

MOANA TEIXEIRA ROTHE-NEVES

**IMPACTOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO – MARIANA (MG)
NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA BACIA DO
RIO DOCE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Carlos Frankl Sperber

Coorientadores: Frederico Falcão Salles
Thadeu Sobral Souza

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus**

T

R845i
2022

Rothe-Neves, Moana Teixeira, 1992-
Impactos do rompimento da barragem de Fundão – Mariana (MG)
na comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do Rio
Doce / Moana Teixeira Rothe-Neves. - Viçosa, MG, 2022.
1 dissertação eletrônico (46 f.): il. (algumas color.).
Inclui anexos.
Orientador: Carlos Frankl Sperber
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Biologia Geral, 2022.
Referências bibliográficas: .
DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.692>
Modo de acesso: World Wide Web.

1. Ecologia aquática - Doce, Rio, Bacia (MG e ES); 2.
Invertebrados de água doce; 3. Barragens de rejeitos; I. Sperber, Carlos
Frankl II. Universidade Federal de Viçosa.. Departamento de Biologia
Geral. Programa de Pós-Graduação em Ecologia III. Título

CDD 22. ed. 577.6


MOANA TEIXEIRA ROTHE-NEVES

**IMPACTOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO – MARIANA (MG)
NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DA BACIA DO
RIO DOCE**


Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 02 de agosto de 2022

Assentimento:

 Documento assinado digitalmente
MOANA TEIXEIRA ROTHE NEVES
Data: 13/07/2023 14:54:25-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Moana Teixeira Rothe-Neves
Autora

 Documento assinado digitalmente
CARLOS FRANKL SPERBER
Data: 13/07/2023 16:49:03-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Carlos Frankl Sperber
Orientador

*Aos meus pais, Rui e Ocirema e aos meus
irmãos, Alina, Rafael e Miguel.*

AGRADECIMENTOS

O maior desafio de realizar esse trabalho, foi tê-lo feito em meio à uma pandemia. Por isso e por me guiarem em mais essa caminhada agradeço à Deus e à minha santa Mãe Iemanjá. À minha família, que mesmo de longe, sempre me apoiou. Aos meus pais, Ocirema e Rui, que foram e são meu alicerce e o principal incentivo para eu ter chegado até aqui. Sem os cuidados e carinho deles e sem os ensinamentos de meu pai, eu não teria chegado até aqui com tanto orgulho. Aos meus irmãos, Alina, Rafael e Miguel, agradeço por me trazerem tantas alegrias. Um agradecimento singular à minha irmã, pelas maluquices que sempre me fazem rir, por me escutar e aconselhar tantas e tantas vezes. Não menos importante, ao meu avô, por sempre se preocupar com os netos em sua forma simples e alegre. Muito obrigada pelo incentivo quase diário. À Patrícia, esposa do meu pai, pelas conversas e conselhos de bióloga para bióloga, pelo carinho e consideração. À minha amiga Nádia, por cuidar de mim em Viçosa como uma mãe e por tantas conversas e horas de discussão sobre minhas análises e problemas do R e revisões de texto.

Por toda a trajetória que segui durante esses dois anos dedicados a esse trabalho, agradeço à Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação, ao meu orientador, Prof. Carlos Sperber, pelos ensinamentos, por acreditar em mim e embarcar nesse projeto junto comigo, ao meu coorientador, Prof. Frederico Salles, pelo apoio e por me acolher em seu laboratório, e à toda a equipe do LabEco, do LabDoce e do Museu de Entomologia. Agradeço especialmente ao Álvaro, meu amigo e IC, à Ana Dária e ao Pedro Bonfá, pelos inúmeros dias gastos com o processamento das amostras, sem eles eu também não teria chegado até aqui. Por fim agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos e à Fundação RENOVA pelo financiamento que proporcionou a realização deste trabalho.

*“Você Doce Rio, Continuará Vertendo Vida,
Namorando a Natureza.
E sem se lembrar de quem tanto te fez mal”.*

(Marcos Feres)

RESUMO

ROTHER-NEVES, Moana, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2022. **Impactos do rompimento da barragem de Fundão – Mariana (MG) na comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia do rio Doce.** Orientador: Carlos Frankl Sperber. Coorientadores: Frederico Falcão Salles e Thadeu Sobral Souza.

Nos ecossistemas aquáticos habitam macroinvertebrados bentônicos, com diferentes funções ecológicas, densidades e riquezas. A qualidade e disponibilidade de recursos alimentares, a qualidade da água e o tipo de habitat disponíveis determinam a composição de suas comunidades. O rompimento da barragem de rejeitos da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, em Mariana (MG), resultou no maior desastre ambiental do Brasil e um dos maiores desastres sociotécnicos do mundo, causando diversos impactos socioeconômicos e ambientais. Aqui investigamos o efeito da enxurrada de rejeitos, liberada pelo colapso da barragem, sobre os macroinvertebrados bentônicos no rio Doce, testando as seguintes hipóteses: (1) o rejeito alterou as condições ambientais, que por sua vez afetaram as comunidades de macroinvertebrados bentônicos; (2) o rejeito reduziu diretamente a riqueza e a abundância, alterando a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos; e (3) o rejeito alterou a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, alterando o padrão de acúmulo de riqueza em resposta à abundância local destes organismos. Para avaliar o efeito do rejeito, comparamos nove locais por onde passou a onda de rejeitos (afetados), ao longo da calha do rio Doce, e seis locais que não receberam a onda de rejeitos (controle), em rios afluentes do rio Doce. Os locais por onde os rejeitos passaram apresentaram menor riqueza de macroinvertebrados bentônicos, mas a abundância, equitatividade e composição de macroinvertebrados não diferiram entre os locais afetados e controle. Nossos resultados indicam que os rejeitos liberados pelo rompimento da barragem da SAMARCO levaram a uma redução de longo prazo na riqueza de macroinvertebrados bentônicos, apesar da manutenção de outros parâmetros da comunidade. Nenhuma variável ambiental afetou a riqueza de macroinvertebrados, exceto a passagem dos rejeitos, que mostra um impacto direto e duradouro do rompimento da barragem na biota aquática do rio Doce.

Palavras-chave: Ruptura. Barragem. Mineração. Ecologia. Comunidades. Invertebrados Aquáticos. Desastre. Ambiental.

ABSTRACT

ROTHE-NEVES, Moana, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2022. **Impacts of Fundão dam, Mariana (MG), rupture on benthic macroinvertebrates community of the Doce river basin.** Advisor: Carlos Frankl Sperber. Co-advisor: Frederico Falcão Salles and Thadeu Sobral Souza.

Benthic macroinvertebrates inhabit aquatic ecosystems with different ecological functions, densities, and diversities. Quality and availability of food resources, water quality, and habitat type determine the composition of their communities. The collapse of the SAMARCO mining tailings dam in Mariana (MG) resulted in the most significant environmental disaster in Brazil and one of the biggest socio-technical disasters in the world, causing several socioeconomic and environmental impacts. We investigated the effect of the passage of mining tailings, released by the collapse of the tailings' dam at Mariana, MG, on benthic macroinvertebrates in the Rio Doce, testing the following hypotheses: (i) the tailings changed local environmental conditions which affected macroinvertebrate communities; (ii) the tailings affected macroinvertebrate communities directly, irrespective of local environmental conditions; (iii) the changes on the macroinvertebrate communities diminished with distance from the dam failure site; (iv) the tailings passage altered the relationship between local richness and abundance of benthic macroinvertebrates. To assess the effect of the tailings' passage, we compared samples from nine sites that suffered the tailings' passage (affected) with six sites in tributary rivers, where there was no passage of the mining tailings (control). Sites through which the tailings passed showed lower macroinvertebrate richness, but macroinvertebrate abundance, equitativity and composition did not differ between affected and control sites. Our results indicate that the tailings released by the SAMARCO dam collapse led to long term reduction in benthic macroinvertebrate richness, despite maintenance of other community parameters. No environmental variable affected richness of macroinvertebrates, except the passage of the tailings, which shows a direct and long lasting impact of the dam failure on the aquatic biota of the Doce river.

Keywords: Rupture. Mining. Community. Ecology. Aquatic. Invertebrates. Environmental. Disaster.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** - Mapa da localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Doce, indicando a barragem de Fundão e o caminho de entrada do rejeito de mineração na calha do rio Doce 21
- Figura 2** - Mapa da localização geográfica dos pontos de coleta na bacia hidrográfica do rio Doce. Em verde são os locais sem rejeito e em vermelho são locais com rejeito..... 22
- Gráfico 1** - Influência do rejeito na riqueza em locais com a passagem de rejeito e controle (sem rejeito) 26
- Gráfico 2** - Riqueza acumulada de macroinvertebrados bentônicos em função da abundância acumulada (número de indivíduos / amostra), contrastando locais com e sem a passagem de rejeito 27
- Gráfico 3** - Análise do padrão de resposta da riqueza à abundância, em locais com a passagem de rejeito, pontos em vermelho, e sem rejeito, pontos pretos. Rejeito e abundância explicam parte significativa da variação de riqueza, mas o rejeito não interfere na resposta da riqueza à abundância, uma vez que com ou sem rejeito a riqueza aumenta 28
- Gráfico 4** - Composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em locais com e sem a passagem de rejeito 29

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Gêneros identificados nas amostras coletadas em locais com e sem a passagem de rejeito, ao longo da bacia do rio Doce, separados de acordo com sua ocorrência: apenas em áreas com rejeito, apenas em áreas sem rejeito ou em ambas as categorias 31
- Tabela 2** - Tabela de desvios dos modelos lineares generalizados mistos ajustados para avaliar se as condições ambientais e a passagem do rejeito afetaram as comunidades de macroinvertebrados bentônico 33
- Tabela 3** - Tabela de desvios dos modelos lineares generalizados mistos ajustados para avaliar se a passagem do rejeito alterou a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos 33

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional das Águas
ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ANOSIM	Análise de Similaridades
ANCOVA	Análise de Covariância
ANOVA	Análise de Variância
CBH-Doce	Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Doce
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CETEC	Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
FAPEMIG	Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais
GLMM	<i>Generalized Linear Mixed Model</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
NMDS	<i>Non-metric Multidimensional Scaling</i>
OD	Oxigênio Dissolvido
PERMANOVA	<i>Permutational Multivariate Analysis of Variance</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
UFV	Universidade Federal de Viçosa

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
1.1 Rio Doce e ameaças ambientais	13
1.2 Comunidades aquáticas e biomonitoramento	14
2. MATERIAIS E MÉTODOS	17
2.1 Área de estudo	17
2.2 Desenho experimental	18
2.3 Manuseio do material coletado	19
2.4 Variáveis ambientais	20
2.5 Análises estatísticas	20
3. RESULTADOS	22
4. DISCUSSÃO	30
5. CONCLUSÃO	32
6. AGRADECIMENTOS	33
7. REFERÊNCIAS	33
8. MATERIAL SUPLEMENTAR	40

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é considerado uma potência hídrica por possuir 12% do total de água doce do mundo e 90% de seus rios serem perenes, mas o mau uso de seus recursos hídricos tem inviabilizado seu aproveitamento para diversos fins (VIEIRA, 2013). A poluição, o desperdício e os desmatamentos (BARROS e AMIN, 2008), bem como o represamento de rios, a construção de barragens, alterações nos canais dos rios (VASCO *et al.*, 2021; CHIU *et al.*, 2013; DA SILVA PINTO e SMITH, 2021; KO *et al.*, 2020, GHOLIZADEH, 2021) e mudanças na paisagem, que ocorrem em nível da bacia, como agricultura, agropecuária e movimentação de terra para implementação de estradas, tem provocado grande impacto na qualidade das águas e na biodiversidade aquática (HERLIHY *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2013; LAGOA, 2010; RODRIGUES *et al.*, 2016; CAMARGO *et al.*, 2019), modificando potencialmente várias condições abióticas e bióticas nos ecossistemas lóticos (TONKIN *et al.*, 2018; KRAJENBRINK *et al.*, 2019).

