

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Genética Ecologia e Evolução
Programa de Pós-graduação em Ecologia Conservação e manejo de Vida Silvestre

Ivan Menezes Monteiro

**Efeitos de rejeitos de mineração de ferro sobre a diatomoflora perifítica na
bacia do Rio Doce – MG**

Belo Horizonte

2020

Ivan Menezes Monteiro

Efeitos de rejeitos de mineração de ferro sobre a diatomoflora perifítica na bacia do
Rio Doce – MG

Versão Final

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Orientador: Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa

Coorientadora: Profa. Dra. Liliana Rodrigues

Belo Horizonte

2020

043

Monteiro, Ivan Menezes.

Efeitos de rejeitos de mineração de ferro sobre a diatomoflora perifítica na bacia do Rio Doce - MG [manuscrito] / Ivan Menezes Monteiro. - 2020.

100 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa. Coorientadora: Profa. Dra. Liliana Rodrigues

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Ecotoxicologia. 3. Mineração. 4. Resíduos de mineração. 5. Diatomáceas. 6. Rio Doce, Bacia. I. Barbosa, Francisco Antônio Rodrigues. II. Rodrigues, Liliana. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

FOLHA DE APROVAÇÃO

Tese defendida em 9 de outubro de 2020 e aprovada pela banca examinadora constituída pelos membros:

Doutor(a) Barbara Dunck Oliveira

Doutor(a) Cristiane Freitas de Azevedo Barros

Doutor(a) Carlos Eduardo de Rezende

Doutor(a) Luciana Pena Mello Brandão

Doutor(a) Francisco Antônio Rodrigues Barbosa
(Presidente da Banca)

Assinaturas dos Membros da Banca:



Documento assinado eletronicamente por **Bárbara Dunck Oliveira, Usuário Externo**, em 09/10/2020, às 18:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristiane Freitas de Azevedo Barros, Usuário Externo**, em 09/10/2020, às 18:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carlos Eduardo de Rezende, Usuário Externo**, em 19/10/2020, às 15:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luciana Pena Mello Brandão, Servidor(a)**, em 21/10/2020, às 10:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Francisco Antonio Rodrigues Barbosa, Professor do Magistério Superior**, em 21/10/2020, às 16:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0261071** e o código CRC **3F037832**.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente aos meus progenitores por todo o cuidado parental e todo amor dedicados à minha formação. Aos meus irmãos Laelia (in memorian), Helen e Erick, e ao meu irmão emprestado Fabiano, pelo companheirismo e os anos de convívio pacífico.

Agradeço à Luíza por existir, pela paciência que a permite se manter sempre ao meu lado e pelo amor dedicado a mim. Muito obrigado gajndja.

Ao Professor Francisco Barbosa, grande mestre e amigo, pela confiança em mim depositada, sem o senhor essa jornada de quatro anos não teria sido viável e este trabalho seria apenas mais uma ideia eternamente adiada. À Professora Liliana Rodrigues cuja experiência me mostrou que minhas listas de espécies não eram apenas nomes estranhos. Não existem palavras para expressar minha admiração aos senhores.

Aos Professores e coordenadores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre (ECMVS-UFMG) e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA-UEM), inegáveis detentores das artes do ensino.

Aos professores José Fernandes, Paulina Maia Barbosa, Arnola Rietzler, Ralph Thomé, Ludmila Brighenti, Luciana Brandão, Cláudia Windmöller, Paula Prazeres e Sérgio Pontes, pelo convívio prazeroso durante a execução do REC-Rio Doce.

Ao professor Diego Pujoni, amigo de graduação e mago dos números e correlações, sem você, esse ser humano aqui, que repetiu cálculo três vezes, teria entregado uma ANOVA mal enjambrada e meia dúzia de gráficos mal acabados. Namastê.

Ao Fred e à Cris por dominarem os trâmites internos da UFMG e resolverem nossos pepinos burocráticos.

Às Professoras Cristiane Barros, Bárbara Dunck, Luciana Brandão, Valéria Fernandes e aos professores Carlos Eduardo Rezende e Diego Castro por terem aceitado prontamente compor a banca de defesa.

Aos amigos, Thais Silva, Marcelo Costa e Maione Franco pelo auxílio fundamental nas análises químicas e pelo convívio dentro e fora do I3-163. Thais seus dinossauros descansarão em paz agora.

Aos amigos do LIMNEA, Paulinha, Bia, Laís, Karen, Mariana Orsini, Lucas, Carlos Magno, Carlos Henrique, Gabriel, Ana Laura, Bianca, Elisa, Anelise, Renata, Mariana Peifer, Vitor, Yuri, Marcela, Mariana, foi um prazer servir ao lado de vocês.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Algas Perifíticas da UEM, Nicolli Osório, Daiana Ruwer, Luciana Carapunarla (nó), e Ubirajara Fernandes, anfitriões exemplares e professores dedicados, serão sempre bem vindos aqui uai.

Aos amigos do PPG-ECMVS, são tantos que não me atrevera a enumerá-los sob pena indefensável de esquecer algum, a esses meu muito obrigado ainda nos veremos pela vida.

Aos funcionários e ao diretor do Parque Estadual do Rio Doce, Vinícius Moreira pelo apoio nas coletas.

Ao meu cachorro Cronos, companheiro silencioso durante a redação da tese, a pandemia teria sido insuportável sem ele.

Aos amigos do GSG, Frederico Neves, Fernando Silveira, Tadeu Guerra, Newton Barbosa, Luiz Eduardo, Lucas Perillo, Rodrigo Massara, Flávio Siqueira e Flávio Camarota, que em tempos de obscurantismo e negação da ciência se mantêm fiéis ao método e à interpretação. É um prazer inenarrável discutir artigos com os senhores, principalmente os A1.

Aos membros eméritos do Buteco de Quarta: Manjuba, Quelé, Matu, Luiza, Fafinha, Jota, Glênio, Perfeito, Ti Totó, Tintin, Heron, Rondon, Bolo Doido, Lurdinha, Gingolixo, Alf, Liginhas, Fernanda, Xexume, Júlia Thombstone, Haretone, Tampa e os demais, pelas conversas pouco ortodoxas desenvolvidas em nossos temporariamente interrompidos mas jamais extintos encontros.

Ao “Amiguiú”: Wowó, Goiás, Lelis, Manguaça, Prezzunto, Russo, Pedrão, Doug, Calithrix, Pedrinho, Bernardo, Chico Lobo, Chico Pross, Fred Queiroga, Ganso, Cacique Raoni, Lumbriga, Caio Limpo, Thiago C, Thiago M e Juliana Mol. Nossos desentendimentos são sempre edificantes.

Aos limnólogos roots e amigos de longa data, Pedro “LaVierra” Barbosa, Nelson Melo e João Henrique. Sê besta.

Aos antigos, Camila Jardim, Tatiana Mingote, Cândida Radicchi, João Paulo, Santana, Giaco, Bárbara Jardim, Fernanda Lyon, Francisco Diniz, Mateus Andrade, MARINA BEIRÃO, Gigante, Fernanda Silva pelos anos de amizade.

Aos jurássicos, Geraldo Oliveira, Rejane Farrer, Renata Borba e Rodrigo Otávio, fósseis vivos do ensino médio.

Aos bioinformatas, Nay, Tica, Stella, Paula, Thomas e Lúcio, que horas hoje? 11:47?

À Läut, Mills, AJ, Invicta, KÜD, Colorado, AJ, Brew Dog, Wäls, AJ, Sam Adams, Murphy’s, Guinness, AJ, dentre outras, por venderem alegria em garrafas.

A todos meus mais profundos agradecimentos.

Sapientiam autem non vincit malitia
Contra a sabedoria o mal não prevalece

Efeitos de rejeitos de mineração de ferro sobre a diatomoflora perifítica na bacia do Rio Doce – MG

Resumo

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, ocorrido em cinco de janeiro de 2015, no município de Mariana em Minas Gerais, liberou aproximadamente 39 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração de ferro na bacia do Rio Doce. A onda de rejeitos seguiu os cursos do córrego Santarém, Rio Gualaxo do Norte, Rio do Carmo, Rio Piranga e impactou toda a extensão da calha e áreas adjacentes do Rio Doce, de sua origem no estado de Minas Gerais até sua desembocadura na costa do estado do Espírito Santo. Desta forma, os cursos d'água afetados pelo rompimento sofreram alterações em suas características físicas e químicas, com repercussões sobre a biota destes ecossistemas. O presente estudo avaliou os efeitos do rejeito sobre a diatomoflora através de testes ecotoxicológicos em *Nitzschia palea* (Kutzing) W. Smith e através da avaliação espacial da estrutura e composição taxonômica das assembleias de diatomáceas perifíticas de trechos da bacia do Rio Doce afetados e não afetados pelo rompimento, relacionando-as às variáveis abióticas. Os resultados dos testes ecotoxicológicos indicaram que a exposição aos rejeitos culminou na redução da área do cloroplasto, aumento do volume de corpos lipídicos e redução da motilidade dos organismos testados. Os resultados das avaliações da variação espacial da estrutura e composição das assembleias de diatomáceas perifíticas indicamram que os cursos d'água diferiram tanto em relação aos fatores abióticos como em relação à estrutura e composição de espécies da assembleia de diatomáceas. Tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies foram mais elevadas nos ambientes não afetados pelo rompimento. A composição taxonômica da assembleia, foi diferente entre os trechos avaliados sendo que os trechos impactados pelo rejeito apresentaram maior abundância de organismos resistentes a impactos ambientais. Os resultados aqui expressos demonstraram que, embora o rejeito tenha sido classificado como não perigoso, apresenta efeitos deletérios sobre diatomáceas, um dos principais produtores primários em ambientes lóticos.

Palavras chave: Rejeito de mineração, Barragem de Fundão, Experimentação, Ecotoxicologia, Diatomáceas, *N. palea*.

Effects of iron ore mining tailings over the periphytic diatom assemblage of Doce river basin (Southeastern Brazil)

Abstract

The Fundão tailings dam spill, occurred in the municipality of Mariana in Minas Gerais state (SE, Brazil), released approximately 39 million cubic meters of iron ore mine tailings in the Doce river basin. The discharged tailings from the breach event flowed down the courses of Santarém stream, Gualaxo do Norte river, Carmo river and Piranga river, impacting the entire length of the main channel and adjacent areas of the Doce river from its origin, in the state of Minas Gerais, to its estuary on the coast of Espírito Santo state. Watercourses affected by the breach changed their physical and chemical characteristics, with repercussions over the biota of these ecosystems. The present study assessed, through ecotoxicological tests in *Nitzschia palea* (Kutzing) W. Smith and spatial evaluation of the structure and taxonomic composition of periphytic diatom assemblage as proxy of the effects of the tailings over the aquatic community from stretches of Doce River Basin, relating them to abiotic variables. The exposure of *Nitzschia palea* invidious to the tailings leads to a reduction in chloroplast area, an increase in lipid volume and a reduction of cell motility. The results of spatial variation on the structure and composition of diatoms assemblages indicate the watercourses differed both concerning to the abiotic and biotic factors. Both richness and diversity of species were higher in environments not affected by the disruption. The assemblage taxonomic composition was different among the evaluated segments. Segments impacted by the tailings showed a greater abundance of resistant organisms. The results expressed here demonstrate that although being classified as non-hazardous, the tailings presents deleterious effects on diatoms, one of the major primary producers in aquatic ecosystems.

Keywords: Mining tailing, Fundão dam, Periphytic diatoms, ecotoxicology, Community structure and composition, Doce river basin.

