí de crescimento que fariam as gerações futuras mais pobres. Por outro lado, aponta evidências empíricas que demonstram que os indivíduos não descontam no tempo de forma exponencial. Ou seja, trajetória do fator de desconto seria mais próxima de uma curva logística e, portanto, resultaria que a partir de um certo momento o fator de desconto fosse constante (por exemplo, taxas de desconto hiperbólicas).

Já Weitzman (2007) aponta que as magnitudes do desconto sugeridos por Stern (2007) estariam validados em termos teóricos não por razões outras de justiça social que seriam difíceis de arbitrar, mas sim porque a incerteza, no caso por conta dos danos derivada no caso de eventos extremos, gera assimetria de ganhos e perda. Isto é, os indivíduos nessas situações tendem a ser conservadores (efeito inércia ou da causa grossa da curva da distribuição de eventos) considerando que as perdas afetariam muito mais seu bem-estar que ganhos de mesma magnitude.

Há parâmetros econômicos que balizam a taxa de desconto do capital no Brasil. A taxa real, acima da inflação, nas aplicações do Tesouro Direto varia de 6 a 8%, enquanto a taxa de retorno da caderneta de poupança, ativo de menor risco no país, estaria no patamar de taxas reais de 3 a 5%.

Dessa forma, em casos de danos com baixo nível de incerteza de recuperação, se aconselharia o limite superior dessas estimativas que seria uma taxa de 8%. Quando a incerteza de recuperação dos serviços for muito alta com as ações de compensação, então o limite inferior de 3% seria mais aconselhável.

Quando a abordagem AEV é utilizada, o fluxo de danos monetariamente estimados é descontado no tempo e, portanto, quanto maior a taxa de desconto social, menor o valor presente do dano. Todavia, no caso dos métodos AEH e AER o efeito do desconto no tempo é distinto porque a perda interina, equivalente ao custo da perda de serviços, ocorre muito antes dos benefícios dos ganhos das ações de compensação. Por conseguinte, quanto menor a taxa de desconto, maior o fator de desconto que aumenta os ganhos em detrimento dos custos da perda interina.

Como a aplicação dos métodos AEH e AER são indicados para danos reversíveis, i.e., danos com baixo nível de incerteza de recuperação, seria, então, mais aconselhável usar o limite superior em torno de 8%. Já a aplicação de AEV é orientada para danos irreversíveis, logo a indicação seria o limite inferior com uma taxa em torno de 3%.

2.5 COMENTÁRIOS SOBRE AS METODOLOGIAS

O conhecimento limitado sobre as relações entre as ações antrópicas e a capacidade de suporte dos ecossistemas e como o dano na capacidade de suporte afeta as atividades econômicas, costuma ser a principal barreira para a valoração econômica. Não valoramos o que não conhecemos. Isto porque para estimar o efeito do dano requer conhecer as relações ecológicas que permitam estimar exatamente quanto foi a responsabilidade do dano na variação da disponibilidade do serviço ambiental e como essa variação afetou o nível das atividades de produção e consumo.

A literatura indica duas abordagens para medir valores ou compensações desses danos. A análise de equivalência de valor econômico (AEV) – valor por valor – e de equivalência de serviços do habitat (AEH) – serviço por serviço – ou do recurso (AER) – recurso por recurso.

AEV se baseia em valores que os indivíduos e unidades produtivas associam ao recurso ambiental. Essa abordagem requer a estimativa do valor específico de cada dimensão do dano e, portanto, além de complexa, exige base de dados e metodologia bem definidas para cada bem ou serviço ambiental e pode custar caro e ser demorada. Logo sua adoção deve ser justificada pela irreversibilidade do dano. Sua simplificação metodológica com técnicas de transferência de valor de um local para o outro mostram que o nível de erro das estimativas é muito alto.

Já AEH e AER exigem esforço na geração de indicadores ecológicos, mas com metodologia menos complexa e devem ser preferidas toda vez que os danos podem ser remediados ou compensados.

Cada abordagem apresentará limitações na cobertura de valores, as quais estarão quase sempre associadas ao conhecimento ecológico, ao grau de sofisticação (metodológica e de base de dados) exigido e os efeitos dos danos ambientais nas atividades econômicas. Ademais, a escolha da magnitude da taxa de desconto social é crucial para igualar valores ou serviços perdidos ou recuperados ao longo do tempo. Entretanto, a prática que vem sendo adotada internacionalmente é de aplicação de AEH e AER para danos recuperáveis e AEV para danos irreversíveis.

Tendo em vista que o balanço dessas limitações será quase sempre pragmático e decidido de forma restrita, cabe ao analista que valora explicitar, com exatidão, os limites dos valores estimados e o grau de validade de suas mensurações para o fim desejado.

Em suma, a adoção de cada abordagem e métodos dependerá do objetivo da valoração, das hipóteses assumidas, da disponibilidade de dados e conhecimento da dinâmica ecológica do objeto que está sendo valorado.

3. RECOMENDAÇÃO DE APLICAÇÃO METODOLÓGICA

Para a valoração dos danos ambientais resultantes do Desastre de Mariana recomendamos a aplicação a Análise de Equivalência de Habitat (AEH) ou Recurso (AER) sempre que as perdas ambientais possam ser consideradas reversíveis no tempo e que não impliquem em valores de uso com perdas diretas de renda. Quando tal reversão não for possível ou há perdas diretas de renda, a aplicação das técnicas de Análise de Equivalência de Valor (AEV) se fará necessária. Essa clivagem metodológica dependerá fortemente, como abaixo descreveremos, das etapas de identificação de danos.

Dessa forma, propomos o seguinte protocolo com as etapas abaixo apresentadas:

Etapas 1 – Identificar e mensurar todos danos ambientais da seguinte forma:

a) Definir e estimar linha de base usando métricas físico-químicas ou biológicas.

Esse passo inicial está sendo realizado com a elaboração do Relatório de Linha-Base contendo os dados disponíveis sobre cada tema analisado, em período prévio ao desastre, ou seja, com informações da área de estudo até o dia 5 de novembro de 2015.

b) Dimensionar o dano como desvio dessa linha de base resultante do desastre.

A proposta é identificar e caracterizar os danos ambientais advindos do desastre, assim como propor indicadores para mensurá-los. A identificação dos danos será baseada na análise dos dados pós-desastre e a caracterização dos mesmos abordará os atributos causa, abrangência, gravidade e tendência de evolução, culminando em uma matriz de danos ambientais. Já os indicadores serão definidos como forma de dimensionar o dano, no intuito de mensurar a alteração provocada pelo desastre em relação à linha base.

Etapas 2 – Relacionar os danos ambientais a perdas da seguinte forma:

a) Relacionar os danos ambientais com perdas de bem-estar da sociedade em atividades de produção e consumo, isto é, como o dano afeta valores de uso e não-uso.

b) Classificar essas perdas de bem-estar em reversíveis e irreversíveis da seguinte forma:

- Reversíveis: valores de uso indireto e de opção que mediante atividades de compensação poderão ser recuperados no futuro.
- Irreversíveis:
 - Valores de uso direto que afetam o nível de renda dos indivíduos ou produtores (por exemplo: extrativismo, pesca e turismo) que não podem ser deferidas no tempo até a plena recuperação dos serviços; e
 - Valores de não-uso (por exemplo, extinção de espécies e atividades religiosas ou culturais) que não têm substitutos.

Etapas 3 – Valoração das perdas reversíveis:

Aplicar a Análise de Equivalência de Habitat (AEH) ou Recurso (AER) que, como descrito no texto acima, mede as atividades de recuperação considerando as ações compensatórias necessárias para gerar serviços ou recursos equivalentes. Dessa forma, os procedimentos estimativos seriam:

- Identificar as ações emergenciais já em curso e como essas afetam o retorno a linha de base de cada dano;
- Estimar a perda interina resultante dessas ações emergenciais;
- Identificar as ações compensatórias disponíveis e tecnologicamente viáveis que permitam compensar essa perda interina justificando sua implementação *in-situ* ou *ex-situ*; e
- Estimar o custo total de cada ação de recuperação identificada no item anterior.

Etapas 4 – Valoração das perdas irreversíveis:

- Perda de renda: utilizar método Análise de Equivalência de Valor (AEV) com as técnicas da produtividade marginal (produção sacrificada) e de mercados de bens substitutos (custos de reposição, gastos defensivos, custos evitados e custos de controle). Para tal, como o texto acima sugere, há que se levantar dados de indicadores de produção sacrificada (quantidade e valor) e/ou de custos de produção afetados.; e
- Valores de não-uso: utilizar método Análise de Equivalência de Valor (AEV), com dois caminhos alternativos a seguir: (i) transferência de valores ou (ii) aplicação específica do método de preferências declaradas. A técnica de transferência de valores, como já explicado no texto acima, seria a menos custosa (financeiramente e no tempo de realização), mas sua aplicação só poderá ser recomendada se houver na literatura econômica estudos criteriosos que tratem de perdas ambientais similares. Caso essa possibilidade não exista, há que se realizar estudos específicos e originais com uso dos métodos de preferências declaradas. Logo, a identificação dessas perdas de serviços ambientais associadas a valores de não-uso deverá dimensionar o grau de perda que justifique a irreversibilidade desses danos.

Ao final dessas etapas haverá um valor total por ação, para os danos reversíveis, e por categoria, para os danos irreversíveis. Esses valores serão validados com as equipes técnicas responsáveis para o cálculo do valor final dos danos ambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão.

Como é possível observar, a valoração de danos ambientais não segue uma única abordagem metodológica e a escolha de cada uma deverá adotar critérios previamente acordados e, acima de tudo, contar com uma fase muito detalhada e criteriosa de levantamento e identificação dos danos ambientais.

4. LEVANTAMENTO DE DANOS AMBIENTAIS

Conforme Sánchez (2008), na avaliação do dano ambiental busca-se fazer a comparação entre a situação atual do ambiente e aquela que se supõe ter existido em algum momento do passado. O processo metodológico para tanto segue o que se aplica na avaliação de impactos ambientais, sendo ambos precedidos de um diagnóstico ambiental extensivo da área de estudo.

No caso da avaliação dos danos ambientais há que se considerar que os impactos ambientais negativos advindos de um desastre antropogênico possuem um poder residual bastante significativo ao longo do tempo. Dessa forma, um desastre deve ser considerado como um fenômeno em processo, o qual se desdobra ao longo do tempo e espaço (VALÊNCIO, 2009). Além disso, nem a intensidade dos danos nem a reação do ambiente são previsíveis de forma absoluta, não sendo, muitas vezes, passíveis de quantificação (SÁNCHEZ, 2008).

De acordo com a Política Nacional de Defesa Civil (MIN, 2007), desastre é resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável. A intensidade do desastre depende da interação entre a magnitude do evento adverso e a vulnerabilidade do sistema, sendo quantificada pelos danos humanos, materiais e ambientais e consequentes prejuízos econômicos e sociais.

Os desastres são classificados segundo à evolução, intensidade e origem. O desastre do rompimento da Barragem de Fundão foi classificado como súbito, de muito grande porte e de origem humana ou antropogênica. Essa classificação levou em conta a subaneidade do evento, a velocidade com que o processo evoluiu, a violência dos efeitos adversos, a necessidade de intervenção coordenada dos três níveis de governo (federal, estadual e municipal) e a relação de atuação do próprio homem, enquanto agente e autor.

A complexidade, amplitude e abrangência do desastre do rompimento da Barragem de Fundão exige um trabalho extensivo e exaustivo de levantamento de danos ambientais. Esse processo abrange todas as áreas de conhecimento envolvidas no estudo e demanda aprofundamento nos temas relevantes. Isso se deve às características dos danos, suas causas, consequências e diferentes graus de acumulação e sinergia.

Entretanto, previamente ao levantamento de danos, é necessária uma caracterização do ambiente afetado imediatamente antes do desastre. Essa caracterização, denominada linha-base, fornece os subsídios e métricas para mensuração da magnitude e extensão dos danos advindos do evento.

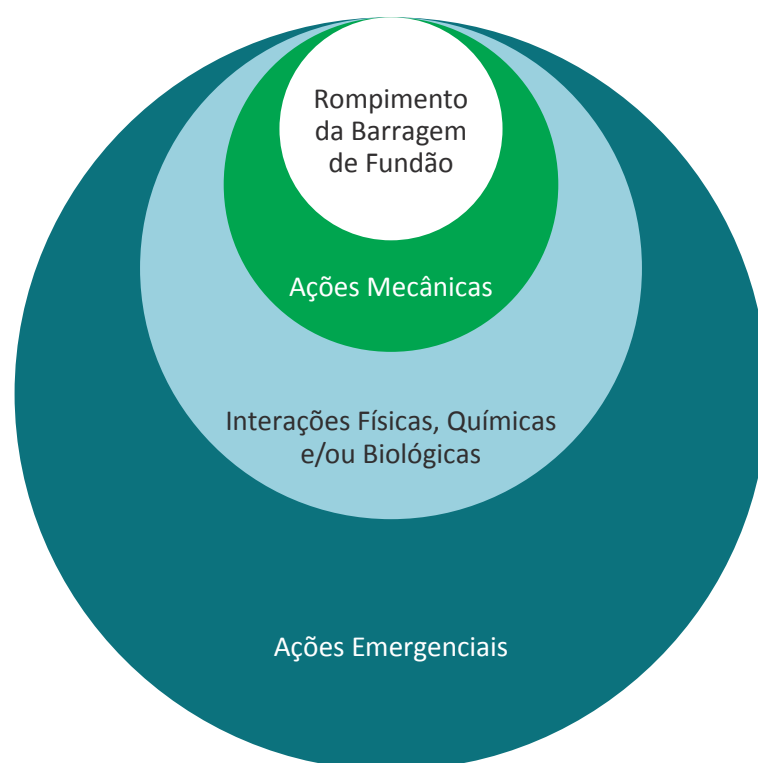
Conforme Sánchez (2008), indicadores ambientais são parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente. Se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado. Os indicadores são, portanto, a base de caracterização e valoração dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão.

Dessa feita, está claro que o diagnóstico dos danos físico-químicos e biológicos e sua repercussão na base econômica precede a identificação e aplicação do método de valoração dos danos ambientais. Uma vez mensurados os danos ambientais, então se inicia a identificação das perdas de distintos valores de uso e não-uso dos serviços e recursos ambientais.

4.1 MODELO CONCEITUAL DE DANOS AMBIENTAIS

Para caracterização dos danos ambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão foi proposto um modelo conceitual. Este nada mais é do que uma forma de identificar a origem e causa dos danos, relacionando-os aos aspectos específicos do desastre. O modelo consiste em três situações de origem do dano: ações mecânicas; interações físicas, químicas e/ou biológicas; e ações emergenciais, conforme a Figura 1 – Modelo conceitual de origem dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 1 – Modelo conceitual de origem dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão

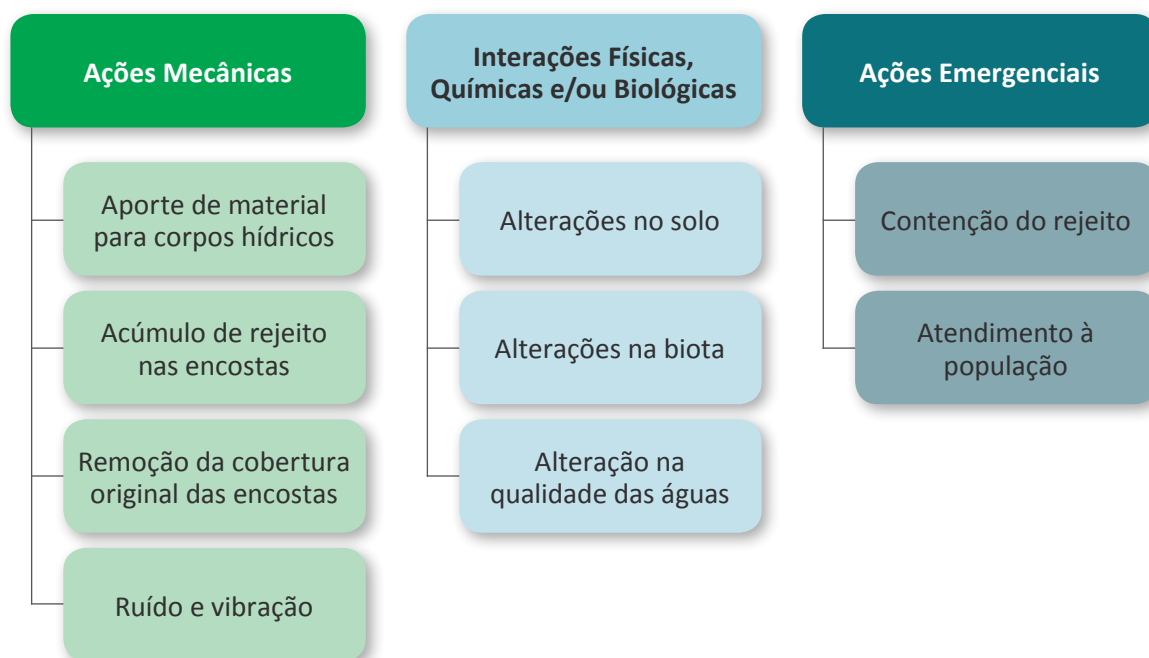


As ações mecânicas são advindas da dissipação de energia do volume de rejeito represado ao longo do vale do rio Doce e área costeira. Os danos ambientais relacionados a essa origem caracterizam-se por serem imediatos ao desastre, geralmente de grande magnitude, sendo fonte de origem de outros danos. Dentro dessa origem, é possível caracterizar quatro potenciais causas de danos: aporte de material para os corpos hídricos, remoção da cobertura original das encostas, acúmulo de rejeito nas encostas e

geração de ruído e vibração (Figura 2 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão).

A primeira causa é a primeira percepção do desastre, com o rejeito de mineração e demais itens arrastados das encostas dos corpos d'água afetados para dentro destes até a região costeira. Atrélada a essa causa está a remoção da cobertura original das encostas, afetando diferentes usos do solo. A causa seguinte é o acúmulo de rejeito nas encostas, que, como na causa anterior, manifestou-se principalmente desde a barragem de Fundão até a UHE Risoleta Neves. Por fim, a geração de ruído e vibração, inerente ao rompimento em si e à movimentação da mistura de água e rejeito ao longo do vale encaixado do alto rio Doce, pode ser a causa de danos temporários, imediatos ao desastre.

Figura 2 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão



As interações físicas, químicas e/ou biológicas, como o próprio nome remete, referem-se às diversas interações secundárias advindas das ações mecânicas. Elas podem ser separadas em três causas: alterações na qualidade das águas, alterações no solo e alterações na biota (Figura 2 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão). Considera-se que o maior quantitativo de danos estará atrelado a essa origem uma vez que os processos físicos e biológicos, que possam ter sido afetados pelo desastre, podem demorar a manifestar seus danos ou manifestarem diversos danos inter-relacionados.

Por fim, as ações emergenciais tratam de todas as ações realizadas após o desastre que também possam ter gerados danos ambientais. Apesar do próprio nome estabelecer como emergencial, as ações tomadas após o evento, sem a correta análise de risco e adoção de medidas de prevenção, possuem grande potencial de gerar novos danos, especialmente considerando suas duas causas: ações de contenção do rejeito e ações para atendimento à população (Figura 2 – Modelo conceitual de causas dos danos ambientais advindos do rompimento da barragem de Fundão).

5. LEVANTAMENTO DE DANOS AMBIENTAIS E DEFINIÇÃO DE INDICADORES

O levantamento de danos ambientais advindos do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão foi pautado em extensivas pesquisas de dados e trabalhos secundários realizados na região antes e após o evento. Foram abrangidos todos os temas de cunho ambiental relativo ao evento, de forma a melhor caracterizar os danos causados pelo desastre nos meios físico e biótico.

Assim, este relatório busca apresentar descritivamente cada dano identificado com seu(s) respectivo(s) potencial(is) indicador(es) e possível área de abrangência. Os indicadores servirão como base de mensuração dos danos, buscando a relação direta com o desastre. Dessa forma, neste relatório são apresentados potenciais indicadores, os quais serão refinados ao longo dos trabalhos do diagnóstico, sendo utilizado aquele que se provar ser a melhor alternativa de mensuração do dano ambiental advindo do desastre.

Salienta-se o processo dinâmico de levantamento de danos, o qual depende de extensiva e intensiva coleta e análise de informações multidisciplinares. Isso dito, há que se considerar que, a partir dos monitoramentos a serem realizados até o final do diagnóstico ambiental, os danos poderão sofrer modificação e/ou novos danos poderão ser caracterizados e incrementados ao levantamento preliminar ora apresentado. O mesmo se aplica à área de abrangência dos danos ambientais, que deverá ser um dos resultados do diagnóstico socioambiental.

A seguir, estão descritos detalhadamente cada dano, sendo estes compilados em uma matriz apresentada ao final do relatório.

1) ALTERAÇÃO NOS USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA

O rompimento da barragem de Fundão desencadeou uma série de alterações, em especial na qualidade da água, que acabaram por trazer prejuízos às atividades que outrora eram desenvolvidas nas localidades atingidas, afetando, portanto, a disponibilidade de água para usos múltiplos.

A qualidade da água é aspecto indispensável quando se trata dos seus principais usos. Moraes e Jordão (2002) enfatizam que os ambientes aquáticos são utilizados em todo o mundo com distintas finalidades, entre as quais se destacam o abastecimento de água (doméstico e industrial), a geração de energia, a irrigação, a navegação, pesca, a aquicultura, a harmonia paisagística, dessedentação de animais, preservação da fauna e da flora, criação de espécies, diluição e transporte de despejos.

Conforme relatórios técnicos produzidos pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2015), Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), e Grupo da Força-Tarefa (SEDRU, 2016), entre outras documentações, que trazem os impactos e efeitos do rompimento da barragem de Fundão, a seguir são listados preliminarmente os danos ambientais aos usos múltiplos do recurso hídrico identificados:

- Abastecimento de água potável: interrupção do abastecimento de água em função da degradação da qualidade da água nos rios afetados, e consequente impossibilidade de tratamento da água bruta. A interrupção do serviço ocorreu em mais de uma dezena de municípios e distritos em Minas Gerais e Espírito Santo com sistemas de abastecimento diretamente dependentes do rio Doce.

- Geração de energia hidrelétrica: a produção de energia nas hidrelétricas esteve paralisada em 4 UHEs afetadas, localizadas ao longo do rio Doce: Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas.
- Atividade industrial: afetação das indústrias instaladas nas cidades, dependentes da rede pública de abastecimento, bem como dos usuários da indústria que possuem sistemas próprios de captação e tratamento de água. Esse segmento representa a maior parcela de toda a vazão outorgada no rio Doce, segundo outorga de captações da ANA.
- Irrigação: a agricultura irrigada foi afetada pela alta turbidez, devido ao risco de danos aos sistemas de bombeamento, às redes de distribuição e nos equipamentos de aspersão de água.
- Dessedentação de animais: impossibilidade de uso da água para dessedentação de animais devido à alteração da qualidade da água.
- Balneabilidade e turismo: o desastre afetou gravemente as condições de balneabilidade do rio Doce e das praias da região do seu estuário, comprometendo o turismo. Outras cidades tinham como atrativo turístico os esportes praticados no rio como canoagem, *rafting* etc., bem como o turismo de pesca, sendo que essas atividades também foram afetadas.

Indicador 1: vazão de água indisponível (m^3/s).

Cálculo da vazão média disponibilizada pelos cursos d'água antes do desastre.

Indicador 2: tempo de indisponibilidade (dias).

Levantamento do tempo em que os usos da água ficaram indisponíveis.

Abrangência: municípios abrangidos no trecho dos corpos d'água afetados, desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce.

2) ALTERAÇÃO DA CARACTERIZAÇÃO DA REDE DE DRENAGEM DOS CURSOS DE ÁGUA A MONTANTE DO RESERVATÓRIO DA UHE RISOLETA NEVES

De acordo com Felipe et al. (2016), o aporte de rejeitos promovidos pelo rompimento da barragem de Fundão desencadeou alterações geomorfológicas nos fundos dos vales fluviais. Especificamente, no trecho entre a barragem de Fundão e a confluência do córrego Santarém com o rio Gualaxo do Norte, esse evento de sedimentação anômala continha uma quantidade de material que era superior à capacidade de transporte dos canais, o que veio a acarretar o assoreamento, gerando depósitos que ultrapassam 20 m de espessura, e a descaracterização das calhas fluviais, lagoas fluviais associadas a meandros abandonados, promovendo, assim, o entrelaçamento do canal. Ainda de acordo com os mesmos autores, nos locais onde a planície do Córrego Santarém se juntou com a de seus afluentes, houve espraiamento lateral do material, atingindo mais de 800 m de largura onde era a localidade de Bento Rodrigues. Todo o leito maior foi atingido pelos rejeitos, promovendo fácies deposicional tecnogênica de espessura variável sobre o pacote sedimentar original. A pequena calha de padrão majoritariamente retilíneo do Córrego Santarém, com um único talvegue bem definido e que raramente ultrapassava 10 m de largura, perdeu a definição de suas margens e se transformou em um leito assoreado, por vezes com mais de 70 m de largura e múltiplos talvegues entrecortados por

barras deposicionais de rejeito. Houve refluxo do material para os pequenos afluentes, inclusive para o Córrego Santarém, remontando até os diques da barragem de Germano.

No que compreende o rio Gualaxo do Norte, o rio do Carmo e um pequeno trecho do rio Doce (onde há a UHE Risoleta Neves), não houve mudança morfológica das calhas dos rios, uma vez que a capacidade de transporte original era maior nesse trecho. Porém, a onda de cheia gerada pelos fluxos de lama promoveu uma inundação de todo o leito maior. Por conseguinte, a planície fluvial foi severamente afetada por depósitos de variadas espessuras, com mudanças morfológicas em todo o leito menor e em diversos trechos do leito maior (FELIPPE et al., 2016). A jusante da confluência com o Córrego Santarém (início desse trecho), o rio Gualaxo do Norte apresenta depósitos de, aproximadamente, 200 m de largura em toda a planície. Na confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, apesar do aumento das vazões, houve refluxo de sedimentos por, aproximadamente, 4,5 km, porém, com depósitos de planície restritos aos primeiros quilômetros a montante da confluência.

Nas proximidades do centro urbano de Barra Longa (MG), toda a planície foi recoberta pelos sedimentos, ultrapassando, em alguns trechos (sobretudo em confluências com pequenos afluentes), 250 m de largura. Esse padrão se mantém até a UHE Risoleta Neves: trechos de maior energia fluvial apresentam maior transporte de sedimentos e menor deposição nas margens; trechos de menor energia (confluências, remansos etc.) acabam por apresentar depósitos mais extensos e espessos que atingem até as margens do leito maior (FELIPPE et al., 2016).

Indicador 1: extensão de rios com deslocamento (metros).

Através de ferramentas de geoprocessamento aplicadas sobre fotografias aéreas e imagens de satélite, é possível identificar a configuração da rede de drenagem anterior e posterior ao rompimento, avaliando as alterações ocasionadas.

Indicador 2: volume de material depositado (m³).

Avaliações iniciais dos recursos previstos para avaliação desse dano (comparação de Modelos Digitais de Terreno – MDTs) indicam que estes não serão suficientes ou adequados para a correta mensuração do dano. A cobertura dos produtos cartográficos do pré-rompimento não abrange toda a área afetada, bem como sua resolução e precisão são muito aquém dos produtos do pós-desastre. Assim, está sendo utilizado um recurso não previsto, através do levantamento em campo da espessura de rejeito depositado em diversos pontos georreferenciados de transectos planejados, para avaliar o trecho entre Santarém e a barragem de Candonga. Está sendo analisada a possibilidade de complementar a informação levantada em campo com a modelagem do escoamento da lama no trecho.

Abrangência: trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e o reservatório da UHE Risoleta Neves.

3) ALTERAÇÃO DA MORFOLOGIA DE FUNDO DO RIO DOCE A JUSANTE DA UHE RISOLETA NEVES

Grande parte dos rejeitos e outros materiais sólidos carregados por causa do rompimento foram retidos a montante da barragem da UHE Risoleta Neves, tanto nos canais e margens quanto no próprio corpo do lago da usina (GOLDER ASSOCIATES, 2016a). A diminuição de velocidade no reservatório e a barreira física imposta pelo maciço da barragem foram responsáveis pela retenção de grande parte dos sólidos transportados. Apesar dessa retenção, expressivo volume de sólidos escoou com a água defluida da usina, ficando disponível para transporte e deposição a jusante da barragem, e afetando o trecho restante do rio Doce, reservatórios implantados neste e a área estuarina-costeira na foz. A deposição desse material em trechos propícios ou em períodos de menores vazões se constitui em fonte de material a ser ressuspensionado e transportado para jusante, sendo que durante as cheias pode extravasar das calhas e se depositar nas planícies de inundação. Há de se considerar também que a grande quantidade de rejeitos depositados a montante de Candonga, caso não seja devidamente retida, poderá se transformar em uma fonte de sólidos em suspensão a serem carregados a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves, pois esta perdeu grande parte de sua capacidade de retenção.

Indicador: volume de material depositado/erodido (m^3).

A avaliação será feita pela modelagem hidrodinâmica e morfológica, a qual permitirá estabelecer as alterações nas seções transversais e perfil longitudinal do rio Doce, estimadas para a condição atual (com rompimento da barragem de Fundão) e para o cenário fictício (sem rompimento). A diferença entre os volumes de alteração da morfologia nos dois cenários ao longo de diferentes horizontes de simulação auxiliará na avaliação desse dano.

Abrangência: calha do rio Doce a jusante da UHE Risoleta Neves até sua foz.

4) ASSOREAMENTO DE NASCENTES E CAVAS PELA ONDA DE REJEITOS

A deposição de materiais sobre as nascentes, causada pela onda de rejeitos, pode alterar as propriedades físico-químicas da região acarretando mudanças na qualidade de água. Em alguns casos, as nascentes podem ter sido soterradas incapacitando sua utilização.

Indicador 1: número de nascentes e/ou cavas diretamente atingidas.

A estimativa será realizada pela sobreposição do mapa de nascentes e cavas com a área diretamente afetada pela onda de rejeitos.

Indicador 2: área de drenagens afetadas (m^2).

Áreas afetadas das drenagens, afluentes, terraços marginais e planícies de inundação – serão analisadas imagens anteriores e posteriores ao desastre e, a partir da vetorização desses limites, poderá ser obtida a extensão da área afetada.

Abrangência: trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e o reservatório da UHE Risoleta Neves.

5) ASSOREAMENTO DO PATRIMÔNIO ESPELEOLÓGICO – CAVIDADES/ABRIGOS

De acordo com o Decreto Federal nº 6.640/2008:

Entende-se por cavidade natural subterrânea todo e qualquer espaço subterrâneo acessível pelo ser humano, com ou sem abertura identificada, popularmente conhecido como caverna, gruta, lapa, toca, abismo, fuma ou buraco, incluindo seu ambiente, conteúdo mineral e hídrico, a fauna e a flora ali encontrados e o corpo rochoso onde os mesmos se inserem, desde que tenham sido formados por processos naturais, independentemente de suas dimensões ou tipo de rocha encaixante.