Os impactos abióticos estão comumente relacionados ao regime de vazão do rio, à temperatura da água, à transparência da água (turbidez), à redução do oxigênio dissolvido na água e à redução dos nutrientes como fósforo e nitrogênio (WHITE *et al.*, 2017; WU *et al.*, 2019). Os impactos bióticos podem estar relacionados à ausência de migração das espécies ao longo do curso d'água ou da bacia hidrográfica (BAPTISTA, 2008), à redução da taxa de reprodução, à redução da eficiência fisiológica devido à ausência de oxigênio na água, às mudanças no padrão alimentar das espécies, ao aumento da abundância dos taxa mais dominantes e tolerantes, à facilitação do processo de colonização, ao estabelecimento de espécies exóticas no ambiente (POMPEU *et al.*, 2005) à destruição da mata ripária pelo uso extensivo do solo (SANO *et al.*, 2008; MCKERGOW *et al.*, 2016),

A vegetação ripária representa importante fonte energética para teias tróficas aquáticas, uma vez que ecossistemas aquáticos possuem, além da matéria orgânica autóctone, proveniente dos produtores, a matéria orgânica alóctone (folhas, galhos), proveniente das matas e florestas do entorno do corpo d'água. Essa matéria orgânica é processada na região bentônica, via cadeia de detritos e serve de alimento para os organismos bentônicos (ESTEVES e CALIMAN, 2011). Ademais, essa vegetação controla a temperatura da água por sombreamento e possibilita habitats favoráveis para peixes e macroinvertebrados bentônicos (MCKERGOW *et al.*, 2016). A mata

ripária funciona como amortecedor ou tampão (*buffers*) sendo capaz de interceptar, transformar e/ou remover os poluentes que caem nos cursos d'água, bem como estabilizar as margens dos córregos (MCKERGOW *et al.*, 2016). Em decorrência de suas características e importância ambiental, a legislação brasileira (LEI) considera a vegetação ripária como área de preservação permanente (APP).

1.1 Rio Doce e ameaças ambientais

O rio Doce é um corpo d'água que corre na Região Sudeste do Brasil e banha os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Com um percurso total de 853 km, possui a mais importante bacia hidrográfica totalmente situada na região sudeste (ABES, 2015). Uma das suas principais atividades econômicas, no período colonial, foi a extração de ouro, que culminou na ocupação da região e, ainda hoje, o sistema de drenagem da bacia é importante para a sua economia, fornecendo água para uso doméstico, agropecuário, industrial e geração de energia elétrica. A região contempla o maior complexo siderúrgico da América Latina, onde encontram-se empresas de mineração e do setor florestal (CBH-Doce, 2016).

Nas bacias do ribeirão do Carmo (Ouro Preto e Mariana) e do rio Piracicaba (Coronel Fabriciano, Itabira e Nova Era) localizadas no “Quadrilátero Ferrífero”, concentram-se os maiores impactos ambientais da bacia do rio Doce, devido às áreas de mineração e siderurgia. Essa região apresenta elevadas demandas de água e alto potencial de poluição inorgânica, que ocasionam o assoreamento dos cursos d'água e produzem sérios impactos ao ecossistema aquático (EUCLYDES *et al.*, 2005). Em território dos municípios de Ouro Preto e Mariana, localiza-se o Complexo Germano, de responsabilidade da mineradora SAMARCO, controlada pela Vale e pela companhia anglo-australiana BHP Billiton, que atua desde 1977 nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (FELIPPE *et al.*, 2016). Os rejeitos minerários são depositados em três reservatórios: Santarém, Fundão e Germano, na mina localizada na região do município de Mariana (ABES, 2015).

Em 2015, o rompimento da barragem de Fundão, em região de cabeceira da bacia do rio Doce, resultou no maior desastre ambiental do Brasil (DO CARMO *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2018) liberando cerca de 60 milhões de toneladas de resíduos de mineração no rio Doce, chegando à sua foz no Oceano Atlântico (IBAMA, 2016; WANDERLEY *et al.*, 2016). Este colapso foi considerado um dos maiores

rompimentos de barragem de rejeitos do mundo (HATJE *et al.*, 2017), causando grande impacto social e danos ambientais (ZHOURI *et al.*, 2016), muito provavelmente extirpando várias espécies da calha principal do rio Doce (SARMENTO-SOARES e MARTINS-PINHEIRO, 2017). O impacto ambiental causado pelo derramamento de lama da barragem foi caracterizado por dois processos seguidos: o primeiro, relacionado à erosão do solo e ao arraste da vegetação pelos rejeitos; o segundo, relacionado à deposição do rejeito sobre o fundo do rio e sobre o solo às margens do rio. Este acúmulo de rejeito originou um substrato composto basicamente pela lama da mineração, restos de vegetação e sedimentos revolvidos do fundo do rio (EMBRAPA, 2015).

De acordo com o relatório técnico do IBAMA (2015), os danos causados ao ecossistema aquático da bacia do rio Doce envolvem a contaminação da água com lama de rejeitos, alteração dos padrões de qualidade da água doce, assoreamento do leito dos rios, soterramento das lagoas e nascentes adjacentes, interrupção da conexão com tributários e lagoas marginais, fragmentação e destruição de habitats, alteração do fluxo hídrico, restrição ou enfraquecimento dos serviços ambientais, alteração e empobrecimento da cadeia trófica em toda a extensão do dano, perda de espécies com especificidade de habitat (corredeiras, locas, poços, remansos, etc) e comprometimento da estrutura e função dos ecossistemas.

1.2 Comunidades aquáticas e biomonitoramento

Peixes, macroinvertebrados aquáticos, zooplâncton, fitoplâncton, algas e macrófitas compõe a comunidade de ambientes lóticos (REFE). As consequências do rompimento da barragem de Fundão à comunidade aquática dependem de fatores como a permanência dos sedimentos no ambiente, a resiliência dos produtores primários afetados e a importância dessa produção endógena na cadeia trófica aquática (IBAMA, 2015). Aos organismos aquáticos consumidores, a quantidade de sólidos em suspensão no corpo d'água pode provocar o colapso das brânquias dos indivíduos, levando-os à morte por asfixia. Ademais, deve-se considerar ainda que muitos organismos foram simplesmente soterrados pela descarga de rejeitos com densidade elevada. Soma-se aos impactos de curto e médio prazo deste rompimento, o longo histórico de degradação ambiental, que vem ocorrendo na bacia do rio Doce (IBAMA, 2015).

A utilização de bioindicadores de qualidade de água permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos resultantes de impactos ambientais (MORENO e CALLISTO, 2010). Bioindicadores eficientes devem ser de fácil mensuração, sensíveis às alterações físicas e químicas nos ecossistemas e apresentar respostas detectáveis e mensuráveis a essas alterações. Além disso, devem ser antecipadores e integradores, respondendo ao estresse de causa antrópica e possuindo pouca variabilidade nessas respostas (MORENO e CALLISTO, 2010). Diferentes tipos de bioindicadores ecológicos têm sido considerados para avaliar a resiliência das áreas afetadas pelo rejeito da barragem de Fundão, tanto em ecossistema terrestre (VILLA *et al.*, 2022; CAMPANHARO *et al.*, 2021; DA SILVA *et al.*, 2021), quanto em ecossistema aquático (SARMENTO-SOARES *et al.*, 2022; SIQUEIRA, 2019; FERREIRA *et al.*, 2020; MENDES *et al.*, 2020).

Macroinvertebrados bentônicos são organismos conhecidos por refletir o estado de integridade dos ecossistemas aquáticos e por responderem às alterações ambientais tanto em escala de bacia hidrográfica, quanto em escala de trecho de riacho (CUSHMAN e MCGARIGAL, 2002). De forma geral, sua tolerância quanto à poluição orgânica os difere em organismos sensíveis (Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera - Insecta), que vivem em águas limpas, de boa qualidade; Tolerantes (Heteroptera, Coleoptera, Megaloptera e Odonata - Insecta e Amphipoda - Crustácea), que suportam algumas alterações ambientais; e, por fim, os resistentes (Chironomidae - Diptera - Insecta e Oligochaeta - Annelida). Essa diferenciação se dá por esses organismos precisarem de condições de hábitat para se manterem no ambiente aquático e de um certo tempo sem distúrbios para estabelecer suas populações neste ambiente (CALLISTO *et al.*, 2002).

Os macroinvertebrados, assim como alguns peixes, algas e plantas, compõem a comunidade bentônica dos ecossistemas aquáticos continentais, que tem como particularidade a colonização do substrato. Em rios, os macroinvertebrados bentônicos apresentam distinção de função ecológica, densidade e riqueza ao longo de um gradiente longitudinal, desde as regiões de cabeceiras ou nascentes às regiões de foz (VANNOTE *et al.*, 1980). Esses organismos têm sua distribuição determinada pela qualidade e disponibilidade de recursos alimentares, tipo de sedimento, tipo de substrato, temperatura do meio, concentração de oxigênio dissolvido, gás sulfídrico e a correnteza da água (ESTEVES e CALIMAN, 2011). Essas características estão

relacionadas aos diferentes modos de vida existentes dentre os macroinvertebrados aquáticos, que ocupam uma grande variedade de habitats (pedras, sedimentos arenosos, lodosos, plantas aquáticas, etc) (MERRITT *et al.*, 2008; PENNAK, 1978).