Sumário

1.	Introdução Geral	7
	Referências	16
2.	Efeitos do rejeito de mineração da barragem de Fundão sobre diatomáceas em condições de cultivo: efeitos morfológicos e fisiológicos	22
	Resumo	22
	Abstract	22
2.1	Introdução	23
2.2	Material e Métodos	25
2.3	Resultados	30
2.4	Discussão	33
2.5	Conclusão	37
	Referências	38
3.	Estrutura da comunidade de diatomáceas perifíticas em pontos impactados e não impactados por rejeitos de mineração na bacia do Rio Doce (Sudeste do Brasil)	48
	Resumo	48
	Abstract	48
3.1	Introdução	49
3.2	Material e Métodos	51
3.3	Resultados	54
3.4	Discussão	62
3.5	Conclusão	67
	Referências	68
4.	Conclusão Geral	76
5.	Apêndice	78

1. Introdução Geral

O ferro é o quarto elemento mais abundante da crosta terrestre, contribuindo com 4,5% de sua massa, superado apenas pelo oxigênio, silício e alumínio (Carvalho et al. 2014). Embora faça parte de uma grande variedade de minerais, apenas os óxidos de ferro podem ser economicamente utilizados na obtenção do ferro (Carvalho et al. 2014). Estimativas apontam que as reservas mundiais de minério de ferro sejam de aproximadamente 170 bilhões de toneladas, sendo Austrália (50 bilhões de toneladas), Brasil (34 bilhões de toneladas), Rússia (25 bilhões de toneladas) e China (21 bilhões de toneladas) as 4 maiores jazidas contendo 76% das reservas exploráveis no planeta (ANM, 2018). Em 2017, a produção mundial de minério de ferro foi de 2,4 bilhões de toneladas, quando Austrália (880 milhões de toneladas), Brasil (585 milhões de toneladas) e China (340 milhões de toneladas) foram os três maiores produtores, responsáveis por aproximadamente 70% do total (ANM, 2018). Aproximadamente 90% da extração de minério de ferro é destinada para a produção de ferro reduzido e aço bruto (Carvalho et al. 2014), sendo a China o maior fornecedor de aço do planeta, responsável pela produção de mais de 53% da demanda global (World Steel Association, 2020).

O teor médio de ferro presente no minério brasileiro é de 63,7 % e sua comercialização, em 2017, rendeu aproximadamente 47 bilhões de dólares, provenientes principalmente dos estados de Minas Gerais (62%) e Pará (37,3%) (ANM, 2018). Existem aproximadamente 300 minas de ferro instaladas no estado de Minas Gerais o qual contém 67% das reservas de minério de ferro do país (ANM, 2018). Das 100 maiores minas de ferro do Brasil, 40 se localizam no estado de Minas Gerais, onde a atividade minerária se concentra principalmente na região do Quadrilátero Ferrífero (IBRAM, 2014).

O Quadrilátero Ferrífero é uma região montanhosa situada na porção sul da Cadeia do Espinhaço, ocupando uma área de aproximadamente 7000 km² (Carmo et al. 2012). A matriz geológica do Quadrilátero Ferrífero apresenta litotipos ricos em ferro, sendo os principais tipos denominados Formações Ferríferas Bandadas – FFB (Carmo, 2010). Estas formações ferríferas são as maiores reservas de minério de ferro do mundo (Walde, 1986 apud Carmo, 2010), e o Brasil contém uma das maiores ocorrências de FFB do planeta o que determina sua posição de destaque como produtor de minério de ferro (Klein, 2005; ANM, 2018).

No Quadrilátero Ferrífero, as Formações Ferríferas Bandadas e as rochas carbonáticas da formação Gandarela constituem o principal sistema de aquíferos da região (Carmo, 2010). Devido a sua localização, nos platôs topográficos, sua porosidade e permeabilidade, tais formações funcionam como áreas de recarga de lençóis freáticos permitindo que a água precipitada na região alcance o subsolo e se acumule (Gama & Matias, 2015).

Nesta região está instalado o complexo minerário de Germano administrado pela SAMARCO Mineração, em cujas dependências ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, foco dessa tese. No complexo minerário de Germano, a lavra do minério é realizada a céu aberto, o que implica na remoção da camada de solo que cobre o veio de minério, processo denominado de decapeamento, e que requer a movimentação de enormes quantidades de material (Brandt, 2005).

O minério itabirítico, presente no complexo minerário de Germano, é composto primordialmente por partículas de quartzo e de hematita. As partículas de quartzo são indesejáveis nos processos siderúrgicos subsequentes assim sendo, o minério deve ser processado para que ocorra a remoção dessas partículas (Brandt, 2005). Para tanto, após sua extração, o minério de ferro é encaminhado para britadores e peneiradores, que têm por objetivo reduzir o tamanho de suas partículas para facilitar sua interação com os demais insumos do processo (Samarco, 2015). Uma vez fragmentado, o minério é encaminhado para o processo de flotação, que no caso da SAMARCO, denomina-se flotação catiônica reversa (Samarco, 2015). Neste processo utiliza-se um coletor catiônico (eteraminas ou eterdiaminas) e um depressor (amido) (Pires et al. 2003). O coletor adsorve o quartzo e promove sua flotação sendo subsequentemente coletado por bolhas de ar e descartado na barragem de rejeitos arenosos (Pires et al. 2003). O processo de depressão ocorre de modo a promover a decantação do mineral de interesse, a hematita. Para que ocorra a depressão da hematita, o depressor passa por um processo chamado de gelatinização, que consiste em adicionar hidróxido de sódio até a solução atingir pH 10,5 (Pires et al. 2003). Sob essa faixa de pH as ligações entre carbono e oxigênio presentes no amido são quebradas expondo-se assim seus átomos de oxigênio promovendo a adsorção da goethita que é conduzida para a barragem de rejeitos argilosos (Pires et al. 2003).

A fonte inicial da degradação ambiental promovida pela mineração é a remoção da cobertura vegetal na fase de instalação dos empreendimentos, desencadeando

uma cascata de consequências para os diversos componentes da biota que resultam em danos generalizados ao funcionamento dos ecossistemas (Murguía et al. 2016). Áreas afetadas pela atividade minerária experimentam a combinação de supressão vegetacional, fragmentação de habitats, compactação de solo exposto, redução na capacidade de infiltração e estocagem de água no sub-solo, redução do volume de lençóis freáticos, lixiviação de nutrientes do solo, rupturas na ciclagem de nutrientes, erosão, poluição do solo e dos recursos hídricos, aumento no teor de partículas em suspensão no ar e na água, hipóxia em corpos d'água, poluição luminosa e sonora, introdução de espécies exóticas durante as fases de recuperação dentre outras (Murguía et al.2016; Parise, 2016).

A atividade minerária afeta os ecossistemas aquáticos tanto na qualidade de suas águas quanto na disponibilidade desse recurso. Dentre os impactos que afetam a qualidade das coleções hídricas, cabe destaque a formação de Drenagem Ácida de Mina (DAM) que se caracteriza pela formação de efluentes com elevada acidez, altos teores de sólidos dissolvidos, elevados teores de sulfatos e íons metálicos (Silva et al. 2015). Do ponto de vista ecotoxicológico, a disponibilização de elementos tóxicos como os íons de As, Cd, Cu, Hg e Pb, são os mais críticos em termos de efeitos deletérios sobre a biota (Silva et al. 2015).

Em algumas situações, o veio de minério se estende abaixo de acúmulos de águas subterrâneas. Nesses casos fazem-se necessárias as operações de rebaixamento de lençóis freáticos para viabilizar a continuidade da exploração do minério (Straskraba & Abel, 1994). Para tanto são utilizados conjuntos de bombas que drenam constantemente a água do solo da área lavrada. Como consequências do rebaixamento destacam-se a abertura de fraturas e a subsidência do solo, o que culmina na limitação do uso das áreas afetadas, a redução do volume de corpos d'água superficiais com subseqüentes impactos sobre a vegetação e a fauna silvestres, a redução do volume em poços artesianos no perímetro afetado pelo rebaixamento, dentre outros (Straskraba & Abel, 1994).

A geração de rejeitos pelas mineradoras tem a proporção em massa de 1:1 (uma tonelada de produto para uma tonelada de rejeito) (Burrit & Chirst, 2018), assim sendo, apenas no ano de 2014 a Samarco depositou aproximadamente 25 milhões de toneladas de rejeitos em seu sistema de contenção (Samarco, 2015). Esse montante representa somente o volume oriundo do beneficiamento do minério

extraído, não incluindo o solo removido nas operações de decapeamento da jazida, uma vez que esses são dispostos nas pilhas de material estéril.

A maioria das mineradoras utiliza como destino para seus rejeitos a estocagem a úmido dos mesmos em grandes sistemas de contenção (Kossof et al. 2014). Os rejeitos de mineração se apresentam como uma lama espessa, muitas vezes tóxica, de granulometria fina e altos teores de água, que por não se tratar de ativos, recebem poucos investimentos em manejo e gestão por parte das mineradoras (Burrit & Chirst, 2018).

Para a elaboração de um panorama realista sobre os impactos da atividade minerária sobre os ecossistemas, aos impactos decorrentes da extração do minério, devem-se somar aqueles provenientes da estocagem de rejeito, dentre os quais merecem destaque a contaminação do solo através da lixiviação de componentes do rejeito, a contaminação de coleções hídricas subterrâneas pela percolação das substâncias lixiviadas, formação de drenagens ácidas, emissão de partículas atmosféricas pela ação de ventos e elevação dos teores de partículas suspensas em corpos d'água por carreamento superficial (Kossoff et al. 2014; Ozkan & Ipekoglu, 2002; Davies et al. 2000).

Como visto, a disposição de rejeitos de mineração em barragens de contenção não é uma prática livre de impactos ambientais, mas sim uma alternativa para os demais métodos de descarte como a descarga direta em rios próximos às minas, disposição de material seco na terra e deposição direta no mar, cujos efeitos são mais severos (Davies et al. 2000; McKinnon, 2002; Ozkan & Ipekoglu, 2002).

Em momentos de picos na demanda por metais pelo mercado, a extração de minérios com teores mais baixos é estabelecida uma vez que os preços praticados superam os gastos no beneficiamento do material concentrado (Mason et al. 2010). Por exemplo, em 1985 o teor médio de minério de cobre extraído na Austrália era de 10%, em 2005 essa média caiu para 1% (Giurco, 2010). Em relação ao níquel extraído no Canadá o teor médio do minério era 5% em 1985 e caiu para 1,5% em 2005 (Giurco, 2010). Embora o aumento da demanda por metais e melhorias nos processos de beneficiamento de minérios tenham permitido a exploração de reservas com baixos teores, como efeito colateral temos o aumento da carga de rejeito estocada no mundo (Kossoff et al. 2014), elevando-se assim o risco e a severidade de eventuais rompimentos.

Davies e colaboradores (2000), estimaram haver no mundo aproximadamente 3500 barragens de rejeito. Doze anos depois, Wei e colaboradores (2013) estimaram que somente a China possuía 12000 dessas barragens. Com taxas de falhas nos sistemas de contenção de rejeitos de mineração na ordem de uma para cada 700 barragens de rejeito por ano (Davies et al. 2000), e diante da tendência global de aumento desses rompimentos entre 24 e 36 meses após altas nos preços de *commodities* metálicas (Davies & Martin, 2009 apud Kossoff et al. 2014), é razoável considerar um aumento no número de rompimentos nos próximos anos.

Rompimentos de barragens de contenção de rejeitos fazem parte dos históricos de mineração desde seus primórdios. A seguir são apresentados alguns exemplos de rompimentos de barragens de rejeito de mineração no mundo.

Em março de 1626 o rompimento da barragem de rejeitos de San Idefonso em Potosí na Bolívia matou cerca de 4000 pessoas (Kossoff et al. 2014). Aproximadamente 19 toneladas de mercúrio foram liberadas no ambiente após o rompimento e possivelmente os valores elevados desse metal verificados recentemente devem-se em parte a esse rompimento (Hudson-Edwards et al. 2001).