De acordo com os documentos para a solicitação da licença ambiental para alteamento da barragem de Santarém, *Alteamento barragem Santarém. Topografia de cavidades e abrigos realizada pela CARSTE em abril de 2013 e Relatório para atendimento ao auto de fiscalização – prospecção espeleológica realizada pela Agroflor Engenharia e Meio Ambiente em abril de 2013*, relatórios internos produzidos para a Samarco, haviam sido cadastradas 15 cavidades/abrigos. Essas cavidades estão situadas no entorno da barragem de Santarém.

Conforme o documento da Coordenadoria das Promotorias de Justiça de Defesa do Patrimônio Cultural e Turístico, cinco cavidades/abrigos foram diretamente afetadas.

Esses danos foram constatados a partir da análise de imagens orbitais, anteriores e posteriores ao desastre, bem como a partir de visita técnica realizada em julho de 2017.

Além dessas cavidades e abrigos afetados, estudos mais detalhados deverão ser realizados para identificar eventuais danos a outras 32 cavidades localizadas ao longo do rio Doce, de acordo com o cadastro do CECAV/SBE. Devido ao rompimento da barragem, devem ter ocorrido também danos à fauna cavernícola (principalmente morcegos), que se utilizava do rio Doce para pesca. Com a mortandade desses peixes, decorrente, sobretudo, da alta turbidez da água, e a consequente escassez de alimento, esses animais de hábitos cavernícolas teriam sido afetados.

Indicador 1: quantidade de cavidades e abrigos afetados.

Serão realizadas novas vistorias técnicas com a finalidade de mensurar o total de cavidades e abrigos impactados e classificá-los quanto ao seu grau de relevância. Nessas vistorias, além das características do meio físico, serão levantadas as informações a respeito do meio biótico. Serão também analisadas imagens de satélites anteriores e posteriores ao desastre, revisão de dados bibliográficos acerca do patrimônio espeleológico e obtenção de informações junto à população local. Além dessas atividades, serão realizadas pesquisas acerca de eventuais galerias históricas, utilizadas para exploração de ouro, tombadas pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (IPHAN).

Indicador 2: presença/ausência de fauna cavernícola.

Identificação da presença da fauna cavernícola em cavidades e abrigos nas proximidades do rio Doce, cujo hábito alimentar dependia de recursos provenientes do rio (peixes, frutos, invertebrados) – serão realizadas capturas de algumas espécies e análises estatísticas dos dados obtidos para posterior correlação com dados bibliográficos.

Abrangência: cavidades ao longo do rio Doce e afluentes, entre o complexo de Germano e a foz do rio Doce.

6) ASSOREAMENTO DOS RESERVATÓRIOS

Ao longo do rio Doce existem quatro Usinas Hidrelétricas (UHEs) entre pequeno e médio portes, cujos reservatórios e demais estruturas foram afetados pelo aporte de material sólido causado pelo escoamento da lama. Além dessas UHEs, existia a Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Bicas, situada um pouco a jusante de Bento Rodrigues, a qual foi destruída por conta do evento. Para as UHEs, o principal dano foi o assoreamento de seus reservatórios, sendo que a extensão desse dano foi, de forma geral, diminuindo de montante para jusante. Ou seja, o reservatório da UHE Risoleta Neves, o primeiro do trecho de passagem da lama, foi o local que mais sofreu deposição (GOLDER ASSOCIATES, 2016a). Do ponto de vista econômico, a principal consequência do assoreamento é a diminuição da vida útil do reservatório. Entretanto, diversos outros efeitos podem ser citados, podendo estes constituir-se como danos suplementares causados pelo assoreamento. Como exemplos desses efeitos, pode-se citar o remanso causado a montante, diminuição do tempo de residência da água, diminuição da segurança da barragem, diminuição da capacidade de retenção de sedimentos, aumento de material sólido disponível para futuras ressuspensões, soterramento de vegetação subaquática e comunidades bentônicas (CARVALHO et al., 2000). Com a diminuição do volume do reservatório ocorre a diminuição da área da seção transversal e o aumento da velocidade, o que possibilita a ressuspensão dos rejeitos e sedimentos depositados, com consequente transporte destes a jusante da usina e diminuição da transparência da água.

Indicador 1: volume (m^3).

A análise do volume de assoreamento será realizada com base na comparação das batimetrias dos reservatórios levantadas antes e depois do rompimento. Quando as batimetrias não estiverem disponíveis, os volumes de assoreamento serão estimados por métodos preconizados no meio técnico.

Indicador 2: redução do tempo de vida útil (anos).

Comparação dos tempos de vida útil para transporte de sedimentos em situação sem rompimento (dados de projeto ou recalculados) e em situação com rompimento.

Abrangência: área dos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

7) REMANSO CAUSADO PELO ASSOREAMENTO DOS RESERVATÓRIOS

A deposição de sedimentos no reservatório altera as condições de remanso ao longo dos rios contribuintes, aumentando os níveis de linha de água a montante (CARVALHO et al., 2000). A magnitude da alteração de níveis dependerá das características geométricas do canal, reservatório, vazões, volume de assoreamento e forma de deposição. O impacto dessas alterações dependerá da infraestrutura ribeirinha existente a montante (estradas marginais, pontes, construções etc.).

Indicador 1: diferença entre áreas alagadas (m^2).

Através da modelagem hidrodinâmica, cujo principal dado de entrada são as seções transversais, as quais estão sendo levantadas pela Agência de Bacia do Rio Doce, serão avaliados os remansos dos reservatórios que apresentaram significativas alterações de assoreamento causadas pelo rompimento.

Indicador 2: diferença entre cotas de alagamento (cm).

Caso não haja como inferir a área alagada, será estimada a variação na cota máxima de alagamento entre a situação anterior e posterior ao desastre.

Abrangência: área dos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

8) ALTERAÇÃO DA DINÂMICA DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS AO LONGO DO RIO DOCE

Nos primeiros dias após o rompimento se verificou profunda alteração das condições de transporte de sedimentos, com o aumento da concentração de sólidos em suspensão. Após esse período, as características do transporte de sedimentos praticamente retornaram àquelas verificadas anteriormente ao rompimento. Entretanto, como existe muito material depositado nos leitos e margens dos cursos de água, essas condições poderão sofrer alterações para determinados patamares de velocidade de água quando a energia imposta pelo escoamento for suficiente para ressuspender ou erodir esse material, deslocando-o a jusante, onde poderá novamente sofrer processo de deposição. Assim, ao longo de um período, essas alterações na concentração de sólidos em suspensão serão observadas, especialmente em épocas de maiores vazões.

Indicador: concentração de sólidos em suspensão (mg/l), vazão sólida específica (ton/ano/km²) ou turbidez (UNT).

Essas alterações nas condições de transporte de sedimentos serão avaliadas através do monitoramento nas estações de controle e modelagem hidrodinâmica/morfológica. Existem dados de linha-base para esse indicador.

Abrangência: calha do rio Doce a jusante da UHE Risoleta Neves até sua foz.

9) ALTERAÇÃO DA DINÂMICA DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS AO LONGO DA ÁREA COSTEIRA

O aumento da concentração de sedimento em suspensão oriundo da região fluvial tem efeitos a respeito de aumentar as áreas ou taxas de sedimentação e pode aumentar o transporte devido ao processo de ressuspensão (ROSMAN et al., 2016). Bastos et al. (2017) realizaram um estudo sobre a concentração e expansão dos sedimentos MPS (Material Particulado em Suspensão) e também de fundo na foz do rio Doce. O compilado final dos dados foi obtido através de oito expedições realizadas pela equipe, entre novembro de 2015 e dezembro de 2016, totalizando 170 coletas *in situ* em diferentes épocas. Segundo os autores, o sedimento superficial de fundo possuía granulometria mais fina ao norte da foz e ao sul mais arenoso, com tendência mais estável. Também se pode perceber que os maiores níveis de turbidez foram encontrados próximos ao fundo (BASTOS et al., 2017). Romero (2017) como a deposição de lama e acúmulo de material orgânico advinda do rompimento da barragem do Fundão, operada pela mineradora Samarco, em Mariana (MG também realizou pesquisa nessa área de interesse, fazendo coleta em seis lugares diferentes na

desembocadura do rio Doce. A autora verificou que na região mais ao norte da foz houve uma deposição de 3 cm de espessura de lama. Também foram verificados indícios de um aumento da espessura de até 35 cm, tanto para a borda quanto para o fundo num dos pontos amostrados ao norte da área de estudo. Para Gomes et al. (2017), um dos danos imediatos no estuário do rio Doce foi a mudança da partícula de sedimento, o que corrobora a ideia de que houve uma perturbação do material de fundo, com a chegada dos rejeitos. Havia uma predominância de partículas argilosas no estuário, que foram aumentando conforme a chegada dos rejeitos da lama. Nos três primeiros dias após o desastre, os grãos amostrados tinham padrões mais heterogêneos, mostrando que os rejeitos ainda não haviam sido depositados no momento da amostragem.

Indicador 1: volume de material depositado/erodido (m^3).

A modelagem hidrodinâmica e morfológica permitirá estabelecer as alterações nessa região, estimadas para a condição atual (com rompimento da barragem de Fundão) e para o cenário fictício (sem rompimento). A diferença entre os volumes de alteração da morfologia nos dois cenários ao longo de diferentes horizontes de simulação auxiliará na avaliação desse dano.

Indicador 2: concentração de sólidos em suspensão (mg/l), vazão sólida específica (ton/ano/ km^2) ou turbidez (UNT).

Essas alterações nas condições de transporte de sedimentos serão avaliadas através do monitoramento nas estações de controle na entrada do estuário e modelagem hidrodinâmica/morfológica.

Indicador 3: altura de sedimentos finos (m).

Deposição de sedimentos de granulometria média a fina provenientes da onda de rejeitos provocada pelo rompimento da barragem.

Abrangência: área estuarina e costeira da foz do rio Doce e entorno.

10) AUMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS E SEMIMETAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS

Diversos autores, em estudos preliminares, citam o aumento da concentração de metais nos sedimentos de fundo. Segundo Silva et al. (2016), nos sedimentos de fundo, os teores em 2015 aumentaram significativamente em relação aos resultados de 2010. Para o manganês (Mn), os teores variaram de 772 a 2.916 mg/kg (acima da mediana de 416 mg/kg). Com relação ao arsênio (As), ocorreu variação de 24 a 313 mg/kg (acima de 17 mg/kg, limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 454/2012). Canatto (2017), analisando os sedimentos da bacia do rio Gualaxo do Norte, constatou que o valor de *background* para o Fe apresenta teores que ultrapassam 22%, sendo que Rodrigues (2012) encontrou teor em torno de 8,2% na mesma bacia.

O Serviço Geológico Brasileiro - CPRM (2015) emitiu o relatório do Monitoramento Especial do Rio Doce, onde foi verificado que o trecho entre a barragem Santarém e a Ponte Rodovia Ipatinga-Caratinga apresenta valores de concentração de Fe nos sedimentos acima de 15%, sendo que, em 2010, os valores não ultrapassavam os 9,7% no mesmo trecho.

Indicador: concentração dos metais pesados no sedimento de fundo (mg/kg).

Essas informações serão verificadas com a análise estatística dos dados de concentração de metais e semimetais de diversos autores e também das campanhas de amostragens realizadas pelos Institutos Lactec. Esses resultados serão correlacionados com a concentração de metais presentes no rejeito da Samarco.

Abrangência: trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce.

11) ALTERAÇÃO DA COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA DOS SEDIMENTOS

A granulometria é o parâmetro que define o tamanho dos grãos do sedimento. Quanto menor a partícula, maior será a capacidade de absorção das substâncias. Quanto menor a partícula, também maior será a tendência de estas ficarem em suspensão ou serem dissolvidas. Essa característica do sedimento irá interferir na tendência do sedimento a manter os contaminantes nos sedimentos ou a transferi-los para a água.

Indicador: composição granulométrica das amostras de sedimento.

Os resultados da composição granulométrica das amostras analisadas no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão serão comparados com as amostras analisadas no período anterior ao rompimento.

Abrangência: trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce.

12) ALTERAÇÃO NAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS PRESENTES NO SEDIMENTO

O dano ambiental causado pelo rompimento da barragem de Fundão, sobretudo a deposição de rejeito e a alteração na qualidade de água e de sedimento, tende a repercutir na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos e na de bentos marinhos de fundos inconsolidados. Diante do dano, é esperada a redução do número de táxons presentes, podendo ser inexistente em situações extremas. A redução da diversidade do grupo também é esperada. Táxons sensíveis tendem a reduzir a proporção e até desaparecer, com relação direta com a gravidade do dano. Os táxons tolerantes às alterações tendem a se tornar proporcionalmente mais representativos. Índices biológicos e multimétricos que utilizam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos como bioindicadores de qualidade ambiental tendem a ter os indicadores de qualidade reduzidos.

Indicador 1: riqueza (número total de taxa).

A riqueza de taxa (número de taxa presente) é uma variável ecológica amplamente utilizada, apresentando tendência de redução diante de degradação ambiental, incluído redução na qualidade da água e sedimento. Serão realizadas coletas padronizadas e o número total de taxa presente em cada ponto será somado. Existem dados de linha-base para a riqueza dos macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari e para os bentos de fundos inconsolidados.

Indicador 2: índice de diversidade de Shannon.

A diversidade de macroinvertebrados bentônicos e de bentos de fundos inconsolidados apresenta tendência de redução com a degradação ambiental em geral, incluído redução na qualidade da água e sedimento. Após a passagem da pluma de lama de rejeito, é esperada a redução significativa na diversidade do grupo. Para o cálculo da diversidade, serão realizadas coletas padronizadas, os organismos serão identificados e contabilizados, e com os valores obtidos será calculado o índice de diversidade de Shannon. Existem dados de linha-base para a diversidade dos macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari e para os bentos de fundos inconsolidados.

Indicador 3: índice de equitabilidade de Pielou.

A equitabilidade avalia a uniformidade da abundância de espécies na comunidade, permitindo avaliar também a dominância de algumas espécies na comunidade. A passagem da lama e posterior reduções na qualidade de água e sedimento tendem a reduzir o número de taxa de macroinvertebrados bentônicos e de bentos de fundos inconsolidados sensíveis as alterações, podendo favorecer a presença de taxa mais tolerantes que podem vir a se tornar dominantes na comunidade. Serão realizadas coletas padronizadas, os organismos presentes serão identificados e quantificados, compondo variáveis para o cálculo de índice de equitabilidade de Pielou. Existem dados de linha-base para os macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari e para os bentos de fundos inconsolidados.

Indicador 4: abundância de organismos (total e relativa).

A abundância de organismos nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos e de bentos de fundos inconsolidados pode sofrer alterações em decorrência do dano ambiental. Diante da perda de espécies sensíveis, a abundância total pode ser reduzida, enquanto com alguns tipos de poluição (ex.: poluição orgânica) espécies tolerantes tendem a ter a abundância aumentada, causando aumento da abundância total; a abundância relativa possibilita a avaliação dessa variação. Serão realizadas coletas de amostras padronizadas, os organismos presentes nas amostras serão identificados e quantificados, a soma de todos os organismos presentes indicará a abundância total, enquanto a soma dos indivíduos por espécie relacionada ao número total de organismos na amostra indicará a abundância relativa. Existem dados de linha-base para a abundância dos macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari e também para os bentos de fundos inconsolidados.

Indicador 5: densidade de organismos (número de organismos por m²).

Diante do dano ambiental, a densidade de macroinvertebrados bentônicos e de bentos de fundos inconsolidados pode sofrer alteração, decorrente da alteração da composição da comunidade em resposta às alterações do ambiente. Serão realizadas coletas de amostras padronizadas com amostradores com área de coleta conhecida, os organismos presentes nas amostras serão quantificados, com base nesses valores será estimado o número de organismos por m². Existem dados de linha-base para a densidade dos macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari e também para os bentos de fundos inconsolidados.

Indicador 6: abundância relativa de táxons tolerantes.

A abundância relativa de Oligochaeta e Chironomidae (táxons com grupos bastante tolerantes à redução na qualidade de água e sedimento) tende a aumentar diante da redução da qualidade da água e do sedimento na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos. Serão realizadas coletas padronizadas, os macroinvertebrados presentes serão identificados e contabilizados por taxa, será, então, calculada a abundância relativa dos Oligochaeta e Chironomidae. Existem dados de linha-base frequentes e com coletas padronizadas com possibilidade de cálculo da abundância relativa de Oligochaeta e Chironomidae no trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari.

Indicador 7: número de táxons sensíveis.

O número de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (táxons considerados sensíveis a impactos ambientais) tende a diminuir na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos com a redução da qualidade de água e do sedimento. Serão realizadas coletas padronizadas, os macroinvertebrados presentes serão identificados e o número de taxas diferentes de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera será somado. Existem dados de linha-base que permitem o cálculo do número de taxa de Oligochaeta e Chironomidae no trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari.

Indicador 8: abundância relativa de táxons sensíveis.

A abundância relativa de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (táxons considerados sensíveis a impactos ambientais) na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos tende a diminuir com a redução da qualidade de água e do sedimento. Serão realizadas coletas padronizadas, os macroinvertebrados presentes serão identificados e contabilizados por taxa, será, então, calculada a abundância relativa dos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Existem dados de linha-base no trecho próximo na UHE Baguari.

Indicador 9: pontuação no índice BMWP.

O índice *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) é amplamente utilizado no biomonitoramento com os macroinvertebrados bentônicos límnicos. Embora seu desenvolvido original visasse à aplicação em riachos, é comumente utilizado também em rios de maior ordem (deve ser utilizado com cautela nesses casos). Diante do dano sofrido, a tendência é que a pontuação obtida reduza. Serão realizadas coletas padronizadas, os macroinvertebrados presentes serão identificados, cada taxa encontrada receberá uma pontuação (segundo JUNQUEIRA et al., 2000), e esse valor será somado formando a pontuação do BMWP que poderá ser classificada de acordo com a literatura. Existem dados de linha-base no trecho próximo à UHE Baguari.

Indicador 10: pontuação do índice ASPT.

O índice *Average Score Per Taxon* (ASPT) mede a sensibilidade média dos organismos presentes na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos, dividindo a pontuação do índice BMWP pelo número de táxons presentes. Scores elevados correspondem a ambientes em melhor estado de conservação, sendo que, diante do dano ambiental, o score do ASPT tende a baixar. Existem dados de linha-base que permitem o cálculo do ASPT no trecho próximo à UHE Baguari.

Indicador 11: classificação no índice ICBRio.

O índice de Comunidade Bentônica para as comunidades de rios de médio a grande porte (ICBRio) é um índice multimétrico que pondera diferentes variáveis na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos, resultando em uma pontuação relacionada à classificação final do rio. Diante da redução na qualidade da água e sedimentos, é esperado que a classificação final resultando do ICBRio piore. O índice será calculado com base em informações obtidas após a identificação e contagem dos macroinvertebrados. Não existe linha-base definida para esse indicador.

Indicador 12: dominância de organismos tolerantes.

Diante dos danos ambientais com alteração na qualidade de água e sedimentos, alguns organismos tolerantes podem se tornar dominantes na comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos. São considerados organismos dominantes aqueles que apresentem abundância relativa na comunidade maior do que 50%. Existem dados de linha-base que permitem o cálculo da dominância de organismos tolerantes no trecho próximo à UHE Baguari.

Abrangência: trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce; zona litorânea incluindo ambientes intermareais, fundos de estuário e zona infralitoral raso.

13) REDUÇÃO DA LUMINOSIDADE NA COLUNA DE ÁGUA

Com o rompimento da barragem de Fundão, de acordo com ANA (2016), um volume estimado de 34 milhões de m³ de rejeitos de mineração, água e materiais utilizados em sua construção foi liberado no meio ambiente no dia 5 de novembro de 2015. A descarga dessa quantidade considerável de materiais nos corpos hídricos, além de todo o arraste de solo e vegetação presentes nas margens, extrapolou a capacidade de diluição e autodepuração do meio aquático dada a sua magnitude. Desse modo, em virtude do aumento da presença de sólidos na água, a diminuição da transparência da água e a redução da luminosidade na coluna da água foram um dos danos mais imediatos ocorridos no rio Doce.

Na região costeira, a chegada do material sólido em suspensão provocou o aumento da concentração de sólidos e da turbidez das águas, reduzindo a penetração de luz na coluna de água e, consequentemente, limitando a produção primária, podendo causar desequilíbrios tróficos no sistema pelágico da área de intervenção, com consequente redução da abundância e diversidade da planctônica, nectônica e macrofauna bentônica.

Também, o aumento dos níveis de turbidez pode ser decorrente da ressuspensão do material proveniente do desastre depositado na calha e na foz do rio Doce. Para a ressuspensão das partículas, as argilas necessitam de mais “força” do que os sedimentos arenosos devido à força de coesão, cuja superfície específica é maior e eletricamente carregada. O contrário ocorre na sedimentação, pois as argilas tendem a permanecer em suspensão por muito mais tempo em função de sua forma foliar e menor velocidade de decantação.

Indicador 1: turbidez (UNT) ou concentração de sólidos dissolvidos ou suspensos.

A turbidez é um parâmetro físico da água e indica o grau de redução da passagem do feixe de luz ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plânctons em geral etc. O aumento da turbidez na água implica a menor disponibilidade de luz para a realização da fotossíntese pelas algas, que são a base da cadeia trófica. Além disso, a turbidez também é um parâmetro que indica a qualidade estética das águas para abastecimento público (PIVELI; KATO, 2005), em valores muito elevados pode impedir ou dificultar o processo de tratamento. No relatório de linha-base (INSTITUTOS LACTEC, 2017), foi identificada a influência do período chuvoso sobre a turbidez, ou seja, os valores de turbidez na região de estudo tendem a aumentar na estação chuvosa. Desse modo, esse caráter cíclico de elevação da turbidez nos períodos chuvosos (outubro a março) deverá ser levado em conta quando do cálculo do indicador.

Em relação à obtenção dos dados para o cálculo do indicador, para o rio Doce há dados pré e pós-desastre tanto para o estado de Minas Gerais (Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM) quanto para o estado do Espírito Santo (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA), desse modo será avaliada a diferença entre o referencial histórico e as alterações de turbidez decorrentes do rompimento da barragem.

Para a região costeira e oceânica (profundidade de até 100 m), através de imagens de satélite e fotos aéreas, será possível verificar a pluma de sedimentos nas proximidades da foz do rio Doce, onde os níveis de turbidez são mais altos, e, assim, delimitar os locais onde ocorreram aumento da concentração de sólidos e redução da luminosidade na coluna d'água. Com os dados de sólidos totais, em suspensão e dissolvidos, e de turbidez medidos em campo, em diferentes pontos da coluna d'água, será possível verificar a intensidade desses processos nas áreas delimitadas.

Indicador 2: área da pluma de turbidez em águas costeiras.

Através de imagens de satélite e fotos aéreas, será possível verificar a localização e área de abrangência da pluma de sedimentos nas áreas marinhas próximas à foz do rio Doce. As áreas próximas ao deságue de águas continentais apresentam níveis de turbidez mais altos. Com os dados de sólidos totais, em suspensão e dissolvidos, e de turbidez medidos em campo, em diferentes pontos da coluna d'água, será possível verificar e validar o levantamento espacial e a intensidade desses processos nas áreas delimitadas. Durante a análise dos resultados também deverão ser considerados fatores que alteram a hidrodinâmica local, como intensidade de chuvas, variações de maré e eventos climáticos, e que, consequentemente, alteram a distribuição espacial dos sólidos presentes na coluna d'água. Dessa maneira, será possível delimitar os locais onde ocorreram aumento da concentração de sólidos e redução da luminosidade na coluna d'água.

Tendência da evolução da variável atualmente: indefinida.

Como esses parâmetros dependem muito da vazão, que varia conforme a estação seca ou chuvosa definida na região, essas variáveis têm apresentado um comportamento cíclico. Sendo assim, até o momento não é possível definir tendência de nenhuma forma, nem de estabilização, nem de redução ou de evolução.

Abrangência: rio Doce, em seu trecho mineiro e capixaba, e estuário do rio Doce e águas costeiras (profundidade até 100 m).

14) REDUÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO PELO APORTE DE MATERIAL ORGÂNICO NOS CORPOS HÍDRICOS

O arraste do solo e da vegetação presentes nas margens para dentro do corpo hídrico causado pela força da onda de rejeitos extravasados do rompimento da barragem de Fundão resultou um aporte de material orgânico superior àquele de habitual ocorrência. Para a degradação da matéria orgânica, faz-se necessário o consumo de oxigênio pelos microrganismos que se utilizam dela, o que implica a diminuição dos teores de oxigênio no meio aquático.

A alta disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes no ambiente permite que organismos decompositores se multipliquem em excesso, consumindo grande parte do oxigênio disponível no ambiente aquático, assim diminuindo as concentrações de oxigênio dissolvido. Baixas concentrações de oxigênio dissolvido no ambiente aquático podem limitar a sobrevivência de diversas espécies, em termos gerais é necessário um mínimo de 2 a 5 mg/L de oxigênio dissolvido para sobrevivência da maior parte das espécies (LIBÂNIO, 2010).

Indicador 1: oxigênio dissolvido (mg/L).

O Oxigênio Dissolvido (OD) é uma variável de grande relevância para a avaliação da qualidade de água, pois é um limitador à manutenção da vida aquática e a processos de depuração desses ecossistemas naturais. Baixas concentrações desse gás na água podem acarretar mortandade de peixes e demais organismos aeróbios.

Em relação à obtenção dos dados para o cálculo do indicador, para o rio Doce há dados pré e pós-desastre tanto para o estado de Minas Gerais (IGAM) quanto para o estado do Espírito Santo (IEMA), desse modo será avaliada a diferença entre o referencial histórico e as alterações de turbidez decorrentes do rompimento da barragem.

Indicador 2: turbidez (UNT).

Para a região estuarina e costeira, caso os níveis de concentração de oxigênio apresentem correlação adequada com turbidez, este será utilizado como indicador. A turbidez tem relação direta com a presença de partículas na coluna da água, muitas vezes, carregadas de matéria orgânica; o aumento do consumo de oxigênio dissolvido pelas bactérias tem como consequência sua diminuição no meio aquático. Como serão utilizadas imagens de satélite, os valores de concentração de oxigênio não são “reais”, ou seja, medidos. Nesse caso, eles serão estimados em faixas de concentrações de oxigênio (baixa, média, alta etc.). Vale ressaltar que esse indicador não terá caráter quantitativo e deverá ser avaliado em conjunto com os demais indicadores para nortear o diagnóstico da área de influência da pluma de sedimentos.

Abrangência: rio Doce, em seu trecho mineiro e capixaba, e estuário do rio Doce e águas costeiras (profundidade até 100 m).

15) AUMENTO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS/SEMIMETAIS NA ÁGUA

De acordo com a caracterização físico-química preliminar do material barrado (e parte daquele sedimentado na barragem de Santarém) realizada pelos Institutos Lactec (2017), os materiais coletados apresentaram composição química elementar prioritariamente composta por ferro e silício, sendo ainda verificados menores teores de alumínio, além de traços de potássio, manganês, sódio, fósforo, cálcio, titânio e magnésio.

Assim, supõe-se que alterações em parâmetros de qualidade de água no que concerne à linha-base estejam relacionadas aos elementos que compõem o rejeito. Todavia, há ainda a questão que se refere à força hidráulica da onda de rejeitos que, provavelmente, provocou o revolvimento de sedimentos (IBAMA 2015), minerais e de metais depositados ao longo das drenagens afetadas. Esses elementos, oriundos de outras minerações e principalmente de garimpos, poderiam estar relativamente inertes e, com o revolvimento desses materiais de fundo, tornaram-se móveis, podendo apresentar concentrações nocivas devido ao revolvimento dos sedimentos com depósitos de metais e outros minerais no fundo do rio com sua possível solubilização. Convém ressaltar que a exploração de minérios nas regiões de montante da bacia do rio Doce vem ocorrendo há séculos. O município de Ouro Preto, por exemplo, desde o período colonial foi sede de implantação de minas de exploração de recursos minerais, tendo sofrido impactos diversos (LANA, 2015).

Indicador 1: concentração de metais e/ou semimetals (mg/L) – ainda a serem selecionados.

A concentração de metal-traço em águas naturais pode ser determinada em sua forma total ou apenas na fração dissolvida. O metal dissolvido constitui-se de uma fração lábil e outra não lábil. O metal lábil representa a fração do metal dissolvido que inclui os íons metálicos hidratados livres e os complexos lábeis do metal associado. É normalmente assumido que o metal lábil representa a fração do metal que é biodisponível, considerado como a fração tóxica do metal dissolvido. A fração não lábil inclui metais ligados em complexos ou adsorvidos em material orgânico (MILANI, 2004).

Para o cálculo do indicador, no estado de Minas Geras (IGAM) será utilizada a série histórica dos dados tanto para o pré quanto para o pós-desastre. Para o estado do Espírito Santo, como não há dados de linha-base, os dados pós-desastre do IEMA serão comparados com limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Para a região estuarina e costeira, apenas os compostos alumínio, ferro e manganês apresentaram concentração e frequência de ocorrência com potencial de causar efeitos tóxicos sobre espécies às comunidades aquáticas marinhas. Nesse sentido, esse indicador deverá ser avaliado e comparado conforme bibliografias técnicas e a legislação pertinente, com limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e as imagens de satélite para tentar estabelecer possíveis correlações com a turbidez. Assim como fatores hidrodinâmicos incidentes sobre a área de interesse deverão ser considerados para avaliar o indicador metais/semimetals.

Indicador 2: comparação dos resultados da concentração de metais no sedimento com os resultados de concentração destes na água.

Serão realizadas análises para determinar a idade do sedimento através da datação deste. Essa análise permite afirmar se o sedimento superficial amostrado é de depósito recente ou se é proveniente

de épocas anteriores ao rompimento da barragem de Fundão. Também serão realizadas análises da concentração de metais no sedimento, para comparação com a concentração na água.

Tendência da evolução da variável atualmente: não se aplica.

Como esses parâmetros dependem muito da vazão, que varia conforme a estação seca ou chuvosa definida na região, essas variáveis têm apresentado um comportamento cíclico. Sendo assim, até o momento, não é possível definir tendência de nenhuma forma, nem de estabilização, nem de redução ou de evolução.

Abrangência: rio Doce, em seu trecho mineiro e capixaba, e estuário do rio Doce e águas costeiras (profundidade até 100 m).

16) AUMENTO DO POTENCIAL DE TOXICIDADE NA ÁGUA

O revolvimento do material de fundo do leito do rio causado pela força da onda de rejeitos resultou a solubilização de metais e minerais pesados que ali estavam sedimentados. Assim, a elevação da concentração de metais/semimetais, como arsênio, chumbo, mercúrio e zinco, que estão entre os metais mais nocivos à saúde humana, apresenta efeito cumulativo e, em concentrações elevadas, estes metais/semimetais são potencialmente carcinogênicos, podendo elevar o potencial de toxicidade na água.

Todavia, convém destacar que, embora esses elementos possam não ser encontrados em água, há de se investigar também sua presença em organismos aquáticos.