Estes macroinvertebrados se distribuem entre insetos, anelídeos, moluscos e crustáceos com tamanho maior que 0,5 mm (ESTEVES e CALIMAN, 2011). Eles têm um importante papel nas comunidades e ecossistemas dos quais fazem parte. Sua função mais conhecida é participar da estrutura trófica e, através das redes alimentares, ser o alimento para outros organismos, principalmente peixes, anfíbios e aves aquáticas. Ademais, eles também estão intrinsecamente envolvidos em delicados processos, como a quebra da matéria orgânica, contribuindo para a ciclagem de nutrientes (ALBERTONI e PALMA-SILVA, 2010). A utilização macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água é uma importante ferramenta ecológica em projetos de avaliação ambiental (MORENO e CALLISTO, 2010).

Como consequência do rompimento da barragem, houve homogeneização dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados e dessa forma, evidencia-se que, muito mais do que os organismos em si, os processos ecológicos responsáveis por produzir e sustentar a riqueza do rio foram afetados (IBAMA, 2015). As comunidades de macroinvertebrados bentônicos podem ter sido impactadas negativamente pelo rejeito proveniente do rompimento da barragem, em diferentes aspectos.

Nessa dissertação avaliamos o efeito da passagem do rejeito de mineração, proveniente do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG), pertencente à SAMARCO/BHP Billoiton/Vale, na estrutura e diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos do ecossistema aquático da bacia do rio Doce. Nossa pergunta foi quais os impactos do rejeito nas comunidades de macroinvertebrados da bacia do rio Doce. Testamos o pressuposto de que a passagem do rejeito alterou a abundância, riqueza, equidade ou composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e, em seguida, avaliamos quatro hipóteses explicativas para as alterações observadas: 1) o rejeito alterou as condições ambientais, que por sua vez afetaram as comunidades de macroinvertebrados bentônicos; (2) o rejeito reduziu diretamente a riqueza e a abundância, alterando a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos; e (3) o rejeito alterou a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, alterando o padrão de acúmulo de riqueza em resposta à abundância local destes organismo os.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Nossa área de estudo foi a bacia hidrográfica do rio Doce, que se situa nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, possuindo área de drenagem de 86.715 Km² e extensão de 879 km, dos quais 86% estão em território mineiro e 14% em território capixaba (Figura MS1) (CBH-DOCE, 2016; ANA, 2015). As cabeceiras do rio Doce estão localizadas na Serra do Espinhaço e, ao longo de sua trajetória, o rio cruza vales como a Serra do Caraça em Minas Gerais, planícies e áreas abertas com sistemas lacustres como o Parque Estadual do Rio Doce e a Lagoa Juparanã, que é o maior lago costeiro do Brasil (SARMENTO-SOARES *et al.*, 2017).

A bacia do rio Doce tem 98% de sua área inserida no bioma de Mata Atlântica, e 2% no bioma do Cerrado (CBH-DOCE, 2016). O clima dessa bacia hidrográfica é classificado, em sua grande maioria, como tropical, podendo ser sub classificado em clima tropical de altitude, clima tropical de savana e clima quente com chuvas de verão, presente nos trechos médio e baixo do rio Doce e seus afluentes (COELHO FILHO *et al.*, 2021). O período com maior volume de chuva vai de outubro a março, quando a região sofre com inundações agravadas por ações antrópicas. O desmatamento e o manejo inadequado do solo e o assoreamento provocado por resíduos minerários, industriais e domésticos são os principais agravantes. As áreas próximas ao leito principal, denominadas de planície de inundação, vêm sendo sistematicamente ocupadas pela população, agravando os impactos ocasionados pelas enchentes (COELHO FILHO *et al.*, 2021).

Em novembro de 2015, o Complexo Germano de barragens de rejeito de mineração, em Mariana, MG, foi palco do maior desastre ambiental do Brasil (DO CARMO *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2018), onde houve o rompimento da barragem de Fundão, umas das três administradas pela SAMARCO, localizada próximo ao rio Gualaxo do Norte. Uma das áreas controle desse estudo encontra-se no rio Gualaxo do Norte, antes da barragem e a única área afetada, localizado em afluentes do rio Doce, encontra-se depois da barragem. A lama caiu no rio Gualaxo e seguiu até o rio Carmo, que encontra com o rio Piranga para formar o rio Doce. Dessa maneira a lama entrou na calha do rio Doce pelo rio Gualaxo do Norte e seguiu até sua foz, no Estado do Espírito Santo. Todas as áreas controle amostradas nesse estudo estão

localizadas em tributários do rio Doce e as áreas afetadas foram amostradas ao longo da sua calha (Figura 1).

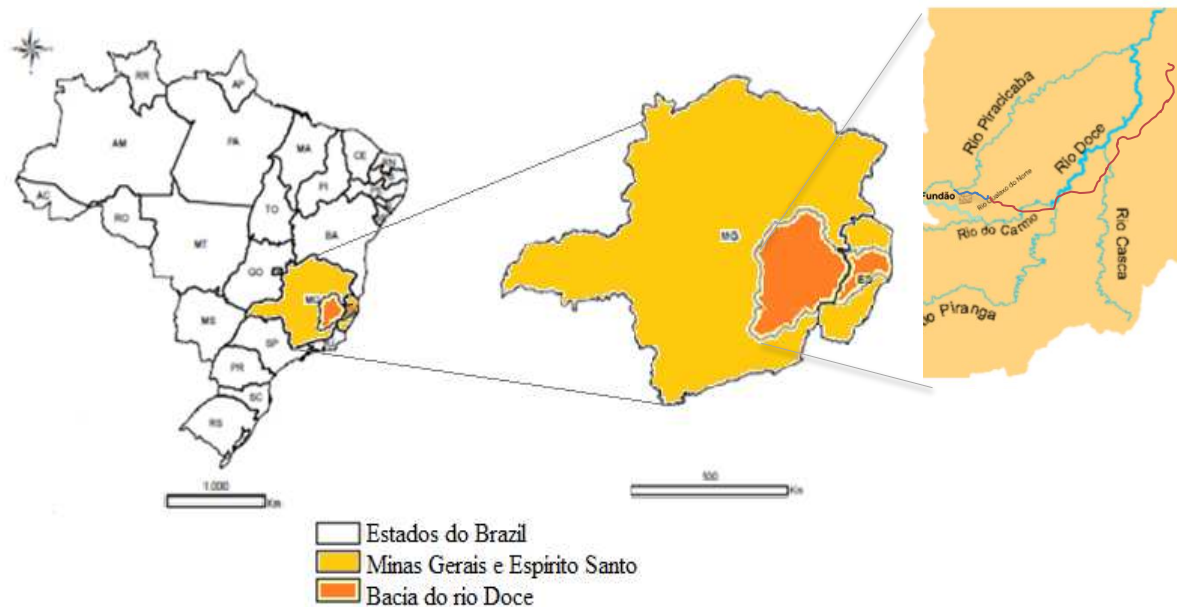


Figura 1 - Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Doce, da barragem de Fundão e do caminho de entrada do rejeito de mineração na calha do rio Doce, na região sudeste do Brasil.

2.2 Desenho experimental

Devido à ausência de dados prévios ao desastre, não dispomos de uma linha de base para comparar com a situação pós-desastre, assim como não temos dados dos efeitos imediatos do desastre nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Assim, tivemos que trabalhar com o pressuposto de que áreas da bacia hidrográfica do rio Doce que não tiveram contato com a enxurrada de rejeitos, que são seus rios afluentes, correspondem à situação anterior ao desastre. Aqui avaliamos eventuais efeitos do desastre a longo prazo, decorridos cinco anos do evento, uma vez que as coletas deste trabalho foram realizadas no ano de 2020, cinco anos após o rompimento da barragem de Fundão.

Selecionamos 15 áreas amostrais na bacia do rio Doce ($n=15$), sendo nove áreas que sofreram a passagem dos rejeitos (afetadas) e seis áreas controle, sem a passagem do rejeito (Figura 1). Apenas uma das áreas afetadas foi em um afluente do rio Doce, o rio Gualaxo do Norte (algarismo 1 na Figura 1); todas as demais áreas afetadas foram na calha principal e todas as áreas controle foram em afluentes não

amostras foi feita em nível de gênero, de acordo com as chaves taxonômicas de Thorp e Covich's (2018) (Figura MS2a, MS2b, MS2c).

Após a identificação, os macroinvertebrados foram incluídos no acervo da coleção úmida do Museu de Entomologia da UFV. Para isso, os indivíduos foram fixados em álcool 80% e acondicionados em tubos de ensaio de 5 ml, com dimensões 12 mm X 75 mm, fechados firmemente com algodão. Cada tubo tinha duas etiquetas de papel vegetal, uma referente aos dados da coleta e outra com o número de tombo do Museu. Os tubos de ensaio contendo os indivíduos identificados foram acondicionados em potes de plástico de 500 ml com tampa de rosca e álcool etílico a 80%, até cobri-los totalmente. Esses potes maiores foram identificados com as informações do projeto de pesquisa.

2.4 Variáveis ambientais

Além dos dados obtidos pelo processamento das amostras coletadas, calculamos as distâncias lineares, em Km, de cada área amostral ao local do rompimento, utilizando o *Google Earth Pro*. Dados de parâmetros físicos e químicos da água (Turbidez (UNT), Sólidos Suspensos Totais (SST – mg/L), pH, Oxigênio Dissolvido (OD – mg/L) e contagem de *Escherichia coli*) foram obtidos em bancos de dados disponíveis online (FUNDAÇÃO RENOVA, 2021), a partir de coletas realizadas no período de agosto a outubro de 2020 (Tabela MS2).

2.5 Análises estatísticas

Nosso pressuposto não testável foi de que as diferenças entre áreas amostrais que não receberam a enxurrada de rejeitos (áreas controle), e as áreas que receberam a enxurrada de rejeitos (áreas afetadas) sejam devidas à passagem e deposição do rejeito. Testamos o pressuposto de que a passagem do rejeito alterou as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, avaliando os efeitos da categoria da área amostrada (afetado vs. controle) sobre a riqueza, abundância, equidade e composição local das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Para avaliar o pressuposto de que a passagem do rejeito alterou a riqueza, abundância ou equidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, ajustamos modelos lineares generalizados mistos (GLMMs – *Generalized Linear Mixed Models*), com áreas amostrais como interceptos aleatórios, e riqueza, equidade

e abundância acumulada por área amostral como variáveis resposta (Y), em análises univariadas separadas, análogas a análises de variância (ANOVAs – *Analyses of Variance*), com categoria da área amostral (com passagem do rejeito ou controle) como fator explicativo com dois níveis. Para confirmar o efeito da passagem do rejeito na riqueza, ajustamos curvas de rarefação considerando número de indivíduos coletados e esforço amostral nas ordenadas (eixo X). Para avaliar o pressuposto de que a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi alterada pela passagem do rejeito, utilizamos escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS – *Non-metric multidimensional scaling*), seguido de uma análise de similaridade (ANOSIM – *Analysis of Similarity*), testando a hipótese nula de que a composição não diferiu entre áreas afetadas e controle.