Em 1984, após eventos sísmicos, a barragem de rejeitos de mineração de cobre OK Tedi em Papua Nova Guiné se rompeu. Após o rompimento, autoridades locais decidiram que o rejeito poderia ser liberado diretamente nos rios OK Tedi e Fly. Em 12 anos de atividades, a disposição do material levou à formação de uma zona morta de aproximadamente 3000 km² (Burrit & Chirst, 2018). Estima-se que durante a operação da mina dois bilhões de toneladas de rejeito tenham sido lançadas no meio ambiente (Schoenberger, 2016).

Em 1985, na cidade italiana de Stava, o rompimento de duas barragens de rejeito liberaram aproximadamente 240 mil m³ de rejeito contendo fluoretos liquefeitos e levaram a morte de 269 pessoas (Davies et al. 2000).

Em 1994, a barragem 4 da Mina Harmony Gold na África do Sul colapsou levando à liberação de 2,5 milhões de toneladas de rejeitos de mineração de ouro com elevados teores de cianeto sobre a vila à jusante, causando 17 mortes (Burrit & Chirst, 2018). O cianeto forma complexos solúveis com metais como Cu, Fe, Ni, e Zn carregando tais compostos por distâncias muito maiores que o esperado na ausência dessa substância (Rees & Van Deventer, 1999).

Em 1998, aproximadamente 1,3 milhões de m³ de rejeitos vazaram da barragem de Aznacóllar na Espanha, afetando 26 km² da bacia de drenagem do Rio

Guadamar (Kossoff et al. 2014). Embora não tenham sido registradas perdas humanas, todos os mariscos e peixes presentes na área afetada pereceram pela combinação de soterramento, entupimento de brânquias e alterações bruscas nas características químicas da água (pH = 3 e OD = 1,0 mg/l) (Grimald et al. 1999).

Em janeiro e março de 2000, duas barragens de rejeitos localizadas nas cidades romenas de Baia Mare e Baia Borsa se romperam. Novamente não foram registradas perdas humanas nos dois incidentes, entretanto, no rompimento de janeiro mais de 120 toneladas de cianeto e metais pesados foram liberados. O vazamento de março, embora menos severo, liberou quantidades expressivas de chumbo, cobre e zinco. Ambos os eventos atingiram a bacia de drenagem do Rio Tisa, maior tributário do Rio Danúbio que conduziu parte do volume extravasado não somente pelo território romeno, mas também para a Hungria, Sérvia e Bulgária (Hudson, 2001; Macklin et al. 2003). Ao longo da área afetada pelo rompimento foram recolhidas 1240 toneladas de peixes mortos (Kossoff et al. 2014).

Em 2010, a barragem 10 da usina de beneficiamento de alumínio Ajka Timföldgyár, na cidade húngara de Ajka, liberou aproximadamente 700 mil m³ de rejeito de alumínio e efluentes de tratamento de bauxita, o pH do rejeito era 13,5 e se espalhou pelas ruas da cidade de Kolontár levando a morte de dez pessoas e contaminando as águas da bacia do Rio Marcal com íons de Al, Fe, Cr, Mo e V (Kollosoff et al. 2014).

No estado de Minas Gerais, entre 2001 e 2015, aconteceu em média um rompimento de barragem de rejeitos a cada três anos. A seguir são reportados alguns dos rompimentos ocorridos no estado.

Em 1986, na cidade de Itabirito, a barragem da mina de ferro Fernandinho se rompeu liberando 100 mil m³ de rejeito e matando sete operários (Parras & Lasmar, 1987 apud Melo, 2013).

Em 2001, a barragem de rejeitos de minério de ferro da Mineração Rio Verde se rompeu na cidade de Macacos. Foram liberados 600 mil m³ de rejeito devastando 109 hectares de florestas, e matando cinco pessoas (TJMG, 2008).

Em 2006, o sistema extravasor da barragem de rejeitos da Mina São Francisco, sob responsabilidade da empresa Mineração Rio Pomba Cataguases Ltda., apresentou falhas estruturais que provocaram o vertimento de grande quantidade de rejeito de mineração de bauxita (Melo, 2013).

Em 2007, a barragem de rejeitos da Mina São Francisco se rompeu liberando 200 mil m³ de rejeito de beneficiamento de bauxita sobre a cidade de Miraf, atingindo uma área de 92 km². Não houve mortes uma vez que aos primeiros sinais de rompimento foi emitido um alerta à população para que deixassem suas casas (Melo, 2013).

Em setembro de 2014, um deslizamento de terra em uma das barragens de rejeito de minério da Mineração Herculano provocou a morte de três operários, em Itabirito, na região do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. O rompimento afetou a bacia do Rio das Velhas comprometendo o abastecimento de água de parte da região metropolitana de Belo Horizonte além de suspender o abastecimento de água e o fornecimento de energia elétrica para mais de 300 residências localizadas nas imediações da mina (Andrade, 2014).

Em novembro de 2015, na cidade de Mariana, ocorreu o maior desastre relacionado a rompimentos de barragens no mundo, em termos de volume extravasado (Barbosa et al. 2015), o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, pertencente ao complexo minerário de Germano, sob administração da SAMARCO Mineração. A barragem continha 56 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração de ferro dos quais 39 milhões de metros cúbicos foram lançados no meio ambiente (Sánchez et al. 2018). A partir da barragem de Fundão, a onda de rejeitos seguiu os cursos do córrego Santarém e rios Gualaxo do Norte e do Carmo por 77 km. A formação da calha principal do Rio Doce se dá a partir do encontro das águas do rio do Carmo e do rio Piranga, assim sendo, todos os 660km de seu curso, de sua origem no estado de Minas Gerais até seu estuário no estado do Espírito Santo, foram impactados pela lama (Barbosa et al. 2015). No território do estado de Minas Gerais, os impactos do rompimento se concentraram na sub-bacia do rio Piranga (IBAMA, 2015).

Em seu caminho, a torrente de lama destruiu 1469 hectares de Mata Atlântica, considerada um dos hot spots de biodiversidade do mundo (Meyers et al. 2000), arrasou os povoados de Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira, causando 19 mortes e a realocação de mais de 320 famílias (Neves et al. 2016), causou a morte de mais de 11 toneladas de peixes inviabilizando as atividades de 1249 pescadores que atuavam ao longo da área afetada, com prejuízos estimados em 25 milhões de dólares (Terra Report, 2016). Observa-se que os impactos ambientais decorrentes da atividade minerária se estendem para além da área diretamente afetada pelas

estruturas e a cava das minas e, portanto, a gestão ambiental desses empreendimentos deve englobar toda a paisagem afetada pela atividade, abarcando produção, consumo e potencial de reutilização (Giurco & Cooper, 2012).

Rios podem ser considerados unidades de integração das diversas regiões de uma bacia de drenagem, e o estudo de suas comunidades e processos funciona como um reflexo do uso e ocupação do solo de sua região de entorno (Tundisi & Barbosa, 1995; Dudgeon, 1996).

A comunidade perifítica é um dos principais produtores primários em ecossistemas aquáticos continentais tropicais, podendo contribuir com cerca de 70 a 85% da produtividade primária total (Esteves, 2011). Além de componentes autotróficos, a comunidade perifítica é composta também por protozoários, fungos, bactérias, rotíferos dentre outros organismos heterotróficos (Wetzel, 1990). Sua elevada riqueza taxonômica confere a essa comunidade maior gama de respostas às alterações nos ambientes (Stevenson et al. 2010). Dentre os componentes do perifiton destacam-se as diatomáceas (Bacillariophyta), algas consideradas ferramentas eficientes para o monitoramento de ecossistemas aquáticos (Kireta et al. 2012) por apresentarem ciclo de vida curto, o que permite que sua composição de espécies mude rapidamente frente a alterações ambientais, e por ser, normalmente, o grupo mais ubíquo e diverso em ecossistemas lóticos (Rojo et al. 1994).

Diatomáceas perifíticas são amplamente utilizadas em trabalhos de monitoramento de ecossistemas aquáticos impactados por poluição orgânica (Solak & Ács, 2011; Lu et al. 2016), alterações estruturais em cursos d'água, tais como dragagens e deposição de sedimentos finos (Fore, 2010), alterações nas características químicas da coluna d'água, causadas por contaminação por íons metálicos (Yang et al. 2016) e por alterações de pH causadas pela formação de drenagem ácida em áreas mineradas (Oberholster et al. 2016). A sensibilidade das diatomáceas perifíticas a essa gama de estressores, sua ubiquidade e elevada riqueza taxonômica, tornam o grupo uma ferramenta eficaz em estudos de ecossistemas aquáticos impactados por mineração.

Neste contexto os capítulos que seguem apresentam e discutem os resultados obtidos através de testes de exposição de diatomáceas ao rejeito proveniente da barragem de Fundão, e da análise dos efeitos de variáveis físicas e químicas sobre a estrutura e composição taxonômica da assembleia de diatomáceas perifíticas

amostradas em trechos da bacia do Rio Doce afetados e não afetados pelo rompimento da barragem.

No capítulo I, foram avaliadas alterações morfológicas e fisiológicas apresentadas por indivíduos de *Nitzschia palea* (Kutzing) W. Smith mantidos em cultivos, após serem expostos ao rejeito. Para tanto, foram avaliados os parâmetros área total das células, área relativa ocupada por cloroplastos e corpos lipídicos e a proporção de células móveis e imóveis, através de testes ecotoxicológicos.

No capítulo II, foram avaliadas as mudanças na estrutura e composição taxonômica da assembleia de diatomáceas perifíticas amostradas em trechos de rios afetados e um não afetado pela descarga de rejeitos, correlacionando-as às variáveis físicas e químicas medidas nesses ambientes.

Referências:

Andrade, L. C. R. (2014). Caracterização de rejeitos de mineração de ferro, in natura e segregados, para aplicação como material de construção civil. Tese (doutorado) Engenharia Civil. Universidade de Viçosa – MG. Disponível em: <http://www.locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/6664/texto%20completo.pdf?sequence=1>. Acessado em: 27/03/2020.

ANM, 2018. Anuário Mineral Brasileiro. Agência Nacional de Mineração - Principais substâncias metálicas. <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro>.

Barbosa, F. A. R., Maia-Barbosa, P. M., Nascimento, A. M. A., Rietzler, A. C., Franco, M. W., Paes, T. A., Reis, M., Moura, K. A. F., Dias, M. F., Ávila, M. P., Oliveira, L. A. G. (2015). O desastre de Mariana e suas consequências sociais, econômicas, políticas e ambientais: por que evoluir da abordagem de Gestão dos recursos naturais para Governança dos recursos naturais? Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico 24.

Betarchini, A. C., Girodo, A. C., Grandchamp, C. & Souza, K. (1999). Dewatering of the Pico de Itabirito iron mine: Na environmental reclamation case study. IMWA proceedings.

Brandt (2005). Estudo de impacto ambiental (EIA). Barragem de rejeito de Fundão – SAMARCO MINERAÇÃO S.A. - MARIANA - MG - SAMA-C-002-001.DOC.

Burritt, R. L. & Christ, K. L. (2018). Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. *Journal of Cleaner Production* 178: 196 – 205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.042>.

Carmo, F. F. (2010). Importância Ambiental e Estado de Conservação dos Ecossistemas de Cangas no Quadrilátero Ferrífero e Proposta de Áreas-Alvo para a Investigação e Proteção da Biodiversidade em Minas Gerais. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 98 p.

Carmo, F.F.; Campos, I.C. & Jacobi, C.M. 2012. Cangas: ilhas de ferro estratégicas para a conservação. *Ciência Hoje*, 295: 48-53.

Carvalho, P. S. L., Silva, M. M., Rocio, M. A. R., Moszkowicz, J., 2014. Minério de ferro. *BNDES Setorial* 39: 197-234.

Davies, M., 2001. Impounded mine tailings: what are the failures telling us? *Can. Min. Metall. Bull.* 94, 53–59.