Indicador: concentração de metais e/ou semimetais (mg/L) – ainda a serem selecionados.

A concentração de metal-traço em águas naturais pode ser determinada em sua forma total ou apenas na fração dissolvida. O metal dissolvido constitui-se de uma fração lábil e outra não lábil. O metal lábil representa a fração do metal dissolvido que inclui os íons metálicos hidratados livres e os complexos lábeis do metal associado. É normalmente assumido que o metal lábil representa a fração do metal que é biodisponível, considerado como a fração tóxica do metal dissolvido. A fração não lábil inclui metais ligados em complexos ou adsorvidos em material orgânico (MILANI, 2004).

Abrangência: rio Doce em toda sua extensão e formadores do rio Doce e afluentes de interesse. Há dados de linha-base para todos os corpos hídricos. O que poderá limitar a análise para afluentes e formadores do rio Doce é a quantidade reduzida do número de observações no pós-desastre. Tal deficiência ainda se encontra em estudo.

17) ALTERAÇÃO DA RIQUEZA E BIOMASSA DO FITOPLÂNCTON

Santos et al. (2017) registraram baixa densidade fitoplanctônica no rio Doce e em quatro de seus afluentes após realizarem três expedições de amostragem (novembro de 2015, março e novembro de 2016). Os resultados foram associados à baixa disponibilidade de radiação solar para realização da fotossíntese. O aumento dos sólidos em suspensão e da turbidez diminui a transparência da água e o consequente desenvolvimento das microalgas. Assim, apenas as espécies mais adaptadas a ambientes pouco iluminados conseguem se desenvolver.

Segundo Dias Junior et al. (2017), a riqueza de espécies do fitoplâncton marinho diminuiu com a chegada de rejeitos na costa do Espírito Santo devido ao desaparecimento de alguns organismos e favorecimento de outros mais adaptados ao excesso de ferro. Em contrapartida, houve aumento na densidade de organismos, provavelmente devido ao aumento na concentração de nutrientes (ex. nitrato) e metais (ex. ferro), que se espalharam pela costa a partir da foz do rio Doce. Sabe-se que o ferro é um fator limitante ao crescimento das microalgas nos oceanos (REYNOLDS, 2006). Assim, as altas concentrações de ferro provenientes da pluma de rejeitos propiciaram o rápido crescimento e a multiplicação do fitoplâncton.

Indicador 1: número total de espécies.

A riqueza específica é o número de espécies presentes em um determinado local. O valor de riqueza é obtido por meio da identificação dos organismos em microscópio óptico e com auxílio de bibliografia especializada.

Para a linha-base, os dados de riqueza do fitoplâncton do rio Doce e seus afluentes foram obtidos da série histórica de monitoramento realizado pelo IGAM. As informações sobre riqueza do fitoplâncton marinho do estado do Espírito Santo foram compiladas da bibliografia consultada.

Houve uma redução do número de espécies do fitoplâncton marinho e de água doce após o desastre, devido ao aumento do número de partículas em suspensão na água. Entretanto, o número de observações realizadas ainda é insuficiente para confirmar essa tendência da comunidade.

Indicador 2: número de células (células/mL).

A densidade expressa o número total de células de um grupo de organismos em um determinado local. O cálculo da densidade celular é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica (ESTEVES; SUZUKI, 2011). A densidade é calculada pela contagem de organismos em microscópio invertido.

Dados de linha-base sobre a densidade fitoplanctônica e de cianobactérias do rio Doce e seus afluentes foram obtidos da série histórica de monitoramento do IGAM. Para o período pós-desastre, obteve-se os valores de densidade de cianobactérias do monitoramento desse mesmo instituto.

Para o ambiente costeiro, as informações de linha-base sobre a densidade do fitoplâncton foram adquiridas do relatório de caracterização ambiental da Petrobras (2015 apud UFES, 2017). Dados pós-desastre foram obtidos do relatório de monitoramento realizado pelos pesquisadores da Universidade Federal Espírito Santo (DIAS JUNIOR et al., 2017).

Logo após o desastre, o número de organismos do fitoplâncton diminuiu nos corpos d'água doce e aumentou na região costeira próxima ao rio Doce. Os dados coletados no período pós-desastre ainda são insuficientes para demonstrar a tendência da comunidade fitoplanctônica.

Indicador 3: clorofila ($\mu\text{g/L}$).

A clorofila é a principal responsável pela fotossíntese. O conhecimento de sua concentração pode dar indicação da biomassa do fitoplâncton (ESTEVES; SUZUKI, 2011). A determinação da concentração de clorofila-a é realizada por fluorescência.

Os valores de clorofila-a do rio Doce e afluentes foram obtidos da série histórica de monitoramento do IGAM, para a fase pré (período de outubro de 2006 a outubro de 2015) e pós-desastre (período de dezembro de 2015 a dezembro de 2017). Para o ambiente costeiro adjacente à foz do rio Doce, os valores de clorofila-a foram adquiridos do relatório de caracterização ambiental da Petrobras (2015 apud UFES, 2017). Dados de clorofila-a mensurados após a influência da pluma de rejeitos da barragem de Fundão foram extraídos do trabalho de Dias Junior et al. (2017).

No período pós-desastre, os valores de clorofila seguiram o mesmo padrão da densidade celular, sendo mais elevados no ambiente marinho e menores no de água doce. Porém, um número maior de observações é necessário para demonstrar a tendência desse parâmetro da comunidade fitoplanctônica.

Abrangência: trecho dos corpos d'água e região costeira influenciada pela pluma de rejeitos.

18) ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

O zooplâncton é considerado o grupo mais importante que liga a produção primária aos grandes carnívoros (ALCARAZ; CALBET, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Os organismos zooplanc-
tônicos estão intimamente relacionados às variáveis ambientais e respondem rapidamente a varia-
ções, sendo considerados bioindicadores (GANNON; STEMBERGER, 1978). A taxa de crescimento e
reprodução desses organismos depende de fatores ambientais, como temperatura da água, alimento
disponível, concentração de oxigênio dissolvido, entre outros fatores da qualidade da água. A composi-
ção de espécies e a abundância relativa dependem ainda do ciclo reprodutivo, coexistência com outras
espécies, impactos de predação, entre outros (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O aumento de turbidez na água e sólidos suspensos com consequente deterioração da qualida-
de da água afetam a reprodução, alimentação, respiração e sobrevivência das espécies por alteração
na penetração de luz, redução no oxigênio, pH, entre outros e alterações no fitoplâncton (GANNON;
STEMBERGER, 1978; KIRK; GILBERT, 1990). Segundo Kirk e Gilbert (1990), sedimentos suspensos afe-
tam a estrutura da comunidade zooplanc-
tônica, especialmente em cladóceros, e o efeito varia com a
concentração de sedimentos, e também com o tamanho das partículas e tempo de exposição dos or-
ganismos ao sedimento. Segundo os mesmos autores, cladóceros estariam suprimidos com partículas
> 1 µm e em concentrações acima de 50 mg/L.

Para a construção de linha-base, foram utilizados dados prévios disponíveis para trechos da calha
principal do rio Doce (BONECKER et al., 1996; MENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002; ESKINAZI-SANT'ANNA et
al., 2005; SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2011), rio Piracicaba (MENDEZ; MAIA-BARBOSA, 2002; ESKINAZI-
SANT'ANNA et al., 2005) e rio do Carmo (SILVA, 2013). Ainda existem dados brutos do monitoramento
histórico de zooplâncton para o reservatório da UHE Baguari. Também há dados prévios para a região
costeira do Espírito Santo (VALENTIN; MONTEIRO-RIBAS, 1993; MAGRIS, 2005; STERZA; FERNANDES,
2006; DIAS; BONECKER, 2008; CAMPELO, 2010; NUNES, 2010; BONECKER et al., 2014; DIAS et al., 2015).

Para o rio Doce, os estudos realizados pelo Grupo Independente para Avaliação do Impacto
Ambiental (GIAIA), após o desastre de Mariana, constataram que houve perda de riqueza, densidade e
diversidade do zooplâncton (GOMES E SOUZA, 2015; GOMES E SOUZA, 2016).

Em ambiente marinho, o plâncton é diretamente afetado pela poluição, podendo ocorrer diretamente pela água ou absorção através de alimentos (STRICKLAND, 1983).

Para o ambiente salino após o desastre (novembro/dezembro de 2015), foram observadas alterações na estrutura e um desequilíbrio muito grande na comunidade zooplânctônica, quando comparados com estudos anteriores, além da perda imediata da diversidade (UFES, 2016, 2017). Segundo estudos, a diminuição da população pode ter ocorrido devido à ingestão de grãos finos de rejeitos que causam o entupimento do aparato alimentar (UFES, 2017).

Indicador 1: riqueza total (S).

Este parâmetro indica a ocorrência de espécies em um ambiente e é uma das medidas da biodiversidade local.

Após a coleta de amostras de zooplâncton, no laboratório é realizado o levantamento do número total de espécies (riqueza total) com auxílio de microscópio óptico e estereoscópico, e bibliografia especializada.

Indicador 2: abundância (N).

A abundância é o número total de organismos registrados, podendo ser analisado no todo ou por grupos de interesse. É medido em número de espécies/área ou volume. Normalmente, a amostra é analisada em alíquotas, e em ambiente aquático é representado em org./m.

Indicador 3: abundância relativa (AR).

A abundância relativa indica quanto cada espécie e/ou grupo representa no todo (em porcentagem).

Indicador 4: índice de diversidade de Shannon (H').

Os índices de diversidade representam a relação entre a variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie. Normalmente, varia entre 1 e 4,5.

Indicador 5: índice de equitabilidade de Pielou (J').

Representam a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Sua amplitude varia de 0 a 1 (uniformidade máxima).

Abrangência: todo o corpo hídrico diretamente afetado pelo desastre de Mariana.

19) COMPROMETIMENTO DA SAÚDE E MORTALIDADE DO ZOOPLÂNCTON PARA REGIÃO MARINHA

Em ambiente marinho, o plâncton é diretamente afetado pela poluição, podendo ocorrer diretamente pela água ou absorção através de alimentos (STRICKLAND, 1983).

Segundo o relatório do ICMBio (2016), os resultados das análises de amostras coletadas entre janeiro e fevereiro de 2016, na região costeira do Espírito Santo, mostraram que o padrão espacial de acumulação corporal dos metais no zooplâncton coincide com o padrão espacial dos níveis de contaminação da água observado para quase todos os metais analisados. Ainda foi identificado aumento no processo de peroxidação lipídica em amostras de zooplâncton.

O processo de peroxidação lipídica é muito utilizado como biomarcador de efeito a xenobióticos. Muitas evidências indicam que a exposição aos mais variados tipos de poluente tem a capacidade de gerar espécies reativas de oxigênio, como o ânion superóxido ($O_2^{\bullet-}$), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), radical hidroxila ($\bullet OH$), que são responsáveis pelo processo chamado de estresse oxidativo, que tem como uma de suas consequências a peroxidação dos lipídios (LIMA; ABDALLA, 2001; WILHELM FILHO et al., 2001; ZIKIC et al., 2001; DORVAL; LEBLOND; HONTELA, 2003; PANDEY et al., 2003; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; GÜL et al., 2004; FERREIRA; MORADAS-FERREIRA; REIS-HENRIQUES, 2005). A lipoperoxidação é um efeito citotóxico primário, desencadeado pela interação dos radicais livres com os ácidos graxos das membranas biológicas (LIMA; ABDALLA, 2001; PANDEY et al., 2003; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; GÜL et al., 2004). A lipoperoxidação pode causar inúmeros danos às células e suas funções e até mesmo ocasionar morte celular (LIMA; ABDALLA, 2001; WILHELM FILHO et al., 2001; DORVAL; LEBLOND; HONTELA, 2003).

O padrão espacial de resposta do LPO (bioindicador de lipoperoxidação) observado coincide com os padrões observados de contaminação da água e da bioacumulação dos metais. Esses resultados indicam que esses metais estão disponíveis para assimilação pelo zooplâncton e que o estresse oxidativo nesses organismos está associado, ao menos em parte, aos níveis de contaminação da água (ICMBio, 2016).

Os Institutos Lactec não irão realizar essas análises, porém serão utilizados dados secundários para compor o diagnóstico. Não existem dados prévios ao desastre, apenas posteriores que estão sendo avaliados ao longo do tempo. Segundo comunicação pessoal, existe uma coleta realizada um dia antes de a lama atingir a costa, mas esses dados ainda não estão disponíveis. Caso não haja dados prévios, será necessário definir um ponto controle.

Indicador 1: concentração de metais no plâncton.

A dosagem da concentração de metais nas amostras de plâncton está sendo realizada utilizando um espectrômetro de absorção atômica de alta resolução com fonte contínua. Os metais dosados são: As, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Cd.

Indicador 2: níveis de LPO.

Os níveis de LPO estão sendo dosados através do método fluorescente baseado nas substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS).

Abrangência: região costeira afetada pela pluma de sedimentos.

20) CONTAMINAÇÃO LOCAL DO AQUÍFERO

A movimentação do fluxo de água pela calha dos rios, incorporando os rejeitos da barragem de Fundão, proporcionou o contato da água subterrânea vertida ao longo do rio Doce em condições habituais, com um fluido de composição alterada. A bacia do rio Doce comporta cursos de água superficial com caráter geralmente efluente, onde o fluxo se dá dos aquíferos em direção ao rio. Todavia, essa direção de fluxo pode ser invertida localmente, onde poços construídos muito próximos à calha

do rio são bombeados além da capacidade de alimentação dos aquíferos. Desse modo, contaminantes veiculados pelo rio podem acessar os aquíferos e impactar a água extraída dos poços.

Os lentos fluxos de água no meio subterrâneo transportam, sobretudo, material em solução, pois o material particulado tem dificuldade em transitar nesse meio, no entanto modificações no ambiente físico-químico da água podem promover trocas entre a fase solúvel e a fase associada ao material particulado (FETTER, 1994).

Como um determinado contaminante não se desloca isoladamente, sua introdução em um meio se dá acompanhada por toda a solução aquosa com todos seus componentes. O caráter químico da solução muda como um todo. Tendo sido identificados o caráter hidroquímico da água do rio e o caráter ou tipo hidroquímico do aquífero, pode ser avaliada a intensidade da alteração da água subterrânea pela contaminação da água do rio.

A alteração da composição da água do rio Doce e de tributários impactados se deu em um evento singular, se bem que a sua extensão ao longo do tempo ainda não está bem estabelecida, pois a remobilização pela lama de sedimentos previamente depositados não se deu apenas durante a passagem do pico de vazão. Além do mais, a mobilização da água no seio dos aquíferos é, normalmente, muito lenta. Estes e outros fatos apontam que a avaliação do efeito de um evento potencialmente influente na composição da água subterrânea não pode ser baseada em uma análise química isolada, porém em várias análises em determinado ponto de água, distribuídas no tempo.

Outro fato importante a ser considerado é que entre os principais contaminantes considerados como provenientes da lama são citados o ferro e o manganês, elementos absoluta ou relativamente abundantes na região, que têm sido detectados em altas concentrações em determinados poços, desde muito antes do evento catastrófico em tela, com está registrado em relatórios internos de análises de água de poços de empresas de saneamento. Assim sendo, a constatação de altas concentrações desses elementos não indica, necessariamente, contaminação por material veiculado pelo rio, originário do desastre.

Indicador: concentrações dos componentes químicos majoritários e alguns minoritários.

Propõe-se determinar a proporção percentual entre água do aquífero e água do rio Doce, por meio da variação do conjunto das variáveis químicas majoritárias. Essa avaliação dar-se-á com base em análises de poços monitorados, bem como de análises do rio Doce em seções próximas a esses poços.

Abrangência: aquíferos da vizinhança da calha dos rios afetados pelo fluxo de rejeitos entre Mariana e Linhares, com ênfase principalmente em aquíferos que alimentam poços destinados ao abastecimento de aglomerações populacionais importantes.

21) SUPEREXPLOTAÇÃO LOCAL DE AQUÍFERO

A passagem do fluxo de líquido e material particulado, provocada pelo rompimento da barragem de Fundão, inviabilizou, por determinado tempo, captações de água diretamente no rio Doce. Como solução emergencial novos poços foram construídos para suprir a demanda por água. Assim sendo aumentou a possibilidade de superexploração de aquíferos que pode ter como consequência a inviabilização da produção de poços mais antigos, em face da baixa produtividade dos aquíferos fissurais que predominam nos segmentos médio e alto da bacia do rio Doce. Intimamente associada a esse tema, há que se considerar a contaminação local dos aquíferos decorrente de poços construídos sem a adequada proteção sanitária.

As características inerentes às captações de água subterrânea, especialmente em se tratando de poço tubular, levam a que se tenha acesso direto apenas aos aspectos obteníveis na superfície, tais como: análise das condições gerais e sanitárias do ponto de água; vazão extraída; composição físico-química da água; profundidade da perfuração, dependendo do sistema de captação. Desse modo, a avaliação de danos aos aquíferos e, por consequência, aos usuários da água subterrânea depende da obtenção e fornecimento de informações pelos responsáveis pela implantação e manutenção das captações. Nesse sentido, a Coordenadoria Regional da Bacia do Rio Doce do Ministério Público do Estado de Minas Gerais tem tomado medidas objetivas solicitando a órgãos públicos e à Fundação Renova a disponibilização das informações necessárias.

Indicador: dados de produção de poços nas proximidades.

Número de poços construídos após o desastre e alterações na quantidade e qualidade da água extraída dos poços antigos após a instalação das novas captações.

Abrangência: núcleos habitacionais situados próximo à margem do rio Doce.

22) CONTAMINAÇÃO DE BENS MINERAIS

A região da bacia hidrográfica do rio Doce é notoriamente conhecida como rica em uma série de recursos minerais, especialmente as áreas a montante, no Quadrilátero Ferrífero. Dessa forma, com o rompimento da barragem de Fundão, uma série de processos minerários, tanto àqueles já em fase de concessão de lavra quanto os em fase de requerimento e pesquisa, foi direta ou indiretamente afetada.

Os dados referentes aos processos minerários foram obtidos junto ao Departamento Nacional de Pesquisas Minerais (DNPM), Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE). A Tabela 1 – Processos Minerários obtidos junto ao DNPM/SIGMINE em atividade na data do rompimento da barragem de Fundão apresenta os processos de extração de bens minerais em atividade quando do rompimento da barragem e que eventualmente foram afetados, totalizando 40 processos. Já a Tabela 2 apresenta a síntese dos processos minerários afetados que, quando do rompimento da barragem, se encontravam apenas em fase de requerimento ou pesquisa, totalizando 373 processos.

Tabela 1 – Processos Minerários obtidos junto ao DNPM/SIGMINE em atividade na data do rompimento da barragem de Fundão

PROCESSO	ÁREA HA	FASE	SUBSTÂNCIA	USO	UF
2329/1935	792,15	CONCESSÃO DE LAVRA	MINÉRIO DE FERRO	NÃO INFORMADO	MG
2692/1959	97,62	CONCESSÃO DE LAVRA	BAUXITA	NÃO INFORMADO	MG
1076/1967	280,97	CONCESSÃO DE LAVRA	HEMATITA	NÃO INFORMADO	MG
830404/1979	13,32	LICENCIAMENTO	AREIA	NÃO INFORMADO	MG
830685/1989	29,00	CONCESSÃO DE LAVRA	ÁGUA MINERAL	NÃO INFORMADO	MG
896018/1999	49,93	CONCESSÃO DE LAVRA	AREIA	NÃO INFORMADO	ES
896546/1999	49,80	CONCESSÃO DE LAVRA	AREIA	NÃO INFORMADO	ES
830985/1999	1,01	LICENCIAMENTO	AREIA	NÃO INFORMADO	MG
831698/1999	50,00	LICENCIAMENTO	AREIA	NÃO INFORMADO	MG
831661/2000	50,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
832382/2001	25,46	LICENCIAMENTO	ARGILA	CERÂMICA VERMELHA	MG
831832/2002	48,86	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
832180/2002	2,24	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
832310/2002	50,00	LICENCIAMENTO	ARGILA	CERÂMICA VERMELHA	MG
832205/2003	50,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
832206/2003	50,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
833776/2004	22,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
830124/2005	8,91	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896677/2006	42,83	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
834095/2007	15,11	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
834648/2007	50,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896791/2007	9,30	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
834504/2008	47,15	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
832732/2009	48,05	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896140/2009	7,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
832636/2010	0,39	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896203/2010	8,99	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
896422/2010	2,79	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
896449/2010	43,33	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
896014/2011	1,64	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
896212/2011	1,05	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
896459/2011	49,00	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
832271/2012	8,48	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
833563/2012	25,78	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896628/2012	49,70	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
831639/2013	9,73	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896022/2014	1,78	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES
832654/2015	0,63	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
831759/2016	5,92	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	MG
896052/2017	1,29	LICENCIAMENTO	AREIA	CONSTRUÇÃO CIVIL	ES

Tabela 2 – Síntese das principais substâncias requeridas e/ou em pesquisa.

Nº Processos	Fase	Substância	Total Processos
1	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	ÁGUA MINERAL	1
110	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	AREIA	210
32	LICENCIAMENTO		
32	REQUERIMENTO DE LAVRA		
15	REQUERIMENTO DE LICENCIAMENTO		
2	CONCESSÃO DE LAVRA		
19	REQUERIMENTO DE PESQUISA		
3	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	AREIA INDUSTRIAL	3
12	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	ARGILA	24
2	LICENCIAMENTO		
2	REQUERIMENTO DE LAVRA		
3	REQUERIMENTO DE LICENCIAMENTO		
5	REQUERIMENTO DE PESQUISA		
6	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	ARGILA REFRAATÓRIA	7
1	REQUERIMENTO DE LAVRA		
3	REQUERIMENTO DE PESQUISA	BAUXITA	4
1	CONCESSÃO DE LAVRA		
4	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	DIAMANTE	4
1	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	ESTEATITO	1
1	REQUERIMENTO DE LAVRA	FELDSPATO	1
1	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	FERRO	1
2	REQUERIMENTO DE LAVRA GARIMPEIRA	GEMA	2
1	REQUERIMENTO DE PESQUISA	GNAISSE	1
28	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	GRANITO	35
4	REQUERIMENTO DE LAVRA		
3	REQUERIMENTO DE PESQUISA		
1	CONCESSÃO DE LAVRA	HEMATITA	1
2	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	ILMENITA	2
17	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	MINÉRIO DE FERRO	26
1	CONCESSÃO DE LAVRA		
8	REQUERIMENTO DE PESQUISA		
31	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	MINÉRIO DE OURO	44
4	REQUERIMENTO DE LAVRA		
9	REQUERIMENTO DE PESQUISA		
5	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	OURO	5
1	AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA	QUARTZO	1

Indicador: quantidade de processos minerários afetados.

Serão verificados junto ao DNPM quantos processos de fato foram atingidos e a área correspondente destes. Serão realizadas pesquisas junto ao DNPM para identificação desses processos afetados e se eventualmente foram realizadas notificações por parte do requerente a respeito do dano sofrido.

Abrangência: rio Doce e afluentes (especialmente os que sofreram com o efeito de remanso durante a passagem da onda de rejeitos), entre o complexo de Germano e a foz do rio Doce.

23) AUMENTO DAS ÁREAS DE EMPRÉSTIMO DE BENS MINERAIS

Este dano refere-se ao aumento das áreas de empréstimo de bens minerais, utilizados para recuperação das áreas afetadas, tais como diques de contenção, enrocamentos, aterros, entre outros. Além do bem mineral extraído dessas áreas (saibro, rochas, solos), normalmente são necessárias também a retirada da cobertura vegetal e a remoção da camada de solo superficial orgânico (camada vegetal).

Embora essas áreas não tenham sido diretamente afetadas pela lama de rejeito, devido a esses processos de extração, ocorrem danos significativos aos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, os quais posteriormente favorecem os processos de erosão e ravinamento, dado que, sem a cobertura vegetal, essas áreas ficam expostas às ações do intemperismo.

As áreas de empréstimo se constituem em um ecossistema degradado visto que tiveram eliminados, juntamente com a vegetação, seus meios de regeneração bióticos, como o banco de sementes, banco de plântulas, chuvas de sementes e rebrota. Apresenta, portanto, baixa resiliência, isto é, seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004).

Devido à necessidade de recuperação emergencial das áreas afetadas pelo rejeito, a escolha dessas áreas, em princípio, pode ter sido imponderada. Além dessa questão, em função da urgência, não se pode dizer ao certo se para essas áreas foram elaborados requerimentos de registro de licença. Apesar de ser um processo muito mais simples e rápido que o requerimento tradicional para um determinado bem mineral, essa licença, emitida pelo DNPM, credencia seu possuidor ao aproveitamento mineral de substâncias destinadas ao emprego imediato na construção civil. De acordo como texto orientativo emitido pelo DNPM, essas substâncias são: areia, cascalho e saibro, quando utilizados *in natura* na construção civil e no preparo de agregado e argamassas; material sílico-argiloso, cascalho e saibro empregados como material de empréstimo; rochas, quando aparelhadas para paralelepípedos, guias, sarjetas, moirões ou lajes para calçamento; rochas, quando britadas para uso imediato na construção civil; e os calcários empregados como corretivos de solo na agricultura.

Ainda segundo o DNPM, o aproveitamento mineral por licenciamento fica adstrito à área máxima de cinquenta hectares (50 ha), e é facultado, exclusivamente, ao proprietário do solo ou a quem dele obtiver expressa autorização.

Indicador: áreas de desmatamento e de remoção da camada vegetal para extração de bens minerais (materiais de empréstimo) para recuperação e recomposição de áreas atingidas pela lama.

Além da análise multitemporal de imagens orbitais para identificação dessas áreas e respectivas áreas, serão também realizadas visitas ao DNPM para verificar a existência de processos de requerimentos de registro de licença nesse segmento, no período pós-desastre.

Abrangência: trecho entre o complexo de Germano e a UHE Risoleta Neves.

24) AMPLIAÇÃO DE ÁREA PARA A DISPOSIÇÃO DE REJEITO

Em decorrência do rompimento de Fundão, um volume expressivo de rejeito depositou-se na calha e margens do rio Doce, na barragem de Santarém e no reservatório da UHE Risoleta Neves, sendo a sua eventual disposição adequada necessária, avaliada conforme a localização de deposição atual. Para tal, de acordo com os dados apresentados no Plano de Manejo de Rejeitos, elaborado pela CH2M e apresentado pela Fundação Renova (CH2M, 2017), foi adquirida uma área específica, intitulada Fazenda Floresta, a qual está atualmente sendo preparada. Pelos projetos elaborados, o rejeito retirado das áreas será depositado, sendo previsto o reflorestamento ao final do processo. Apesar disso, a área ainda assim será alterada, com consequente modificação dos ecossistemas locais, principalmente por conta de as propriedades do rejeito diferirem do solo natural. Dessa forma, houve uma ampliação da área para disposição, que até então restringia-se ao complexo de Germano, com indisponibilidade parcial da região selecionada para o empreendimento.

Indicador: área alterada/ampliada para a disposição de rejeitos (Fazenda Floresta) (m²).

O indicador utilizado para avaliar esse dano será a área alterada para a implantação de novos depósitos de rejeito (Fazenda Floresta, por exemplo). Essa comparação será possível, em analogia ao dano provocado pela supressão de vegetação, pela utilização de imagens aéreas de alta resolução e com a avaliação dos projetos de depósito.

Abrangência: Fazenda Floresta e áreas contíguas, destinadas à disposição de rejeito.

25) AUMENTO NA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Quando da passagem da lama, diversos materiais que existiam nas margens dos cursos d'água afetados foram arrastados e misturados com o rejeito de mineração, tornando-os resíduos sólidos. Conforme dados de ERM (2017), apenas nos municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, no período de 8 de novembro a 26 de dezembro de 2015, foi retirado um volume de 15.342 m³ de resíduos de madeira (não lenhoso) e orgânico, além de madeira com potencial energético e resíduos plásticos e metais.

Indicador 1: quantitativo de resíduos sólidos produzidos pelo desastre (m³).

Através de dados oficiais de geração de resíduos pré e pós-desastre e da coleta de informações em campo, será possível estimar o quantitativo de resíduos sólidos produzidos pelo desastre.

Indicador 2: área de disposição de resíduos sólidos produzidos pelo desastre (m²).

Serão analisadas as áreas de disposição de resíduos sólidos para avaliar se houve necessidade de ampliação para receber os resíduos do desastre.

Abrangência: municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado.

26) ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DO AR DEVIDO À SUSPENSÃO DE PARTÍCULAS ORIUNDAS DO REJEITO

Após o rompimento da barragem de Fundão, no trecho compreendido entre a estrutura e a UHE Risoleta Neves, grande parte do material residual tendeu a depositar-se nas margens do rio Doce. De forma geral, em ocasiões de estiagem, o material superficial depositado após a ruptura da barragem de Fundão tende a sofrer erosão eólica com a remoção de fragmentos mais finos da superfície do terreno. Essa ressuspensão gera como consequência a alteração da qualidade do ar, devido ao aumento de concentração de material particulado.

Indicador: registros de doenças ligadas à suspensão atmosférica de material particulado.

Inicialmente serão investigados os registros de doenças ligadas à suspensão atmosférica de material particulado para determinar as localidades mais afetadas. A partir disso, poderão ser definidos novos indicadores para dimensionar a alteração na qualidade do ar.

Abrangência: trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

27) REMOÇÃO DE SOLOS E ROCHAS DEVIDO À PASSAGEM DE ONDA DE REJEITOS

O fluxo de rejeitos, oriundo do rompimento da barragem de rejeito, foi responsável também pela remoção de solos e rochas ao longo do traçado percorrido. A remoção desses materiais, além ter contribuído para o assoreamento de áreas a jusante, deixou áreas de solo e rocha expostas, sem cobertura vegetal, favorecendo a ocorrência de instabilidades geotécnicas e, consequentemente, propiciando processos erosivos.

Indicador: áreas expostas devido à remoção de solos e rochas com presença de indicadores de processos erosivos.

Serão analisadas imagens anteriores e posteriores ao desastre para determinar e vetorizar os limites dessas áreas. Serão também realizadas vistorias técnicas de campo para validação.

Abrangência: trecho entre o complexo de Germano e a UHE Risoleta Neves.

28) ALTERAÇÕES DOS PROCESSOS EROSIVOS DEVIDO À DEPOSIÇÃO DO REJEITO

Com a deposição do rejeito nas áreas afetadas e a supressão da vegetação por conta da onda de lama, houve a alteração do uso e da ocupação do solo. A deposição expôs o rejeito a ações erosivas (hídrica e/ou eólica), que foi carregado para os corpos hídricos (GOLDER ASSOCIATES, 2016b). O rejeito depositado permaneceu exposto à ação erosiva das chuvas. Dessa forma, será determinado a partir de imagens de satélite o tempo de exposição dessas áreas, bem como serão determinados esses locais para que possam ser estimadas as perdas desse novo horizonte ou camada depositada.

Indicador: estimativa de perda de solo ((ton./ha ou kg/m²)/ano).