Para testar a hipótese “H1 – condições”, de que a passagem do rejeito alterou as condições ambientais, e que estas, por sua vez, afetaram as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, utilizamos duas abordagens. Para avaliar os efeitos da passagem do rejeito sobre as condições ambientais, utilizamos uma análise multivariada, em que os valores das variáveis ambientais (turbidez, SST, pH, OD, *E. coli*) foram centrados e escalonados, e ajustados como objeto multivariado resposta. Como todas as variáveis ambientais apresentaram distribuição não-normal (Shapiro-Wilk; $P < 3.2 \cdot 10^{-6}$), utilizamos análise de variância por permutação (PERMANOVA – *Permutational multivariate analysis of variance*, função `adonis2` no R), a partir do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, para avaliar se a passagem do rejeito alterou as condições ambientais. Em seguida ajustamos GLMMs análogos a ANOVAs, com passagem do rejeito como variável explicativa, e cada uma das variáveis ambientais, centradas e escalonadas, como resposta, mantendo as áreas amostrais como interceptos aleatórios.

Para testar as hipóteses “H2 – efeitos diretos”, de que nas áreas por onde passou o rejeito as comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram alteradas diretamente, independentemente das condições ambientais, “H3 – distância”, de que a distância do local do rompimento da barragem reduziu os efeitos do desastre e “H4 – riqueza *versus* abundância”, de que a passagem do rejeito alterou a relação entre a riqueza e a abundância local de macroinvertebrados bentônicos, ajustamos GLMMs análogos a análises de covariância (ANCOVA – *Analyses of Covariance*), com riqueza como variável resposta, distribuição Poisson, e categoria (afetado ou controle),

condições ambientais (turbidez, pH, OD) e as interações de segundo nível entre categoria (afetado ou controle) e cada variável ambiental como variáveis explicativas.

Nós escalonamos as variáveis explicativas e incluímos nos modelos apenas a interação de rejeito com as variáveis ambientais que apresentaram ao menos quatro valores distintos em cada uma das categorias com passagem do rejeito ou controle. Testamos as quatro hipóteses ajustando um modelo completo com as interações da passagem de rejeito com pH, OD e turbidez, além das variáveis explicativas SST, *E. coli*, e a distância linear dos pontos amostrados ao desastre, todas centradas e escalonadas, com distribuição Poisson e locais de amostragem como interceptos aleatórios. Interpretamos a interação entre uma variável ambiental e categoria como evidência de que a passagem do rejeito alterou a relação entre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e as condições ambientais. Todas as análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2021).

3. RESULTADOS

Coletamos um total de 4498 organismos, distribuídos em três tribos, duas classes, 56 gêneros, 26 famílias e sete ordens de Insecta, além de Oligochaeta (Annelida), Bivalvia e Gastropoda (Mollusca) e Acarina (Tabela MS1). Diptera-Chironomidae representou 50 % da abundância total de macroinvertebrados, sendo Chironomini a tribo mais abundante, tanto nos locais que sofreram a passagem de rejeito quanto nos locais controle, seguido por bivalves e oligoquetos respectivamente. *Apobaetis* (Baetidae – Ephemeroptera) foi o gênero mais abundante nos locais controle e *Phyllocicla* (Gomphidae – Odonata) foi o gênero mais abundante nas regiões afetadas pela passagem do rejeito. Mesmo predominando em regiões diferentes, ambos os gêneros foram encontrados em áreas com e sem a passagem do rejeito.

A passagem do rejeito reduziu a riqueza de macroinvertebrados bentônicos ($X^2=8,160$; $p= 0,004$; Gráfico 1), o que foi corroborado pelas curvas de rarefação tanto em função do número de indivíduos amostrados quanto em relação ao esforço amostral (Gráfico 2), mas não alterou a equidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos ($X^2=0,223$; $p= 0,636$).

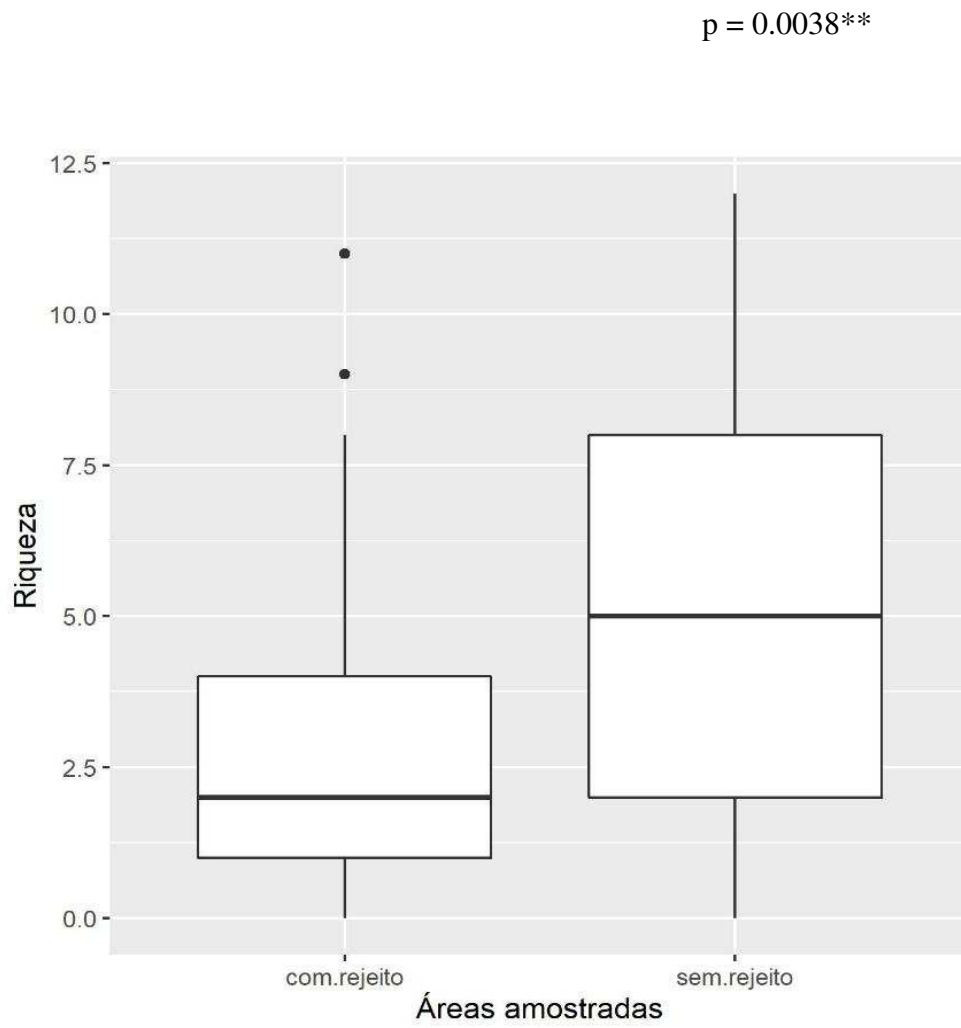


Gráfico 1 - Influência do rejeito na riqueza em locais com a passagem de rejeito e controle (sem rejeito). Locais com rejeito apresentaram menor riqueza em relação aos locais em que não houve a passagem de rejeito

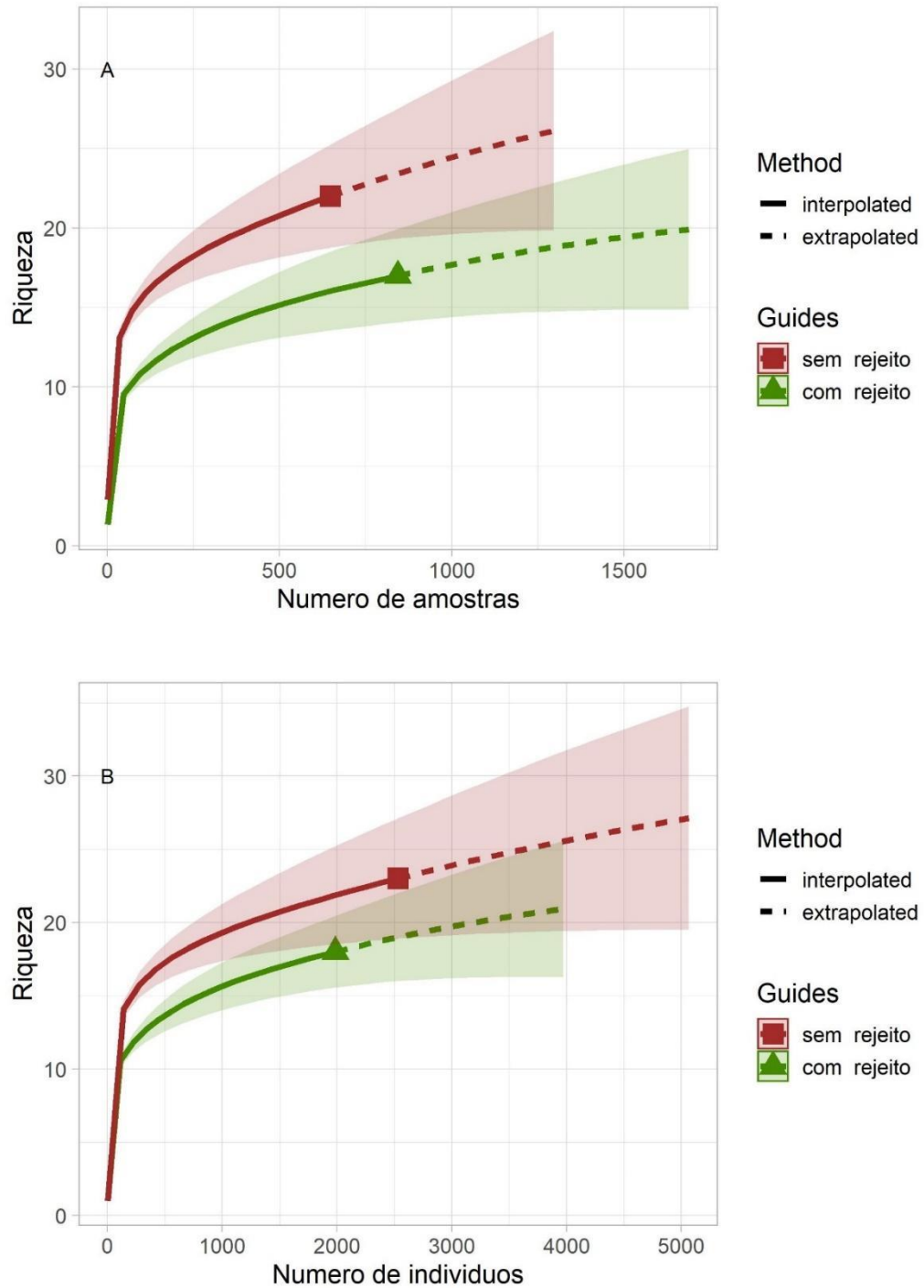


Gráfico 2. Riqueza acumulada de macroinvertebrados bentônicos em função da abundância acumulada (número de indivíduos / amostra), contrastando locais com e sem a passagem de rejeito.