Davies, M., Martin, T., Lighthall, P., 2000. Mine tailings dams: when things go wrong. In: *Proceedings of Tailing Dams 2000*. Association of State Dam Safety Officials, pp. 261e273.

DUDGEON, D., (1996). Anthropogenic influences on Hong Kong streams. *Geo. Journal* 40 (1-2): 53-61.

Esteves, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. Third ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Fore L.S., (2010). Evaluation of stream periphyton as indicators of biological condition for Florida streams. Final Report. Tallahassee, FL, USA: Florida Department of Environmental Protection.

Gama, E.M. & Matias, G. P. (2015). Hidrogeologia e os geossistemas ferruginosos. In: *Geossistemas ferruginosos do Brasil: Áreas prioritárias para a conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais*. Organizadores: Flávio Fonseca do Carmo e Luciana Hiromi Yoshino Kamino. Belo Horizonte : 3i Editora.

Giurco, D. (2010). *Peak Minerals in Australia: A Review of Changing Impacts and Benefits*. Institute for Sustainable Futures, University of Technology, Sydney; Department of Civil Engineering, Monash University.

Giurco, D. & Cooper, C. (2012). Mining and sustainability: asking the right questions. *Minerals Engineering* 29: 3–12. Doi:10.1016/j.mineng.2012.01.006

Grimalt, J.O., Ferrer, M., Macpherson, E., 1999. The mine tailing accident in Aznalcollar. *Sci. Total Environ.* 242, 3–11.

Hudson, C., 2001. Role of international environmental law in the protection of the Danube River Basin: the Baia Mare Cyanide Spill. *Colorado J. Int. Environ. Law Policy* 12, 367–393.

Hudson-Edwards, K.A., Macklin, M.G., Miller, J.R., Lechler, P.J., 2001. Sources, distribution and storage of heavy metals in the Rio Pilcomayo, Bolivia. *J. Geochem. Explor.* 72, 229–250.

IBAMA. (2015). Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. IBAMA.

IBRAM (2014). Informações sobre a economia mineral do estado de Minas Gerais. Instituto Brasileiro de Mineração. <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00002806.pdf>.

Kireta, A. R., Reavie, E. D., Sgro, G. V., Angradi, T. R., Bolgrein, D. W., Hill, B. H., Jicha, T. M., 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators*, 13, 222–231, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.006>.

Klein, C. 2005. Some Precambrian banded iron-formation (BIFs) from around the world: their age, geologic setting, mineralogy, metamorphism, geochemistry, and origin. *American Mineralogist*, 90:1473-1499.

Kossoff, D., Dubbin, W.E., Alfredsson, M., Edwards, S.J., Macklin, M.G., Hudson-Edwards, K.A., 2014. Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Appl. Geochem.* 51, 229 245.

Lu, H., Wan, J., Li, J., Shao, H., Wu, Y. (2016). Periphytic biofilm: A buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water. *Chemosphere* 144: 2058–2064. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.129>.

Macklin, M.G., Brewer, P.A., Balteanu, D., Coulthard, T.J., Driga, B., Howard, A.J., Zaharia, S., 2003. The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures County, upper Tisa Basin, Romania. *Appl. Geochem.* 18, 241–257.

Mason, L., Prior, T.D., Mudd, G.M., Giurco, D., 2010. Availability, addiction and alternatives: three criteria for assessing the impact of peak minerals on society. *J. Cleaner Prod.* 19, 958–966.

McKinnon, E., 2002. The environmental effects of mining waste disposal at Lihir Gold Mine, Papua New Guinea. *J. Rural. Remote. Environ. Health* 1, 40 50.

Melo, L.P.R., 2013. Análise comparativa de metodologias de previsão de inundação decorrente da ruptura de barragens de rejeitos: caso hipotético da Barragem Tico-

Tico. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Murguía, D.I., Bringlezua, S., Schaldach, R., 2016. Global direct pressures on biodiversity by large-scale metal mining: spatial distribution and implications for conservation. *J. Environ. Manag.* 180, 409–420.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Neves, A.C.O., Nunes, F.P., Carvalho, F.A., Fernandes, G.W. (2016). Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza & Conservação* 14: 24 – 27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>.

Oberholster, P. J., DeKlerk, A. R., DeKlerk, L., Chamier, J., Botha, A. M., 2016. Algal assemblage responses to acid mine drainage and steel plant wastewater effluent up and downstream of pre and post wetland rehabilitation. *Ecological Indicators*, 62: 106–116, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.025>.

Ozkan, S., Ipekoglu, B., 2002. Investigation of environmental impacts of tailings dams. *Environ. Manag. Health* 13, 242–248.

Parise, M., 2016. Modern resource use and its impact in karst areas – mining and quarrying. *Z. Geomorphol. (Suppl)* 60, 199–216.

Pires, J.M.M., Lena, J.C., Machado, C.C., Pereira, R.S., 2003. Polluting potential of Samarco Mineração S.A. solid waste: a Germano dam case study. *Revista Árvore* 27(3), 393–397p. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622003000300017>.

Rees, K.L. & Van Deventer, J.S.J., 1999. The role of metal-cyanide species in leaching gold from a copper concentrate. *Miner. Eng.* 12, 877–892.

Rajo, C., Alvarez Cobelas, M., Arauzo, M., (1994). An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289, 43–55.

Samarco (2015). Annual Sustainability Report 2014. Samarco, Brazil.

Sánchez, L.E., Alger, K., Alonso, L., Barbosa, F.A.R., Brito, M.C.W., Laureano, F.V., May, P., Roeser, H., Kakabadse, Y., (2018). Os impactos do rompimento da

Barragem de Fundão. O caminho para uma mitigação sustentável e resiliente. Relatório Temático no 1 do Painel do Rio Doce. Gland, Suíça: UICN.

Schoenberger, E., 2016. Environmentally sustainable mining: the case of tailings storage facilities. *Resour. Pol.* 49, 119e128.

Silva, E. F., Durães, N., Reis, P., Patinha, C., Matos, J., Costa, M. R. (2015). An integrative assessment of environmental degradation of Caveira abandoned mine area (Southern Portugal). *Journal of Geochemical Exploration* 159: 33–47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.08.004>.

Solak CN, Acs E., (2011). Water quality monitoring in European and Turkish Rivers using diatoms. *Turk J FishAquatSc* 11: 329–337.

Stevenson, RJ; Pan, Y; & Van Dam, H., (2010). Assessing environmental conditions in Rivers and streams with diatoms. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. 667 p.

Straskraba, V. & Abel, J. F. (1994). The differences in underground mines dewatering with the applications of caving or backfilling mining methods. *Mine Water and The Environment* 13 (2): 20-39.

Terra Report (2016). Edição Especial 3: Mariana 2016. Terra Brasis Resseguros <http://www.terrabrasis.com.br/wp/wpcontent/uploads/2016/07/Edi%C3%A7%C3%A3o-3-MARIANA.pdf>.

TJMG, 2008. Apelação Criminal N°1.0188.01.002864-8/001, 1 dezembro 2008. Disponível em: <http://tj-mg.jusbrasil.com.br/jurisprudencia/5970101/101880100286480011-mg-1018801002864-8-001-1/inteiro-teor-12106389>. Acessado em: 26/03/2020.

Tundisi, J.G. & Barbosa, F.A.R., (1995). Conservation of aquatic ecosystems: present status and perspectives. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. (eds.) *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, Rio de Janeiro.

U.S. Geological Survey, 2020. Mineral commodity summaries 2020: U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/mcs2020>.

Walde, D.H.G. 1986. Geologia do ferro. In: Schobbenhaus C. & Coelho C.E.S. Principais Depósitos Minerais do Brasil: Ferro e Metais da Indústria do Aço. DNPM, Brasília.

Wei, Z., Yin, G., Wang, J.G., Wan, L., Li, G., 2013. Design, construction and management of tailings storage facilities for surface disposal in China: case studies of failures. Waste Manag. Res. 31, 106 e 112.

WORLD STEEL ASSOCIATION, 2020. Crude steel production – Press Release. World Steel Association, 2020. Disponível em: < <https://www.worldsteel.org/media-centre/press-releases/2020/Global-crude-steel-output-increases-by-3.4--in-2019.html>>. Acesso em: 19 fevereiro de 2020.

Yang, J., Tang, C., Wang, F., Wu, Y. (2016). Co-contamination of Cu and Cd in paddy fields: Using periphyton to entrap heavy metals. Journal of Hazardous Materials 304: 150–158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.051>.

2. Efeitos do rejeito de mineração da barragem de Fundão sobre diatomáceas em condições de cultivo: efeitos morfológicos e fisiológicos

Resumo

Em cinco de novembro de 2015, após uma falha catastrófica no sistema de contenção de rejeitos do complexo minerário de Germano, aproximadamente 39 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração vazaram da barragem de Fundão e foram despejados na Bacia do Rio Doce (Sudeste do Brasil). O rejeito composto basicamente por ferro, quartzo e alguns metais traços impactou mais de 660 quilômetros da calha principal do Rio Doce, deixando uma mancha de 7000 quilômetros quadrados na desembocadura do rio e ao longo da costa do estado do Espírito Santo. Sendo as diatomáceas importantes bioindicadores para inúmeros distúrbios ambientais, tais como contaminantes químicos e sólidos suspensos, nós avaliamos os efeitos da exposição de *Nitzschia palea* (Kutzing) W. Smith ao rejeito proveniente da barragem de Fundão. Os seguintes parâmetros foram avaliados: encolhimento do cloroplasto, formação de corpos lipídicos, alterações no tamanho das células e motilidade das células. A exposição aos rejeitos culminou na redução da área do cloroplasto, aumento do volume de corpos lipídicos e redução da motilidade celular, demonstrando que embora o rejeito tenha sido classificado como não perigoso, ele apresenta efeitos deletérios sobre diatomáceas, um dos principais produtores primários em ambientes lóticos.

Palavras chave: Rejeito de mineração, Rompimento da barragem de Fundão, Diatomáceas, Ecotoxicologia, Corpos lipídicos, Encolhimento do Cloroplasto, Tamanho celular.

Abstract

On November 5th 2015, after a catastrophic failure of the tailings containment system of Germano's mining complex, approximately 39 million cubic meters of mine tailings were released from the Fundão dam into the Doce River Basin (Southeastern Brazil). The tailings, composed primarily of iron, quartz and trace metals, impacted more than 660 km of the main channel of Doce river, leaving a 7,000 km² suspended plume at the river mouth and along the Atlantic coastline of the State of Espírito Santo. Since diatoms are important bioindicators of a wide range of disturbances such as chemical

contaminants and suspended material, we evaluated the effects of the exposure of the diatom *Nitzschia palea* (Kutzing) W. Smith to tailings from the Fundão Dam. The following parameters were examined: chloroplast shrinkage, lipid body formation, cell size alterations and cell motility reduction. Exposure to the tailings leads to a reduction in chloroplast area, an increase in lipid volume and a reduction of cell motility, demonstrating that even though the tailings have been classified as not hazardous, the components can affect diatoms, one of the major primary producers in rivers.

Keywords: Mining tailings, Fundão Dam disaster, Diatoms, Ecotoxicology, Lipid Bodies, Motility, Chloroplast shrinkage, Cell size

2.1 Introdução

O processo de beneficiamento do minério de ferro produz uma enorme quantidade de resíduos que são estocados em barragens de rejeitos sem que se leve em consideração futuros impactos ambientais provenientes tanto de sua estocagem (Garcia – Meza et al. 2005; Lavoie et al. 2012) quanto de sua liberação acidental (Miguel et al. 2016). Embora estudos indiquem que rejeitos de mineração podem apresentar efeitos deletérios sobre o meio ambiente (Garcia – Meza et al. 2004), tal tema vem sendo negligenciado e poucos estudos abordando seus impactos sobre o meio ambiente estão disponíveis para análises (Dushenko et al. 1995; Paliewicz et al. 2014; Jackson et al. 2015; Miguel et al. 2016).