A estimativa de perda de solo pode ser medida por meio da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) na razão de massa por unidade de área (ton./ha ou kg/m²) por ano. Essa equação é utilizada para estimar as perdas de solo devido à erosão laminar. Para obter a perda de solo, é necessário obter

ou conhecer a erosividade (poder erosivo das chuvas), erodibilidade do solo (susceptibilidade de solos à erosão), além do fator topográfico, que inclui o conhecimento do comprimento de rampa e declividade, conhecimento do uso do solo e manejo, além do fator de práticas conservacionistas. Todos esses são denominados fatores, que, por meio da combinação entre eles, é possível obter a perda de solo antes e após o desastre.

Abrangência: áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

29) ALTERAÇÃO NAS PROPRIEDADES FÍSICAS E MORFOLÓGICAS DO SOLO

Com a deposição de rejeitos sobre o solo, criou-se um novo tipo de solo, denominado tecnosolo. Este, por sua vez, apresenta características diferentes do solo natural. Esse novo solo possui características distintas, quando comparado com solos naturais, referentes às propriedades físicas do solo, aumentando a densidade, diminuindo a quantidade de espaço poroso e a infiltração de água no solo (GOLDER ASSOCIATES, 2016b; CH2M, 2017; KER et al., 2012). A alteração das propriedades físicas dos solos influencia as características hidrológicas, como entrada e retenção de água, que, por sua vez, influenciam a disponibilidade de água para as plantas, bem como, dependendo da densidade aparente, poderá existir uma camada impeditiva ao crescimento de plantas.

Em estudo realizado por Silva et al. (2006), foram analisados os rejeitos oriundos do processamento do minério da Mina Alegria, localizada em Mariana (MG), onde se constatou que o rejeito possui uma baixa macroporosidade, condutividade hidráulica e capacidade de campo, quando comparado às amostras de solo da região da mina. Com a formação desse novo solo, dessa nova camada composta de rejeitos, as propriedades físicas dos solos foram alteradas, necessitando ser avaliada e comparada com os solos naturais (não afetados pela deposição do rejeito), próximos à área de estudo, para que se determine o dano causado pelo evento analisado.

Indicador 1: densidade aparente do solo.

A densidade aparente do solo é a relação existente entre a massa de uma amostra de solo seca em estufa e o seu respectivo volume total, ou seja, volume de solos incluindo espaços ocupados pela água e pelo ar. É importante a sua determinação pois influencia os processos de drenagem, alteração da porosidade do solo, da condutividade hidráulica, da permeabilidade, do armazenamento água e no crescimento de plantas. A densidade aparente do solo é um atributo variável no tempo, sendo influenciado pela textura do solo, pelos teores de matéria orgânica, estrutura e mineralogia e também pelo manejo. É diretamente correlacionada com a porosidade, sendo a medida quantitativa mais direta da compactação do solo. Valores elevados da densidade do solo podem se constituir de impedimento mecânico para o crescimento de raízes e, conseqüentemente, no desenvolvimento de plantas. Dessa forma, faz-se necessário avaliar a camada de rejeitos depositados nas camadas superficiais (0-20 e 20-40 cm) por ser a camada que mais influencia o crescimento da vegetação.

A determinação da densidade aparente do solo será feita pelo método da balança hidrostática (ABNT NBR 10838:1988), que será realizada a partir de amostras indeformadas de solo, coletadas em áreas de controle (solo natural). Para comparação, serão coletadas amostras de rejeito e de mistura

solo/rejeito. A partir desses dados, será feita a comparação em porcentagem (%) em relação às áreas não afetadas, ditas como controle.

Indicador 2: densidade de partícula do solo.

A densidade de partículas refere-se à relação existente entre a massa de uma amostra de solo seco em estufa e o seu respectivo volume ocupado de sólidos ou partículas. Sendo um atributo físico do solo muito estável cuja magnitude depende exclusivamente da composição das partículas do solo. A presença de óxidos de Fe e metais pesados aumenta o valor da densidade de partículas, variando a densidade de 2.600 a 2.700 kg/m³, enquanto que a matéria orgânica, por ter massa específica menor, rebaixa o valor da densidade de partículas ao redor para 1.200 kg/m³. Rejeitos de mineração podem ter de até 3.740 kg/m³, conforme Silva et al. (2006). Dessa forma, faz-se necessário avaliar a camada superficial (0-20 e 20-40 cm) de rejeitos depositados. A determinação da densidade de partículas do solo será realizada seguindo o que preconiza a norma brasileira ABNT NBR 6508:1984. Serão coletadas amostras em áreas contendo rejeito depositado, os quais serão comparados com áreas controle, que não foram afetadas pela deposição de rejeitos para as mesmas camadas supracitadas. Os resultados serão comparados em porcentagem (%) em relação às áreas não afetadas.

Indicador 3: porosidade do solo.

A porosidade do solo representa a porção do solo em volume, não ocupada por sólidos, é medida em volume de poros por volume total (cm³/cm³) de solo amostral. O arranjo ou geometria das partículas de solo determinam a quantidade e natureza dos poros existentes. A porosidade é influenciada pela estrutura, textura e matéria orgânica. A caracterização da porosidade é importante para os estudos que envolvem armazenamento e movimentação de água e gases no solo, no desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Entretanto, para maior detalhamento de tais estudos, é necessário realizar uma análise de distribuição dos tamanhos dos poros do solo. Os poros são classificados em duas categorias: microporosidade e macroporosidade. Os microporos são importantes para a retenção e armazenamento de água pelo solo, e os macroporos são responsáveis pela infiltração (drenagem) e aeração do solo. O solo como meio de crescimento de plantas deve proporcionar um ambiente favorável ao crescimento de plantas e ao desenvolvimento de raízes. Estes, por sua vez, estão diretamente relacionados com a porosidade de aeração do solo. Para um adequado desenvolvimento das plantas e raízes, é necessário que parte da porosidade seja constituída de macroporos para que a aeração seja realizada adequadamente. Porosidades de aeração inferiores a 10% são prejudiciais para a produção agrícola (LIER, 2010) e, conforme observado por Silva et al. (2006), em áreas de rejeito os valores de macroporos podem ser de até 8%. Dessa forma, faz-se necessário avaliar a porosidade total e a determinação dos macros e microporos das camadas superficiais (0-20 e 20-40 cm) dos rejeitos depositados, os quais serão comparadas com áreas não afetadas, a partir da coleta de amostras indeformadas. Os resultados serão comparados em porcentagem (%) em relação às amostras das áreas não afetadas.

Indicador 4: capacidade de água disponível.

A capacidade de água disponível é a quantidade total de água disponível que o solo pode armazenar em uma profundidade que corresponde à profundidade efetiva do sistema radicular. É medida pela diferença entre a porcentagem de água na capacidade campo e no ponto de murcha permanente,

sendo esse resultado multiplicado pela densidade do solo e pela espessura da camada (do solo ou da profundidade efetiva das raízes).

A capacidade de campo (medida em volume por volume m^3/m^3) é a máxima capacidade de água que o solo é capaz de reter após o excesso ter sido drenado. Acima do valor de capacidade de campo ocorrem perdas por percolação de água no perfil ou por escoamento superficial. Esse fator é variável de acordo com a classe do solo.

O ponto de murcha permanente (medido em volume por volume m^3/m^3) é o limite mínimo de água disponível no solo que permite a sobrevivência de planta, ou seja, é o teor de umidade no qual a planta não consegue mais retirar água do solo. A fim de estimar o valor do ponto de murcha permanente, pode ser considerado equivalente à água retida no solo na tensão de 1,5 MPa (LEPSCH, 2011).

A capacidade de água disponível varia conforme a textura, porosidade e densidade do solo. O seu cálculo é importante para determinar a quantidade de água disponível para as plantas, podendo inviabilizar o crescimento ou restringindo os tipos de planta.

Com a deposição de rejeitos nas camadas superficiais (0-20 e 20-40 cm), é possível que tenham sido alteradas as propriedades físicas do solo, em relação à textura, densidade, porosidade e infiltração, que, por sua vez, tenha alterado a capacidade de água disponível para as plantas. Dessa forma, serão coletadas amostras indeformadas dos locais contendo rejeitos nas camadas superficiais e também serão coletadas amostras em áreas não afetadas, nas mesmas profundidades, para que se possa comparar em termos de porcentagem (%) as diferenças em relação às áreas não afetadas.

Indicador 5: condutividade hidráulica saturada (mm/hora ou cm/dia).

A condutividade hidráulica do solo é uma propriedade que expressa a facilidade com que a água se movimenta pelos poros do solo, ela descreve a funcionalidade do sistema poroso, englobando propriedades relacionadas com a sua porosidade. É medida em mm/hora ou cm/dia.

A condutividade hidráulica saturada será definida a partir das normas ABNT NBR 14545:2000 e ABNT NBR 13292:1995. Para isso, serão coletadas amostras deformadas de rejeito e amostras de solo não afetado, e, a partir desses dados, será feita a comparação em porcentagem (%) em relação ao cenário de referência ou linha-base.

Indicador 6: granulometria.

A análise granulométrica ou textural do solo tem por objetivo quantificar as proporções das frações areia, silte e argila. Dependendo do diâmetro granulométrico, as partículas da fração mineral podem possuir composições químicas e mineralógicas distintas. As características químicas do solo estão relacionadas à fração argila, que são em geral classificadas em filossilicatos e óxidos (OLIVEIRA, 2005). As argilas podem variar amplamente em sua atividade no solo quanto aos aspectos físicos (superfície específica, plasticidade, pegajosidade, expansividade/contração e capacidade de retenção de água) e químicos (Capacidade de Troca de Cátions – CTC, variável em função do pH – CTC; Capacidade de Troca Aniônica – CTA; fixação – adsorção específica de cátions, ânions e moléculas orgânicas). Logo, a quantidade de argila e o tipo de argila (mineralogia) são fatores essenciais na caracterização do solo (MELO; ALLEONI, 2009). Em estudo realizado pela Golder Associates (2016b) há indícios que o material

depositado é diferente de um solo natural. Dessa forma, faz-se necessária a determinação das frações do rejeito depositado.

Serão determinadas as frações granulométricas do material depositado nas camadas superficiais (0-20 e 20-40 cm), estas serão comparadas com áreas de controle, em locais não afetados pela deposição de rejeitos. A comparação entre as frações obtidas nas áreas afetadas e não afetadas será realizada em porcentagem. A análise granulométrica será realizada seguindo o que preconiza a norma brasileira ABNT NBR 7181:2016.

Indicador 7: volume de rejeito depositado (m^3).

O volume de rejeito depositado é importante para estimar os danos causados na área afetada. Ele é dado em metros cúbicos (m^3). Será determinado a partir de sondagens da espessura de rejeitos. A partir das análises de imagens de satélite, será determinada a área afetada pela lama. Realizando uma interpolação dos de sondagens e multiplicados pela área será possível determinar o volume de rejeitos depositado.

Abrangência: áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

30) PERDA DE FERTILIDADE DO SOLO

Com a deposição de rejeitos, formou-se um novo tipo de solo ou camada, que possui características de fertilidade diferentes quando comparado com um solo natural sem estar afetado pela lama. Dessa forma, essa camada de rejeito diminuiu a disponibilidade de nutrientes devido à natureza do material depositado (granulometria, matéria orgânica e minerais da fração argila) conforme os autores consultados (GOLDER ASSOCIATES, 2016b; SILVA et al., 2006; SILVA et al., 2016; EMATER, 2016; SCHAEFER et al., 2016; EMBRAPA apud SEDRU, 2016; PACHECO, 2015). A perda de fertilidade é um fator limitante para o crescimento de plantas e desenvolvimento dos organismos do solo. Para efeitos de comparação, todo e qualquer indicador a seguir proposto será comparado com uma área dita de controle, que não foi afetada pela lama, para que se possa calcular as diferenças e obter o dano.

Indicador: análise da fertilidade do solo.

As plantas, em geral, obtêm os nutrientes de que precisam diretamente do solo. A avaliação da disponibilidade de nutrientes em solo é feita, em geral, com base na análise de fertilidade. Dessa forma, será realizada uma análise de fertilidade nesse novo solo formado pela deposição de rejeitos (tecnossolos) na camada superficial (0-20 e 20-40 cm). Serão coletadas amostras de solo nas áreas não afetadas, ditas como controle. As análises que serão realizadas são: teores trocáveis de cálcio, magnésio, alumínio, potássio e fósforo disponível, acidez trocável ($Al+3$), acidez potencial até pH 7,0 ($H + Al$), saturação por alumínio, potencial hidrogeniônico (pH) – em água e em solução de KCl, CTC, carbono orgânico e matéria orgânica. Os resultados obtidos nas áreas afetadas e não afetadas serão comparados em porcentagem (%) para cada um dos parâmetros a serem analisados.

Abrangência: áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

31) MUDANÇA NA MINERALOGIA DO SOLO

Devido à deposição de rejeitos formou-se um novo solo que possui uma fração mineralógica diferente de um solo natural (não afetado pela lama). Essa mudança da composição dos minerais confere alterações químicas e físicas para esse novo solo formado. Os rejeitos apresentam mais óxidos de ferro (hematita) que os solos originais, de acordo com a Golder Associates (2016b) e o estudo realizado pelos Institutos Lactec de caracterização do rejeito período pós-desastre (não publicado). De acordo com essas fontes, a hematita encontrada no rejeito apresentou uma baixa CTC em relação aos solos que possuem normalmente mais caulinita. A CTC é a quantidade de cátions retidos na superfície de argilominerais, substâncias húmicas, óxidos de ferro e alumínio. Quanto maior a CTC, maior é a quantidade de cátions adsorvidos a essas superfícies, que, dependendo do pH, podem ser traduzidos como elementos essenciais às plantas. Dessa forma, a CTC do solo é de grande importância para os processos de nutrição das plantas, pois, nos pontos de troca (superfícies), os nutrientes ficam retidos com força suficiente para que não sejam lixiviados pela água que se infiltra no solo, mas não tão aderidos para impedir que as raízes possam utilizá-los. A habilidade do solo em reter, dessa forma, os nutrientes previne a sua lixiviação.

Indicador 1: análise mineralógica.

Será realizada a coleta de amostras de rejeitos depositados nas camadas superficiais (0-20 e 20-40 cm) para determinação da composição mineralógica de forma a determinar a predominância e a ocorrência dos minerais (hematita, goethita, magnetita, gibbsita, caulinita, entre outros). Serão coletadas também amostras de solos em locais não afetados pela deposição de rejeito para as mesmas profundidades em análise. Estes serão utilizados como referência para efeitos de comparação com as amostras de rejeitos, resultados que serão comparados em porcentagem (%) em relação à amostra de referência. Será utilizada a difratometria de raios X para a determinação mineralógica.

Indicador 2: análise química.

De maneira complementar à análise mineralógica, será realizada uma caracterização química através do método de espectroscopia de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). Serão utilizadas as mesmas amostras do indicador anterior para realização de tais análises. Será feita a comparação dos resultados obtidos nas amostras de rejeitos depositados com as amostras de solo em locais não afetados pelo rejeito.

Abrangência: áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

32) AUMENTO NOS TEORES DE METAIS NO SOLO

Com a deposição de rejeitos, formou-se um novo solo que possui um teor maior de metais quando comparado com solos naturais, não afetados. Segundo Guerra et al. (2017), em um estudo realizado em 24 de novembro de 2015, observou-se um enriquecimento notável para arsênio (As) e manganês (Mn) em alguns resíduos de minas e amostras de solo afetados. De acordo com os dados de CH2M (2017), há indícios de valores superiores ao de referência (COPAM, 2011) para antimônio em

alguns pontos da área de estudo. Já o boro apresentou teores de rejeito superiores ao de referência em todos os pontos, ultrapassando em média 800% em relação ao valor de referência (COPAM, 2011).

Indicador: teores totais e biodisponíveis de metais.

Serão coletadas amostras de rejeitos depositados nas camadas superficiais (0-20 e 20-40 cm) para determinação dos teores totais e biodisponíveis de metais de Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, As, Hg, Ni, Cr, Mo, Ba, Co, Sb, Rb, Ti e V. Serão coletadas também amostras de solos em áreas não afetadas pelo rejeito de forma a comparar os resultados obtidos das amostras contendo rejeito.

Abrangência: todas as áreas afetadas pelo depósito de rejeitos compreendendo desde o eixo da barragem de Fundão até a foz do rio Doce.

33) DANOS NO CRESCIMENTO DE PLANTAS – ESPONTÂNEAS E/OU ESTABELECIDAS

As plantas que estão sendo reestabelecidas estão tendo dificuldades de crescimento devido às características do rejeito. O alto adensamento das partículas de solo após o secamento restringiu a infiltração e o crescimento radicular das plantas, dificultando o processo de recuperação nas áreas afetadas (EMBRAPA apud SEDRU, 2016). Devido à existência de metais no rejeito é possível que algum metal possa estar sendo acumulado nas folhas e raízes das plantas que estão crescendo sobre o rejeito. Essas plantas são em sua grande maioria compostas de gramíneas que, por sua vez, são utilizadas pelo gado como pastagem. Nesse sentido, faz-se necessário avaliar o crescimento dessas plantas que estão sendo estabelecidas nessas áreas contendo rejeito, bem como a concentração de metais nas suas folhas e raízes.

Indicador 1: índice de cobertura de planta.

Este índice é dado em porcentagem de área de cobertura. A partir das imagens de satélite disponibilizadas (gratuitas), será calculado o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) para períodos temporais diferentes. O resultado será expresso em uma escala de 0-1 (sem unidade), quando mais próximo de 1, representa que tem mais vegetação. Serão analisadas as imagens antes do desastre para determinar o índice de cobertura e as imagens após o desastre, de forma a determinar o índice em vários períodos temporais disponíveis.

Indicador 2: produção de matéria seca.

A produção de matéria seca é dada em massa por área (kg/ha). Serão coletadas amostras de plantas espontâneas e/ou estabelecidas nas áreas afetadas a partir de uma área conhecida ou predefinida (quadrado, círculo). Todas as amostras serão retiradas rente ao solo e secas em estufa. Os resultados serão comparados com vegetações nativas, as quais serão levantadas a partir de parcelas e estimadas a produção de matéria seca. A comparação será realizada em porcentagem (%) das áreas afetadas em relação ao cenário de referência.

Indicador 3: concentração de metais nas folhas e raízes.

Serão coletadas amostras de folhas e raízes das vegetações que estão desenvolvendo sobre o rejeito e em áreas de controle para que se possa determinar os elementos essenciais e os tóxicos. Será determinada a concentração de metais existente nas folhas e raízes das plantas coletadas. Os resultados serão comparados entre si em porcentagem (%).

Indicador 4: determinação de metais nas folhas e raízes em ambiente controlado.

De maneira similar ao indicador anterior, será realizado um experimento em ambiente controlado, de forma a cultivar plantas (gramínea e leguminosa) sobre o rejeito e sobre o solo natural característico. Os resultados obtidos sobre as plantas cultivadas sobre o rejeito serão comparados com o solo natural e estes serão expressos em porcentagem (%) em comparação ao cenário de referência ou linha-base.

Abrangência: áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

34) SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA CILIAR

Muito embora existam diversas discussões a respeito da nomenclatura utilizada para essas formações vegetais, de forma geral as florestas que ocorrem ao longo dos cursos d'água, no entorno de lagos e nascentes recebem o nome de matas ciliares, ripárias, ribeirinhas ou de galeria (BOTELHO; DAVIDE, 2002). As matas ciliares são resultado de uma complexa interação de fatores físicos e biológicos do ambiente, como topografia, características físicas e químicas do solo, clima, alteração nos níveis da água, sedimentos e da própria vegetação, de forma que as formações ribeirinhas, sua paisagem e condições ecológicas são reflexo desse mosaico ambiental (RODRIGUES, 2009).

A importância da existência da mata ciliar baseia-se no conjunto de benefícios que essa vegetação traz ao ecossistema, garantindo a sobrevivência da fauna, mantendo o fluxo gênico nesses *habitats* e também fazendo a ligação com fragmentos florestais próximos, além de desempenhar funções hidrológicas como proteção da zona ripária, filtragem de sedimentos, controle e aporte de nutrientes, controle de erosão e controle da temperatura da água (DURIGAN; SILVEIRA, 1999).

É fundamental ressaltar que as matas ciliares são protegidas pela Lei nº 12.651/2012, com larguras variando entre 30 e 500 m, a depender das dimensões do corpo d'água ao redor do qual se encontram, não sendo permitidas intervenções, salvo determinadas situações e sob autorização dos órgãos competentes.

Além das perdas diretas da cobertura vegetal, muitas espécies da fauna também dependem desses ambientes para manutenção de suas populações. As matas ciliares são *habitats* chave para a diversidade regional, atuando como refúgio, fonte de recursos e como corredores ecológicos (LEES; PERES, 2008). Nesse sentido, diversos táxons intimamente associados a esses ambientes podem ter populações e assembleias afetadas, embora a identificação dessas perdas seja possível somente por métricas indiretas – em virtude do desconhecimento das condições faunísticas nesses locais anteriormente ao desastre.

Indicador: área suprimida pela lama.

O indicador utilizado para avaliar esse dano será a área suprimida pela lama. Essa comparação será possível através da utilização de imagens aéreas de alta resolução, calculando a área de vegetação nativa presente ao longo do rio um momento antes do desastre e logo após a passagem da lama de rejeitos.

Abrangência: trecho de vegetação suprimido pelo deslocamento da lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

35) SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA PELA IMPLANTAÇÃO DE INFRAESTRUTURA

Uma consequência indireta do rompimento da barragem de Fundão é e será decorrente da supressão de vegetação nativa para a implantação de empreendimentos para reassentamento da população afetada, deslocamentos de materiais e execução de monitoramentos, ou mesmo para novo armazenamento de rejeitos. Entre estes, destaca-se a construção da Nova Bento, as diversas vias de acesso abertas para o deslocamento de materiais e execução de monitoramentos; e as pilhas de rejeito, implantadas nas áreas adjacentes da UHE Risoleta Neves e a área de depósito prevista para a Fazenda Floresta. Em algumas situações, a supressão será definitiva (como é o caso da Nova Bento); em outras, está previsto, no Plano de Manejo de Rejeitos elaborado pela CH2M e apresentado pela Fundação Renova (2017), o reflorestamento da área, após a remobilização do material. No entanto, em decorrência da atividade, haverá a completa alteração da vegetação local, estando esta, após o reflorestamento, em fase inicial.

Indicador: área alterada para implantação dos empreendimentos (Nova Bento, vias de acesso, pilhas de rejeito no entorno da UHE Risoleta Neves e Fazenda Floresta).

O indicador utilizado para avaliar esse dano será a área alterada indiretamente para a implantação de novos empreendimentos, como a Nova Bento, as vias de acessos, as pilhas de rejeito nos entornos do reservatório da UHE Risoleta Neves e a Fazenda Floresta. Essa comparação será possível, em analogia ao dano provocado pela supressão de mata ciliar, pela utilização de imagens aéreas de alta resolução, calculando a área de vegetação nativa presente antes do desastre e após a implantação dos empreendimentos. Caso estes ainda estejam em fase de estudo, execução e implantação, a análise posterior poderá ser elaborada com base em informações obtidas a partir dos projetos.

Abrangência: áreas de implantação de Nova Bento e da Fazenda Floresta; trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves (vias de acesso); áreas adjacentes à UHE Risoleta Neves.

36) PERDA DE BIODIVERSIDADE DE FLORA

Segundo Pinto et al. (2006), a Mata Atlântica é considerada um dos maiores repositórios de biodiversidade do mundo, com altíssimos níveis de endemismo. O bioma encontra-se em crítico estado de conservação, sendo necessária e urgente a proteção de suas espécies, áreas protegidas e corredores de biodiversidade.

Em virtude dos altos níveis de riqueza e endemismo de plantas e animais, associados à destruição que vem sofrendo, a Mata Atlântica é considerada um dos 34 *hotspots* que necessitam de ações prioritárias para conservação da biodiversidade mundial (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004). Contudo, apesar de os remanescentes de Mata Atlântica existirem em pequenos tamanhos (menores que 100 ha) e encontrarem-se isolados em uma paisagem, onde predominam as atividades de pecuária, agricultura e silvicultura, as estimativas recentes para a Mata Atlântica sugerem uma diversidade botânica extraordinária, representada por cerca de 14.800 espécies de plantas vasculares, sendo que 50% são endêmicas (SILVA; CASTELETTI, 2003; FORZZA et al., 2012).

Um estudo realizado por Rolim et al. (2006) destaca a necessidade de conservação da Floresta Estacional Semidecidual Aluvial presente na bacia do rio Doce devido ao elevado número de espécies encontradas no local e pouco comuns em outros levantamentos florísticos da Mata Atlântica.

A supressão de Mata Atlântica decorrente do rompimento da barragem causou mortalidade na vegetação ripária e, conseqüentemente, poderá ter eliminado ou diminuído a ocorrência de determinadas espécies.

Indicador 1: estimativa qualitativa e quantitativa de espécies arbóreas.

Através do inventário florestal, serão levantadas as espécies arbóreas ocorrentes ao longo das áreas de floresta nativa, comparando com estudos florísticos e fitossociológicos existentes e incluídos no relatório de linha-base, bem como estimando a perda de indivíduos na área suprimida.

Indicador 2: estimativa qualitativa de espécies epífitas.

Kress (1986) e Wallace (1989), citados por Kersten (2010), classificam epífitas como plantas que vivem sobre outra durante qualquer estágio de sua vida, se beneficiando da água e nutrientes obtidos através do seu modo de vida, mas sem prejudicar o hospedeiro. Hietz (1999) destaca que as epífitas providenciam substrato e alimentos para outras formas de vida e mostram-se mais vulneráveis às perturbações no ambiente devido ao fato de serem muito sensíveis a alterações ambientais, bem como por possuírem desenvolvimento devagar.

Será feita avaliação qualitativa da ocorrência de espécies epífitas para comparação com resultados de estudos analisados no relatório de linha-base.

Indicador 3: estimativa qualitativa de espécies de lianas.

Lianas são definidas como um variado grupo de vegetais que se beneficiam da estrutura de demais plantas para ascender verticalmente na floresta, mantendo suas raízes fixas no chão e utilizando diversos recursos de adaptação, de acordo com o ambiente em que vivem (SCHNITZER; BONGERS, 2002). As lianas têm sua importância diretamente ligada à dinâmica e ao ciclo de regeneração da floresta e interagem também com a fauna, contribuindo para a manutenção da biodiversidade tanto pela variedade de espécies quanto pelo seu valor na continuidade dos processos ecológicos (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

Será feita avaliação qualitativa da ocorrência de espécies de lianas para comparação com resultados de estudos analisados no relatório de linha-base.

Indicador 4: estimativa qualitativa e quantitativa de espécies de herbáceas.

Herbáceas são entendidas como as espécies que possuem caule não lenhoso ou semilenhoso. Segundo Müller e Waechter (2001), as espécies herbáceas apresentam estrutura e fisiologia adaptadas aos locais em que vivem, demonstrando grande sensibilidade a mudanças climáticas, edáficas e antrópicas, sendo importantes indicadores das condições ambientais da comunidade em que habitam.

Será feita avaliação qualitativa e quantitativa da ocorrência de espécies herbáceas em todas as fitofisionomias atingidas pelo desastre, com o intuito de estimar o efeito do evento nas espécies presentes na região.

Indicador 5: estimativa qualitativa de espécies de macrófitas aquáticas.

De acordo com Pompêo (2017), macrófitas aquáticas são as espécies vegetais observadas em ambiente aquático, incluindo rios, lagos e reservatórios, apresentando esse grupo grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica. O mesmo autor ainda reconhece a importância das macrófitas aquáticas para os ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, bem como para o abrigo de outras formas de vida, como peixes, anfíbios, zooplâncton, entre outros.

Será realizada uma avaliação qualitativa nas populações de macrófitas encontradas nos ambientes próximos ao leito do rio Doce e no sistema lacustre adjacente, a fim de comparar com estudos já reunidos no relatório de linha-base.

Indicador 6: estimativa qualitativa e quantitativa de espécies ameaçadas de extinção.

O Ministério do Meio Ambiente, através da Portaria nº 443/2014, reconhece 2.113 espécies vegetais como ameaçadas de extinção e distribuídas entre 4 categorias: extinta na natureza, criticamente em perigo, em perigo e vulnerável, sendo restritas atividades como coleta, transporte, comercialização, entre outras. O registro da ocorrência de espécies ameaçadas de extinção ao longo da área afetada poderá ser comparado com registros anteriores para os mesmos locais. Para os grupos de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas, será possível estimar a quantidade de indivíduos perdidos por espécie na região entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves. Em todos os demais grupos, será feita a análise qualitativa, ou seja, verificar se alguma espécie deixou de ocorrer na região. Para o grupo de macrófitas aquáticas, a área de abrangência será ao longo de todo o rio Doce, pois, além da supressão de vegetação, a alteração na qualidade da água poderá ter gerado algum efeito nesse conjunto de espécies.

Abrangência: entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves devido à supressão da vegetação ripária, exceto para as macrófitas, que, por estarem presentes na água, serão avaliadas até a foz do rio Doce.

37) PERDA DE RECURSOS FLORESTAIS MADEIREIROS

Os produtos de origem florestal podem ser classificados como madeireiros ou não madeireiros. Os madeireiros de uso primário constituem-se basicamente de lenha, carvão vegetal, madeira em toras e cavaco (SIMULA, 1999). Quando se trata da utilização de lenha, por exemplo, Brito e Barrichelo (1979) destacam que, para a maioria dos países em desenvolvimento, inclusive o Brasil, a lenha ainda

é um dos combustíveis mais utilizados para satisfazer as necessidades domésticas de energia, apresentando-se como uma alternativa eficiente, principalmente, para famílias de baixa renda que possuam disponibilidade desse recurso e facilidade de acesso a florestas.

Esse dano deverá ser mensurado através da análise de ocorrência de espécies florestais provedoras de recursos madeireiros presentes na região suprimida pela lama, correspondente ao trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

Indicador 1: área basal.

Machado e Figueiredo (2006) apontam que a área basal pode ser entendida como o grau de ocupação de uma área florestal pelos fustes das árvores que compõem a floresta na altura de 1,3 m. Os mesmos autores enfatizam que essa informação é muito importante para estimativas de volume e densidade dos povoamentos. A área basal é obtida a partir da medida dos diâmetros dos indivíduos à altura de 1,3 m do solo.

Indicador 2: volume de madeira.

A árvore é constituída, de forma geral, por quatro partes: raiz, toco, fuste e copa, sendo que o fuste é considerado a parte comercial mais importante e é alvo da grande maioria dos estudos relacionados ao uso desse recurso (MACHADO; FIGUEIREDO, 2006). O volume será estimado a partir das coletas das variáveis de diâmetros e alturas dos indivíduos, com posterior utilização de fatores de forma e equações volumétricas.

Abrangência: trecho de vegetação suprimido pelo deslocamento da lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

38) PERDA DOS RECURSOS FLORESTAIS NÃO MADEIREIROS

Os produtos florestais não madeireiros constituem-se de plantas medicinais, comestíveis, resinas, látex, óleos, fibras, fungos, forragem, entre outros recursos biológicos que são utilizados tanto para subsistência, comércio local e também fornecimento de matéria-prima para a indústria, sendo de grande importância para populações rurais de regiões temperadas e tropicais (SHANLEY; PIERCE; LAIRD, 2005). Para Fiedler, Soares e Silva (2008), a utilização de produtos florestais não madeireiros através do extrativismo ou manejo pode auxiliar essas populações na alimentação e no incremento de renda, causando baixa degradação dos recursos.