No mesmo sentido, não detectamos interação significativa entre a abundância de macroinvertebrados bentônicos e o rejeito, ou seja, o acúmulo de riqueza com a abundância acumulada foi o mesmo nos locais com e sem a passagem do rejeito ($\chi^2=2,536$; $gl=1$; $p=0,111$, Gráfico 3).

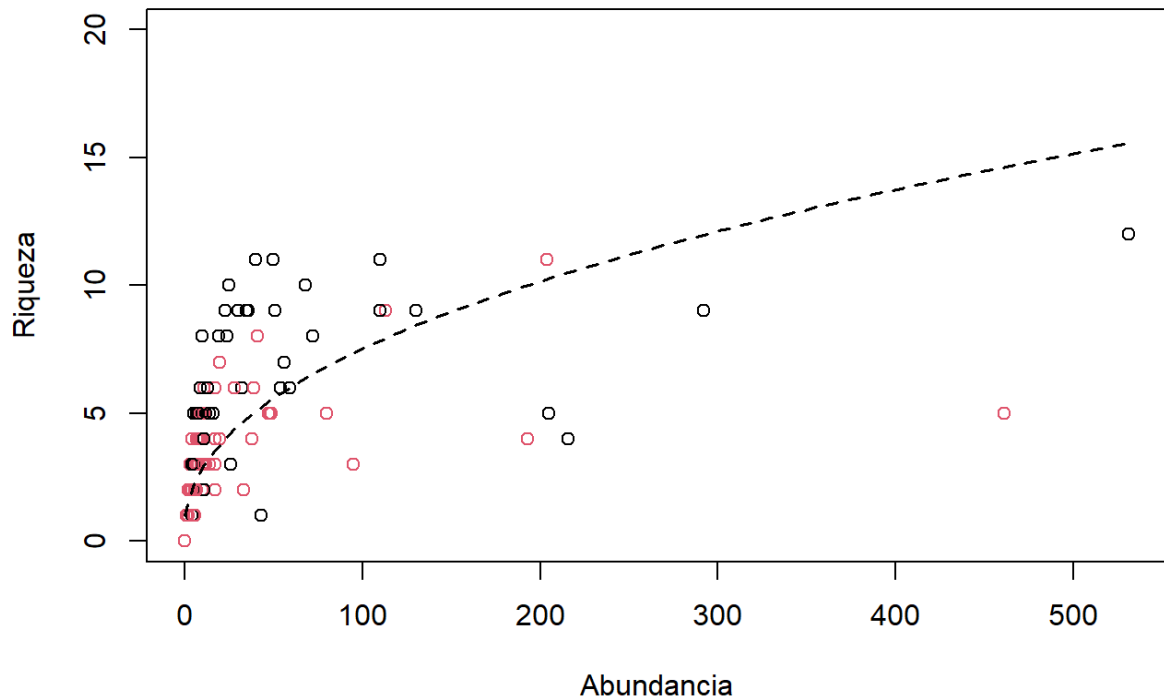


Gráfico 3. Análise do padrão de resposta da riqueza à abundância, em locais com a passagem de rejeito, pontos em vermelho, e sem rejeito, pontos pretos. Rejeito e abundância explicam parte significativa da variação de riqueza, mas o rejeito não interfere na resposta da riqueza à abundância, uma vez que com ou sem rejeito a riqueza aumenta.

A composição, avaliada pela distância Euclidiana, não diferiu entre locais com a passagem do rejeito comparados aos locais controle (Adonis, 999 permutações, $F(1,158)=0,862$; $p=0,451$; Gráfico 4).

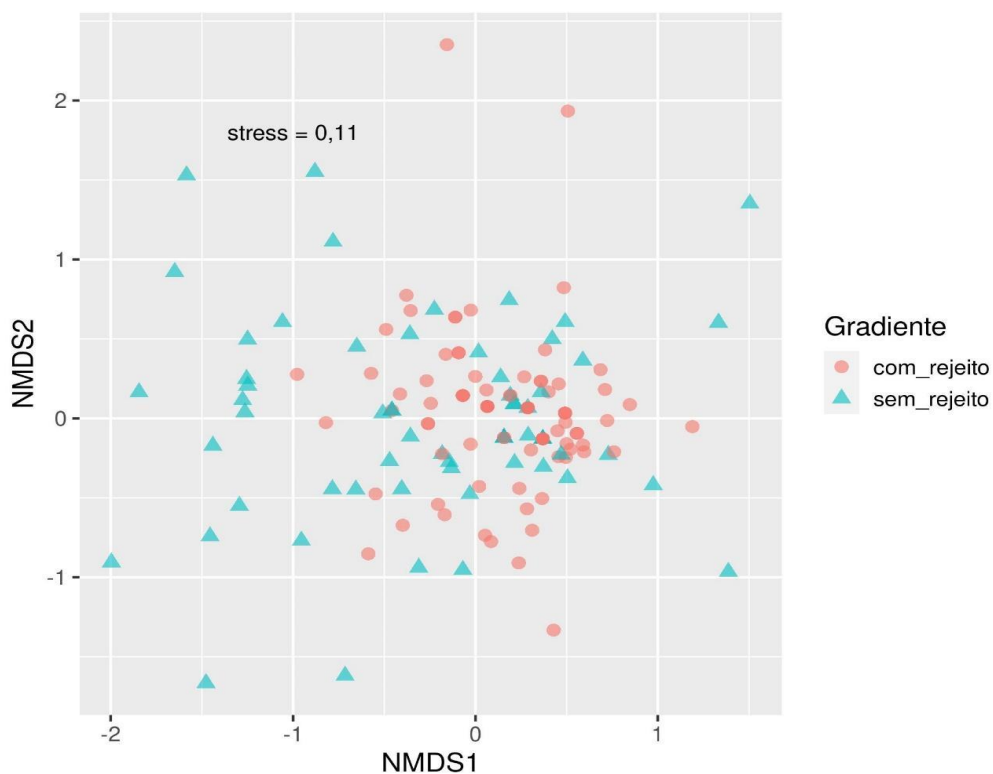


Gráfico 4. Composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em locais com e sem a passagem de rejeito

Apesar dessa semelhança na composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, nós identificamos 16 gêneros de Insecta e Acarina que foram exclusivos de ambientes controle e 23 gêneros de Insecta que foram exclusivos de ambientes com a passagem de rejeito. Ademais, Oligochaeta, Gastropoda, Bivalvia, Chironomidae: Chironomini, Tanytarsini, Tanipodinae, Orthocladinae, Ceratopogonidae: Ceratopogoninae, Tipulidae: Limoniinae e 18 gêneros de Insecta ocorrem em ambos os ambientes (Tabela 1). Embora não tenhamos evidências inequívocas, os grupos de macroinvertebrados bentônicos característicos de locais degradados (p.ex.: Chironomidae, Oligochaeta, Bivalve) foram muito mais abundantes nos locais pelos quais passou o rejeito (afetados) do que nos locais controle.

Tabela 1. Gêneros identificados nas amostras coletadas em locais com e sem a passagem de rejeito, ao longo da bacia do rio Doce, separados de acordo com sua área de ocorrência.

Ordem	Família	Subfamília	Tribo	Gênero	Com Rejeito	Sem Rejeito	Ambos	
Diptera	Chironomidae	Orthocladiinae					X	
			Chironomini				X	
			Tanytarsini				X	
			Tanipodinae				X	
		Ceratopogonidae	Ceratopogoninae				X	
		Tipulidae	Limoniinae				X	
	Simuliidae				X			
Ephemeroptera	Baetidae			<i>Cleomn</i>		X		
				<i>Apobetis</i>			X	
				<i>Baetis</i>			X	
				<i>Baetodes</i>	X			
				<i>Camelobaetidius</i>	X			
				<i>Cleodis</i>		X		
				<i>Atubina</i>	X			
				<i>Guajirolus</i>		X		
				<i>Falceon</i>		X		
				<i>Paracloedes</i>		X		
				<i>Miroculis</i>		X		
Coleoptera	Elmidae			<i>Cylloepus</i>			X	
				<i>Neoelmis</i>			X	
				<i>Hexacylloepus</i>			X	
				<i>Hydora</i>		X		
				<i>Australimnus</i>		X		
	Hydrophilidae	Heteroceridae				X		
		Psephenidae				X		
				<i>Berosus</i>			X	
				<i>Hemiousus</i>			X	
				<i>Laccobius</i>				X
				<i>Lachnodacnum</i>	X			
				<i>Dactylostermum</i>				X
				<i>Crenitulus</i>	X			
				<i>Hydrobiomorpha</i>			X	
	Dystiscidae			<i>Celina</i>		X		
Trichoptera	Hydropsychidae			<i>Macronema</i>		X		
				<i>Diplectrona</i>			X	
	Hydrobiosidae			<i>Atopsuche</i>		X		
	Hydroptilidae			<i>Byrsopteryx</i>		X		
				<i>Tricholeiochuton</i>		X		
	Leptoceridae			<i>Nectopsyche</i>		X		