Rompimentos e extravasamentos de barragens de contenção de rejeitos de mineração podem impactar a área afetada de diversas formas, tais como a rápida liberação de substâncias potencialmente tóxicas (Lavoie et al. 2012; Paliewicz et al. 2014; Jackson et al. 2015; Segura et al. 2016), alterações repentinas nos teores de sólidos finos na coluna d'água e no substrato, afetando organismos bentônicos (Solà et al. 2004), nectônicos (Grimalt et al. 1999) e planctônicos (Prat et al. 1999), atingindo não só a esfera ambiental com também a social e econômica (khan et al. 2001; Veiga et al. 2001; Garcia et al. 2017).

Em cinco de novembro de 2015, a barragem de Fundão, pertencente ao complexo minerário de Germano, no município de Mariana/MG (Sudeste do Brasil), se rompeu. A barragem continha 56 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração de ferro dos quais 39 milhões de metros cúbicos foram lançados no meio

ambiente. Os rejeitos destruíram 1469 hectares de Mata Atlântica, um dos biomas mais diversos e ameaçados do Brasil (Meyers et al. 2000) e impactou aproximadamente 660 km da calha principal do Rio Doce, de sua origem no Estado de Minas Gerais até seu estuário no estado do Espírito Santo, deixando uma mancha de 7000 km² no oceano atlântico (Morgenstern et al. 2016). Em seu caminho, a torrente de lama arrasou os povoados de Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo e Gesteira, causando 19 mortes e a realocação de mais de 320 famílias. O deslocamento da massa de rejeito causou a morte de mais de 11 toneladas de peixes e inviabilizou as atividades de 16410 pescadores que atuavam ao longo da área afetada ausando perdas estimadas em 25 milhões de dólares (Terra Report, 2016).

A composição básica do rejeito é ferro (prox. 57%), presente nos minerais Goethita (FeOOH) e Hematita (Fe₂O₃), quartzo (SiO₂; prox. 14%) e caulinita (Al₂ Si₂ O₅ (OH)₄; prox. 7%) além de alguns metais traços como Cádmiu, Chumbo e Cromo (Pires et al. 2003).

Embora o rejeito tenha sido classificado como não perigoso (ABNT NBR 10004), Segura e colaboradores (2016) reportaram risco de citotoxicidade e danos ao DNA em testes envolvendo células de carcinoma hepático humano (HepG2) e *Allium cepa*, além da elevada mobilização de metais como cádmio, chumbo e cromo do rejeito para água.

Ao longo do processo de beneficiamento, uma série de insumos é adicionada ao minério para promover a separação do mineral de interesse (Hematita) do restante dos compostos do minério (Rejeito) (Pires et al. 2003). Dentre estes insumos, cabe destaque ao acetato de eteramina, considerado tóxico para organismos aquáticos (Clariant, 2006) e o hidróxido de sódio (NaOH), responsável por elevar o pH do minério a 10,5 e consequentemente permitindo a adsorção do mineral de interesse (Pires et al. 2003).

Frente a tamanha complexidade e riqueza de componentes, a avaliação química feita através da dosagem dos compostos presentes no rejeito, não fornece informações a respeito de possíveis efeitos sinérgicos oriundos das interações entre os contaminantes, o meio e a biota (García-Lorenzo et al. 2009). Assim sendo, se faz necessária a utilização de testes ecotoxicológicos como forma de se obter informações sobre os efeitos do estresse ambiental sobre os organismos, complementando-se assim as análises químicas (Wolska et al. 2007, Lavoie et al. 2008).

As diatomáceas são o grupo mais ubíquo e diverso em ecossistemas lóticos (Rojo et al. 1994; Kireta et al. 2012), contribuem com 40% da produtividade primária em ambientes oceânicos e são responsáveis por aproximadamente 20% da fixação de carbono no planeta (Hildebrand, 2008). São amplamente empregadas na avaliação de ambientes afetados alterações estruturais em cursos d'água, tais como a deposição de sedimentos finos (Fore, 2010) e alterações nas características químicas da coluna d'água, causadas por contaminação por íons metálicos (Yang et al. 2016; Oberholster et al. 2016; Tolotti et al. 2019). Tais características tornam o grupo uma ferramenta eficaz na avaliação da toxicidade de rejeitos de mineração.

A utilização de variáveis taxonômicas como a composição das assembleias e a aplicação de índices de diversidade, reflete o efeito de estressores ambientais sobre comunidades biológicas (Arini et al. 2012). Métricas não-taxonômicas tais como motilidade de células, presença de corpos lipídicos e alterações morfológicas, em diatomáceas, vêm sendo descritas como eficientes ferramentas para a avaliação de ecossistemas aquáticos (Pandey et al 2017; Gautam et al 2017; Yang et al 2013). Alterações morfológicas nas frústulas de diatomáceas expostas a metais pesados foram reportadas por Gautam e colaboradores (2017). Woods e colaboradores (2014) reportaram redução do cloroplasto em diatomáceas expostas a herbicidas. A avaliação de tais métricas permite a identificação de estresses sobre a biota, mesmo quando efeitos letais não são observados (Lavoie et al. 2017).

Baseado na hipótese de que a exposição prolongada de diatomáceas aos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão afetará organelas fotossintetizantes das mesmas, neste estudo, indivíduos de *Nitzschia palea* (Kutzing) W. Smith, isolados e mantidos em culturas, foram utilizados como organismos teste para avaliar as condições ecotoxicológicas de sedimentos afetados pelo rompimento da barragem.

2.2 Material e Métodos

2.2.1. Cultura de diatomáceas

A cepa avaliada foi isolada de amostras coletadas em uma lagoa natural (Lagoa Carioca lat 19°75'79"S; lon 42°61'82"W). Trata-se de um dos corpos d'água inseridos nos limites do Parque Estadual do Rio do Rio Doce (PERD) no estado de Minas Gerais (Sudeste do Brasil), e que compõem o sistema de lagos do médio rio doce. Micropipetagem e plaqueamento foram utilizados para obter a cultura monoespecífica

de acordo com Allen (1973). Embora a literatura mencionada aborde outro grupo (Cyanophyceae), as técnicas de isolamento utilizadas neste trabalho foram as mesmas. Após o isolamento, a cepa de interesse foi inoculada em meio WC (Guillard & Lorenzen, 1972) e mantida em incubadoras BOD a 21 ± 2 ° C, sob fotoperíodo de 12:12 claro : escuro por 20 dias para crescimento. Após o período de crescimento a composição monoespecífica da cultura foi verificada e então uma alíquota foi inoculada e mantida em meio WC até que a densidade de 950.000 células por mililitro fosse alcançada. A cepa isolada é mantida em cultivo no banco de algas do Laboratório de Limnologia, Ecotoxicologia e Ecologia aquática (LIMNEA) do instituto de Ciências Biológicas (ICB) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Uma alíquota da cultura utilizada nos experimentos foi oxidada com permanganato de potássio e ácido clorídrico de acordo com a técnica de Simonsen (1974), adaptada por Moreira – Filho e Valente – Moreira (1981) e depositada no herbário BHCB (Registro BHCB 196680) para verificações futuras. Os organismos testados são lanceolados e isopolares com rafes apresentando canais diagonalmente opostos tanto na epiteca quanto na hipoteca. A população testada variou de 14.0 μm a 20.0 μm em extensão e de 2.5 μm a 3.7 μm em largura (Figura 1E). Os caracteres morfológicos foram consistentes com a descrição taxonômica de *Nitzschia palea* de acordo com Krammer & Lange-Bertalot (1988). A escolha do *taxa* foi baseada em sua robustez e resistência a diversos impactos ambientais (Gold et al. 2003; Schuch et al. 2015).

2.2.2. Indicadores do estado das algas

Para a identificação dos efeitos deletérios do rejeito sobre as diatomáceas foram avaliados os seguintes parâmetros: área do cloroplasto, área dos corpos lipídicos, área e mobilidade das células. Para se avaliar os três primeiros parâmetros, as estruturas listadas foram medidas com o auxílio do software *Image J 1x* (Schneider et al. 2012) (Figura 1 A – D). A área dos cloroplastos e dos corpos lipídicos foram expressos como uma porcentagem da área total das células. Para avaliar a mobilidade celular foram utilizadas diatomáceas vivas. Para tanto, as 50 primeiras células visualizadas em cada intervalo de exposição no controle de solo, controle de água e nos testes com o rejeito foram classificadas em duas categorias, móveis e imóveis.

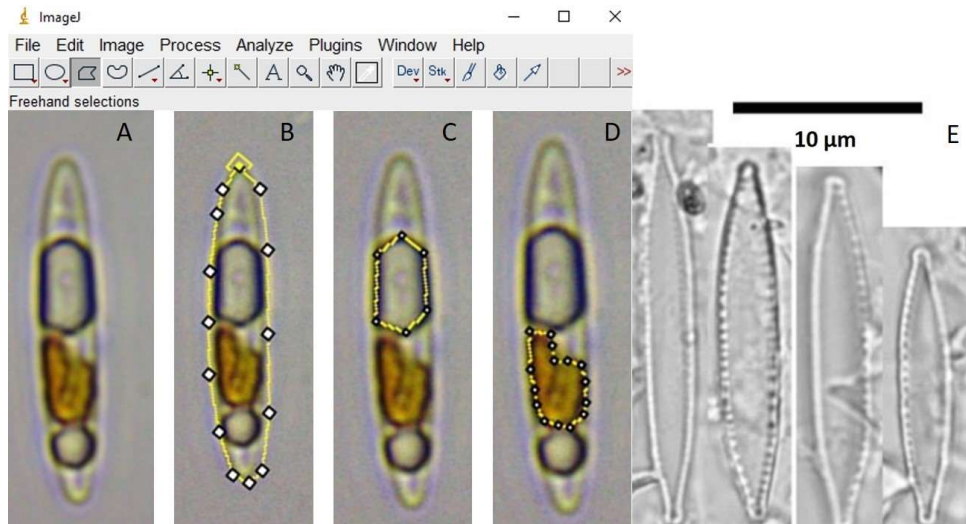


Figura 1. Estruturas medidas: A – Células; B – Delimitação da área total da célula; C – Delimitação dos corpos lipídicos; D – Delimitação dos cloroplastos; E – Células oxidadas.

2.2.3. Rejeito testado

O rejeito utilizado nos testes foi coletado em 12/11/2015 na cidade de Barra Longa (lat -20°28'23"S; lon -43°03'38"W) no estado de Minas Gerais (Sudeste do Brasil), às margens do Rio do Carmo, curso d'água afetado diretamente pelo rejeito. A amostra de rejeito foi mantida seca e sob refrigeração até a execução dos testes. Para a recomposição da lama, adicionou-se o rejeito seco à água coletada na bacia do Rio Doce, em um trecho não afetado pelo rompimento, até que o teor de rejeito fosse 53910 mg/L. Tal teor de rejeito foi definido com base em avaliações feitas pelo IGAM (Instituto Mineiro de Gestão de Águas), para o Rio Gualaxo do Norte em 19/01/16, e corresponde ao maior valor obtido na série de dados.

2.2.4. Testes Ecotoxicológicos

Para determinar sua sensibilidade, as diatomáceas foram expostas por 360 h ao rejeito, sendo avaliadas em intervalos de 72 h (72, 144, 216, 288 e 360 horas). Os testes foram conduzidos em incubadoras BOD a 21 ± 2 ° C, sob fotoperíodo de 12:12 claro:escuro em réplicas, sendo que cada período de exposição contou com seu próprio conjunto de frascos, que eram descartados após cada avaliação. Alíquotas de 1 ml de cultura contendo diatomáceas foram adicionadas a erlenmeyers de 50 ml por pipetagem. Para os controles com água, aos erlenmeyers, foi adicionada água proveniente de um trecho da bacia do Rio Doce não afetado pela descarga de rejeito,

até o volume final de 20ml. Para os testes com o rejeito, adicionou-se a lama recomposta até o volume final de 20ml, tomando-se as precauções para que a concentração de rejeito na solução final fosse 53910 mg/L. Um experimento controle com solo coletado em um trecho da bacia não afetado pelo rejeito foi executado para se eliminar os efeitos da turbidez sobre as algas. Para tanto adicionou-se amostras de solo aos frascos até a mesma concentração utilizada nos testes com o rejeito (53910 mg/L). O experimento teve suprimento estático de água, sem renovação ou agitação durante todo o período (Figura 2 A).