Soares et al. (2008) destacam a abundância e diversidade desses produtos disponíveis na floresta brasileira, e acrescentam que esses recursos estão presentes na vida do homem desde o início das civilizações, possuindo atualmente um crescimento diário no seu uso. Embora tenham sido subvalorizados no passado, os produtos florestais não madeireiros apresentam uma contribuição significativa para muitos países e se mostram como um grupo desafiador de produtos quando se trata de valoração, devido ao seu número, versatilidade e variação nas utilizações (SANTOS et al., 2003).

Indicador: estimativa de perda de indivíduos de espécies de interesse.

Esse indicador será obtido através do inventário florístico e fitossociológico de todos os grupos, identificando as espécies de interesse e calculando a estimativa do número de indivíduos extrapolada para a área afetada.

Abrangência: trecho de vegetação suprimido pelo deslocamento da lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

39) ALTERAÇÃO NA CAPACIDADE DE RESILIÊNCIA DA FLORESTA

Carpanezzi e Carpanezzi (2003) classificam os ecossistemas como perturbados ou degradados. Os perturbados são aqueles que apresentam resiliência, ou capacidade de recuperar-se satisfatoriamente por meios naturais, enquanto os degradados não demonstram tal aptidão.

As matas ciliares degradadas devem ser consideradas prioritárias para ações de recuperação e enriquecimento, devido à sua importância para a conservação da biodiversidade, preservação da qualidade da água e formação de corredores ecológicos entre os fragmentos de mata nativa (MACEDO, 1993).

Tabarelli e Mantovani (1997) concluem que a floresta atlântica montana, após sofrer distúrbios como corte e queima, é capaz de recuperar, em ordem decrescente de velocidade, riqueza, diversidade de espécies, composição de guildas, composição florística e atributos da estrutura física, mas não recupera a densidade de indivíduos.

De forma geral, pode-se entender a resiliência como a capacidade de a floresta se recuperar após sofrer algum tipo de distúrbio ou perturbação. É presumível que a movimentação da lama de rejeitos e deposição desta sobre o solo tenha causado o desprovimento de sementes e mudas, elementos fundamentais para a garantia da recuperação da floresta.

Indicador 1: banco de sementes.

Segundo Hall e Swaine (1980), citados por Vieira e Reis (2003), a fonte de sementes do banco é a chuva de sementes provenientes da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, quando as sementes são dispersas após os distintos processos de dispersão.

A principal forma de regeneração de florestas tropicais ocorre através do banco de sementes e da dispersão destas, sendo que o banco de plântulas e a formação de bosque também desempenham papéis cruciais nos processos de regeneração (GARWOOD, 1989).

Esse indicador será mensurado através da instalação de unidades amostrais para a coleta de sementes presentes no banco e avaliação qualitativa e quantitativa destas, sendo possível verificar quais espécies possuíam sementes depositadas no solo da floresta, bem como a forma como estavam distribuídas nos locais onde houve a supressão da vegetação e soterramento das sementes e mudas devido à passagem da lama.

Indicador 2: regeneração natural.

Gama, Botelho e Bentes-Gama (2002) entendem como regeneração natural o conjunto de interações que levam ao reestabelecimento do ecossistema, sendo esse processo parte do ciclo de crescimento da floresta.

Para Silva et al. (2007), a regeneração natural permite uma análise efetiva para diagnosticar o estado de conservação do fragmento e as respostas às perturbações naturais ou antrópicas, uma vez que representa o conjunto de indivíduos capazes de serem recrutados para os estágios superiores.

A metodologia utilizada para a avaliação da regeneração natural será a instalação de parcelas anexas às do inventário florestal, coletando informações quali-quantitativas (diâmetro, altura e espécies) a respeito do banco de plântulas e demais indivíduos que possam ser incluídos dentro dessa classificação.

Abrangência: área afetada pela lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves.

40) AUMENTO DO EFEITO DE BORDA

Conforme Viana (1995 apud VIANA; PINHEIRO, 1998), a maior parte dos remanescentes florestais encontra-se no formato de fragmentos altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco protegidos.

O efeito de borda é uma alteração na estrutura, na composição e/ou na abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento, na maioria das vezes, ocasionado por perturbação antrópica. Esse efeito se intensifica em fragmentos pequenos e isolados e pode, inclusive, mostrar-se irreversível, condenando todo o remanescente. A supressão da vegetação nativa decorrente da movimentação da lama pode ter causado a consequente diminuição da área dos fragmentos de floresta presentes nas margens dos rios.

Indicador 1: ocorrência de espécies indicadoras de áreas perturbadas.

O inventário florístico e fitossociológico permitirá a análise da estrutura da floresta, podendo essas informações serem analisadas com o intuito de conhecer as espécies indicadoras de distúrbios e avaliar a interação delas com as demais espécies, apontando o possível aumento do efeito de borda nos fragmentos florestais.

Indicador 2: perímetro dos fragmentos florestais atingidos.

Esse indicador irá apontar, com o auxílio de imagens de satélite de alta resolução, a diferença entre o perímetro dos remanescentes de vegetação nativa atingidos pelo desastre, antes e após o evento, a fim de mostrar a diminuição da área de vegetação e consequente prejuízo dos fragmentos florestais.

Abrangência: desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce.

41) INTRODUÇÃO E AUMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Ao longo da história da agricultura, espécies de quase todos os grupos taxonômicos têm sido retiradas de suas regiões de origem e reintroduzidas em outros locais com as mais diversas finalidades, entre elas, alimentação, abastecimento de materiais, paisagismo e até mesmo projetos ambientais. Essas práticas se intensificaram com a ocorrência de fatos como as grandes navegações, a revolução industrial, a revolução verde e a globalização (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

Espécies exóticas invasoras podem ser definidas como organismos que, introduzidos fora de sua área de distribuição natural, ameaçam ecossistemas, *habitats* ou outras espécies. São consideradas a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta, afetando diretamente a biodiversidade, a economia e a saúde humana (BRASIL, 2006).

De acordo com Matthews e Brand (2006), o principal custo ambiental decorrente da introdução de espécies invasoras é a própria perda ou repressão das espécies nativas do local, seja por competição de recursos ou pela alteração na forma como os nutrientes circulam pelo sistema.

Esse impacto relacionado na bacia do rio Doce é causado pela utilização de espécies exóticas para tentar alcançar uma rápida recuperação das áreas degradadas, bem como reaver as pastagens inicialmente existentes nas regiões adjacentes. Essas espécies podem ser muito agressivas, prevalecendo-se das condições do solo e incidência de luz para se desenvolver e acarretando o atraso ou mesmo impedimento do desenvolvimento de espécies nativas.

Indicador 1: presença de espécies exóticas invasoras utilizadas nos plantios de restauração.

Os levantamentos realizados para estudo dos grupos vegetais poderão demonstrar informações, entre elas, a presença e a quantidade de indivíduos de espécies exóticas encontrados ao longo da bacia do rio Doce, identificando quais delas foram introduzidas no intuito de acelerar os processos de restauração.

Indicador 2: área dos polígonos em processo de recuperação.

Serão compiladas as informações das áreas onde foram instalados os plantios de recuperação em cujos processos estão sendo utilizadas espécies exóticas e que podem apresentar ameaça às espécies nativas da região.

Abrangência: desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce.

42) AUMENTO DA PRESSÃO ANTRÓPICA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO LEGALMENTE CONSTITUÍDAS NO SNUC

Conforme dados levantados através dos documentos oficiais emitidos pelos órgãos ambientais, bem como relatórios e publicações realizados pelas instituições envolvidas na avaliação do desastre ocasionado pelo rompimento da barragem de Fundão, diferentes Unidades de Conservação (UCs), nos âmbitos federal, estadual e municipal, foram afetadas. Entretanto, nesses documentos há divergências sobre a lista das UCs potencialmente afetadas e realmente afetadas pelo desastre, bem como a descrição dos seus danos. Algumas informações importantes foram relatadas nesses documentos, como aumento das pressões antropogênicas nas UCs ao longo do rio Doce e também da região costeira afetada pela lama, como acréscimo nas taxas de incêndios florestais, acampamentos ilegais e caça.

Indicador: registro de boletins de ocorrências antes e após o desastre referentes às diferentes pressões antrópicas nas UCs atingidas pela lama.

O quantitativo e o qualitativo das pressões antrópicas nas UCs tendem a aumentar no período pós-desastre se comparados às mesmas informações para o período pré-desastre.

Abrangência: UCs de proteção integral Parque Estadual do Rio Doce, Parque Estadual Sete Salões, Reserva Biológica de Comboios e Refugio de Vida Silvestre Santa Cruz.

43) AUMENTO DO ESTRESSE NA FAUNA SILVESTRE

A exposição a um contaminante (natural ou xenobiótico) ou a mistura complexa destes ou, ainda, a alterações nos parâmetros físico-químicos e biológicos do ambiente causam respostas de estresse (revisado em WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Estresse é definido como perturbação da homeostase interna (equilíbrio) pela exposição a um estressor químico, físico ou biológico (revisado em WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). As respostas de estresse são divididas, basicamente, em três níveis: primário, secundário e terciário. As respostas primárias envolvem a ativação cerebral, a qual resulta na liberação de hormônios (catecolaminas e corticosteroides). As respostas secundárias são decorrentes da ação desses hormônios sobre o organismo e envolvem ativação metabólica, aumento do débito cardíaco e do consumo de oxigênio, da mobilização de substratos energéticos e perturbação do equilíbrio hidromineral. As respostas terciárias, por sua vez, envolvem não somente o organismo, mas também podem ser extrapoladas às suas populações e comunidades, tendo como principais manifestações inibição do crescimento, alterações reprodutivas, nas respostas imunes e comportamentais e, em casos extremos, morte (revisado em WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Além disso, a falta de alimento e de ambientes adequados para reprodução também constituem fatores de estresse à biota. O jejum prolongado pode, inclusive, desencadear desequilíbrio em diferentes processos fisiológicos. Para alguns desses dados já existem informações na linha-base, no entanto, para os que não tiverem serão amostrados pontos de controle. Esse dano poderá ser verificado nos grupos de peixes, anfíbios, quelônios, aves, mamíferos de pequeno, médio e grande portes e morcegos.

Indicador 1: alterações na homeostasia do organismo (ou seja, alterações no funcionamento orgânico/funções vitais do organismo).

A perturbação da homeostase é identificada por meio de alterações em vários níveis de organização biológica (desde molecular até organismo). Essas alterações detectáveis são chamadas de biomarcadores e são utilizadas para indicar exposição, efeitos e/ou susceptibilidade de um organismo a um determinado estressor. Os biomarcadores são classificados em moleculares, genéticos, bioquímicos, fisiológicos, comportamentais ou estruturais, e são quantificados em tecidos e fluidos corpóreos do organismo (revisado em WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Para determinação das condições fisiológicas dos animais e, conseqüentemente, em que nível de estresse estes se encontram, serão avaliados diferentes biomarcadores de diferentes níveis da organização biológica, como, por exemplo, marcadores de funções

osmorregulatórias (osmolalidade, íons, níveis hormonais e glicêmicos), respostas bioquímicas (enzimas de defesa contra estresse oxidativo, peroxidação lipídica, carbonilação proteica etc.); respostas genéticas (cometa e micronúcleo). Como não existem dados prévios e de qualidade na literatura para os diferentes grupos da fauna silvestre que serão amostrados, foram estabelecidos pontos de controle. Esse indicador será considerado para cetáceos oportunamente, quando da ocorrência de animais encalhados em praias para coleta de material biológico. Nos demais grupos (anfíbios, quelônios, morcegos e mamíferos de pequeno porte) que terão material biológico (sangue) coletado, esse indicador será mensurado a cada amostragem.

Indicador 2: índice de condição corporal de cetáceos.

A condição corporal (medida por índices morfométricos) de cetáceos mortos frescos pode ser monitorada ao longo do tempo na área do desastre. Existem dados coletados pré e pós-desastre de um monitoramento sistemático das praias da região por conta de uma condicionante da exploração de óleo e gás pela Petrobras, no Espírito Santo.

Indicador 3: identificação de doenças de pele e sua prevalência em cetáceos observados na região da foz do rio Doce.

Dados de fotoidentificação individual podem ser usados para identificação e cálculo da prevalência (indivíduos com doença/total de indivíduos). Existem poucas informações pré-desastre, mas a prevalência pode ser acompanhada ao longo do tempo e associada com as concentrações de metais pesados nos tecidos dos cetáceos observados na região.

Indicador 4: alterações na condição corporal e de características físico-clínicas de morcegos e mamíferos de médio e grande portes.

Em linhas gerais, a condição corporal, sinais relacionados à função respiratória, cardíaca, hepática, renal, digestória, neurológica e a integridade da derme e seus anexos funcionam nos animais como excelentes indicadores físico-clínicos da saúde individual. Em particular, esses sistemas são os mais afetados em eventos crônicos de contaminação por metais pesados e, por consequência, os melhores indicadores do efeito acumulativo de metais pesados e outros contaminantes ambientais (CLARKE, 1973). Adicionalmente, a presença de metais pesados em níveis elevados pode gerar alterações observáveis diretamente no exame físico, como a Linha de Burton (manchas azuladas na gengiva, pela concentração de chumbo). Sendo assim, a prevalência de indicativos de má condição corporal e de saúde dos morcegos amostrados próximos aos rios servirá como indicador indireto do grau de impacto sofrido pelos quirópteros.

Para mamíferos de médio e grande portes, tal dano será medido por meio de registros fotográficos obtidos por armadilhas fotográficas, as quais serão distribuídas na paisagem – em pontos controle e áreas afetadas – ao longo do rio Doce. As alterações físico-químicas dos recursos hídricos, especialmente do rio Doce, provocadas pelo desastre podem ter sido alteradas, resultando em uma forte cascata negativa, a qual envolve a baixa disponibilidade e má qualidade dos itens alimentares utilizados pelas espécies de mamíferos de médio e grande portes. Esses animais podem ter reflexos em sua saúde, seja por meio do contato direto ou indireto com os contaminantes ambientais: via cadeia trófica; pelo consumo de água contaminada; e/ou pela alteração na disponibilidade de recursos. Assim,

a alteração na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, bem como a contaminação deste por metais pesados e outras substâncias tóxicas, pode provocar sinais físico-clínicos observáveis nas imagens obtidas, indicativos da condição corporal e sinais dermatológicos. Cada indivíduo fotografado será avaliado, quando possível, em relação às suas características físicas apresentadas em comparação a padrões corporais saudáveis. Dessa forma, a prevalência de indicativos de má condição corporal e de saúde, em cada área amostral, servirá como indicador indireto do grau do impacto sofrido por esse grupo da fauna.

Indicador 5: assimetria flutuante em indivíduos da avifauna.

Em aves, níveis de estresse ambiental podem ser medidos por algumas características morfológicas externas, entre as quais será monitorada a assimetria flutuante (DE COSTER et al., 2013) dos indivíduos capturados em redes de neblina. Estima-se que maiores desvios da simetria ocorram em indivíduos sujeitos a maiores níveis de estresse ambiental, indicador indireto da ocorrência de danos fisiológicos, presumivelmente associados ao desastre.

Indicador 6: alteração nos indicadores da composição de fitoplâncton e zooplâncton.

Identificação de alteração nos indicadores de composição de fitoplâncton e zooplâncton em comparação com os dados pré-desastre.

Indicador 7: alteração na composição da ictiofauna.

Mudanças na riqueza, distribuição e diversidade das espécies encontradas ao longo da bacia e região marinha adjacente. Em linhas gerais, observa as variações nesses índices ecológicos em comparação com os dados pré-desastre.

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

44) ALTERAÇÕES COMPORTAMENTAIS

Alterações comportamentais são as primeiras respostas de defesa manifestadas pelos organismos diante de uma situação de desafio (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Ao ser exposta a uma perturbação, a defesa comportamental do organismo é caracterizada por uma resposta de fuga, a qual é vista como uma resposta de antecipação às mudanças ambientais subsequentes e tem como objetivo minimizar a probabilidade de morte ou, ainda, reduzir o custo metabólico despendido na manutenção da homeostasia fisiológica (WINGFIELD, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Além disso, exposições mesmo que a baixas concentrações e por curto prazo a contaminantes ambientais podem afetar significativamente a dinâmica das comunidades por incapacidade de interação inter e intraespecífica (revisado em FLEEGER; CARMAN; NISBET, 2003; SCOTT; SLOMAN, 2004; PORTZ; WOODLEY; CECHE JR, 2006). Essa falta de interatividade pode ser resultado de estresse, cujas respostas podem ser identificadas através de alterações em vários níveis da organização biológica ou da desconstrução do ambiente em decorrência de um desastre, por exemplo. Recentemente, as respostas comportamentais passaram a ser bastante utilizadas em avaliações ambientais por representarem a interação entre as

respostas fisiológicas do animal e o meio em que ele vive, permitindo, desse modo, uma melhor compreensão dos efeitos da poluição sobre o animal e antecipando estimativas de efeitos subsequentes sobre as populações e comunidades de locais impactados (revisado em FLEEGER; CARMAN; NISBET, 2003; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; SCOTT; SLOMAN, 2004; LÜRLING; SCHEFFER, 2007; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Além disso, é importante ressaltar que alterações comportamentais e incapacidade de interação diante de modificações no ambiente podem resultar em mortalidade (revisado em SCOTT; SLOMAN, 2004; PORTZ; WOODLEY; CECHE JR, 2006; LÜRLING; SCHEFFER, 2007). Porém, devido à impossibilidade de desenvolver testes comportamentais propriamente ditos para identificação dos efeitos do rejeito sobre essas respostas, as alterações comportamentais serão identificadas por meio de medidas indiretas, como, por exemplo: a) alterações em atividades de enzimas específicas, como a acetilcolinesterase (enzima que catalisa a hidrólise da acetilcolina, o mediador químico necessário para a transmissão do impulso nervoso); b) alterações hormonais; c) baixa imunológica; d) redução da capacidade fisiológica; e) danos moleculares e genotóxicos; f) redução na disponibilidade de alimento; e g) redução da qualidade do *habitat*. Não há informações pretéritas de linha-base para a maior parte desses indicadores (salvo, por exemplo, dados de diversidade e abundância de comunidades zooplancônicas, fitoplancônicas e características hidrológicas). Desse modo, para que seja possível uma análise comparativa, serão amostrados pontos de controle. O dano será avaliado para peixes, anfíbios, quelônios, cetáceos, mamíferos de pequeno, médio e grande portes e morcegos.

Indicador 1: número de indivíduos registrados de quelônios.

A taxa de registro de indivíduos em áreas predefinidas ao longo do monitoramento deve ser um importante indicativo da situação populacional das espécies de quelônios com ocorrência esperada na área de estudo. Apesar da ausência de dados pretéritos, o monitoramento proposto deve fornecer subsídios relevantes acerca dos impactos sobre o grupo temático, sendo que a malha amostral contempla pontos de controle.

Indicador 2: número de desovas de quelônios marinhos.

Alteração significativa e continuada de desovas dentro da área de estudo em relação à média histórica. Existem dados de linha-base para esse indicador.

Indicador 3: alteração do padrão alimentar de espécies de interesse específico (lontra, cachorro-do-mato e mão-pelada).

Alterações na composição físico-químicas dos recursos hídricos, especialmente do rio Doce, provocadas pelo desastre podem ter sido profundas, resultando uma forte cascata negativa, a qual envolve a baixa disponibilidade e má qualidade dos itens alimentares consumidos pelas espécies de mamíferos de médio e grande portes de interesse, notadamente lontra, cachorro-do-mato e mão-pelada. No entanto, outras espécies de mamíferos de médio e grande portes também poderão ser consideradas nessa análise. O indicador de avaliação desse impacto é por meio da coleta de amostras fecais em trilhas, estradas e/ou transecções na área afetada, ou pela análise do conteúdo estomacal

de indivíduos encontrados mortos, seja ocasionalmente durante busca ativa, seja durante o deslocamento das equipes. A busca por amostras fecais será feita de forma sistematizada pela paisagem, em diferentes ambientes, gerando um mapa de distribuição dos danos. O efeito decorrente desse dano sempre é considerado negativo, uma vez que pode ocorrer o consumo de presas contaminadas por metais pesados; além disso, pode ter ocorrido perda de itens alimentares de maior interesse para as espécies (a exemplo de plantas aquáticas, crustáceos, peixes e anfíbios) e, como consequência direta, a alteração da dieta “ideal” para essas espécies (ou seja, fora do padrão esperado para cada espécie de interesse (QUADROS; MONTEIRO-FILHO, 2001; GATTI et al., 2006; SOUZA et al., 2013; QUINTELA et al., 2014). Sendo assim, desvios da dieta esperada das espécies de interesse serão considerados como uma consequência indireta do consumo de presas contaminadas por metais pesados e da perda de itens alimentares de maior interesse à fauna.

Indicador 4: alterações enzimáticas.

Metais pesados apresentam elevada toxicidade, uma vez que interferem no funcionamento orgânico de diferentes maneiras, especialmente em reações enzimáticas de todo o organismo (ANDRADE, 2003; MORAIS, 2009). As enzimas podem ser afetadas de diferentes formas, diretas ou indiretas, por exemplo: (a) xenobióticos podem competir com elementos essenciais em sítios ativos de enzimas ou, ainda, inibir mecanismos enzimáticos; (b) podem alterar a conformação estrutural de biomoléculas; (c) uma vez que os xenobióticos são absorvidos, a biotransformação – ou seja, a atividade de algumas enzimas – será alterada devido ao papel de enzimas em transformar esses elementos em compostos mais solúveis e, consequentemente, mais fáceis de serem eliminados; (d) indiretamente, essas reações de biotransformação podem levar à formação de espécies reativas de oxigênio, as quais, também, podem causar alterações. Em condições extremas, onde os organismos não conseguem se adaptar às mudanças ambientais, metabolizar esses xenobióticos ou se recuperar da condição de estresse pode acarretar mortalidade (revisado em EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS; PIERMARINI; CHOE, 2005; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). A maior parte das enzimas envolvidas em respostas fisiológicas que implicam alterações comportamentais será determinada apenas para ictiofauna.

Indicador 5: abundância de cetáceos na região diretamente afetada pela pluma de rejeitos.

A abundância de cetáceos pode ser monitorada ao longo do tempo através de diferentes técnicas, como levantamentos ao longo de linhas de transecção com amostragem de distâncias ou fotoidentificação individual (HAMMOND, 2010). Após a coleta dos dados, pode-se aplicar modelos estatísticos que consideram a detecção imperfeita dos animais e monitorar a tendência da população ao longo do tempo. Não existem estimativas de abundância pré-desastre, mas a abundância pode ser monitorada ao longo dos anos e associada às concentrações de metais pesados observadas nos tecidos de cetáceos e suas presas na região.

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d’água atingidos.

45) ALTERAÇÕES FISIOLÓGICAS E BIOQUÍMICAS

Toda alteração em processos vitais, tais como respiração, metabolismo, reprodução, alimentação, pode ser considerada uma alteração fisiológica. Desse modo, todos os danos listados anteriormente (e inclusive indicadores já citados) poderão ser utilizados como indicadores dessas alterações, ou seja, qualquer modificação da homeostasia que desencadeie mobilização energética do organismo para reestabelecer sua homeostasia é considerada uma alteração fisiológica. Para avaliação desse dano, todos os grupos (ictiofauna, aves, anfíbios, morcegos, mamíferos de pequeno, médio e grande portes) para os quais seja possível obter material biológico fresco (sangue ou tecidos) serão avaliados. O que irá variar são as análises de cada função fisiológica específica, uma vez que dependem do tipo de material biológico amostrado. No entanto, como já dito anteriormente, muitos indicadores (mesmo que indiretos) irão contribuir para avaliação dessas alterações. Para cetáceos, essa avaliação ocorrerá apenas quando forem encontrados animais encalhados em praias para coleta de material biológico.

A maior parte dos poluentes ambientais não somente tem a capacidade de alterar o funcionamento do organismo como também tem potencial para interagir com o seu DNA, causando alterações genéticas, que podem levar ao desenvolvimento de tumores e/ou mutações genéticas. Os efeitos genotóxicos podem levar a danos no DNA, mutações, reduzir a biodiversidade, aumentar o risco para desenvolvimento de câncer e afetar as células germinativas, comprometendo a reprodução. Os efeitos das mutações, no entanto, podem não se manifestar por certo número de gerações, mas, quando o forem, eles podem ter um efeito significativo sobre a população, já que muitas mutações afetam seriamente o valor adaptativo dos organismos (PANDRANGI et al., 1995). Uma vez que as mutações são frequentemente associadas com o desenvolvimento de cânceres e defeitos ao nascimento, o conhecimento do potencial genotóxico de um agente químico presente no ambiente é uma informação essencial para as agências regulatórias, no que se refere não somente à qualidade ambiental, mas também ao estabelecimento de risco para a espécie humana (RIBEIRO; SALVADORI; MARQUES, 2003).

Indicador 1: alterações fisiológicas gerais.

Alterações fisiológicas gerais, como alterações em concentração e/ou atividade de biomarcadores específicos, como, por exemplo: alteração na osmolalidade e concentração iônica, alteração de atividade de enzimas envolvidas com aspectos osmorregulatórios, de equilíbrio ácido-base, alteração na concentração de hormônios envolvidos no equilíbrio osmo-iônico, ácido-base, excreção etc.

Indicador 2: alterações bioquímicas.

Alterações bioquímicas, como alterações em enzimas envolvidas em processos de detoxificação e estresse oxidativo como CAT, GST, GPx etc.; alterações em biomarcadores de avaliação de condição de saúde em geral.

Indicador 3: alterações metabólicas.

Alterações metabólicas, por meio do aumento na concentração de hormônios, como, por exemplo, cortisol, alterações na concentração de glicogênio no fígado, redução de glicogênio muscular, aumento de glicose no plasma, atividades de enzimas relacionadas à respiração etc.

Indicador 4: alterações na imunidade.

Alterações na imunidade, por redução das respostas e defesa do organismo, quantificadas por diferentes marcadores, como índices hematológicos, alterações fisiológicas, bioquímicas, metabólicas.

Indicador 5: alterações em funções orgânicas.

Alterações em funções orgânicas, as quais podem ser avaliadas através de diferentes biomarcadores, ou seja, alterações morfológicas, estruturais, funcionais de células, tecidos e órgãos, alterações fisiológicas, comportamentais, reprodutivas, genéticas. Diante de alterações morfológicas/estruturais/funcionais em diferentes células, tecidos e/ou órgãos, perturbações ou desafios para a homeostasia são inevitáveis (revisado em WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Esse indicador será robustamente avaliado para a ictiofauna, grupo que contemplará todos os principais marcadores utilizados para a avaliação dessa condição.

Indicador 6: avaliação de danos moleculares.

Avaliação de danos moleculares, determinados através da análise de atividades enzimáticas e/ou expressão de enzimas envolvidas em diferentes processos orgânicos, em especial de defesa do organismo às condições de estresse (como, por exemplo, HSP). Esse indicador será avaliado apenas para ictiofauna.

Indicador 7: avaliação de danos genotóxicos.

Avaliação de danos genotóxicos, via alterações genéticas específicas, como micronúcleo, cometa, aberrações cromossômicas, adutos de DNA, quebras de DNA, outras alterações nucleares; alterações em outros biomarcadores morfológicos, fisiológicos e bioquímicos que, ao longo do tempo, podem desencadear alterações genéticas. A maior parte dos poluentes ambientais não somente tem a capacidade de alterar o funcionamento do organismo como também tem potencial para interagir com o seu DNA, causando alterações genéticas, que podem levar ao desenvolvimento de tumores e/ou mutações genéticas. Os efeitos genotóxicos podem levar a danos no DNA, mutações, reduzir a biodiversidade, aumentar o risco para desenvolvimento de câncer e afetar as células germinativas, comprometendo a reprodução. Os efeitos das mutações, no entanto, podem não se manifestar por certo número de gerações, mas, quando o forem, eles podem ter um efeito significativo sobre a população, já que muitas mutações afetam seriamente o valor adaptativo dos organismos (PANDRANGI et al., 1995).

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

46) ALTERAÇÃO NAS ASSEMBLEIAS FAUNÍSTICAS

As modificações ambientais em função do desastre, com consequentes mudanças locais na abundância e composição de espécies da fauna, podem ser sucedidas por uma reorganização das assembleias animais nas áreas afetadas, recolonizadas por espécies provenientes de áreas adjacentes. Contudo, espera-se que as áreas mais próximas ao rio sejam colonizadas – ao longo do tempo – por espécies com maior plasticidade ambiental (eurióticas) em função da descaracterização, contaminação e

homogeneização do *habitat* remanescente. No laudo técnico preliminar do Ibama (2015), descreve-se a descaracterização do ambiente em função da onda de lama e a possível aniquilação de animais com baixa mobilidade, aqui representados por insetos, anfíbios, répteis e pequenos mamíferos não voadores. Outro apontamento importante ali relatado é a dificuldade que animais domésticos tinham para alcançar o rio para dessedentação, e isso pode ser extrapolado para a fauna silvestre, que dependem daquela área não só para equilibrar suas funções fisiológicas, mas também como sítios reprodutivos de anfíbios e insetos. Fenômenos indiretos, mas associados ao dano, como menor disponibilidade de recursos, homogeneização do *habitat*, aumento de espécies eurióticas, entre outros, que também ocorram em setores mais afastados do rio, como reflexo da reestruturação das assembleias das margens do rio Doce. O dano será avaliado em todos os grupos da fauna terrestre (insetos, anfíbios, répteis, aves, mamíferos).

Indicador 1: métricas de riqueza e composição de espécies, a ser avaliado com índices de diversidade alfa e beta.

A ser avaliado para os grupos terrestres de insetos, aves, anfíbios, répteis, morcegos, mamíferos de pequeno, médio e grande portes. Os danos à biota podem ter afetado em diferentes graus os diversos grupos da fauna terrestre, e os indicadores mais diretos para avaliar essas alterações são relacionados a métricas ecológicas de comunidades, como o número de espécies, a composição de espécies (quais espécies ocorrem na assembleia), a abundância relativa de cada espécie, e a similaridade das assembleias faunísticas entre sítios e unidades amostrais ao longo do estudo.

Indicador 2: métricas de frequência das espécies de cada assembleia.

A ser avaliado em insetos. Medida complementar e relacionada à anterior, mas se refere à frequência de ocorrência das espécies nas diferentes unidades e sítios amostrais, indicador da abrangência e distribuição das espécies na área. A alteração provocada pela lama, provavelmente, irá determinar a composição de espécies de insetos, reduzindo o número de espécies e causando uma homogeneização na funcionalidade ecossistêmica, similar ao que ocorre em florestas em estágio inicial de sucessão ecológica.

Indicador 3: proporção de representatividade das guildas alimentares de morcegos insetívoros e piscívoros em relação às demais.