Ordem	Família	Subfamília	Tribo	Gênero	Com Rejeito	Sem Rejeito	Ambos
		Libelluloidea		<i>Erythrodiplax</i>	X		
		Libelluloidea		<i>Paltothemis</i>	X		
		Libelluloidea		<i>Elasmothemis</i>			X
	Libellulidae	Libelluloidea		<i>Scapanea</i>	X		
		Libelluloidea		<i>Dythemis</i>		X	
		Libelluloidea		<i>Tholymis</i>		X	
		Libelluloidea		<i>Elga</i>			X
		Gomphoidea		<i>Phyllocycla</i>			X
		Gomphoidea		<i>Aphylla</i>			X
Odonata		Gomphoidea		<i>Phyllogomphoides</i>		X	
		Gomphoidea		<i>Idiogomphoides</i>			X
	Gomphidae	Gomphoidea		<i>Phylogomphus</i>			X
		Gomphoidea		<i>Progomphus</i>			
		Gomphoidea		<i>Peruvigomphus</i>			
		Gomphoidea		<i>Epigomphus</i>			
		Gomphoidea		<i>Cacoides</i>	X		
	Calopterygidae			<i>Hetaerina</i>			X
	Aeshnidae			<i>Neuraschna</i>		X	
				<i>Staurophlebia</i>	X		
	Megapodagrionidae			<i>Allopodagrion</i>	X		
	Notonectidae			<i>Notonecta</i>	X		
Hemíptera	Naucoridae			<i>Ambrysus</i>			X
	Veliidae			<i>Rhagovelia</i>			X
	Gerridae			<i>Ovatametra</i>	X		
Plecoptera	Perlidae			<i>Paraplea</i>		X	
Mollusca	Gastropoda						X
	Bivalve						X
Annelida	Oligochaeta						X
Acarina						X	
TOTAL					16	23	26

Nenhuma das variáveis explicativas apresentou interação com a passagem de rejeito ($P > 0.99$). A passagem do rejeito alterou diretamente a riqueza de macroinvertebrados bentônicos ($X^2=8,160$; $p= 0,004$), com menor riqueza nos locais com a passagem do rejeito do que sem rejeito (Figura 2). O modelo mínimo adequado para explicar a redução da riqueza incluiu apenas a categoria com ou sem rejeito, corroborando a influência direta do rejeito na riqueza de macroinvertebrados bentônicos do rio Doce. Esse modelo apresentou sobredispersão, porém, o modelo com distribuição binomial negativa corrigiu satisfatoriamente essa sobredispersão. Os resultados de todos os GLMMs estão apresentados nas Tabela 2 e 3.

Tabela 2. Tabela de desvios dos modelos lineares generalizados mistos ajustados para avaliar se as condições ambientais e a passagem do rejeito afetaram as comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Termos explicativos; AIC: critério de informação de Akaike; Desvio explicado pelo termo explicativo; g.l.: graus de liberdade; Pr (>Chi): probabilidade associada ao termo explicativo; Rejeito: fator “passagem do rejeito”; sDist: distância linear da área amostral ao local do rompimento da barragem; spH: pH da água nas áreas amostrais; sSST: sólidos suspensos totais na água; sE.coli: contagem de *Escherichia coli* na água; sturb: turbidez da água; sOD: oxigênio dissolvido na água; todas as variáveis ambientais foram centradas e escalonadas (indicado pelo “s”); **: P < 0.01. Apenas a passagem do rejeito per se (Rejeito) explicou parte significativa da riqueza de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Doce.

Termo	AIC	Desvio	g.l	Pr (>Chi)
Rejeito	765.95	757.09	1	0.0038**
sDist	762.49	736.56	1	0.2711
spH	764.11	748.11	1	0.545
sSST	764.11	748.11	1	0.1469
sE.coli	762.49	750.21	1	0.5961
sturb	763.88	755.88	1	0.8363
sOD	763.09	757.09	1	0.2718

Tabela 3: Tabela de desvios dos modelos lineares generalizados mistos ajustados para avaliar se a passagem de rejeito alterou a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Termo	AIC	Deviance	Df	Pr (>Chi)
Rejeito	588.49	580.49	1	0.0492*
log (Abundância+1)	763.09	757.09	1	< 2.2e-16***
Equidade	138.5	132.5	1	0.19

Df: grau de liberdade (*Degrees of Freedom*)
Códigos de Significância: (***) 0 (***) 0.001 (*) 0.01

4. DISCUSSÃO

As variáveis ambientais analisadas não impactaram a riqueza de macroinvertebrados bentônicos, o que pode ser explicado pelo histórico de degradação ambiental da bacia do rio Doce. Essa degradação, a longo prazo, já tornava a qualidade da água ruim antes do colapso da barragem da SAMARCO, e dessa forma os gêneros de macroinvertebrados bentônicos que viviam no rio Doce já tinham tolerância à variação das condições ambientais (FERNANDES *et al.*, 2020). Ainda assim, os parâmetros físicos e químicos da água analisados, exceto a turbidez e a presença de *E. coli*, tiveram valores, dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, resolução CONAMA 357/2005 (Tabela MS2), ou seja, abaixo dos níveis considerados inadequados. A lama pode ter contribuído com a alteração da turbidez da água. Já a alta quantidade de *E. coli* encontrada pode estar relacionada à poluição orgânica que já vem acontecendo desde muito antes do rompimento da barragem (FELIPPE *et al.*, 2016). Esse grupo de bactérias vive em simbiose no intestino de humanos e animais e são excretados nas fezes. Sua presença é um indicativo de contaminação recente por matéria fecal (SILVA *et al.*, 2017).

Locais em que houve a passagem de rejeito apresentaram menor riqueza de macroinvertebrados bentônicos, o que corrobora parcialmente com as nossas hipóteses. Este resultado pode estar relacionado aos processos ocasionados no rio após o rompimento da barragem de Fundão. Desastres influenciam diretamente na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em ambientes lóticos (BUSS *et al.*, 2002; BENSTEAD *et al.*, 2003; HEPP e SANTOS, 2009; MUGNAI *et al.*, 2010), afetando a permanência de grupos mais sensíveis no ambiente e favorecendo aqueles grupos que são resistentes à poluição e ao estresse ambiental, resultando em grande abundância de poucos gêneros diferentes (CALLISTO *et al.*, 2002).

Não houve diferença significativa no número de indivíduos (abundância) encontrados em áreas com e sem a passagem do rejeito, provavelmente devido ao grande número de indivíduos resistentes das tribos Chironomini e Tanytarsini - Chironomidae e da classe Bivalve, encontrados nos locais atingidos pelo rejeito. Segundo August Thiennemann (1913), algumas dessas larvas de Chironomini, do gênero *Tanytarsus*, pertencente à tribo Tanytarsini, são encontrados em ecossistemas oligotróficos, ou seja, pobre em nutrientes e com águas oxigenadas durante todo o

ano. Por outro lado, larvas do mesmo grupo, mas do gênero *Chironomus*, são encontrados em grande abundância em ecossistemas eutrofizados, isto é, muito rico em nutrientes orgânicos e com episódios de anoxia em alguns períodos do ano. Essas características condizem com alguns pontos coletados ao longo do rio Doce, cuja a poluição orgânica e eutrofização eram evidentes.

Apesar do derramamento do rejeito e consequentes impactos, o padrão de acúmulo da riqueza com a abundância não foi alterado. Tanto nos locais com rejeito, como nos locais sem rejeito, amostras com maior abundância de indivíduos tiveram maior aumento de riqueza, e esse acúmulo não foi alterado pela passagem do rejeito. Esse padrão ocorre porque em comunidades ecológicas, as espécies não possuem a mesma abundância, e assim poucas espécies são abundantes, outras medianamente comuns e o restante, a maioria, são raras (MAGURRAN, 2006). A dominância numérica de poucas espécies é considerada uma das leis gerais da ecologia (MC GILL *et al.*, 2007). A abundância reflete a variedade e situação das condições e recursos ecológicos disponíveis para a população, bem como as influências dos competidores, predadores (TOWNSEND *et al.*, 2010), ao passo que a riqueza de macroinvertebrados bentônicos reflete o estresse ambiental.

De acordo com Hynes (1970), os insetos compõem a maior parte da fauna de corpos d'água correntes, predominando em riqueza e abundância. Nos rios estudados, os insetos dominaram, destacando-se Ephemeroptera (Baetidae – *Baetodis*), Odonata (Gomphidae - *Phyllocicla*) e Diptera (Chironomidae – Tanytarsini e Chironomini). A composição das comunidades de locais com a passagem de rejeito se assemelhou a composição das comunidades de locais sem contato com o rejeito. Contudo identificamos gêneros de macroinvertebrados bentônicos exclusivos de ambientes afetados pela passagem de rejeito, como Ephemeroptera: *Cleon* e *Falceon*, Coleoptera: *Crenitulus* e Hemiptera: *Notonecta*; e de ambientes controle, como Trichoptera: *Nectopsyche* e Odonata: *Phyllogomphoides*. Identificamos como os gêneros mais abundantes e recorrentes em ambos os ambientes, os gêneros *Phyllocicla* (Odonata) e *Baetodis* (Ephemeroptera), considerados organismos tolerantes, e Chironomini e Tanytarsini (Chironomidae), Oligochaetas e Bivalves, tidos como resistentes ao estresse ambiental (CALLISTO *et al.*, 2002).

Essa composição de comunidades pode ser explicada pelo *trade-off*. Os organismos não podem, simultaneamente, ser extremamente eficientes na

colonização, no forrageamento e na resistência a inimigos, uma vez que a excelência em uma função implica em prejuízo para outra função (KNEITEL e CHASE, 2004). Esse conflito dos organismos entre sobreviver, crescer e se reproduzir, em situações de estresse ambiental, como a estudada no presente trabalho, leva os organismos que conseguem se estabelecer, a concentrar sua energia na reprodução, já que muitos indivíduos vão morrer por supressão fisiológica causada pelo stress ambiental e competição por recursos (MOONEY, 1972). Nossos resultados mostraram que o rejeito proveniente do rompimento da barragem funcionou como um filtro ambiental que limita apenas a riqueza, sem alterar a estrutura das comunidades ou a abundância de macroinvertebrados bentônicos. Assim, existe uma eficiência grande, por parte dos macroinvertebrados bentônicos, na reprodução, em detrimento das outras funções.

5. CONCLUSÃO

Concluimos que o rejeito liberado pelo rompimento da barragem da SAMARCO levou à redução a longo prazo da riqueza do macroinvertebrados bentônicos. Nenhuma das variáveis ambientais disponíveis nem a distância do desastre explicou a variação na riqueza., evidenciando o efeito negativo do rompimento da barragem da SAMARCO sobre a biota aquática da bacia do rio Doce. Um plano de gestão, que vise o ecossistema aquático como principal afetado, é de extrema importância para auxiliar na remediação do desastre, uma vez que ao reabilitar e preservar um ecossistema aquático, o ecossistema terrestre associado também é favorecido. Nesse ponto, esse estudo foi um passo importante para se entender o efeito do rejeito advindo do colapso da barragem de Fundão nos organismos aquáticos, sendo uma contribuição importante para futuros estudos que busquem entender o ecossistema aquático da bacia do rio Doce como um todo.