2.2.5. Aquisição de dados

Todas as observações e medidas tomadas durante o experimento foram obtidas com o auxílio de um analisador de imagens Opticom, modelo O500. As subamostras tomadas em cada experimento foram observadas em câmaras de Fuchs-Rosenthal, sob magnificação de 600X. Para a avaliação das estruturas, 4500 células (1500 do controle com água, 1500 do controle com solo e 1500 dos testes com o rejeito), foram fotografadas de acordo com a figura 2 B.

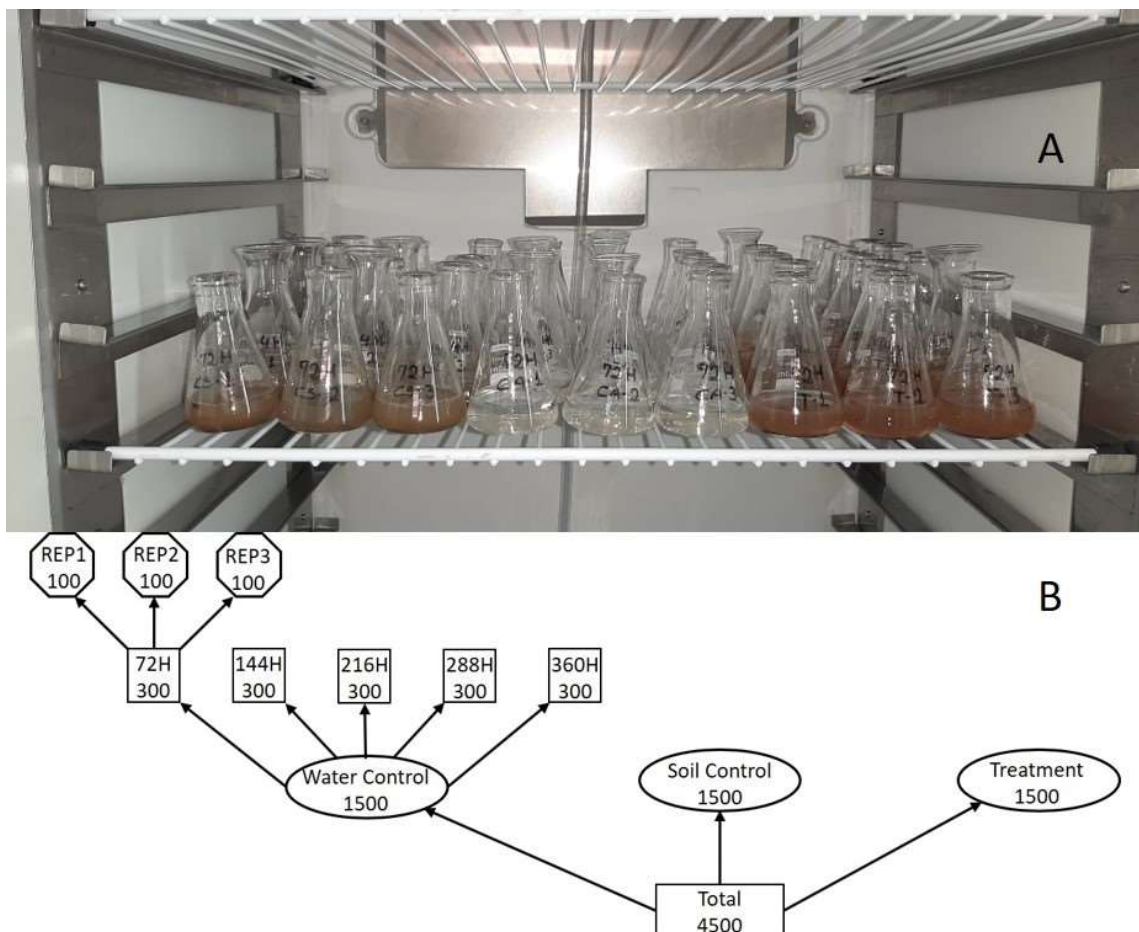






Figura 2. A – Montagem do experimento. B – Esquema de medições:  = número de células medidas por réplica;  = número de células medidas por intervalo de exposição;  = número de células medidas por grupo experimental;  = número de células avaliadas.

2.2.6. Comportamento do solo e do rejeito

Para o melhor entendimento das características do solo e do rejeito durante os experimentos, turbidez, condutividade e pH foram medidos. As medições foram realizadas de hora em hora durante as seis primeiras horas e após 12, 24 e 48 horas de sedimentação. Após 48 horas, as medições foram feitas em intervalos de 72 horas até o término dos experimentos (360 horas). Os teores de solo e rejeito foram os mesmos utilizados durante os testes ecotoxicológicos, 53910 mg/L. A suspensão foi feita em água destilada e as medições foram feitas sob as mesmas condições ambientais descritas para os testes ecotoxicológicos (ver acima).

2.2.7. Análises estatísticas

Para os parâmetros Área das Células, Área do Cloroplasto e área dos corpos lipídicos (variáveis contínuas), foi ajustado um modelo de regressão linear simples com a variável preditora Tempo de Exposição ao Rejeito. Este modelo testou o efeito da variável preditora sobre as variáveis resposta. Construíram-se gráficos com a média de cada grupo em cada intervalo de exposição e seu respectivo intervalo de 95% de confiança. Quando necessária, utilizou-se a correção de Tukey nas comparações múltiplas par-a-par. Para o parâmetro Motilidade, variável dicotômica, ajustou-se um modelo de regressão logística com as mesmas variáveis preditoras dos modelos descritos acima. Este modelo testou o efeito das variáveis preditoras na probabilidade de indivíduos se apresentarem móveis ou imóveis. Construíram-se gráficos com as probabilidades estimadas em cada período de exposição e seu respectivo intervalo de 95% de confiança. Quando necessária, utilizou-se a correção de Tukey nas comparações múltiplas par-a-par.

2.3 Resultados

2.3.1. Comportamento do solo e do rejeito

Observou-se a redução da turbidez nas suspensões de solo e rejeito ao longo do experimento (Figura 3 A). Durante todo o período de mensuração, a turbidez do controle com solo se manteve mais alta quando comparada ao tratamento com rejeito. Os valores de turbidez da suspensão com solo variaram de 1089 NTU, no início do experimento, a 21.5 NTU após 360 horas de sedimentação. Os valores de turbidez na suspensão com rejeito variaram de 725 NTU a 0.56 NTU no mesmo período.

A condutividade tanto da suspensão com solo quanto da suspensão com rejeito aumentou ao longo do experimento (Figura 3 B), apresentando valores entre 30.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 74.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na suspensão com solo e 127 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 1109 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na suspensão com rejeito.

Os valores de pH variaram entre 8.21 e 8.51 na suspensão de solo e entre 9.01 a 8.22 na suspensão com rejeito (Figura 3 C). Ambas as suspensões apresentaram valores de pH altamente variáveis ao longo do experimento e mantiveram-se na faixa de pH alcalina.

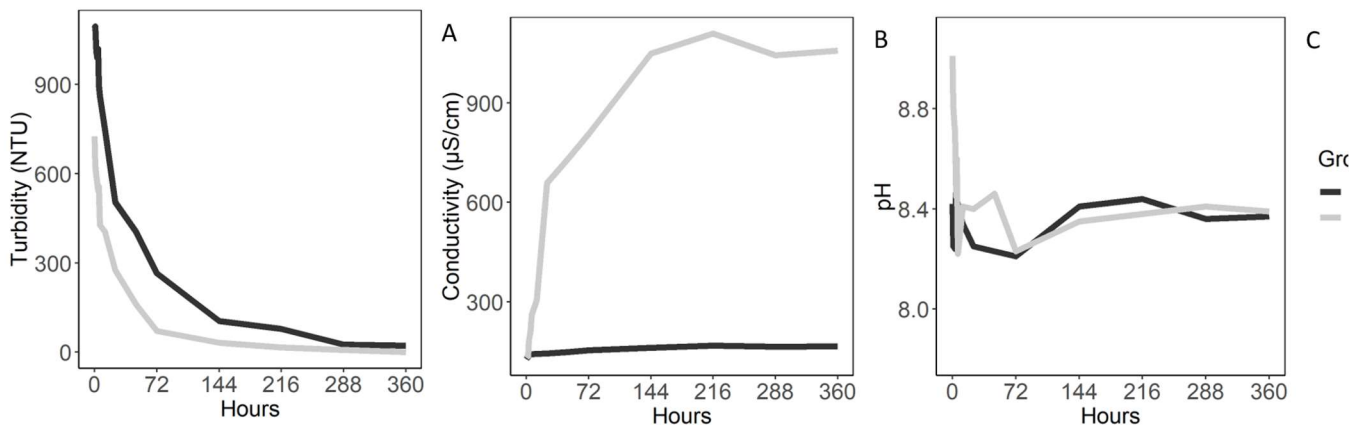


Figura 3. Características das suspensões de solo e rejeito. A – Turbidez, B – Condutividade, C – pH.

2.3.2. Área do cloroplasto

A exposição ao rejeito reduziu a área ocupada pelos cloroplastos ao longo do período de incubação (Figura 4). A relação entre o aumento do tempo de exposição e a redução da área do cloroplasto foi altamente significativa em todos os intervalos de exposição quando comparados os controles de solo e água e os testes com o rejeito ($P < 0,05$). Embora durante os experimentos controle a redução do cloroplasto seja observável, tal redução se dá de forma mais acentuada nos testes com o rejeito,

indicando que a exposição ao rejeito apresenta efeitos deletérios sobre os organismos testados.

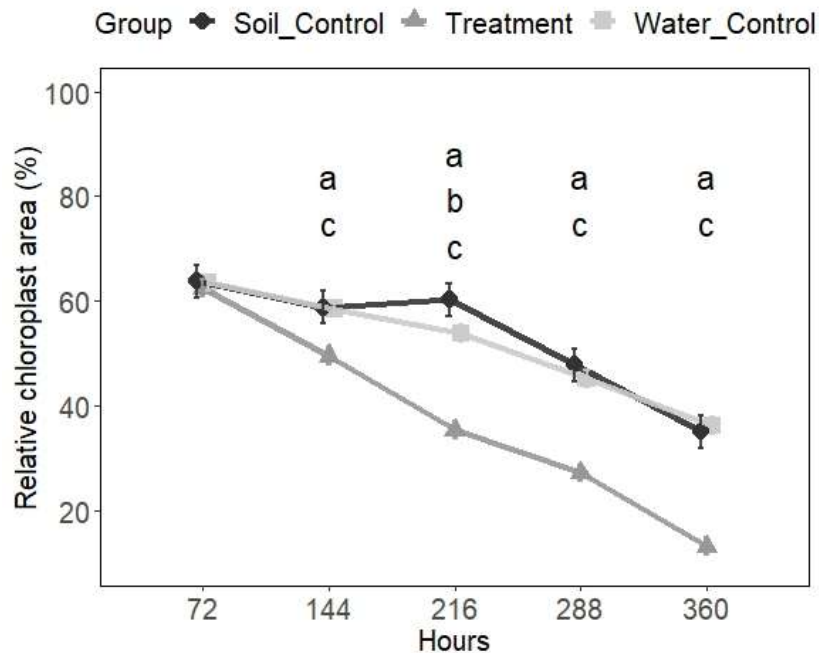


Figura 4. Área percentual do cloroplasto (média \pm erro padrão) em *Nitzschia palea*, incubadas por 360 horas e avaliadas em intervalos de 72 horas. ac: diferenças significativas entre controles e tratamento. abc: diferenças significativas entre todos os grupos.