Esse indicador será representado por análises comparativas de dados entre as diferentes unidades amostrais em relação à área de referência/controle. A alteração da representatividade das espécies piscívoras e insetívoras, que estão diretamente relacionadas com a qualidade dos corpos hídricos do ambiente, é uma análise que indica de forma mais refinada a funcionalidade do ecossistema, proporcionando a capacidade de identificar uma face da diversidade funcional da comunidade biológica (MASON et al., 2005). Além disso, deve-se considerar que os insetívoros podem ser diretamente afetados, uma vez que consomem água diretamente de corpos hídricos, diferente das outras guildas, dessa forma, a dessedentação, inevitavelmente, será realizada no rio Doce. Sendo assim, a esperada baixa diversidade funcional associada ao rio Doce indicará o grau do impacto, considerando que a causa será de forma indireta, através da morte ou emigração dos mamíferos de quirópteros.

Indicador 4: proporção de registros de mamíferos de médio e grande portes de interesse (lontra, cachorro-do-mato, mão-pelada) em relação às demais espécies.

Tal indicador será avaliado pelo levantamento das espécies com armadilhas fotográficas, nos diferentes fragmentos florestais selecionados, previamente. A amostragem será ainda composta de busca ativa por vestígios e observações visuais, em transectos, nos diferentes fragmentos florestais e áreas adjacentes. Características como guilda trófica, tamanho corporal e itens alimentares consumidos serão avaliadas. As alterações sistêmicas decorrentes do desastre, possivelmente, ocasionaram um impacto que pode ter diminuído a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande portes, especialmente os nichos tróficos, nos quais as espécies de interesse estão inseridas. Dessa forma, a ausência das espécies de interesse poderá indicar um desequilíbrio na comunidade de mamíferos e, consequentemente, nas interações ecológicas das quais fazem parte e na prestação de diferentes serviços ecossistêmicos, como, por exemplo, frugivoria e, potencialmente, a dispersão de sementes, predação, controle de vegetação e, consequentemente, participação na dinâmica da floresta e mata ciliar. Dessa forma, a diminuição da presença das espécies de interesse em relação à comunidade de mamíferos indicará o grau do impacto, considerando que a causa será de forma indireta, por morte ou emigração dos mamíferos de médio e grande portes. A amostragem será ainda composta de busca ativa por vestígios e observações visuais, em transectos, nos diferentes fragmentos florestais e áreas adjacentes. Características como guilda trófica, tamanho corporal e itens alimentares consumidos serão avaliadas. As alterações sistêmicas decorrentes do desastre, possivelmente, ocasionaram um dano que pode ter diminuído a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande portes, especialmente os nichos tróficos, nos quais as espécies de interesse estão inseridas. A diversidade funcional representa uma medida de diversidade que incorpora o papel das espécies em um ecossistema e, portanto, sua dinâmica e resiliência (GONZÁLEZ-MAYA et al., 2017). As perturbações têm sido previamente identificadas como determinantes e direcionadoras de mudanças de diferentes medidas de diversidade, incluindo a diversidade funcional e, em geral, do funcionamento do ecossistema para múltiplos táxons (FLYNN et al., 2009; BISWAS; MALLIK, 2011; BUISSON et al., 2013). De acordo com González-May et al. (2017), a diversidade funcional dos mamíferos na região neotropical foi significativamente influenciada negativamente pelo impacto humano e, positivamente, pela presença das espécies ameaçadas, quando em comparação com áreas onde estas não ocorrem mais. Ao considerarmos que a extinção ou a redução das populações de algumas espécies causará uma perda substancial em função do ecossistema, caso as espécies remanescentes não desempenhem papéis equivalente e não sejam capazes de assumir funções desempenhadas pelas espécies extintas (ou seja, complementariedade funcional), haverá um desequilíbrio funcional no sistema (LAWTON; BROWN, 1993), que pode já não ter uma alta biodiversidade. Sendo assim, a baixa diversidade funcional indicará o grau do dano, considerando que a causa será de forma indireta, por morte ou emigração dos mamíferos de médio e grande portes.

Indicador 5: proporção de importância das guildas alimentares de insetos dispersores, polinizadores e vetores em relação às demais.

A deposição dos rejeitos no solo e o aumento da biomassa morta de plantas que foram levadas pela corrente são alterações diretas no ambiente das matas ciliares que interferem na proteção dos recursos hídricos, edáficos, biológicos terrestres e aquáticos feita pelas matas ciliares (ROBINSON et

al., 2002). Insetos são indicadores da qualidade ambiental devido à sua especialidade de recursos e fidelidade de micro-*habitats* (FREITAS et al., 2003), várias espécies são capazes de determinar processos naturais através da incorporação de matéria no solo, controle biológico, a dispersão de sementes e a polinização (SAKAI; INQUE, 1999; ANDERSEN, 2000; REITER, 2001; FREITAS et al., 2003; NOVAIS et al., 2016). Após a ação da lama e rejeitos ocorrentes em sua área de deposição os grupos de insetos, a exemplo das formigas e os besouros rola-bosta que nidificam no solo, possivelmente responderão aos danos com a diminuição da riqueza e composição distinta em comparação com assembleias em áreas sem deposição da lama ou áreas de controle, fato importante para casos como o impacto causado nas áreas onde a lama não arrancou árvores, mas que certamente afetou o subsolo nessas florestas.

Indicador 6: índices de diversidade funcional, a serem computados para aves, morcegos, mamíferos de pequeno, médio e grande portes.

Adicionalmente à avaliação de *quais* espécies ocorrem nas áreas, a avaliação de *qual papel ecológico* das espécies nos ambientes é fundamental na análise do dano. Assim, as espécies da fauna de diversos grupos podem ser categorizadas quanto a características físicas (p. ex. massa corporal) e ecológicas (p. ex. proporção de itens na dieta) na assembleia, e assim fornecer informações sobre quais aspectos ecológicos são contemplados nas áreas amostradas.

Abrangência: no ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

47) ALTERAÇÃO NAS POPULAÇÕES FAUNÍSTICAS

Uma vez alterados por distúrbios antrópicos, ecossistemas naturais podem retornar a seu estado de equilíbrio original, ou atingir um novo ponto de estabilidade (GROFFMAN et al., 2006). Em ambos os casos, as populações silvestres que ali habitam podem refletir essa dinâmica em índices demográficos, sejam eles transitórios ou permanentes (METCALF; HAMPSON; KOONS, 2007). Algumas espécies animais mais sensíveis – ou mais associadas aos componentes bióticos e abióticos originais – são mais propensas a desaparecer ou minguar; ao passo que outras, ditas generalistas ou oportunistas – com grande plasticidade ecológica e capazes de se adaptar a uma gama maior de ambientes – podem expandir suas populações em decorrência dessas mudanças (VALLEJOS; PADIAL; VITULE, 2016). Dessa forma, avaliações ecológicas de populações faunísticas devem ser consideradas não somente por índices simples, mas sempre associadas ao conhecimento prévio da história natural das espécies envolvidas, de modo a permitir interpretações mais realistas dos fenômenos em andamento. O dano será avaliado em todos os grupos da fauna terrestre (insetos, anfíbios, répteis, aves, mamíferos), além de quelônios e cetáceos.

Indicador 1: número de indivíduos de quelônios.

A taxa de registro de indivíduos em áreas predefinidas ao longo do monitoramento deve ser um importante indicativo da situação populacional das espécies de quelônios com ocorrência esperada na área de estudo. Apesar da ausência de dados pretéritos, o monitoramento proposto deve fornecer subsídios relevantes acerca dos danos sobre o grupo temático, considerando que a malha amostral contempla pontos de controle.

Indicador 2: métricas de abundância, tais como curvas de abundância ou espectros de abundância, a serem avaliados para os grupos terrestres de insetos, aves, anfíbios, répteis, morcegos, mamíferos de pequeno, médio e grande portes.

Presume-se que os eventuais danos às populações da fauna sejam refletidos na distribuição de abundância das espécies ao longo dos sítios amostrais e também diferentes entre as unidades amostrais, aspecto que será avaliado ao longo do estudo.

Indicador 3: abundância de cetáceos na região diretamente afetada pela pluma de rejeitos.

A abundância de cetáceos pode ser monitorada ao longo do tempo através de diferentes técnicas, como levantamentos ao longo de linhas de transecção com amostragem de distâncias ou fotoidentificação individual (HAMMOND, 2010). Após a coleta dos dados, pode-se aplicar modelos estatísticos que consideram a detecção imperfeita dos animais e monitorar a tendência da população ao longo do tempo. Não existem estimativas de abundância pré-desastre, mas a abundância pode ser monitorada ao longo dos anos e associada às concentrações de metais pesados observadas nos tecidos de cetáceos e suas presas na região.

Indicador 4: taxa de sobrevivência (probabilidade de sobrevivência anual) ou mortalidade de cetáceos na região diretamente afetada pela pluma do desastre.

A taxa de mortalidade pode ser obtida por meio do monitoramento das carcaças encontradas encalhadas na região do rio Doce. Existem dados coletados pré e pós-desastre de um monitoramento sistemático das praias da região por conta de uma condicionante da exploração de óleo e gás pela Petrobras, no Espírito Santo. A taxa de sobrevivência pode ser monitorada anualmente através de modelos estatísticos que usam dados de fotoidentificação individual (BAKER; WESTGATE; EGUCHI, 2010).

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce; na região costeira inclui áreas próximas e adjacentes à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

48) AUMENTO DA MORTALIDADE FAUNÍSTICA

Em condições extremas em que os organismos não conseguem se adaptar às mudanças ambientais ou se recuperar da condição de estresse, pode ocorrer mortalidade (revisado em EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; EVANS; PIERMARINI; CHOE, 2005). A intoxicação por metais pesados pode levar à morte (direta ou indiretamente) ou prejudicar a reprodução de quelônios e cetáceos, afetando negativamente suas populações (REIJNDERS; AGUILAR, 2009). Por serem animais de vida relativamente longa, os efeitos de intoxicação podem se estender por décadas em determinadas populações (p. ex. MATKIN et al., 2008). Entretanto, o conhecimento sobre como os contaminantes, especialmente os metais pesados, afetam os mamíferos marinhos permanece incompleto (O'SHEA, 1999). Entre os desafios, está a dificuldade de amostragem do grupo (geralmente realizada por coleta de animais encalhados mortos) e de separar o efeito de diferentes estressores presentes nos ambientes marinhos, que também podem causar impactos e muitas vezes são cumulativos (REIJNDERS; AGUILAR, 2009).

Indicador 1: número de quelônios mortos dentro da área de estudo com *causa mortis* relacionadas ao desastre.

O encontro de indivíduos mortos, mesmo carcaças em decomposição, é um indicativo de que a lama continua a causar mortalidade do grupo faunístico. Havendo a comprovação do óbito em decorrência do acúmulo do rejeito mineral, essa suspeita deve ser comprovada, portanto, como uma causa direta. Não existem dados na linha-base sobre esse indicador, entretanto a malha amostral contempla pontos de controle.

Indicador 2: abundância de cetáceos na região diretamente afetada pela pluma de rejeitos.

A abundância de cetáceos pode ser monitorada ao longo do tempo através de diferentes técnicas, como levantamentos ao longo de linhas de transecção com amostragem de distâncias ou fotoidentificação individual (HAMMOND, 2010). Após a coleta dos dados, pode-se aplicar modelos estatísticos que consideram a detecção imperfeita dos animais e monitorar a tendência da população ao longo do tempo. Não existem estimativas de abundância pré-desastre, mas a abundância pode ser monitorada ao longo dos anos e associada às concentrações de metais pesados observadas nos tecidos de cetáceos e suas presas na região.

Indicador 3: taxa de sobrevivência (probabilidade de sobrevivência anual) ou mortalidade de cetáceos na região diretamente afetada pela pluma do desastre.

A taxa de mortalidade pode ser obtida por meio do monitoramento das carcaças encontradas encalhadas na região do rio Doce. Existem dados coletados pré e pós-desastre de um monitoramento sistemático das praias da região por conta de uma condicionante da exploração de óleo e gás pela Petrobras, no Espírito Santo. A taxa de sobrevivência pode ser monitorada anualmente através de modelos estatísticos que usam dados de fotoidentificação individual (BAKER; WESTGATE; EGUCHI, 2010).

Indicador 4: alterações em funções orgânicas.

Alterações em funções orgânicas (alterações fisiológicas, bioquímicas; comportamentais, genéticas, moleculares), determinados através de diferentes biomarcadores quantificáveis em laboratório. Para alguns desses marcadores, existem informações pretéritas descritas na linha-base, para as que não existem serão utilizados pontos de controle.

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce.

49) PERDA DE ESPÉCIES

Os danos mais diretos do desastre incluem a mortalidade local dos espécimes soterrados ou afetados pela lama, e em seguida as alterações ambientais dos locais danificados posteriormente pelos rejeitos. Essas mudanças podem ocasionar a diminuição na qualidade dos *habitats*, culminando no abandono dessas áreas por táxons especialistas e sua eventual recolonização por táxons generalistas, com elevada plasticidade ecológica. Esses eventos podem levar à redução da diversidade local, refletindo-se na perda de espécies nos ambientes mais perturbados pelo dano. Embora seja uma consequência grave e importante, trata-se de um dano de difícil constatação, visto que a ausência de registros

de uma determinada espécie, mesmo ao longo do tempo, pode ser decorrente de muitos fatores não necessariamente associados à sua ausência efetiva na área. O indicador mais direto para avaliar o número de espécies, a riqueza, não é confiável na avaliação do dano em virtude desses problemas inerentes à amostragem, e assim outros dados associados devem ser considerados. O dano será avaliado em quelônios e todos os grupos da fauna terrestre (insetos, anfíbios, répteis, aves, mamíferos).

Indicador: proporção de espécies raras nas assembleias.

Uma das formas de avaliar a perda de espécies é por meio da avaliação da proporção de espécies raras, as quais podem ser definidas de diferentes formas. Uma opção é a mensuração dos números de *singletons* (espécies com apenas um registro na amostra) e *doubletons* (espécies com exatamente dois registros na amostra) nas áreas estudadas. Outras métricas de raridade podem ser definidas ao longo do estudo, a serem avaliados para os grupos terrestres de insetos, aves, anfíbios, répteis, morcegos, mamíferos de pequeno, médio e grande portes.

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

50) ALTERAÇÃO NO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES

O estado de conservação das espécies no Brasil pode ser classificado segundo metodologia da União Internacional para Conservação da Natureza (UICN), a qual avalia o risco de extinção de um táxon (grupo). Regionalmente, são onze categorias de ameaça (por convenção, o nome aparece em português e a sigla em inglês): Não Avaliado (NE); Não Aplicável (NA); Dados Insuficientes (DD); Menos Preocupante (LC); Quase Ameaçado (NT); Vulnerável (VU); Em Perigo (EN); Criticamente em Perigo (CR); Regionalmente Extinto (RE); Extinto na Natureza (EW); Extinto (EX) (ICMBio, 2013).

Diversos critérios são utilizados para definir o grau de ameaça de espécies, como: redução da população (passada, presente e/ou projetada para o futuro); distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínio ou flutuações da população; população pequena e com fragmentação, declínio ou flutuações; população muito pequena ou distribuição muito restrita; e análise quantitativa de risco de extinção (ICMBio, 2013). A alteração de um grau de ameaça é um processo muito complexo, que envolve diferentes áreas de atuação e passa por rigorosas análises. A classificação das espécies por grau de ameaça é de responsabilidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), e dos órgãos ambientais estaduais. O dano poderá ser mensurado para todos os grupos nos quais se verifique ocorrência de táxons alocados em alguma categoria de ameaça.

Indicador: critérios populacionais.

No nosso estudo, diversos critérios populacionais serão avaliados nos programas de fauna, gerando informações importantes sobre a conservação de diferentes espécies e como estas foram impactadas pelo desastre. Há possibilidade de que os dados levantados nesse diagnóstico embasem os órgãos ambientais quanto ao estado de ameaça de diferentes espécies e grupos animais, especialmente em escala regional.

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

51) ALTERAÇÃO NA DIVERSIDADE E DETERIORAÇÃO DE **HABITATS** PARA A FAUNA AQUÁTICA

As ações antropogênicas sobre os ecossistemas aquáticos estão relacionadas às mais diversas atividades, como mineração, agropecuária, urbanização, desmatamentos, entre outras. A diminuição na integridade dos ambientes aquáticos tem sido cada vez mais relacionada e associada a efeitos negativos da biota aquática. O aumento da degradação do ecossistema causa, além dos problemas ambientais, problemas socioeconômicos.

Os danos ambientais têm sido apontados como um dos fatores mais significativos que causam o decréscimo e extinção da ictiofauna (RAESH; BERRA, 1987). As alterações no ambiente podem favorecer espécies mais tolerantes e o desaparecimento das espécies mais sensíveis (RAESH; BERRA, 1987).

A deposição de lama ao longo da calha do rio Doce pode ter causado alterações de *messo-habitats* no ambiente aquático e homogeneização de *habitats* anteriormente diferentes, como consequência alterando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Táxons com adaptações especializadas para os *messo-habitats* que sofreram alteração tendem a diminuir a densidade ou mesmo não estarem presentes após a alteração. Esse efeito pode ser percebido na redução de riqueza da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, na ausência de taxa com adaptações para diferentes *habitats*, assim como na homogeneização do ambiente aquático em si.

Nesse contexto, o levantamento e identificação da deterioração e da qualidade dos *habitats* levarão à mensuração do dano causado à ictiofauna. O dano se torna evidente nos locais nos quais houve soterramento e assoreamento dos corpos hídricos onde a ictiofauna estava presente.

Indicador 1: extensão de rios com deslocamento (metros).

Através de ferramentas de geoprocessamento aplicadas sobre fotografias aéreas e imagens de satélite, é possível identificar a configuração da rede de drenagem anterior e posterior ao rompimento, avaliando as alterações ocasionadas.

Indicador 2: área de drenagens afetadas (m²).

Áreas afetadas das drenagens, afluentes, terraços marginais e planícies de inundação – serão analisadas imagens anteriores e posteriores ao desastre e, a partir da vetorização desses limites, poderá ser obtida a extensão da área afetada.

Indicador 3: riqueza (número total de taxa).

A riqueza de taxa (número de taxa presente) é uma variável ecológica amplamente utilizada, apresentando tendência de redução diante de degradação ambiental, incluindo redução na qualidade da água e sedimento. Serão realizadas coletas padronizadas e o número total de taxa presente em cada ponto será somado. Existem dados de linha-base para a riqueza dos macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo a UHE Baguari.

Indicador 4: presença/ausência de taxa com adaptações para diferentes *habitats*.

O ambiente aquático continental apresenta naturalmente heterogeneidade espacial, meso-*habitats* com características distintas ao longo de um rio. A heterogeneidade está relacionada à composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos límnicos. A homogeneização desses *habitats* traz como consequência a simplificação da comunidade. Existem dados de linha-base para a riqueza dos macroinvertebrados aquáticos para o trecho do rio Doce próximo à UHE Baguari.

Indicador 5: diversidade de espécies de peixes.

Espécies raras têm maior valor proporcional. Os elevados resultados dos índices de diversidade estão associados a uma melhor qualidade ambiental, ou seja, quanto maior a diversidade, menor será o dano no local estudado.

Abrangência: toda a extensão do rio Doce e área marinha adjacente.

52) DIMINUIÇÃO NA OFERTA E/OU QUALIDADE DE PRESAS DE ORGANISMOS MARINHOS

Metais pesados podem entrar no organismo de um peixe por diferentes vias, mas principalmente pela ingestão de água ou alimentos, e pelas brânquias (DALLINGER et al., 1987). Além de toda coluna d'água, os peixes podem viver em contato com o fundo (demersais e bentônicos), ou usar múltiplos *habitats* (PAES, 2002). Muitas espécies de peixes vivem em contato direto com o fundo e/ou ingerem outros peixes, invertebrados bentônicos e/ou detritos (HELFMAN et al., 2009). De fato, houve grande mortalidade de peixes na região do rio e marinha adjacente, ocasionando substancial diminuição da biomassa de estoques de peixes (SEDRU, 2016). Cetáceos alimentam-se de uma série de itens que incluem peixes, crustáceos e cefalópodes (BARROS; CLARKE, 2009). Os diferentes hábitos dos peixes e outras presas conhecidas de organismos marinhos resultam em contato direto dessas presas com a lama contaminada que se deposita no fundo e com a parte solúvel que fica na coluna d'água.

Indicador 1: redução na abundância, densidade ou Captura por Unidade de Esforço (CPUE) de peixes que compõem a dieta de cetáceos e outros predadores de topo da cadeia marinha (p. ex. elasmobrânquios e outros peixes predadores).

A abundância relativa de peixes e outros organismos marinhos pode ser medida por amostras com artes de pesca pouco seletivas como o arrasto de fundo e/ou outras. As amostras podem ser quantificadas quanto à riqueza, tamanho e peso.

Indicador 2: concentração de metais pesados em tecidos de peixes que são presas de cetáceos e outros organismos marinhos (p. ex. tubarões e peixes predadores).

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático marinho) ao longo da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce.

53) ALTERAÇÕES REPRODUTIVAS NA FAUNA AQUÁTICA

Muitas espécies animais são particularmente suscetíveis a danos reprodutivos por poluentes em virtude de seu papel nas redes tróficas. Efeitos tóxicos podem afetar a reprodução de animais aquáticos por vários processos fisiológicos (REIJNDERS, 1986; PIERCE et al., 2008). Os metais pesados são substâncias altamente tóxicas encontradas no meio ambiente, porém, quando absorvidas, dificilmente são excretadas pelo organismo. Seus efeitos são variados, dependendo do grau e tempo de exposição, mas muitos deles são capazes de alterar a capacidade reprodutiva das espécies, a qual é um fator muito importante para a manutenção de uma espécie em um determinado ecossistema. Metais causam problemas não apenas em relação à fertilidade, mas em diversos outros sistemas do organismo, e são classificados como substâncias desreguladoras endócrinas (CORREIA, 2008; MIYASATO, 2011; OGA; CAMARGO; BATISTUZZO, 2012). Os metais pesados também são classificados como substâncias teratogênicas, e são capazes de atravessar a barreira placentária, afetando o feto de diversas formas (CORREIA, 2008; GUIMARÃES, 2012). Em peixes, alguns metais podem provocar, como efeitos de uma exposição prolongada, mortalidade das larvas, na produção de ovos e deposição de vitelo e a redução temporária do crescimento (AMAP, 1998; CORREIA, 2008).

O rompimento da barragem de Fundão e a passagem do rejeito provocaram alterações nos corpos hídricos pelos quais passaram. O surgimento de obstáculos intransponíveis que alteram ou impedem o recrutamento de indivíduos para a população pode levar a alterações nos padrões reprodutivos. Espécies migradoras sofrem o efeito dos obstáculos mais acentuadamente que as demais (NORTHCOTE, 1978). Devido a isso é de suma importância o monitoramento e identificação em escala temporal e espacial da ictiocenose, buscando identificar modificações nos padrões reprodutivos, alterações na proporção adultos/juvenis juntamente com a redução das áreas de berçários, alterações nos estágios de maturação sexual e alterações nos ciclos reprodutivos. Nesse contexto, busca-se identificar e catalogar sítios de desova e reprodução (zonas de recrutamento e crescimento) da comunidade.

Algumas espécies de peixes apresentam desenvolvimento indireto (presença de estágios larvais), outras desenvolvimento direto. Da mesma forma, há espécies em que não ocorre dimorfismo sexual e também não têm comportamento de acasalamento, e espécies que apresentam dimorfismo sexual, comportamento de acasalamento mais elaborados como corte (VAZZOLER, 1996).

Os peixes apresentam diferentes estratégias reprodutivas para garantir o sucesso da reprodução e equilíbrio da população. A estratégia reprodutiva é, em termos gerais, o padrão de reprodução de cada espécie, já as táticas reprodutivas são características que variam de acordo com as variações do ambiente, ambas são adaptativas (WOOTTON, 1989).

A passagem do rejeito causou a mortalidade de diversas espécies e, devido a isso, o número de espécies que apresentavam maturidade sexual reduziu. Esse dano reduz a variabilidade genética intraespecífica, pois reduziu o número de indivíduos que poderiam se reproduzir e, com as alterações no ambiente, os padrões de acasalamento podem ter sido modificados. O dano poderá ser avaliado em peixes, quelônios e cetáceos.

Indicador 1: alterações morfológicas em gônadas.

Coleta de indivíduos para verificar evidências de alterações na forma, presença de nódulos e outras deformações nas gônadas.

Indicador 2: alterações fisiológicas e bioquímicas.

Alterações fisiológicas e bioquímicas que poderão culminar em alterações hormonais.

Indicador 3: número de desovas de tartarugas marinhas.

Alteração significativa e continuada no número de desovas dentro da área de monitoramento em relação à média histórica. Existem dados de linha-base para esse indicador.

Indicador 4: proporção de ovos viáveis depositados por tartarugas marinhas.

Alteração significativa e continuada no recrutamento de novos indivíduos, com base na média histórica. Existem dados de linha-base para esse indicador.

Indicador 5: abundância de cetáceos na região diretamente afetada pela pluma de rejeitos.

A abundância de cetáceos pode ser monitorada ao longo do tempo através de diferentes técnicas, como levantamentos ao longo de linhas de transecção com amostragem de distâncias ou fotoidentificação individual (HAMMOND, 2010). Após a coleta dos dados, pode-se aplicar modelos estatísticos que consideram a detecção imperfeita dos animais e monitorar a tendência da população ao longo do tempo. Não existem estimativas de abundância pré-desastre, mas a abundância pode ser monitorada ao longo dos anos e associada às concentrações de metais pesados observadas nos tecidos de cetáceos e suas presas na região.

Indicador 6: presença ou ausência de caracteres sexuais secundários em peixes.

Captura de indivíduos de peixes para verificação da presença ou ausência dos caracteres secundários.

Indicador 7: alterações no número de peixes juvenis.

Mensuração da quantidade de indivíduos no estágio juvenil da ictiofauna.

Indicador 8: alteração na proporção macho/fêmea da ictiofauna.

Captura de indivíduos de ictiofauna para verificação da proporção macho/fêmea.

Abrangência: toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce.

54) AUMENTO EM ALTERAÇÕES ESTRUTURAIS/MORFOLÓGICAS/FUNCIONAIS EM ÓRGÃOS VITAIS NA ICTIOFAUNA

Uma vez que a qualidade da água é um dos fatores mais importantes para o bem-estar de organismos aquáticos, qualquer alteração nas concentrações de contaminantes ameaça as condições adequadas ao desenvolvimento e sobrevivência destes. A exposição dos peixes às alterações ambientais tem início com o contato do animal com o meio, o qual ocorre de forma mais intensa através das brânquias, por sua grande área e necessariamente maior permeabilidade, por causa das trocas

gasosas. A maior parte dos estressores afeta as brânquias, as quais podem ser estruturalmente, morfológica e funcionalmente afetadas. Alterações morfológicas são os efeitos primários, e bastante comuns, gerados nesse tecido. As mais comuns são: alterações na estrutura e número das células de cloreto, aumento na secreção de muco, lesões (hiperplasia, hipertrofia, fusão lamelar, edema, necrose etc.), entre outros (EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS; PIERMARINI; CHOE, 2005). Por serem estruturas altamente vascularizadas, as brânquias são a principal superfície de contato entre o peixe e o meio. Assim, alterações na estrutura e/ou nos processos fisiológicos das brânquias, devido a seu íntimo contato com o ambiente e os fluidos corpóreos, afetam rapidamente outros órgãos, prejudicando-os (WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; EVANS; PIERMARINI; CHOE, 2005).

Indicador: alteração quali e quantitativa de células específicas, em todo o tecido e/ou órgão.

Por exemplo, aumento no número de células de muco; aumento na secreção de muco; aumento em alterações estruturais, como fusão lamelar, edema, sangramento, lesões, aumento no número de células de cloreto, entre outros. Essas alterações serão avaliadas por meio de análises histopatológicas de tecidos específicos como brânquias, rins, fígado, gônadas. Para alguns pontos que serão amostrados ao longo da extensão acometida pelo desastre, existem dados pretéritos descritos na linha-base. No entanto, para uma melhor análise comparativa, serão amostrados pontos controle (ou seja, pontos em afluentes do rio Doce com características físico-químicas similares, com influências de processos minerários, característicos da região, mas que não tenham sido impactados diretamente pelo desastre).

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce.

55) ALTERAÇÃO E SIMPLIFICAÇÃO DA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA

A estrutura trófica da ictiofauna pode ser um meio para compreender o ecossistema. As informações dos alimentos utilizados pelas espécies de peixes são importantes para identificar a origem das fontes de recursos, as relações com áreas adjacentes e a proporção de cada nível trófico.

A presença de espécies mais sensíveis e com hábitos alimentares mais restritos é utilizada como indicador de local com menos alterações (ARAÚJO, 1998). Já a presença de espécies com maior plasticidade ambiental e com hábitos alimentares mais generalistas pode indicar ambientes com mais alterações. Ambientes mais íntegros possuem espécies de vários portes e estrutura trófica balanceada, com o aumento das interferências antrópicas as espécies mais sensíveis começam a desaparecer e a estrutura trófica é, conseqüentemente, alterada (LYONS et al., 1995).

Segundo Angermeier e Karr (1983), Sabino e Castro (1990), Henry et al. (1994), Castro (1999), Esteves e Aranha (1999) e Lowe-McConnell (1999), grande parte dos recursos consumidos pelos peixes é de origem alóctone. Há inúmeras relações entre os sistemas terrestres e aquáticos (BARRELLA et al., 2000). A retirada das matas ciliares pode ser uma das alterações mais prejudiciais a essas relações. Há outros tipos de interferência antrópica que também podem causar alterações na diversidade de recursos e, conseqüentemente, na diversidade de espécies.

É possível perceber as atividades antrópicas no ambiente através da análise da cadeia trófica. É possível evidenciar impactos como remoção da mata ciliar, lançamento de efluentes na água, introdução de espécies e alterações físicas no leito do rio analisando a estrutura trófica. No caso do rompimento da barragem de Fundão e a passagem do rejeito, por ser um grande dano, pode haver a tendência de permanência de espécies com mais plasticidade de nicho e as espécies exóticas possam ser mais representativas (LYONS et al., 1995).

Com a passagem do rejeito pela calha do rio Doce ocorreu uma grande mortandade de espécies, atingindo espécies com menor e maior plasticidade de *habitats* e, assim, houve uma redução na diversidade e quantidade de indivíduos da ictiofauna.

Indicador 1: proporção de espécies com dietas mais restritas.

Verificar a diminuição das espécies com menor plasticidade de nicho ecológico, como espécies estritamente piscívoras. A presença de espécies com hábitos alimentares mais restritos é utilizada como indicador.

Indicador 2: proporção de espécies generalistas.

Verificar o aumento das espécies com maior tolerância e plasticidade de nicho, ou seja, aquelas espécies que apresentam uma maior variedade de dieta.

Indicador 3: análises qualitativas e quantitativas dos conteúdos estomacais.

Observar quais estão sendo as dietas das espécies e, com base nisso, elaborar um panorama de o quão variadas estão sendo. Nesse indicador, será necessária a comparação dos dados com fitoplâncton e zooplâncton. Análises da diversidade de recursos utilizados na dieta.