6. AGRADECIMENTOS

O presente estudo faz parte do projeto aprovado na chamada pública 10/2018 Fapemig - Fundação Renova - pesquisa, desenvolvimento e inovação para monitoramento da bioriqueza de ambientes aquáticos de Minas Gerais em áreas impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão - Mariana/MG, que aborda os impactos do rompimento da barragem sobre a biota aquática (peixes, macroflora e invertebrados), sendo a vertente que contempla os invertebrados

7. REFERÊNCIAS

- ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Os rios mais poluídos do Brasil. Disponível em <www.abes-mg.org.br>. Consultado em 21 de setembro de 2020.
- ALBERTONI, E. F.; SILVA, C. P. Caracterização e importância dos invertebrados de águas continentais com ênfase nos ambientes de Rio Grande, Cadernos de Ecologia Aquática 5 (1): 9-27, jan – jul 2010.
- ANA - Agência Nacional de Águas. Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce– Rompimento da barragem em Mariana/MG. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil–Informe 2015, p. 50, 2016.
- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. Oecologia Brasiliensis, v. 12, n. 3. p. 425- 441, 2008.
- BENSTEAD, J. P.; DOUGLAS, M. M.; PRINGLE, C. M. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. Ecological Applications, v. 13, n. 5, p. 1473-1490, 2003.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M. L. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Ed.). Amostragem em limnologia. Rio de Janeiro, 2004. p. 213-230.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. Hydrobiologia, v. 481, n. 1, p. 125-136, 2002.

- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da riqueza de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- CARVALHO, G.O.; PINHIERO, A.D.A.; SOUSA, D.M.D.; PADILHA, J.D.A.; SOUZA, J.S.; GALVÃO, P.M.; PAIVA, T.C.; FREIRE, A.S.; SANTELLI, R.E.; MALM, O. & TORRES, J. P. Metals and arsenic in water supply for riverine communities affected by the largest environmental disaster in Brazil: the dam collapse on Doce river. *Orbital: The Electronic Journal of Chemistry*, v. 10, n. 4, p. 299-307, 2018.
- CBH-Rio Doce – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Disponível em: <<http://www.riodoce.cbh.gov.br>>. Acesso em: 21 de setembro de 2020.
- CETEC – FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (1986). Inventário Hidrelétrico da bacia do rio Doce. Relatório Final dos Estudos Preliminares. Caracterização Ambiental da Bacia do Rio Doce. Minas Gerais. Aspectos Físicos- Bióticos.
- CHIU, M. C., YEH, C. H., SUN, Y. H., KUO, M. H. (2013). Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquatic Ecology*, 47(2), 245-252.
- COELHO FILHO, J.A.P.; MATOS, A.J.S.; MOTTA, B.G. Sistema de alerta hidrológico da bacia do rio Doce: relatório técnico de operação no período de novembro de 2020 a março de 2021. CPRM, 2021.
- CONAMA, Resolução. 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, v. 357, 200
- CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL K. Hierarchical multi-scale decomposition of species environment relationships. *Landscape Ecology* 17: 637–646, 2002.
- DA-SILVA, C. V.; MARTINS, S. V.; VILLA, P. M.; KRUSCHEWSKY, G. C.; DIAS, A. A.; NABETA, F. H. Banco de sementes de relaves mineros como indicador de recuperação de vegetación en Mariana, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, v. 69, n. 2, p. 700-716, 2021.
- DA SILVA PINTO, T. J. e SMITH, W. S. (2023). Impacts of sedimentation and dam failure on the macroinvertebrate community in a tropical stream. *Limnetica*, 42(1), 000-000.

- DO CARMO, F.F.; KAMINO, L. H. Y., JUNIOR, R. T., DE CAMPOS, I. C., DO CARMO, F. F., SILVINO, G.; DE CASTRO, K.J.S.X.; MAURO, M.L.; RODRIGUES, N.U.A.; MIRANDA, M.P.S & PINTO, C.E.F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.
- ESTEVEES, F. de A.; CALIMAN, A. Águas continentais: características do meio, compartimentos e suas comunidades. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, p. 113-118, 2011.
- EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; FARIA FILHO, R. F. R. Atlas digital das águas de Minas. Viçosa: UFV, DEA, 2005.
- FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO. R.; MATOS, R. A tragédia do Rio Doce: A lama, o povo e a água. Relatório de Campo e Interpretações preliminares Sobre as Consequências do Rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão (Samarco/Vale/BHP). *Revista GEOgrafias*, p. 63-94, 2016.
- FERREIRA, F. F. de FREITAS.; M. B. D.; SZINWELSKI, N.; VICENTE, N.; MEDEIROS, L. C. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; Sperber, C. F. (2020). Impacts of the Samarco tailing dam collapse on metals and arsenic concentration in freshwater fish muscle from Doce River, southeastern Brazil. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(5), 622-630.
- FUNDAÇÃO RENOVA, monitoramento de dados de 2020, disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download>, Acessado em: novembro de 2021.
- GHOLIZADEH, M. Effects of floods on macroinvertebrate communities in the Zarin Gol River of northern Iran: implications for water quality monitoring and biological assessment. ***Ecological Processes***, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2021.
- GRAÇA, M. A. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Review of Hydrobiology*, 86(4-5), pp. 383-393, 2001.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 1ª ed., Manaus: Editora do INPA. 728p.

- HAMADA, N.; THORP, J. H.; ROGERS, D. C. (Ed.). Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda. Academic Press, 2018.
- HATJE, V.; PEDREIRA, R. M., DE REZENDE, C. E., SCHETTINI, C. A. F., DE SOUZA, G. C., MARIN, D. C., & HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific reports*, v. 7, n. 1, p. 1-13, 2017.
- HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental monitoring and Assessment*, v. 157, n. 1-4, p. 305-318, 2009.
- HYNES, H.B.N. (1970) *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto, 555 pp.
- IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 2015. *Laudo Técnico Preliminar Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais*. 38p.
- IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 2016. *Rompimento da Barragem de Fundão - Desastre da Samarco*.
- JÓNASSON, P. M. Bottom fauna and eutrophication. In: *Eutrophication: causes, consequences and correctives*. National Academy of Sciences. p. 274-305, 1972.
- KO, N. T., SUTER, P., CONALLIN, J., RUTTEN, M., BOGAARD, T. (2020). Aquatic macroinvertebrate community changes downstream of the hydropower generating dams in myanmar-potential negative impacts from increased power generation. *Frontiers in Water*, 2, 573543.
- KNEITEL, J. M.; CHASE, J. M. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters* 7:69-80, 2004
- MAGURRAN, A.E. *Measuring biological diversity*. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2006. 256p.
- MCGILL, B.J. et al. *Fractals, form, change and dimension*. San Francisco, California: W.H. Freeman, 1977. 365p.

- MCKERGOW, L. A.; MATHESON, F. E.; QUINN, J. M. Riparian management: A restoration tool for New Zealand streams. *Ecological Management & Restoration*, v. 17, n. 3, p. 218-227, 2016.
- MENDES, L. B; CHAGAS, K. R; CAMPELO, R. P. M; MEDEIROS, L. C. C; SMITH, R. E. W; FURLEY, T. H. Ecotoxicological Assessment of the Doce River Surface Water After the Fundão Dam Collapse. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 16, n. 5, p. 608-614, 2020.
- MERRITT, R.; CUMMINS, K. (1998). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2. Ed. Kendall Hunt Publishing. 360 p.
- MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W. & BERG, M.B. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 4. ed., Kendall Hunt: Dubuque, 1158 p.
- MOONEY, H. A. The carbon balance of plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 3:315-346, 1972.
- MORENO, P.; CALLISTO, M. Insetos Aquáticos indicam saúde de cursos d'água. *Scientific American Brasil*, v. 99, p. 72-75, 2010.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do rio de janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. 1 ed. Rio de Janeiro: technical books, 2010. 176 p.
- PENNAK, R.W. 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*. John Willey & Sons: New York, 803p.
- POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*, v. 47, p. 11-22, 2005.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>, 2018.
- SALLES, F.G.; FERREIRA-JÚNIRO, N. *Hábitos e Hábitats. Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora INPA, 2014.

- SARMENTO-SOARES LM & MARTINS-PINHEIRO RF. Unidades de Conservação e a água: a situação das áreas protegidas de Mata Atlântica do norte do Espírito Santo – sudeste do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 7: 69-87, 2017.
- SIQUEIRA, H. de O. Estudos na conservação de espécies de peixes do rio Santo Antônio, bacia do rio Doce, 2019.
- SILVA, N. da; JUNQUEIRA, V. C. A; SILVEIRA, N. F. A. Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água. 5ª Ed. São Paulo: Blucher, 2017.
- SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um gradiente de integridade ambiental em córregos Neotropicais. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 25, n. 4, p. 418-428, 2013.
- TOWNSEND, C.R. et al. Fundamentos em ecologia. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 576p.
- UIEDA, V. S.; GAJARDO, I.C.S.M. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. *Naturalia*, Belo Horizonte, 21: 31-47, 1996.
- VANNOT, R. I.; MINSHAL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* (37). p130 – 137, 1980.
- VASCO, A. N. D.; OLIVEIRA, A. V. D. S.; FEITOSA, G. A.; ARAÚJO-PIOVEZAN, T. G.; ALVES, A. E. O.; DANTAS, J. O. (2021). Impacts of dam construction on the macroinvertebrate community in the Poxin-Açú, in a tropical region. *Revista Ambiente & Água*, 16.
- VILLA, P. M.; MARTINS, S. V.; PILOCELLI, A.; KRUSCHEWSKY, G. C.; DIAS, A. A.; NABETA, F. H. Attributes of stand-age-dependent forest determine technosol fertility of Atlantic forest re-growing on mining tailings in Mariana, Brazil. *Journal of Forestry Research*, 33(1), 103-116, 2022.
- WANDERLEY, L. J.; MANSUR, M. S.; MILANEZ, B.; PINTO, R. G. O desastre da Samarco/Vale/BHP no vale do Rio Doce: aspectos econômicos, políticos e socioambientais. *Cienc Cult* 68(3): 30-35, 2016.
- WHITE, J. C.; HANNAH, D. M.; HOUSE, A.; BEATSON, S. J. V.; MARTIN, A.; WOOD, P. J. Macroinvertebrate responses to flow and stream temperature variability across regulated and non-regulated rivers. *Ecohydrology*, v. 10, n. 1, p. 1–21, 2017. <https://doi.org/10.1002/eco.1773>

WU, H.; CHEN, J.; XU, J.; ZENG, G.; SANG, L.; LIU, Q. Effects of dam construction on biodiversity: a review. *Journal of Cleaner Production*, v. 221, p. 480-489, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.001>

ZHOURI, A.; OLIVEIRA, R.; ZUCARELLI, M.; VASCONCELOS, M.; The Rio Doce Mining Disaster in Brazil: between policies of reparation and the politics of affectations. Part 1 - The Samarco mining disaster – affectations, resistance, policies. *Vibrant* 14: 1-21, 2016.