2.3.3. Corpos lipídicos

O percentual do conteúdo celular ocupado por corpos lipídicos aumentou significativamente ao longo do experimento ($P < 0,05$) (Figura 5). Os testes com o rejeito revelaram uma elevação abrupta no conteúdo lipídicos das diatomáceas no intervalo compreendido entre 144 e 288 horas de exposição. Após a exposição por 288 horas, observa-se a redução da área preenchida por corpos lipídicos. O mesmo não pode ser verificado nos controles com solo e com água, onde não se observam elevações significativas no conteúdo lipídico das células.

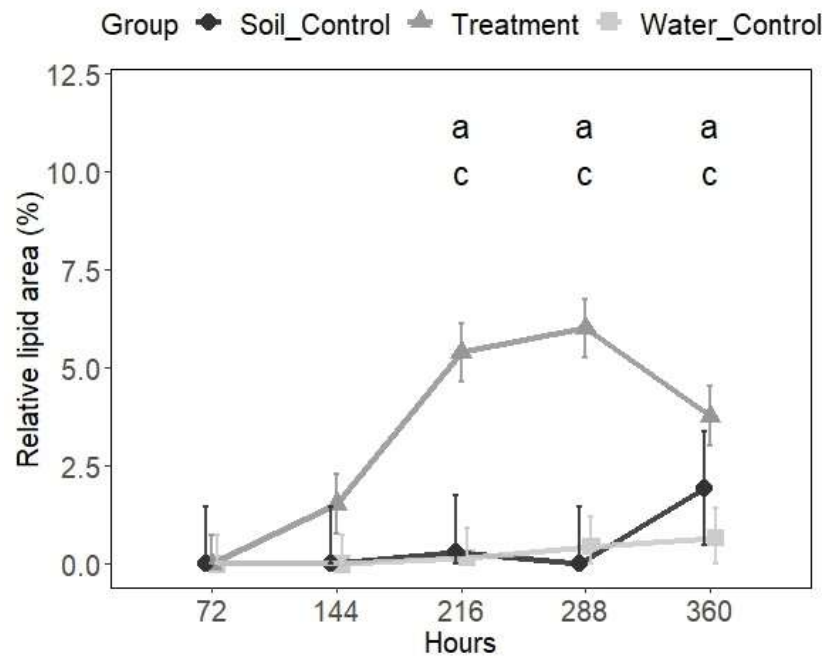


Figura 5. Área percentual de corpos lipídicos (média \pm erro padrão) em *Nitzschia palea*, incubadas por 360 horas e avaliadas em intervalos de 72 horas. ac: diferenças significativas entre controles e tratamento.

2.3.4. Área das Células

Não foram observadas alterações significativas no tamanho das células ao longo do intervalo de exposição quando comparados os dois controles e o teste com rejeito ($p > 0.05$) (Figura 6).

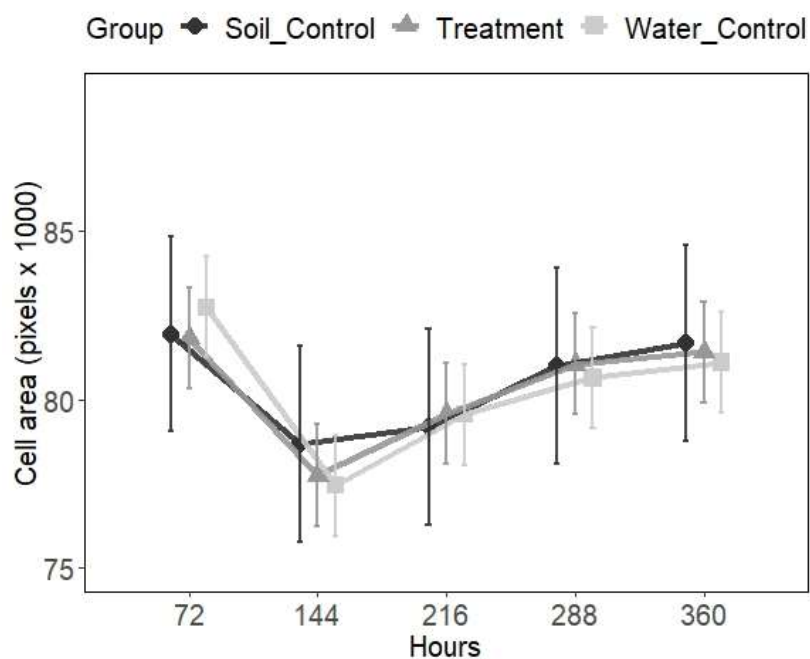


Figura 6. Área das células (média \pm erro padrão) em *Nitzschia palea*, incubadas por 360 horas e avaliadas em intervalos de 72 horas

2.3.5. Motilidade das células

A fração de células móveis decresceu ao longo do período de exposição ao rejeito (Figura 7). Não houve diferenças significativas entre o percentual de células móveis expostas ao rejeito e as presentes nos experimentos controle no intervalo de exposição entre 72 e 144 horas ($p > 0.05$). Após 216, 288 e 360 horas de exposição observa-se a redução significativa no percentual de células móveis expostas ao rejeito em relação às presentes nos dois grupos controle ($p < 0.05$).

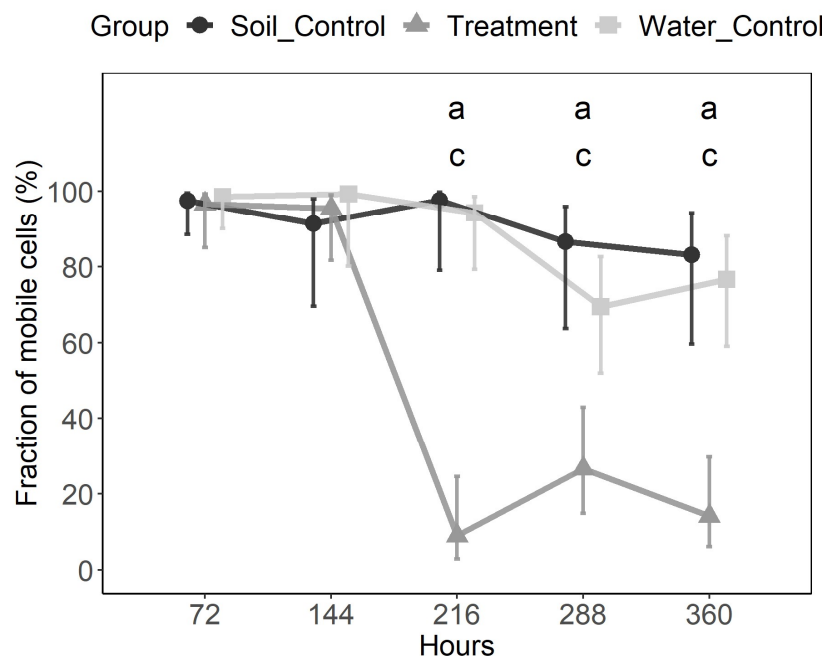


Figura 7. Percentual de células móveis (média \pm erro padrão) em *Nitzschia palea*, incubadas por 360 horas e avaliadas em intervalos de 72 horas ac: diferenças significativas entre controles e tratamento.

2.4. Discussão

Conforme demonstrado por estes experimentos, a exposição de indivíduos de *Nitzschia palea* ao rejeito da barragem de Fundão afetou os organismos testados. Tais efeitos foram medidos através da redução da área dos cloroplastos, acúmulo de lipídios nas células e redução na motilidade celular (Figura 8).

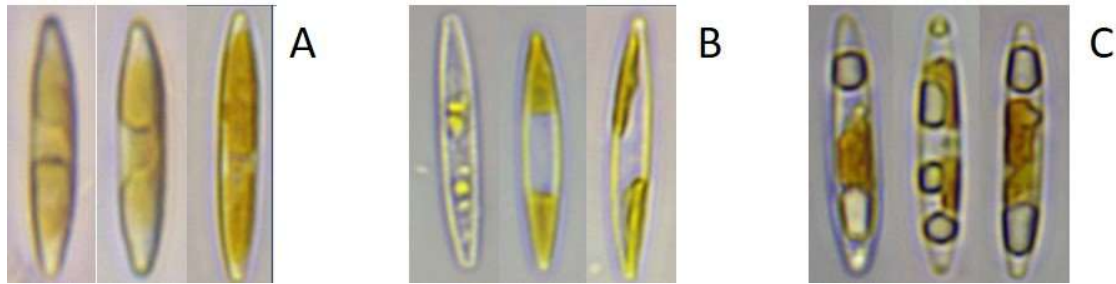


Figura 8. Resultados gerais. A – Células saudáveis, B – Células apresentando redução nos cloroplastos, C – Células apresentando formação de corpos lipídicos.

2.4.1. Comportamento do solo e do rejeito

A redução da turbidez ao longo do experimento se deve à decantação do material em suspensão. Os valores de turbidez e o tempo necessário para sua deposição variou devido à natureza dos materiais testados (Figura 3 A). Conforme mencionado anteriormente, o rejeito aqui avaliado é oriundo de uma planta de beneficiamento de minério de ferro, assim sendo, seu teor de ferro e outros metais é maior que o teor de tais elementos presentes no solo (Pires et al. 2003), conferindo ao rejeito maior densidade e menor tempo de deposição. Tendo a suspensão com rejeito exibido menores valores de turbidez ao longo do experimento, quando comparados aos valores da suspensão com solo, é possível descartar que os efeitos apresentados pelas algas ao longo do experimento tenham origens na turbidez do meio.

Embora ambas suspensões tenham apresentado elevações nos valores de condutividade, a avaliação feita na suspensão de rejeito aumentou em uma ordem de grandeza (Figura 3 B). Tal constatação pode ser fruto da solubilização de compostos presentes no solo e no rejeito. A condutividade elétrica do meio é profundamente influenciada por seu teor de íons (Esteves, 2011). O presente estudo não quantificou nem identificou os íons envolvidos nessa elevação, entretanto, tal constatação corrobora os resultados obtidos por Segura e colaboradores (2016), que reportaram elevado potencial de mobilização de íons do rejeito para a coluna d'água.

Ao início do experimento, o pH da suspensão de rejeito alcançou 9.01, caindo para 8.22 após 6 horas. A suspensão com solo inicialmente apresentou pH 8.22

elevando-se a 8.51 após 4 horas (Figura 3 C). A flotação catiônica reversa, aplicada como técnica para separação entre hematita e rejeito, é conduzida em meio alcalino (Santos et al. 2019). Para alcançar tal condição, enormes quantidades de NaOH são adicionadas ao minério (Fouchee et al. 2016). Embora os valores de pH avaliados na suspensão com rejeito sejam maiores que os avaliados na suspensão com solo, o pH não pode ser considerado o responsável pelos efeitos apresentados pelas diatomáceas testadas uma vez que há uma alternância entre elevações e reduções no pH das duas suspensões.