Abrangência: toda a extensão do rio Doce e área marinha adjacente.

56) ALTERAÇÃO NA DINÂMICA POPULACIONAL DE ESPÉCIES DA ICTIOFAUNA DE INTERESSE ECONÔMICO

Os peixes correspondem, aproximadamente, à metade de todas espécies de vertebrados existentes atualmente, e estima-se que haja em torno de 28 mil espécies. Porém, o conhecimento sobre toda a diversidade ainda é incompleto, podendo ser ainda muito maior do que a conhecida (MENEZES et al., 2003).

O grupo da ictiofauna é de grande importância ecológica na estruturação e funcionamento dos ecossistemas, estando presente em todos os níveis tróficos. Os peixes podem afetar a abundância, composição e distribuição de outras espécies (HELFMAN et al., 1997).

Além da importância para o ecossistema, os peixes têm grande importância econômica e de subsistência para diversas comunidades. Os estudos de dinâmica populacional e a avaliação dos estoques pesqueiros são a base para a gestão dos recursos (TARICHE; MARTINS, 2009).

As estimativas para avaliação da dinâmica populacional são realizadas com parâmetros de crescimentos, análises qualitativas e quantitativas que podem reconstruir a dinâmica pretérita do estoque pesqueiro e da atividade pesqueira, podendo ser uma ferramenta para elaboração de propostas para o manejo (GULLAND, 1983; SPARRE; VENEMA, 1997).

Há dois modelos utilizados para avaliação da dinâmica populacional dos estoques pesqueiros, o primeiro utiliza um modelo empírico de produção proposto por Graham-Schaefer (1954; 1957), e o segundo um modelo analítico de recrutamento e mortalidade proposto por Beverton e Holt (1957) (MUNRO, 1979). O último método pode ser dividido em duas categorias, uma que utiliza dados de idade e a outra que utiliza dados de tamanho (FONTELES-FILHO, 2011).

Conforme já explicito no texto anterior, o avanço do rejeito causou a mortalidade de espécies da ictiofauna, muitas das espécies atingidas poderiam ser adultos e estar dentro da conformidade para pesca.

Indicador 1: diversidade de espécies de peixes.

Espécies raras têm maior valor proporcional. Os elevados resultados dos índices de diversidade estão associados a uma melhor qualidade ambiental, ou seja, quanto maior a diversidade, menor será o dano no local estudado.

Indicador 2: tamanho das espécies coletadas pelos pescadores tradicionais e de subsistência.

Comparação de informações de referências bibliográficas e da condição atual de pesca na região.

Abrangência: toda a extensão do rio Doce e área marinha adjacente.

57) BIOACUMULAÇÃO DE METAIS PESADOS

Com taxas metabólicas elevadas e redução da capacidade de defesa do organismo ocorre aumento na sensibilidade do organismo facilitando, conseqüentemente, a incorporação de contaminantes (e.g. EVANS, 1987; WENDELAAR BONGA, 1997; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Além disso, devido a esses compostos possuírem baixa mobilidade e grande afinidade por moléculas que contenham átomos de nitrogênio e enxofre, ligam-se facilmente a proteínas e macromoléculas celulares. Ligam-se covalentemente a átomos de carbono em grupos orgânicos, como, por exemplo, o metil (-CH₃), originando compostos organometálicos, que quando neutros tendem a ser lipossolúveis e, portanto, atravessam facilmente as membranas biológicas, atingindo, assim, vários compartimentos orgânicos e interferindo no funcionamento de todo o organismo. Está bem documentado na literatura que animais que vivem em ambientes aquáticos quimicamente poluídos irão, cedo ou tarde, adquirir uma carga desses poluentes. Existem diferentes rotas de entrada de metais pesados nos organismos (DAS et al., 2003): inalação pelos pulmões, absorção pela pele, através da placenta antes do nascimento, através do leite materno pela lactação, ingestão de água e ingestão de alimentos. Ao serem absorvidos e, conseqüentemente, acumulados pelos organismos, atingem níveis altamente tóxicos e, até mesmo, fatais. Esse dano será avaliado em peixes, cetáceos, anfíbios, aves, pequenos mamíferos e morcegos.

Os cetáceos são particularmente vulneráveis à contaminação por terem vida longa, reprodução lenta e muitas vezes são residentes e fiéis a uma mesma região para desenvolver suas atividades vitais (WELLS et al., 2004). Na lama proveniente do desastre foram encontrados valores de elementos-traço como arsênio e manganês bastante elevados (GUERRA et al., 2017). Outros diversos elementos foram observados na água do rio Doce em concentrações elevadas após o desastre, como ferro, alumínio, cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, níquel e cobre (IGAM, 2015). Na desembocadura do rio houve um

nítido aumento das concentrações de alumínio, ferro, manganês e cromo (UFES, 2016). A concentração desses elementos em tecidos dos cetáceos tende a evoluir conforme a lama tóxica vai sendo diluída, mobilizada e remobilizada com as correntes em um processo de longo prazo.

O grupo dos anfíbios foi um dos únicos a terem sido investigados pós-desastre, quanto à bioacumulação. Jucá et al. (2017) investigaram a contaminação de girinos por metais pesados na região. Esses autores descrevem que a contaminação foi verificada em todos os pontos de amostragem, mesmo alguns fora das áreas mais próximas ao rio danificado. A contaminação dessas áreas mais distantes poderia ser atribuída ao comprometimento de lençóis freáticos, mas é possivelmente oriunda dos processos de mineração há anos em curso naquela região. Independentemente disso, dado que anfíbios correspondem à base da cadeia alimentar de diversos organismos vertebrados e invertebrados, esse dano pode se estender ao longo da rede trófica atingindo, inclusive, a população humana local.

Indicador 1: dosagem de contaminantes em amostras de tecidos.

Amostras de tecidos, como o fígado, rins, músculo, ossos ou derme, serão coletadas de animais vivos ou mortos, de todos os grupos, podendo o material ser congelado para posterior análise laboratorial. Depois do processamento das amostras, estas serão submetidas a um espectroscópio de absorção atômica para dosagem de diferentes contaminantes. Amostras de cetáceos coletadas pré-desastre estão sendo avaliadas para verificar a viabilidade da dosagem de contaminantes. Uma alternativa, caso não haja viabilidade de analisar amostras pré-desastre, será monitorar os níveis de contaminantes ao longo do tempo para verificar se existe um incremento da concentração, uma vez que os contaminantes persistem no ambiente. Alternativamente, comparam-se as dosagens com amostras de outras populações de espécies que não estejam na região diretamente afetada pelo desastre (controle). A bioacumulação será avaliada nos cetáceos, oportunamente, quando da ocorrência de animais encalhados em praias para coleta de material biológico; e em anfíbios, quelônios, aves, morcegos, mamíferos de pequenos, médio e grande portes, por meio da coleta de material biológico de espécimes capturados em diferentes petrechos, ou em vestígios que contenham material biológico passível de ser analisado.

Indicador 2: concentração de metais e/ou semimetais em amostras de água e sedimentos.

A concentração de metais e/ou semimetais em amostras de água e sedimentos será indicador do ambiente afetado.

Indicador 3: quantificação de metais e outros compostos tóxicos em tecidos de bentos de fundos inconsolidados.

Bentos de fundos inconsolidados são indicadores da qualidade do ambiente marinho, além de servirem como fonte alimentar, portanto a quantificação de metais e outros compostos em seus tecidos indica a bioacumulação.

Abrangência: toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos.

58) BIOMAGNIFICAÇÃO DE METAIS E OUTROS COMPOSTOS BIOMAGNIFICÁVEIS NA BIOTA AQUÁTICA MARINHA

Após entrarem na cadeia trófica, os contaminantes já bioacumulados em diferentes tecidos dos organismos (p. ex., rins, fígado, músculos, cérebro) (REIJNDERS, 1996) podem atingir altas concentrações na biota devido ao aumento progressivo das concentrações ao longo dos diferentes níveis da cadeia trófica. Nessa condição, denominada de biomagnificação, organismos que se posicionam no topo da cadeia alimentar apresentariam concentrações mais significativas e tóxicas desses elementos (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; MORAIS, 2009; NIENCHESKI et al., 2014; FERNANDES et al., 2016). O dano poderá ser avaliado em peixes, cetáceos, quelônios e outros organismos marinhos.

Indicador 1: quantificação de metais e outros compostos biomagnificáveis.

Quantificação de metais e outros compostos biomagnificáveis em algas e em tecidos e fluidos corpóreos de animais de diferentes níveis tróficos (especialmente em animais topo de cadeia trófica), comparando-se informações dos momentos pré-desastre e pós-desastre; quantificação de metais e outros compostos tóxicos em água e sedimentos. A biomagnificação será avaliada nos cetáceos, oportunamente, quando da ocorrência de animais encalhados em praias para coleta de material biológico.

Indicador 2: dados de bioacumulação/bioconcentração em organismos de mesma cadeia trófica.

Avaliação dos dados das análises de bioacumulação e/ou bioconcentração em organismos de mesma cadeia trófica.

Abrangência: toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce.

5.1 MATRIZ DE DANOS AMBIENTAIS

Todos os danos anteriormente descritos são agora apresentados na forma de uma matriz para sintetização dos resultados. Nessa matriz, além dos danos, indicadores e abrangência, também consta a classificação de cada dano segundo sua origem e causa, conforme apresentado no capítulo 2.

Complementando a classificação é apresentada a tendência de evolução de cada dano em quatro possibilidades: tende a evoluir, estabilizada, tende a reduzir ou indefinida. Essa tendência de evolução é considerada neste relatório como uma hipótese baseada nas informações analisadas sobre o desastre e no conhecimento da equipe técnica envolvida no projeto. Esta, assim como os próprios danos, indicadores e abrangência, deverá ser revisada ao longo dos trabalhos do diagnóstico, a fim de consolidar a análise dos efeitos do desastre sobre o ambiente afetado.

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
1	Alteração nos usos múltiplos da água	Vazão de água indisponível (m³/s); tempo de indisponibilidade (dias)	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alteração na qualidade das águas	Municípios abrangidos no trecho dos corpos d'água afetados, desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a reduzir
2	Alteração da caracterização da rede de drenagem dos cursos de água a montante do reservatório da UHE Risoleta Neves	Extensão de rios com deslocamento (metros); volume de material depositado (m³)	Mecânica	Acúmulo de rejeito nas encostas	Trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e o reservatório da UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Estabilizado
3	Alteração da morfologia de fundo do rio Doce a jusante da UHE Risoleta Neves	Volume de material depositado/erodido (m³)	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Calha do rio Doce a jusante da UHE Risoleta Neves até sua foz	Tende a evoluir	Tende a reduzir
4	Assoreamento de nascentes e cavas pela onda de rejeitos	Número de nascentes e/ou cavas diretamente atingidas e área de drenagens afetada (m²)	Mecânica	Acúmulo de rejeito nas encostas	Trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e o reservatório da UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Estabilizado
5	Assoreamento do patrimônio espeleológico – cavidades/abrigos	Quantidade de cavidades e abrigos afetados; presença/ausência de fauna cavernícola	Mecânica	Acúmulo de rejeito nas encostas	Cavidades ao longo do rio Doce e afluentes, entre o complexo de Germano e a foz do rio Doce	Estabilizada	Tende a reduzir
6	Assoreamento dos reservatórios	Volume (m³) e redução no tempo de vida útil (anos)	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Área dos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas	Tende a evoluir	Tende a reduzir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
7	Remanso causado pelo assoreamento dos reservatórios	Diferença entre áreas alagadas (m ²) e diferença entre as cotas de alagamento (cm)	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Área dos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas	Tende a evoluir	Indefinida
8	Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo do rio Doce	Concentração de sólidos em suspensão (mg/l), vazão sólida específica (ton/ano/km ²) ou turbidez (UNT)	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Calha do rio Doce a jusante da UHE Risoleta Neves até sua foz	Tende a evoluir	Tende a reduzir
9	Alteração da dinâmica do transporte de sedimentos ao longo da área costeira	Volume de material depositado/erodido (m ³); concentração de sólidos em suspensão (mg/l), vazão sólida específica (ton/ano/km ²) ou turbidez (UNT); altura de sedimentos finos (m)	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Área estuarina e costeira da foz do rio Doce e entorno	Tende a evoluir	Tende a reduzir
10	Aumento da concentração de metais e semimetais pesados nos sedimentos	Concentração dos metais pesados no sedimento de fundo (mg/kg)	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alteração na qualidade das águas	Trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a reduzir
11	Alteração na composição granulométrica dos sedimentos	Composição granulométrica das amostras de sedimento	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a reduzir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
12	Alteração nas comunidades biológicas presentes no sedimento	Riqueza (número total de taxa); índice de diversidade de Shannon; índice de equitabilidade de Pielou; abundância de organismos (total e relativa); densidade de organismos (número de organismos por m ²); abundância relativa de táxons tolerantes; número de táxons sensíveis; abundância relativa de táxons sensíveis; pontuação no índice BMWP; pontuação do índice ASPT; classificação no índice ICBRio; dominância de organismos tolerantes	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce; zona litorânea incluindo ambientes intermareais, fundos de estuário e zona infralitoral raso.	Tende a reduzir	Tende a reduzir
13	Redução da luminosidade na coluna de água	Turbidez (UNT) ou concentração de sólidos dissolvidos ou suspensos; Área da pluma de turbidez em águas costeiras	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Rio Doce, em seu trecho mineiro e capixaba, e estuário do rio Doce e águas costeiras (profundidade até 100 m)	Tende a evoluir	Indefinida
14	Redução do oxigênio dissolvido pelo aporte de material orgânico nos corpos hídricos	Oxigênio dissolvido (mg/L); Turbidez (UNT)	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alteração na qualidade das águas	Rio Doce, em seu trecho mineiro e capixaba, e estuário do rio Doce e águas costeiras (profundidade até 100 m)	Tende a evoluir	Estabilizada
15	Aumento da concentração de metais/semimetais na água	Concentração de metais e/ou semimetais (mg/L); comparação dos resultados da concentração de metais no sedimento com os resultados de concentração dos mesmos na água	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alteração na qualidade das águas	Rio Doce, em seu trecho mineiro e capixaba, e estuário do rio Doce e águas costeiras (profundidade até 100 m)	Tende a evoluir	Indefinida

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
16	Aumento do potencial de toxicidade na água	Concentração de metais e/ou semimetais (mg/L)	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alteração na qualidade das águas	Rio Doce em toda sua extensão e formadores do rio Doce e afluentes de interesse	Tende a evoluir	Tende a evoluir
17	Alteração da riqueza e biomassa do fitoplâncton	Número total de espécies; número de células (células/mL); clorofila (µg/L)	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Trecho dos corpos d'água e região costeira influenciada pela pluma de rejeitos.	límnico: Tende a reduzir marinho: Tende a evoluir	Indefinida
18	Alterações na composição do zooplâncton	Riqueza total; abundância; abundância relativa; índice de diversidade de Shannon; índice de equitabilidade de Pielou	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Todo o corpo hídrico diretamente afetado pelo desastre de Mariana	Tende a evoluir	Tende a reduzir
19	Comprometimento da saúde e mortalidade do zooplâncton para região marinha	Concentração de metais no plâncton; níveis de LPO	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Região costeira afetada pela pluma de sedimentos	Tende a evoluir	Tende a reduzir
20	Contaminação local do aquífero	Concentrações dos componentes químicos majoritários e alguns minoritários	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alteração na qualidade das águas	Aquíferos da vizinhança da calha dos rios afetados pelo fluxo de rejeitos entre Mariana e Linhares	Indefinida	Tende a reduzir
21	Superexploração local de aquífero	Dados de produção de poços nas proximidades	Ações Emergenciais	Atendimento à população	Núcleos habitacionais situados próximo à margem do rio Doce	Indefinida	Tende a reduzir
22	Contaminação de bens minerais	Quantidade de processos minerários afetados	Mecânica	Acúmulo de rejeito nas encostas	Trecho dos corpos d'água afetados entre a área do complexo de Germano e a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a reduzir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
23	Aumento das áreas de empréstimo de bens minerais	Áreas de desmatamento e de remoção da camada vegetal para extração de bens minerais (materiais de empréstimo)	Ações Emergenciais	Contenção do rejeito	Trecho entre o complexo de Germano e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a reduzir
24	Ampliação de área para a disposição de rejeito	Área alterada/ampliada para a disposição de rejeitos (Fazenda Floresta) (m ²)	Ações Emergenciais	Contenção do rejeito	Fazenda Floresta e áreas contíguas, destinadas a disposição de rejeito	Tende a evoluir	Tende a evoluir
25	Aumento na geração de resíduos sólidos	Quantitativo de resíduos sólidos produzidos pelo desastre (m ³); área de disposição de resíduos sólidos produzidos pelo desastre (m ²)	Mecânica	Aporte de material para os corpos hídricos	Municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado	Tende a evoluir	Tende a evoluir
26	Alteração da qualidade do ar devido à suspensão de partículas oriundas do rejeito	Registros de doenças ligadas a suspensão atmosférica de material particulado	Mecânica	Acúmulo de rejeito nas encostas	Trecho entre o complexo de Germano e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a evoluir
27	Remoção de solos e rochas devido a passagem de onda de rejeitos	Áreas expostas devido a remoção de solos e rochas com presença de indicadores de processos erosivos	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Trecho entre o complexo de Germano e a UHE Risoleta Neves	Estabilizada	Estabilizada
28	Alterações dos processos erosivos devido à deposição do rejeito	Estimativa de perda de solo ((ton/ha ou kg/m ²)/ano)	Mecânica	Acúmulo de rejeito nas encostas	Áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a reduzir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
29	Alteração nas propriedades físicas e morfológicas do solo	Densidade aparente do solo; Densidade de partícula do solo; Porosidade do solo; capacidade de água disponível; condutividade hidráulica saturada; granulometria; volume de rejeito depositado (m³)	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações no solo	Áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a evoluir
30	Perda de fertilidade do solo	Análise da fertilidade do solo	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações no solo	Áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a evoluir
31	Mudança na mineralogia do solo	Análise mineralógica; análise química	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações no solo	Áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a evoluir
32	Aumento nos teores de metais no solo	Teores totais e biodisponíveis de metais	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações no solo	Todas as áreas afetadas pelo depósito de rejeitos compreendendo desde o eixo da barragem de Fundão até a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir
33	Danos no crescimento de plantas - espontâneas e/ou estabelecidas	Índice de cobertura de planta; Produção de matéria seca; concentração de metais nas folhas e raízes; determinação de metais nas folhas e raízes em ambiente controlado	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Áreas afetadas pela deposição de rejeitos entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a evoluir
34	Supressão da vegetação nativa ciliar	Área suprimida pela lama	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Trecho de vegetação suprimido pelo deslocamento da lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Estabilizada

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
35	Supressão de vegetação nativa pela implantação de infraestrutura	Área alterada para implantação dos empreendimentos (Nova Bento, vias de acesso, pilhas de rejeito no entorno da UHE Risoleta Neves e Fazenda Floresta)	Ações Emergenciais	Atendimento à população	Áreas de implantação de Nova Bento e da Fazenda Floresta; trecho entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves (vias de acesso); áreas adjacentes à UHE Risoleta Neves	Tende a evoluir	Tende a evoluir
36	Perda de biodiversidade de flora	Estimativa qualitativa e quantitativa de espécies arbóreas, herbáceas e ameaçadas de extinção; estimativa qualitativa de espécies epífitas, de lianas e de macrófitas aquáticas	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves devido à supressão da vegetação ripária, exceto para as macrófitas que, por estarem presentes na água, serão avaliadas até a foz do rio Doce	Estabilizada	Tende a evoluir
37	Perda de recursos florestais madeireiros	Área basal; volume de madeira	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Trecho de vegetação suprimido pelo deslocamento da lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Estabilizada	Tende a reduzir
38	Perda dos recursos florestais não madeireiros	Estimativa de perda de indivíduos de espécies de interesse	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Trecho de vegetação suprimido pelo deslocamento da lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Estabilizada	Tende a reduzir
39	Alteração na capacidade de resiliência da floresta	Banco de sementes; regeneração natural	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Área afetada pela lama entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves	Estabilizada	Estabilizada

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
40	Aumento do efeito de borda	Ocorrência de espécies indicadoras de áreas perturbadas; perímetro dos fragmentos florestais atingidos	Mecânica	Remoção da cobertura original das encostas	Desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir
41	Introdução e aumento de espécies exóticas invasoras	Presença de espécies exóticas invasoras utilizadas nos plantios de restauração e área dos polígonos em processo de recuperação	Ações Emergenciais	Contenção do rejeito	Desde a barragem de Fundão até a foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir
42	Aumento da pressão antrópica em unidades de conservação legalmente constituídas no SNUC	Registro de boletins de ocorrências antes e após o desastre referentes às diferentes pressões antrópicas nas UCs atingidas pela lama	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	UCs de proteção integral Parque Estadual do Rio Doce, Parque Estadual Sete Salões, Reserva Biológica de Comboios e Refúgio de Vida Silvestre Santa Cruz	Tende a evoluir	Tende a reduzir
43	Aumento do estresse na fauna silvestre	Alterações na homeostasia do organismo; índice de condição corporal de cetáceos; identificação de doenças de pele e sua prevalência em cetáceos observados na região da foz do rio Doce; alterações na condição corporal e de características físico-clínicas de morcegos e mamíferos de médio e grande porte; assimetria flutuantes em indivíduos da avifauna; alteração nos indicadores da composição de fitoplâncton e zooplâncton; alteração na composição da ictiofauna	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
44	Alterações comportamentais	Número de indivíduos registrados de quelônios; número de desovas de quelônios marinhos; alteração do padrão alimentar de espécies de interesse específico (lontra, cachorro-do-mato e mão-pelada); alterações enzimáticas; abundância de cetáceos	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir
45	Alterações fisiológicas e bioquímicas	Alterações fisiológicas gerais; alterações bioquímicas; alterações na imunidade; alterações em funções orgânicas; avaliação de danos moleculares; avaliação de danos genotóxicos	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
46	Alteração nas assembleias faunísticas	Métricas de riqueza e composição de espécies, a ser avaliado com índices de diversidade alfa e beta; métricas de frequência das espécies de cada assembleia; proporção de representatividade das guildas alimentares de morcegos insetívoros e piscívoros em relação às demais; proporção de registros de mamíferos de médio e grande porte de interesse (lontra, cachorro-do-mato, mão-pelada) em relação às demais espécies; proporção de importância das guildas alimentares de insetos dispersores, polinizadores e vetores em relação às demais; índices de diversidade funcional, a serem computados para aves, morcegos, mamíferos de pequeno, médio e grande porte	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir
47	Alteração nas populações faunísticas	Número de indivíduos de quelônios; métricas de abundância; abundância de cetáceos; taxa de sobrevivência (probabilidade de sobrevivência anual) ou mortalidade de cetáceos	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
48	Aumento da mortalidade faunística	Número de quelônios mortos dentro da área de estudo com causa mortis relacionadas ao desastre; abundância de cetáceos; taxa de sobrevivência (probabilidade de sobrevivência anual) ou mortalidade de cetáceos; alterações em funções orgânicas; redução na disponibilidade de espécimes de diferentes espécies de peixes	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir
49	Perda de espécies	Proporção de espécies raras nas assembleias	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir
50	Alteração no estado de conservação de espécies	Critérios populacionais	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir
51	Alteração na diversidade e deterioração de habitats para a fauna aquática	Extensão de rios com deslocamento (metros); áreas de drenagens afetadas (m ²); riqueza (número total de taxa); presença/ ausência de taxa com adaptações para diferentes <i>habitats</i> ; diversidade de espécies de peixes	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão do rio Doce e área marinha adjacente	Tende a evoluir	Tende a diminuir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
52	Diminuição na oferta e/ou qualidade de presas de organismos marinhos	Redução na abundância, densidade ou captura por unidade de esforço (CPUE) de peixes que compõem a dieta de cetáceos e outros predadores de topo de cadeia marinha; concentração de metais pesados em tecidos de peixes	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático marinho) ao longo da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a reduzir
53	Alterações reprodutivas na fauna aquática	Alterações morfológicas em gônadas; alterações fisiológicas e bioquímicas; número de desovas de tartarugas marinhas; proporção de ovos viáveis depositados por tartarugas marinhas; abundância de cetáceos; presença ou ausência de caracteres sexuais secundários em peixes; alterações no número de peixes juvenis; alteração na proporção macho/fêmea da ictiofauna	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir
54	Aumento em alterações estruturais/morfológicas/funcionais em órgãos vitais na ictiofauna	Alteração quali e quantitativa de células específicas; em todo o tecido e/ou órgão	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir
55	Alteração e simplificação da estrutura trófica da ictiofauna	Proporção de espécies com dietas mais restritas; proporção de espécies generalistas; análises qualitativas e quantitativas dos conteúdos estomacais.	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão do rio Doce e área marinha adjacente	Tende a evoluir	Tende a diminuir

N	Dano	Indicador	Origem	Causa	Abrangência	Tendência de evolução	
						Logo após	Hoje
56	Alteração na dinâmica populacional de espécies da ictiofauna de interesse econômico	Diversidade; tamanho das espécies coletadas pelos pescadores tradicionais e de subsistência	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão do rio Doce e área marinha adjacente	Tende a evoluir	Tende a diminuir
57	Bioacumulação de metais pesados	Dosagem de contaminantes em amostras de tecidos; concentração de metais e/ou semimetais em amostras de água e sedimentos; quantificação de metais e outros compostos tóxicos em tecidos de bentos de fundos inconsolidados	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão atingida pelo desastre (para o ambiente aquático de água doce), além de afluentes do rio Doce, bem como toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce. No ambiente terrestre, inclui as áreas adjacentes aos corpos d'água atingidos	Tende a evoluir	Tende a evoluir
58	Biomagnificação de metais e outros compostos biomagnificáveis na biota aquática marinha	Quantificação de metais e outros compostos biomagnificáveis; dados de bioacumulação/bioconcentração em organismos de mesma cadeia trófica	Interações Físicas, Químicas e/ou Biológicas	Alterações na biota	Toda a extensão da costa litorânea adjacente à foz do rio Doce	Tende a evoluir	Tende a evoluir

6. REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: informe 2015. Encarte Especial sobre a bacia do rio Doce: rompimento da barragem em Mariana/MG. Brasília DF: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR, 2016. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2018.
- ALCARAZ, M.; CALBET, A. Zooplankton ecology. In: DUARTE, C.; HELGUERAS, A. L. (Ed.). **Marine ecology**. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS) UNESCO. Oxford, UK: Eolss Publishers, 2003. p. 295-318.
- AMAP. **Assessment report**: arctic pollution issues. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme, 1998.
- ANDERSEN, A. N. Global ecology of rainforest ants functional groups in relation to environment stress and disturbance. In: **Ants Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity**, D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, T. R. Schultz. Smithsonian Institution Press, 2000. p. 25–34.
- ANDRADE, C. A. **Estudo ecotoxicológico no trecho médio da Bacia do Rio Doce – MG**. 2003. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities in a system of tropical streams. **Evolutionary Ecology of Neotropical Freshwater Fishes**, v. 9, p. 117-135, 1983.
- ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Brasil. Biol**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6508**: grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - determinação da massa específica – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10838**: solo - determinação da massa específica aparente de amostras indeformadas, com emprego de balança hidrostática - método de ensaio. Rio de Janeiro, 1988.
- _____. **NBR 13292**: solo - determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante - método de ensaio. Rio de Janeiro, 1995.
- _____. **NBR 14545**: solo - determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, 2000.
- _____. **NBR 7181**: solo – análise granulométrica – método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.
- BAKER, J. D.; WESTGATE, A.; EGUCHI, T. Vital rates and population dynamics. In: BOYD, I. L.; DON BOWEN, W.; IVERSON, S. J. (Eds.). **Marine mammals ecology and conservation**: a handbook of techniques. Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 119-143.
- BARBOSA, V. 5 Anos após o desastre nuclear de Fukushima. Revista Exame. 2016.
- BARRELLA, W.; PETRERE JR., M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. DE. A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. DE. F. (Eds.). **Matas ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo, EDUSP FAPESP, 2000. p. 187-207.
- BARROS, N. B.; CLARKE, M. R. Diet. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). **Encyclopedia of marine mammals**. 2. ed. Amsterdam: Academic Press, 2009. p. 311-316.
- BASTOS, A. C.; OLIVEIRA, K. S. S.; FERNANDES, L. F. L. et al. **Monitoramento da influência da pluma do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015**: processamento, interpretação e consolidação de dados. Vitória: UFES, 2017.
- BEVERTON, R. J. H.; HOLT, S. J. **On the dynamics of exploited fish populations**. London: Fish. Invest., 1957. 19 v.

- BISWAS, S. R.; MALLIK, A. U. Species diversity and functional diversity relationship varies with disturbance intensity. **Ecosphere**, v. 2, n. 4, art. 52, p. 1-10, 2011.
- BONECKER, S. L. C.; ARAUJO, A. V.; CARVALHO, P. F.; DIAS, C.; FERNANDES, L. F. L.; MIGOTTO, A. E.; OLIVEIRA, O. M. P. Horizontal and vertical distribution of mesozooplankton species richness and composition down to 2,300 m in the southwest Atlantic Ocean. **Zoologia**, v. 31, n. 5, p. 445-462, 2014.
- BONECKER, C. C.; BONECKER, S. L. C.; BOZELLI, R. L.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. Zooplankton composition under the influence of liquid wastes from a pilp mil in middle rio Doce river (Belo Oriente, MG, Brazil). **Arq. Biol. Tecnol.**, v. 39, n. 4, p. 893-901, 1996.
- BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS: ÁGUA E BIODIVERSIDADE, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 2002. p. 123-145.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre procedimentos relativos a Estudo de Impacto Ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 fev. 1986.
- _____. Decreto nº 6.640, de 7 de novembro de 2008. Dá nova redação aos arts. 1º, 2º, 3º, 4º e 5º e acrescenta os arts. 5-A e 5-B ao Decreto nº 99.556, de 1º de outubro de 1990, que dispõe sobre a proteção das cavidades naturais subterrâneas existentes no território nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 10 nov. 2008.
- _____. 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, 28 maio 2012.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira**. Brasília, DF: MMA, 2006.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Gabinete da Ministra. Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 dez. 2014.
- BRITO, J. O.; BARRICHELO, L. E. G. Usos diretos e propriedades da madeira para geração de energia. **Silvicultura**, São Paulo, v. 2, n. 12, p. 26-28, 1979.
- BUISSON, L.; GRENOUILLET, G.; VILLEGIER, S.; CANAL, J.; LAFFAILLE, P. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. **Global Change Biology**, v. 19, n. 2, p. 387-400, 2013.
- CAMPELO, R. P. S. **Variabilidade Interanual (10 anos) da comunidade zooplanctônica na região costeira do Espírito Santo, em área sob influência de efluente industrial aquecido**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2010.
- CANATTO, B. F. **Caracterização geoquímica dos sedimentos da bacia do rio Gualaxo do Norte**. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2017.
- CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. T. Reabilitação ambiental de ecossistemas florestais. In: SEMANA DO ESTUDANTE UNIVERSITÁRIO, 1. 2003, Colombo. Florestas e Meio Ambiente: Palestras. Colombo: Embrapa Florestas, 2003.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília, DF: ANEEL, 2000.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; BIZERRIL, C. R. S. F.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectivas**. Oecologia Brasiliensis VI. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 1999. p. 139-155.