8. MATERIAL SUPLEMENTAR

a)



b)



c)



Figura MS1. Metodologia utilizada no processamento das amostras em laboratório: a) lavagem, b) triagem, c) identificação dos macroinvertebrados bentô

Tabela MS1. Composição e abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados em agosto e setembro de 2020, ao longo da calha do rio Doce e em afluentes do rio Doce que não sofreram com a passagem do rejeito proveniente da barragem da SAMARCO.

Ordem	Família	Subfamília	Tribó	Gênero	Mariana (MG)	Timóteo (MG) PERD	Monsenhor Maria (MG)	Guaraciaba (MG)	Naque (MG)	Rio Doce (MG) UHE Risoleta Neves	Santo Antônio (MG)	São José do Goiabal (MG)	Jaguaraçu (MG)	Tumiritinga (MG)	Aimorés (MG) UHE jusan te	Raul Soares (MG) PERD	Gov. Valadare s (MG)	Aimorés (MG)	Colatina (ES)	
					rio Gualaxo do Norte	rio Doce	Gualaxo do Norte	rio Piranga	rio Doce	rio Doce	rio Santo Antônio	rio Doce	rio Piracaba	rio Doce	rio Doce	Rio Matipó	rio Doce	rio Manhuaçu	rio Doce	
					P01	P02	P03	P05	P09	P10	P11	P13	P17	P21	P23	P24	P28	P34	P36	
Diptera	Chironomidae	Orthocladiinae			45	2	18	29	1	34	54	3	7	3	3	6		142	3	
			Chironomini		26	16	31	2	69	39	6	262	5	81	151		57	639		
			Tanytarsini		14	4	1	13	46	27	37	2	16		162	69		99	19	
			Tanipodinae		5	2	3			18		2	1	1	1		16			
		Ceratopogonidae	Ceratopogoninae					13	82	2	8	3	4	1	11	15	6	66		
Ephemeroptera	Baetidae	Limoniinae		<i>Cleomon</i>	1															
				<i>Apobetis</i>	12	2	6	8		1	27			9	2	4		15		
				<i>Baetis</i>			3	6				30			57					
				<i>Baetodes</i>						1	1					1				

Ordem	Família	Subfamília	Tributo	Gênero	Municípios																							
					Mariana (MG)	Timóteo (MG)	Monseñor Horta, Mariana (MG)	Guaraciaba (MG)	Naque (MG)	Rio Doce (MG)	Santo Antônio (MG)	São José do Goiabal (MG)	Jaguaraçu (MG)	Tumiritinga (MG)	Aimorés (MG)	Raul Soares (MG)	Gov. Valadarens (MG)	Aimorés (MG)	Colatina (ES)	rio Gualaxo do Norte	rio Doce	Gualaxo do Norte	rio Piranga	rio Doce	rio Santo Antônio	rio Doce	rio Piracaba	rio Doce
					P01	P02	P03	P05	P09	P10	P11	P13	P17	P21	P23	P24	P28	P34	P36									
Coleoptera	Leptohlebiidae			<i>Camelobaetidius</i>						1																		
				<i>Cleodius</i>															1									
				<i>Atubina</i>			1																					
				<i>Guajirolus</i>	1																							
				<i>Falceon</i>	13											1			13									
	Elmidae				<i>Paraclodes</i>														1									
					<i>Miroculis</i>																							
					<i>Cylloepus</i>	1		1	1	1		4	1						3		12							
					<i>Neelmis</i>							1		3														
					<i>Hexacylloepus</i>								1		8					3								
Heteroceridae				<i>Hydora</i>							2																	
				<i>Australimnus</i>				1																				
Psephenidae							1			1																		

Orde m	Família	Sub família	Trib o	Gêner o	Localização																								
					Marian a (MG)	Timóteo (MG)	Mons enhor Horta, Maria (MG)	Guara ciaba (MG)	Naque (MG)	Rio Doce (MG)	Santo Antônio (MG)	São José do Goiab al (MG)	Jagua raçu (MG)	Tumiriti nga (MG)	Aimó rés (MG)	Raul Soares (MG)	Gov. Valadare s (MG)	Aimó rés (MG)	Colat ina (ES)	rio Gualax o do Norte	rio Doce	Guala xo do Norte	rio Piranga	rio Doc e	rio Doce	rio Santo Antônio	rio Doce	rio Piraci caba	rio Doce
					P01	P02	P03	P05	P09	P10	P11	P13	P17	P21	P23	P24	P28	P34	P36										
Trichoptera	Hydrophilidae			<i>Berosus</i>																									
				<i>Hemiousus</i>					8																				
				<i>Laccobius</i>				3	6			3																	
				<i>Lachnodacnum</i>				3																					
				<i>Dactylosternum</i>				3	6	1																			
				<i>Crenitulus</i>											1														
	Dystiscidae	Hydropsychidae			<i>Hydrobiomorpha</i>														2										
					<i>Celina</i>						2																		
					<i>Macronema</i>																1								
	Hydrobiidae	Hydroptilidae			<i>Diplectrona</i>	1		1																					
					<i>Atopsu che</i>						1																		
					<i>Byrsop teryx</i>									1															
					<i>Tricholeiochuton</i>									1															

Orde m	Família	Sub família	Trib o	Gêner o	Municípios																								
					Mariana (MG)	Timóteo (MG)	Monseñor Horta, Mariana (MG)	Guaraciaba (MG)	Naque (MG)	Rio Doce (MG) UHE Risoleta Neves	Santo Antônio (MG)	São José do Goiabal (MG)	Jaguaráçu (MG)	Tumiritinga (MG)	Aimorés (MG) Jusante UHE	Raul Soares (MG) PERD	Gov. Valadarens (MG)	Aimorés (MG)	Colatina (ES)	rio Gualaxo do Norte	rio Doce	Gualaxo do Norte	rio Pirangá	rio Doce	rio Doce	rio Santo Antônio	rio Doce	rio Piracaba	rio Doce
					P01	P02	P03	P05	P09	P10	P11	P13	P17	P21	P23	P24	P28	P34	P36										
Odonata	Leptoceridae			<i>Nectopsyche</i>															3										
				<i>Erythrodiplax</i>					2																				
				<i>Paltothermis</i>						1																			
	Libellulidae			<i>Elasmothermis</i>							1									1									
				<i>Scapanea</i>											1														
				<i>Dythemis</i>								1																	
				<i>Tholymis</i>											2			1											
			<i>Elga</i>	9									1	4					13										
			<i>Phyllocycla</i>			8	3		1	1	1		1	1	4		1	2	2										
			<i>Aphylla</i>										3	1	1		1												
		<i>Phyllogomphoides</i>	1			1					1																		
	Gomphidae			<i>Idiogramphoides</i>							1																		
				<i>Phyllogomphus</i>												1	1												
				<i>Progomphus</i>														1											

Orde m	Família	Sub família	Trib o	Gêner o	Municípios																							
					Mariana (MG)	Timóteo (MG)	Monseñor Horta, Mariana (MG)	Guaraciaba (MG)	Naque (MG)	Rio Doce (MG) UHE Risoleta Neves	Santo Antônio (MG)	São José do Goiabal (MG)	Jaguaraçu (MG)	Tumiritinga (MG)	Aimorés (MG) jusante UHE	Raul Soares (MG) PERD	Gov. Valadare s (MG)	Aimorés (MG)	Colatina (ES)	rio Gualaxo do Norte	rio Doce	Gualaxo do Norte	rio Pirang a	rio Doce	rio Santo Antônio	rio Doce	rio Piracaba	rio Doce
					P01	P02	P03	P05	P09	P10	P11	P13	P17	P21	P23	P24	P28	P34	P36									
				<i>Peruvigompu s</i>																								
				<i>Epigompus</i>											4	1												
				<i>Cacoides</i>			1																					
				<i>Hetaerina</i>					1		1																	
				<i>Neurachna</i>							1																	
				<i>Staurophlebia</i>										1														
				<i>Allopodagrin</i>																								
				<i>Notonecta</i>					1																			
				<i>Ambrysus</i>							1								2									
				<i>Rhagovalia</i>	2																							
				<i>Ovatametra</i>						1																		
											1								2									
											4																	

Tabela MS2. Variáveis ambientais utilizadas nas análises; parâmetros físicos e químicos da água foram retirados do banco de dados da Fundação RENOVA (FUNDAÇÃO RENOVA 2021), disponíveis de forma aberta e gratuita no site www.portalrenova.com; distância linear de cada área amostral ao local do rompimento da barragem; OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos solúveis totais; *E. coli*: densidade da bactéria *Escherichia coli*, que em altas densidades caracteriza locais com despejo de esgotos domésticos.

	P01	P02	P03	P05	P09	P10	P11	P13	P17	P21	P23	P24	A	P34	P36
Distância (km)	8.22	115.0 6	115.0 6	66.4 4	164.58	62.6 2	103.2 4	78.75	97.8 8	235.7 6	261.8 5	102. 7	210.4 4	253.4 3	306.89
pH	7.69	6.25	7.62	6.67	6.89	7.44	6.89	7.17	6.46	8.11	7.95	5.45	7.47	7.95	7.47
OD (mg/L)	7.98	8.51	8.39	8.77	8.08	8.4	8.08	8.23	8.35	8.5	7.46	8.97	8.17	7.46	7.89
Turbidez (UNT)	70.5 6	5.57	4	8.08	7.75	23.3 4	7.75	12.39	4.18	3.22	1.9	1.59	7.89	1.9	5.88
SST (mg/L)	5	5	5	7	10	38	10	6	5	5	5	5	17	5	5
<i>E. coli</i>	1600 0	330	3500	1600 0	20	2800	20	490	20	330	20	-	18	20	260

Tabela MS3. Variáveis ambientais utilizadas nas análises, retiradas do banco de dados da Fundação RENOVA, disponíveis de forma aberta e gratuita no site www.portalrenova.com, em comparação com os parâmetros físicos e químicos referência para um rio classe 2 (dois), estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005.

Parâmetro	COANAMA 357/2005 (Classe 2)	Com Rejeito (rio Doce) Média	Sem Rejeito (afluentes) Média
Turbidez (UNT)	<100	7.993333	15.676667
pH	6 a 9	7.374444	6.8516667
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	<5	8.181111	8.2683333
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)		10.66667	6.1666667
<i>E. coli</i>	<1000	863.1111	5810