- CH2M. **Anexo I: relatório das atividades de campo para aplicação do plano de manejo no trecho 08.** 2017.
- CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, v. 28, p. 801-809, 2004.
- CLARKE, E.G.C. Lead poisoning in small animals. **Journal of Small Animal Practice**, p. 183–194, 1973.
- CORREIA, T. G. **Influência do alumínio e do pH ácido sobre a fisiologia reprodutiva de peixes teleósteos continentais.** 2008. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce.** Relatório 02: Geoquímica. Belo Horizonte, 2015.
- DALLINGER, R.; PROSI, F.; SEGNER, H.; BACK, H. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. **Oecologia**, v. 73, p. 91-98, 1987.
- DAS, K.; VIRGINIE, D.; STEPHANE, P.; JEAN-MARIE, B. Heavy metals in marine mammals. In: VOS, J. G.; BOSSART, G. D.; FOURNIER, M.; O'SHEA, T. J. (Eds.) **Toxicology of marine mammals.** London: Editora Taylor and Francis, 2003. p. 135-167.
- DASGUPTA, P. The Stern review's economics of climate change, *National Institute Economic Review*:199:4-7, 2007.
- DE COSTER, G.; VAN DONGEN, S.; MALAKI, P.; MUCHANE, M.; ALCÁNTARA-EXPOSITO, A. et al. Fluctuating Asymmetry and Environmental Stress: Understanding the Role of Trait History. **PLOS ONE**, v. 8, n. 3, 2013.
- DIAS, C. O.; ARAUJO, A. V.; VIANNA, C. S.; LOUREIRO FERNANDES, L. F.; PARANHOS, R.; SUZUKI, M. S.; BONECKER, S. L. C. Spatial and temporal changes in biomass, production and assemblage structure of mesozooplanktonic copepods in the tropical south-west Atlantic Ocean. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 3, p. 483–496, 2015.
- DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. C. Inter-annual Variability of Planktonic Copepods in a Tropical Bay in Southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 731-742, 2008.
- DIAS JUNIOR, C.; LÁZARO, G. C. S.; CONCEIÇÃO, J. R.; ZEN, C. M. Monitoramento do Fitoplâncton. In: BASTOS, A. C. et al. **Monitoramento da influência da pluma do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: processamento, interpretação e consolidação de dados.** Relatório. Vitória: Departamento de Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), 2017.
- DORVAL, J.; LEBLOND, V. S.; HONTELA, A. Oxidative stress and loss of cortisol secretion in adrenocortical cells of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed in vitro to endosulfan, an organochlorine pesticide. **Aquat. Toxicol.**, v. 63, p. 229-241. 2003.
- DUNFORD, R. W.; GINNIB, T. C.; DESVOUSGES, W. D. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments, *Ecological Economics* 48:49–70, 2004.
- DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 135-144, 1999.
- EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL (EMATER). **Perdas na área rural atingida pelo rompimento da barragem do Fundão em Mariana – MG.** Minas Gerais: EMATER, 2016.
- ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF** 12, n. 32, p. 43-64, 1998.
- ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT (ERM). **Relatório consolidado de informações técnicas sobre a investigação e resposta ao rompimento da barragem de Fundão.** São Paulo: ERM, 2017.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MAIA-BARBOSA, P. M.; BRITO, S.; RIETZLER, A. C. Zooplankton Biodiversity of Minas Gerais State: a Preliminary Synthesis of Present Knowledge. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 199-218, 2005.

- ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 625-655.
- ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; BIZERRIL, C. R. S. F.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectivas**. Oecologia Brasiliensis VI. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 1999. p. 157-182.
- EVANS, D. H. The fish gill: Site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. **Environmental Health Perspectives**, v. 71, p. 47-58, 1987.
- EVANS, D. H.; PIERMARINI, P. M.; CHOE, K. P. The multifunctional fish gill: Dominant site of gas exchange, osmoregulation, acid-base regulation, and excretion of nitrogenous waste. **Physiological Reviews**, v. 85, p. 97-177, 2005.
- FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO, R.; MATOS, R. A tragédia do rio Doce: a lama, o povo e a água - relatório da expedição ao rio Doce. Relatório de campo e interpretações preliminares sobre as consequências do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão (Samarco/VALE/BHP). **Revista GEOgrafias – UFMG**, v. 1, p. 63-94, 2016.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI JR, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B.; Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza e Conservação**, v. 14, p. 35-45, 2016.
- FERREIRA, M.; MORADAS-FERREIRA, P.; REIS-HENRIQUES, M. A. Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. **Aquatic Toxicol.**, v. 71, p. 39-48, 2005.
- FETTER, C. W. **Applied hydrogeology**. 3. ed. New Jersey: Ed. Prentice-Hall, 1994.
- FIEDLER, N. C.; SOARES, T. S.; SILVA, G. S. Produtos florestais não madeireiros: importância e manejo sustentável da floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais – RECEN**, v. 10, n. 8, p. 263-278, 2008.
- FLEEEGER, J. W.; CARMAN, K. R.; NISBET, R. M. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. **Science of Total Environment**, v. 317, p. 207-233, 2003.
- FLYNN, D.F.B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.T.; LIN, B.B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, 2009.
- FONTELES-FILHO, A. A. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2011.
- FORZZA, R. C.; BAUMGRATZ, J. F. A.; BICUDO, C. E. M.; CANHOS, D. A. et al. G. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, v. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.
- FREEMAN III, A. M. *The Measurement of Environment and Resources Values*, Resources for the Future, Second Edition, Washington, 2003.
- FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN Jr., K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN JR.; RUDRAN, R.; VALLADARES- PÁDUA, C. (Orgs.) **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: Editora da UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 125-151.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M. Composição florística e Estrutura da regeneração natural de floresta secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 559-566, 2002.
- GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Trans. Amer. Micros. Soc.**, v. 97, n. 1, p. 16-35, 1978.
- GARWOOD, N. C. Tropical Soil Seed Banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989.

- GATTI, A.; BIANCHI, R.; ROSA, C. R. X.; MENDES, S. L. 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, p. 227-230, 2006.
- GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. **Avaliação dos impactos no meio físico resultantes do rompimento da barragem de Fundão**. Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_00-J. Belo Horizonte: jul. 2016a.
- _____. **Análise da ocorrência de deposição de rejeitos oriundos da barragem de Fundão no ambiente marinho adjacente ao rio Doce**. Belo Horizonte: maio 2016b.
- GOMES E SOUZA, M. B. **Relatório comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica referente à 1ª expedição ao rio Doce (dezembro/2015)**. GIAIA - Grupo independente para avaliação do impacto ambiental, 2015.
- GOMES E SOUZA, M. B. **Resultados das análises quali-quantitativas do zooplâncton. Rio Doce e afluentes. Campanha março e abril/2016**. GIAIA - Grupo independente para avaliação do impacto ambiental, 2016.
- GOMES, L. E. de O.; CORREA, L. B.; SÁ, F.; NETO, R. R.; BERNARDINO, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 28-36, 2017.
- GONZÁLEZ-MAYA, J.F.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MEDELLÍN, R.; CEBALLOS, G. Distribution of mammal functional diversity in the Neotropical realm: Influence of land-use and extinction risk. **PLOS ONE**, v. 12, n.4, 2017.
- GREENPEACE. Desastre do Exxon Valdez: Uma Contínua História de Mentiras. 2004.
- GROFFMAN, P. M.; BARON, J. S.; BLETT, T.; GOLD, A. J. et al. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? **Ecosystems**, v. 9, p. 1-13, 2006.
- GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J. 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 Pollut**, p. 228-252, 2017.
- GUIMARÃES, M. T. **Avaliação de desfechos relacionados à gestação em áreas contaminadas na região do estuário de Santos e São Vicente**. 2012. Tese (Doutorado) – Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.
- GÜL, S.; BELGE-KURUTAS, E.; YILDIZ, E.; SAHAN, A.; DORAN, F. Pollution correlated modifications of liver antioxidant systems and histopathology of fish (Cyprinidae) living in Seyhan Dam Lake, Turkey. **Environ. Int.**, v. 30, p. 605-609, 2004.
- GULLAND, J.A. **Fish stock assessment: a manual of basic methods**. New York: John Wiley, 1983. 223 p.
- HAMMOND, P. S. Estimating the abundance of marine mammals. In: In: BOYD, I. L.; DON BOWEN, W.; IVERSON, S. J. (Eds.). **Marine mammals ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 42-67.
- HELFMAN, G. S.; COLLETTE, B. B.; FACEY, D. E.; BOWEN, B. W. **The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology**. 2. ed. Oxford: Wiley-Blackwell, 2009.
- HENRY, R.; UIEDA, V. S.; AFONSO, A. A. O.; KIKUCHI, R. M. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 25, n. 3, p. 1866-1870, 1994.
- HIETZ, P. **Diversity and conservation of epiphytes in a changing environment**. Pure and Applied Chemistry. Vienna: Universitat fur Bodenkultur, 1999.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Aplicação de critérios e categorias da UICN na avaliação da fauna brasileira**. ICMBio, 2013.

- _____. **Relatório de avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPsul/ICMBio** (28 de abril de 2016). Equipe de Pesquisa Universidade Federal do Rio Grande – FURG/Coral Vivo. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 28 abril, 2016.
- _____. **Nota técnica nº 3/2017/ VitóriaES/ TAMAR/DIBIO/ICMBio**. Identificação da área atingida pela pluma de rejeitos da Samarco e das principais comunidades pesqueiras existentes na mesma. Vitória: MMA, 2017.
- _____. **Nota técnica nº 23/2017/TAMAR-Vitória-ES/DIBIO/ICMBio**. Monitoramento da pluma de sedimentos proveniente da barragem de Fundão. Vitória: MMA, 2017. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/nota_tecnica_23_2017_Tamar_ICMBio_monitoramento_pluma.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2017.
- _____. **Etapas 1:** análise de contaminantes (metais). Relatório Técnico-Científico. Contrato 105/2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/dcom_relatorio_contrato_105_2016.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2017.
- _____. Fundação de Apoio à Universidade do Rio Grande – FAURG. **Etapas 5:** análise de comparativa sobre os resultados entre as Expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. Relatório Técnico-Científico. Contrato 105/2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_contrato_105_2016_ETAPA_5.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2017.
- INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Acompanhamento da qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. Relatório Técnico do Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Belo Horizonte: IGAM: 2015.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Laudos técnicos preliminares dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Ibama: 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2017.
- INSTITUTOS LACTEC. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Relatório de linha-base: volume I – meio físico**. Relatório Técnico. Curitiba: Institutos Lactec, 2017.
- JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. A.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.
- JUNCÁ, F. A.; PAVAN, D.; JESUS, T.B.; ETEROVICK, P. Girinos como bioindicadores da qualidade da água do rio Doce. **Relatório Final Greenpeace**, junho, 2017. 33p.
- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento de qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnol. Bras.**, v. 12, p. 73-87, 2000.
- KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E. G. R.; VIDAL-TORRADO, P. **Pedologia: fundamentos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012.
- KERSTEN, R. A. Epífitas vasculares: histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na mata atlântica. **Hoehnea**, São Paulo, v. 37, 2010.
- KIRK, K. L.; GILBERT, J. J. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. **Ecology**, v. 7, n. 1-5, p. 1741-1755, 1990.
- KRUPNICK, A.; CAMPBELL, S.; COHEN, M.A; PARRY, W.H. Understanding the costs and benefits of deep water oil drilling regulation, Discussion Paper10-62., janeiro 2011.
- LANA, Z. M. O. A atividade mineradora em Minas Gerais e em Ouro Preto: impactos socioambientais e intervenções para a sustentabilidade. **Sociedade e Território**, v. 27, n. 3, p. 45-49, 2015.
- LAWTON, J.H.; BROWN, V.K. Redundancy in ecosystems. In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (edit.) **Biodiversity and Ecosystem Function**. New York: Springer, 1993. p. 255–268.

- LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.
- LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2011.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. Campinas: Editora Átoma, 2010.
- LIER, Q. de J. van. Física do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010.
- LIMA, E. S.; ABDALLA, D. S. P. Peroxidação lipídica: mecanismos e avaliação em amostras biológicas. **Rev. Bras. Ciênc. Farmac.**, v. 37, p. 293-303, 2001.
- LIST, J. A.; PRICE, M. K. *Handbook on Experimental Economics and the Environment*, Edward Elgar Publishing: Cheltenham, 2013.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999.
- LÜRLING, M.; SCHEFFER, M. Info-disruption: pollution and the transfer of chemical information between organisms. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 374-379, 2007.
- LYONS, J.; NAVARRO-PÉREZ, S.; COCHRAN, P. A.; SANTANA, C.; GUZMÁN-ARROYO, M. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. **Cons. Biol.**, v. 9, n. 3, p. 569-584, 1995.
- MACEDO, A. C. **Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental**. São Paulo: Fundação Florestal, 1993.
- MACHADO, S. A.; FIGUEIREDO, A. **Dendrometria**. 2. ed. Guarapuava: Unicentro, 2006.
- MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.
- MAGRIS, R. A. **Estrutura e dinâmica espaço-temporal das larvas de Decapoda no estuário dos rios Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim, Aracruz, ES**. 2005. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005
- MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, W.G.; WILSON, J.B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005.
- MATKIN, C. O.; SAULITIS, E. L.; ELLIS, G. M.; OLESIU, P.; RICE, D. Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the 'Exxon Valdez' oil spill in Prince William Sound, Alaska. **Marine Ecology Progress Series**, v. 356, p. 269-281, 2008.
- MATTHEWS, S.; BRAND, K. **América do Sul invadida**. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. Programa Global de Espécies Exóticas Invasoras – GISP, 2005.
- MEA *Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC., 2005.
- MEDVEDEV, Z. A. Environmental Impact of Chernobyl in the Union Soviet. 1987. National Institute for a Medical Research, Mill Hill, London. Volume 7, nº3, p. 201-209.
- MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. **Química e mineralogia do solo: parte I - conceitos básicos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. 1 v.
- MENDES, R. M.; MAIA-BARBOSA, P. M. Comunidade zooplanctônica de sete ambientes lóticos da Bacia do Médio Rio Doce (MG). In: BARBOSA, S. A. R.; MARTINS, R. P. (Coord.) **Dinâmica Biológica e a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica do médio Rio Doce – MG. Site 4 – Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce – MG**. Relatório Técnico-Científico das atividades de dezembro de 2001 a agosto de 2002. Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq, 2002. Disponível em: <https://www2.icb.ufmg.br/peld/ufmg/peld/relatorio2002.pdf>. Acesso em: 30 jun. 2017.
- MENEZES, N.A., BUCKUP, P.A, FIGUEIREDO, J.L. & MOURA, R.L. (eds.) **Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia, 2003. 159 p.

- METCALF, C. J. E.; HAMPSON, K.; KOONS, D. N. What happens if density increases? Conservation implications of population influx into refuges. **Animal Conservation**, v. 10, p. 478-486, 2007.
- MILANI, I. C. B. **Determinação polarográfica de metais em ambientes do sistema Patos-Mirim**. 2004. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica. Universidade Federal do Rio Grande, Porto Alegre, 2004.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. **Diário Oficial do Executivo**, Belo Horizonte, MG, 26 jul. 2011.
- MINAS GERAIS. Governo do Estado. Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Grupo Força Tarefa. Belo Horizonte. 2016.
- MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS. Manancial vulnerável. Profundidade do rio Doce apresenta assoreamento entre 30 e 40 centímetros no trecho de Governador Valadares após rompimento da Barragem de Fundão. Risco de transbordamento aumentou. **Superintendência de Comunicação Integrada. Clipping**, p. 26, 1. nov. 2017. Mariana.
- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G. A. B. (Eds.). Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX, 2004.
- MIYASATO, F. C. **Metais pesados afetam a fertilidade**. 2011. Disponível em: <<https://fertilvitro.wordpress.com/2011/02/21/metais-pesados-afetam-a-fertilidade/>>. Acesso em: 10 set. 2016.
- MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.
- MORAIS, A. C. T. **Concentração de metais pesados em peixes teleósteos do Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil**. 2009. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- MRTUSCELLI, P. N. De Chernobyl a Fukushima: os Impactos dos Danos Ambientais nos Direitos das Crianças. *Revista Estudos Internacionais*, v.3, p. 229, 2015.
- MUNRO, G. The Optimal Management of Transboundary Renewable Resources. **Canadian Journal of Economics**, v. 3, p. 271-296, 1979.
- NAVRUD S. Value transfer and environmental policy. In: T. Tietenberg & H. Folmer (eds), *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005: a survey of current issues*. London: Edgar Elgar Publishers, 2004.
- NOAA Habitat Equivalency Analysis: An Overview. *Policy and Technical Paper Series*, No. 95-1. Available: <http://www.darpp.noaa.gov/library/pdf/heaoverv.pdf>, 2000.
- NORTHCOTE, T. G. 1978. Migratory estrategies in production in freshwater fishes, p 326-359. In S. D. GERKIMG. **Ecology of Freshwahter Fishe Production**. Oxford: Blakwell Scientific Publications, 1978. 520p.
- NOVAIS, S.M.A., L.E. MACEDO-REIS, W.D. DAROCHA, AND F.S. NEVES. Effects of habitat management on different feeding guilds of herbivorous insects in cacao agroforestry systems. **Rev. Biol. Trop.**, v. 64, p. 763–777, 2016.
- NUNES, R. A. **Composição e estrutura da comunidade zooplanctônica de um estuário tropical (Espírito Santo, Brasil)**. 2010. Dissertação (mestrado em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, ES, 2010.
- MÜLLER, S. C.; WAECHTER, J. L. Estrutura sinusal dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 395-406, 2001.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NIENCHESKI, L. F.; MACHADO, E. C.; SILVEIRA, I. M. O.; FLORES MONTES, M. J. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 1, p. 94-106, 2014.

- O'SHEA, T. J. Environmental Contaminants and Marine Mammals. In: REYNOLDS III, J. E.; ROMMEL, S. A. (Eds.). **Biology of marine mammals**. Washignton: Smithsonian Institution Press, 1999. p. 485-564.
- OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. **Fundamento de toxicologia**. 4. ed. São Paulo: Atheneu, 2012.
- OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. 2. ed. Piracicaba: FEALQ, 2005.
- 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. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015.
- PAES, E. T. Nécton marinho. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Orgs.). **Biologia marinha**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2002. p. 159-193.
- PANDEY, S.; PARVEZ, S.; SAYEED, I.; HAQUE, R.; BIN-HAFEEZ, B.; RAISUDDIN, S. Biomarkers of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish Wallago attu (Bl. & Schn.). **Sci. Total. Environ.**, v. 309, p. 105-115. 2003.
- PANDRANGI, R.; PETRAS, M.; RALPH, S.; VRZOC, M. Alkaline single cell (comet): assay and genotoxicity monitoring using bullhead and carp. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 26, p. 345-356, 1995.
- PIERCE, G. J.; SANTOS, M. B.; MURPHY, S.; LEARMONTH, J. A. et al. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in female common dolphins (*Delphinus delphis*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from western European seas: geographical trends, causal factors and effects on reproduction and mortality. **Environ Pollut**, v. 153, n. 2, p. 401-415, 2008.
- PINTO, L. P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 91-118.
- PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. São Paulo: Instituto de biociências; Universidade de São Paulo, 2017.
- PORTZ, D. E.; WOODLEY, C. M.; CECH JR, J. J. Stress-associated impacts of short-term holding on fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 16, p. 125-170, 2006.
- QUADROS, J.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Diet of the Neotropical Otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic Forest Area, Santa Catarina State, Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environmental**, v. 36, p. 15-21, 2001.
- QUINTELA, F.M.; IOB, G.; ARTIOLI, L.G.S. Diet of *Procyon cancrivorus* (Carnivora, Procyonidae) in restinga and estuarine environments of southern Brazil. **Iheringia**, v. 104, n. 2, p. 143-149, 2014.
- RAESH, R. J.; BERRA. Comparison of fish communities in Clearwater stream and adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**, v. 118, n. 2, p. 301-322, 1987.
- READY, R.; NAVRUD S.; DAY, B; DUBOURG, R.; MACHADO, F.; MOURATO, S.; SPANNINKS, F.; RODRIQUEZ, M.X.V. Benefit Transfer in Europe: How Reliable Are Transfers Across Countries? **Environmental & Resource Economics**, 29: 67-82, 2004.
- READY, R; & NAVRUD, S. International benefit transfer: methods and validity tests, **Ecological Economics**, 60(2): 429-434, 2006.
- REIJNDERS, P. J. H.; AGUILAR, A. Pollution and marine mammals. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). **Encyclopedia of marine mammals**. 2. ed. Amsterdam: Academic Press, 2009. p. 890-898.
- REIJNDERS, P. J. H. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. **Nature**, v. 324, p. 456-457, 1986.

- _____. Organohalogen and heavy metal contamination in cetaceans: observed effects, potential impact and future prospects. In: SIMMONDS, M. P.; HUTCHINSON, J. D. (Ed.). **The conservation of whales and dolphins**. Chichester: John Wiley and Sons, 1996. p. 205-217.
- REITER, P. Climate change and mosquito-borne disease. **Environ Health Perspect**, v. 109, p. 141-161, 2001.
- REMEDE, Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU, Sixth Framework Programme, Deliverable No. 6A: Review Report on Resource, Equivalence Methods and Applications, Stratus Consulting Inc., 2007.
- REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- RIBEIRO, L. R.; SALVADORI, D. M. F.; MARQUES, E. K. **Mutagênese ambiental**. Canoas: Ulbra, 2003.
- ROBINSON, C.T.; TOCKNER, K.; WARD, J.V. The fauna of dynamic riverine landscapes. **Freshwater Biology**, v. 47, p.661–77, 2002.
- RODRIGUES, A. S. de L. **Caracterização da bacia do rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil: avaliação geoquímica ambiental e proposição de valores de background**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.
- RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares, conservação e recuperação**. São Paulo, FAPESP, 2009.
- ROLIM, S. G.; IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NASCIMENTO, M. T. et al. Composição florística do estrato arbóreo da Floresta Estacional Semidecidual na Planície Aluvial do rio Doce, Linhares, ES, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 549-561, 2006.
- ROMERO, T. B. **Metais em sedimentos do estuário do rio Doce (ES) após rompimento da barragem em Mariana (MG)**. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
- ROSMAN, P. C. C.; PINHEIRO, L. A.; PEIXOTO, R. S.; ROSMAN, P. A. **Cap. 4 Avaliação da zona estuarina do rio Doce e Zona Costeira Adjacente**. In: AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA RUPTURA DA BARRAGEM DE REJEITOS DE FUNDÃO, 2016.
- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 50, n. 1, p. 23-36, 1990.
- SAKAI, S.; INQUE, T. A new pollination system: dung - beetle pollination discovered in Orchdanthainouquei (Lowiaceae, Zingiberaceae) in Srawak, Malaysia. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n. 1, p. 56-61, 1999.
- SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- SANTOS, A. C. A.; ARRUDA, E. P.; BOTTINO, F.; SOUZA, M. S. **Relatório da comunidade fitoplanctônica do rio Doce e afluentes**. GIAIA – 3ª expedição à bacia do rio Doce (29/10 a 05/11/2016). Relatório. São Paulo: UFSCar, 2017.
- SANTOS, A. J. dos; HILDEBRAND, E.; PACHECO, C. H. P.; PIRES, P. T. L.; ROCHADELLI, R. Produtos não madeireiros: Conceituação, classificação, valoração e mercados. **Revista Floresta**, v. 33, n. 2, p. 215-224, 2003.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C.; SANTOS, R. M.; ROCHA, O. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 287-301, 2011.
- SCHAEFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. E. dos; FILHO, E. I. F.; ASSIS, I. R. de. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Boletim Informativo, v. 42, n. 1, 2016.
- 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.

- SCOTT, G. R.; SLOMAN, K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behavior: integrating behavioral and physiological indicators of toxicity. **Aquatic Toxicology**, v. 68, p. 369-392, 2004.
- 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.
- SEROA DA MOTTA, R. *Economia Ambiental*, Editora FGV, Rio de Janeiro, 1988.
- SEROA DA MOTTA, R.; ORTIZ, R.; FREITAS, S. Health and economic values for mortality and morbidity cases associated with air pollution in Brazil, in: *Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation*, OECD/RFF, Paris, 2000.
- SHANLEY, P.; PIERCE, A.; LAIRD, S. **Além da madeira**: a certificação de produtos florestais não madeireiros. Bogor, Indonesia: Centro de Pesquisa Florestal Internacional, CIFOR, 2005.
- SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. de M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. da. 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**, v. 5, n. 2, p. 44-53, 2016.
- SILVA, C. L. **Estudo da qualidade da água na sub-bacia do ribeirão do Carmo (MG), com ênfase na geoquímica e na comunidade zooplânctônica**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2013.
- SILVA, C. R. da; CUNHA, F. G.; VIGLIO, E. P. Rompimento da barragem de mineração de ferro em Mariana - Minas Gerais, Brasil: impactos físico-químicos. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ANÁLISE DE RISCO LATINO AMERICANA, 3., 2016, São Paulo. **Anais... São Paulo**, 2016.
- SILVA, G. P.; FONTES, M. P. F.; COSTA, L. M. da; BARROS, N. F. Caracterização química, física e mineralógica de estêreis e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana-MG. **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 45-52, 2006.
- SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. Status of the biodiversity of the Atlantic forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America**: biodiversity status, threats, and outlook. Washington, DC: Island Press, 2003. p. 43-59.
- SILVA, W. C.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FELICIANO, A. L. P.; COSTA JUNIOR, R. F. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 321-331, 2007.
- SIMULA, M. **Trade and environmental issues in forest production**. Environment Division Working Paper. Inter American Development Bank, 1999.
- SOARES, T. S.; FIEDLER, N. C.; SILVA, J. A.; GASPARINI JÚNIOR, A. C. Produtos florestais não madeireiros. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 11, 2008.
- SOUZA, K.S.; BASTAZINI, V.A.G.; COLARES, E.P. Feeding ecology of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* in the Lower Arroio Grande River, southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 1, p. 285-294, 2013.
- SPARRE, P.; VENEMA, S. C. (Eds.). **Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais**. Parte 1. Roma: Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAO, 1997.
- STERN, N. H. *The Economics of Climate Change: The Stern Review* (1st ed.). Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007.
- STERZA, J. M.; FERNANDES, L. L. Zooplankton community of the Vitória bay estuarine system (Southeastern Brazil). characterization during a three-year study. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 54, n. 2/3, p. 95-105, 2006.

- STRICKLAND, R. M. **The Fertile Fjord. Plankton in Puget Sound**. Seattle: University of Washington Press, 1983.
- SZCZUCIŃSKI, W. et al. Environmental and Geological Impacts of the 26 December 2004 Tsunami in Coastal Zone of Thailand – Overview of Short and Long - Term Effects. 2006.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- TARICHE, O.; MARTINS, A. **Dinâmica populacional e avaliação do estado de exploração dos principais recursos haliênicos de Cabo Verde**. 2009.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce**: embarque NOc. Vital de Oliveira. Relatório Técnico Parcial. Vitória: UFES, 2016a.
- _____. **Relatório técnico parcial das análises realizadas em amostras coletadas na plataforma adjacente a foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos**: embarque Soloncy Moura. Vitória: UFES, 2016b.
- _____. **Monitoramento da influência da pluma do rio Doce após o rompimento da barragem de Rejeitos em Mariana/MG**: novembro de 2015: processamento, interpretação e consolidação de dados. Vitória: UFES, 2017.
- VALENCIO, N. Da morte da quimera à procura de Pégaso: a importância da interpretação sociológica na análise do fenômeno denominado desastre. In: VALENCIO, N.; SIENA, M.; MARCHEZINI, V.; GONÇALVES, J. C. (Orgs.). **Sociologia dos desastres**: construção, interfaces e perspectivas no Brasil. São Carlos: RiMa Editora, 2009.
- VALENCIO, N. (2009). Da morte da quimera à procura de Pégaso: a importância da interpretação sociológica na análise do fenômeno denominado desastre. In: VALENCIO, N.; SIENA, M.; MARCHEZINI, V.; GONÇALVES, J. C. (orgs), **Sociologia dos desastres – construção, interfaces e perspectivas no Brasil**. São Carlos: RiMa Editora.
- VALENTIN, J. L.; MONTEIRO-RIBAS, W. M. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18-23°S latitude). **Continental Shelf Research**, v. 13, n. 4, p. 407-424, 1993.
- VALLEJOS, M. A. V.; PADIAL, A. A.; VITULE, J. R. S. Human-induced landscape changes homogenize atlantic forest bird assemblages through nested species loss. **PLOS ONE**, v. 11, n. 2, 2016.
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003.
- VAZZOLER, A. E. A. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM; São Paulo: SBI, 1996.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- VIEIRA, J. P. Valoração dos Danos Ambientais em Ecossistemas Florestais. Tese de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. 2013.
- VIEIRA, N. K.; REIS, A. O papel do banco de sementes na restauração de áreas degradadas. In: SEMINÁRIO NACIONAL. **Anais...** 2003. Disponível em: < <http://www2.esalq.usp.br/departamentos/lpv/lpv672/semana%203/7%20-%20referencia%20-%20regeneracao%20de%20areas%20degradadas.pdf>>. Acesso em: 22 nov. 2017.
- WEITZMAN, M. L. A Review of The Stern Review on the Economics of Climate Change, *Journal of Economic Literature* XLV:703–724, 2007.
- WELLS, R. S.; RHINEHART, H. L.; HANSEM, L. J. et al. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. **EcoHealth**, v. 1, p. 246-254, 2004.
- WENDELAAR BONGA, S. E. The stress response in fish. **Physiological Reviews**, v. 77, p. 591-625, 1997.

- WILHELM FILHO, D.; TORRES, M. A.; TRIBESS, T. B.; PEDROSA, R. C.; SOARES, C. H. L. Influence of season and pollution on the antioxidant defenses of the cichlid fish acara (*Geophagus brasiliensis*). **Braz. J. Med. Biol. Res.**, v. 34, n. 6, p. 719-726, 2001.
- WINGFIELD, J. C. Control of behavioral strategies for capricious environments. **Animal Behaviour**, v. 66, p. 807-816, 2003.
- WOOTTON, R. J. Introduction: strategies and tactics in fish reproduction. In: POTTS, G. W.; WOOTTON, M. N. (Eds.). **Fish reproduction**: strategies and tactics. London: Academic Press, 1989.
- ZIKIC, R. V.; STAJN, A. S.; PAVLOVIC, S. Z.; OGNJANOVIC, B. I.; SAICIC, Z. S. Activities of superoxide dismutase and catalase in erythrocytes and plasma transaminases of goldfish (*Carassius auratus gibelio* Bloch.) exposed to cadmium. **Physiol. Res.**, v. 50, p. 105-111, 2001.