2.4.2. Área do cloroplasto

A redução da área dos cloroplastos pode resultar na perda de eficiência fotossintética das algas mediada pela aceleração do encolhimento dessa organela (Figura 4). Em experimentos envolvendo a toxicidade da atrazina, um herbicida inibidor do fotossistema II (PSII), Woods e colaboradores (2014) reportaram reduções nos cloroplastos de diatomáceas expostas a este herbicida. Encolhimento de cloroplastos foi reportado também por Renzi e colaboradores (2014) em diatomáceas expostas a elevadas concentrações de zinco e cobre. Embora afetados por estressores, os cloroplastos em encolhimento continuam produzindo elétrons a partir de moléculas de água. Tais elétrons se acumulam nas células devido a ineficiências na cadeia transportadora de elétrons, o que contribui para a formação de espécies reativas de oxigênio (ROS) (Maeda et al. 2017). O acúmulo de ROS apresenta efeitos citotóxicos que comprometem o funcionamento de várias organelas tais como núcleo, mitocôndrias e cloroplastos (Knauert & Knauer, 2008). Para atenuar o estresse oxidativo promovido pelo acúmulo de ROS, a síntese de ácidos graxos e o acúmulo de corpos lipídicos são estimuladas uma vez que a síntese de tais compostos consome os elétrons acumulados prevenindo a formação de ROS (Hu et al. 2008).

2.4.3. Corpos lipídicos

De acordo com Segura et al. (2016) o rejeito proveniente do rompimento da barragem de fundão apresenta elevada capacidade de mobilização de Ba, As, Cd, Sr, Fe, Mn, Al e Pb para outros compartimentos ambientais, com potenciais riscos à microbiota. No presente estudo, a característica citotóxica do rejeito é refletida na

elevação do conteúdo lipídico dos organismos teste. Algumas espécies de algas são notórias em sua capacidade de formar e armazenar corpos lipídicos, sobretudo quando expostas a condições estressantes (Wang et al. 2009; Pandey & Bergey, 2016). Embora o mecanismo de formação de tais acúmulos lipídicos não esteja completamente elucidado (Pandey et al. 2017), no presente estudo, observa-se que a exposição de *Nitzschia palea* ao rejeito induziu a formação de corpos lipídicos ao longo do período de exposição (Figura 5). A formação de corpos lipídicos em diatomáceas vem sendo reportada principalmente como consequência da privação de nutrientes (Yang et al. 2013), e da exposição a metais pesados (Pandey et al. 2018). Em experimentos de microcosmos Pandey et al (2015) reportaram o surgimento de corpos lipídicos em diatomáceas expostas a cobre e zinco. Resultados semelhantes foram reportados por Einicker-Lamas et al (2002) onde indivíduos de *Euglena gracilis* expostas a íons de zinco e cobre apresentaram acúmulos de lipídios em seu interior. A formação de corpos lipídicos foi descrita também mediada pela exposição a outros metais, como demonstrado por Liu et al (2008) que descreveram a associação positiva entre o estresse causado pela exposição a elevadas concentrações de ferro e a formação de corpos lipídicos em *Chlorella vulgaris* e Pillai et al. (2014) que encontraram resultados semelhantes ao exporem *Chlamydomonas reinhardtii* a meios ricos em prata. O acúmulo de lipídios parece ser a resposta padrão de algas submetidas a estresses ambientais (Hu et al. 2008).

2.4.4. Área das células

Não foram identificadas alterações no tamanho dos indivíduos expostos ao rejeito (Figura 6). Variações no tamanho de diatomáceas foram descritas como resultado da privação de luz (Olson et al. 1986), redução da temperatura do meio (Montagnes & Franklin, 2001) e mediadas pela exposição a metais pesados (Stalber & Florence, 1987; Levy et al. 2008). A grosso modo, expansões no tamanho de algas tem sido descritas como uma resposta ao acúmulo de metabólitos, tais como lipídios, que após serem armazenados em vacúolos no interior das células tendem a forçar a expansão de suas paredes celulares (Reavie & Barbiero, 2013), além de serem mediadas pela inibição da divisão celular causada por estresses ambientais, que culminam na expansão das células (Levy et al. 2008). Já reduções no tamanho de diatomáceas expostas a agentes estressores veem sendo atribuídas ao aumento na frequência de reproduções assexuadas nesses organismos (Pandey & Bergey, 2016).

2.4.5. Motilidade das células

Diatomáceas rafdéas são conhecidas por exibirem motilidade mediada pelo sistema actina-miosina (Paulsen et al. 1999) e apresentarem padrão de deslocamento fortemente associado à forma da rafe (Round et al. 1990). Alterações nos padrões de movimentação e na velocidade de deslocamento de diatomáceas vêm sendo associados a estresses provenientes de alterações nas condições ambientais (Pandey et al. 2017; Cohn & Disparti, 1994). No presente estudo, observa-se a redução no número de diatomáceas móveis quando estas eram expostas ao rejeito por períodos superiores a 216 horas (Figura 7). Pandey & Bergey (2016) reportaram redução da motilidade de diatomáceas expostas a ambientes com elevadas concentrações de zinco e cobre. De forma semelhante, Gupta & Agrawal (2007) reportaram efeitos inibitórios dos metais Cu, Co, Hg, Ni, Zn e Fe sobre a motilidade de *Navicula grimmei* and *Nitzschia palea* mantidas em cultivos.

Com base nos expostos, é razoável pensar que os resultados aqui expressos tenham origem na exposição dos organismos testados ao rejeito proveniente da barragem de Fundão.

2.5 Conclusão

O presente estudo descreveu os efeitos deletérios da exposição de indivíduos de *Nitzschia palea* ao rejeito de mineração despejado no Rio Doce após o colapso da barragem de Fundão. Os resultados apoiam a conclusão de que a exposição ao rejeito causou redução nos cloroplastos, aumento na formação e acúmulo de corpos lipídicos e redução na motilidade de diatomáceas. As principais consequências dessa exposição podem ser sumarizadas da seguinte forma: o encolhimento do cloroplasto afeta a eficiência fotossintética das algas, o que leva à formação de corpos lipídicos. Tais efeitos apresentam repercussões mais extensas que as avaliadas pela medição das estruturas dos organismos, como demonstrado através da redução do percentual de células móveis durante os testes com o rejeito (Figura 8). Devido à grande variedade de componentes presentes no rejeito, tanto em termos de espécies químicas quanto na variedade de interações sinérgicas entre elas, a identificação precisa de quais compostos afetaram cada um dos parâmetros avaliados não foi possível. Entretanto, as observações reportadas aqui demonstram a importância de se conduzirem testes ecotoxicológicos para a avaliação de impactos ambientais dessa

natureza, além de demonstrar que o rejeito testado não pode ser considerado inócuo para todos os grupos de organismos.

Referências

ABNT NBR 10004, 2004. Resíduos Sólidos – Classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro – RJ.

Allen, M.M., 1973. Methods for Cyanophyceae. In: Stein JK (ed) Handbook of phycological methods, culture methods and growth measurements. Cambridge University Press Inc., New York, pp 127–138.

Arini, A., Feurtet-Mazel, A., Morin, S., Maury-Brachet, R., Coste, M., & Delmas, F., 2012. Remediation of a watershed contaminated by heavy metals: A 2-year field biomonitoring of periphytic biofilms. *Science of the Total Environment*, 425, 242–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.067>.

ANM, 2018. Anuário Mineral Brasileiro. Agência Nacional de Mineração - Principais substâncias metálicas. <http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro>.

Bahls, L. L., 2009. A Checklist of Diatoms from Inland Waters of the Northwestern United States. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 158(1), 1–35. <https://doi.org/10.1635/053.158.0101>.

Clariant, 2006. Ficha de Informação de Segurança de Produtos Químicos em acordo com a NBR-14725 - FLOTIGAM EDA 3C. Available in: <https://www.clariant.com/en/Corporate/Case-Studies/Mining/2013/12/Reverse-Flotation-with-Flotigam-2835-2>.

Cohn, S. A. & Disparti, N. C., 1994. Environmental factor influencing diatom cell motility. *J Phycol*, 30, 818 - 828. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1994.00818.x>.

Dushenko, W. T., Bright, D. A., & Reimer, K. J., 1995. Arsenic bioaccumulation and toxicity in aquatic macrophytes exposed to gold-mine effluent: relationships with environmental partitioning, metal uptake and nutrients. *Aquatic Botany*, 50(2), 141–158. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(95\)00448-9](https://doi.org/10.1016/0304-3770(95)00448-9).

Einicker-Lamas, M., Antunes Mezian, G., Benevides Fernandes, T., Silva, F. L. S., Guerra, F., Miranda, K., Oliveira, M. M., 2002. *Euglena gracilis* as a model for the study of Cu²⁺ and Zn²⁺ toxicity and accumulation in eukaryotic cells. *Environmental Pollution*, 120(3), 779–786. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00170-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00170-7).

Esteves, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. Third ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Fouchee, A., N. Naudé, S. Naik, and K. Schommarz., 2016. Optimization of flotation pH for the reverse flotation of an African lowgrade BIF haematite ore. *J. South. Afr. Inst. Min. Metall.* 16:115–118. doi:10.17159/2411-9717/2016/v116n12a4.

Fore, L. S., 2010. Evaluation of Stream Periphyton as Indicators of Biological Condition for Florida Streams. Florida Department of Environmental Protection 2-44.

García-Lorenzo, M. L., Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., & Molina, J., 2009. Ecotoxicological evaluation for the screening of areas polluted by mining activities. *Ecotoxicology*, 18(8), 1077–1086. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0362-x>.

García-Meza, J. V., Ramos, E., Carrillo-Chávez, A., Duran-de-Bazúa, C., 2004. Mineralogical and Chemical Characterization of Historical Mine Tailings from the Valenciana Mine, Guanajuato, Mexico: Environmental Implications. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72, 170-177, <https://doi.org/10.1007/s00128-003-0256-1>.

García-Meza, J. V., Barrangue, C., & Admiraal, W., 2005. Biofilm formation by algae as a mechanism for surviving on mine tailings. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(3), 573–581. <https://doi.org/10.1897/04-064R.1>.

Garcia, L. C., Ribeiro, D. B., De Oliveira Roque, F., Ochoa-Quintero, J. M., & Laurance, W. F., 2017. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs: Corporations. *Ecological Applications*, 27(1), 5–9. <https://doi.org/10.1002/eap.1461>.

Gautam, S., Pandey, L. K., Vinayak, V., & Arya, A., 2017. Morphological and physiological alterations in the diatom *Gomphonema pseudoaugur* due to heavy metal stress. *Ecological Indicators*, 72, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.002>.

Guillard, R.R. & Lorenzen, C.J., 1972. Yellow-green algae with chlorophyllidae C1,2. *Journal of Phycology* 8:10-14. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1972.tb03995.x>.

Gold C, Feurtet-Mazel A, Coste M, B. A., 2003. Effects of cadmium stress on periphytic diatom communities in indoor artificial streams. *Freshwater Biology*, 48, 316–328.

Grimalt, J. O., Ferrer, M., & MacPherson, E., 1999. The mine tailing accident in Aznalcollar. *Science of the Total Environment*, 242(1–3), 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00372-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00372-1).

Gupta, S., & Agrawal, S. C., 2007. Survival and motility of diatoms *Navicula grimmei* and *Nitzschia palea* affected by some physical and chemical factors. *Folia Microbiologica*, 52(2), 127–134. <https://doi.org/10.1007/BF02932151>.

Hildebrand, M., 2008. Diatoms, Biomineralization Processes, and Genomics. *Chemical Reviews*. 108, 4855-4874. [10.1021/cr078253z](https://doi.org/10.1021/cr078253z).

Hu Q, Sommerfeld M, Jarvis E, Ghirardi M, Posewitz M, Seibert M, Darzins A., 2008. Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: perspectives and advances. *Plant J*. 54, 621–639. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2008.03492.x>.

Jackson, T. A., Vlaar, S., Nguyen, N., Leppard, G. G., & Finan, T. M., 2015. Effects of Bioavailable Heavy Metal Species, Arsenic, and Acid Drainage from Mine Tailings on a Microbial Community Sampled Along a Pollution Gradient in a Freshwater Ecosystem. *Geomicrobiology Journal*, 32(8), 724–750. <https://doi.org/10.1080/01490451.2014.969412>.

Kahn, J.R., Franceschi, D., Curi, A., Vale, E., 2001. Economic and financial aspects of mine closure. *Natural Resources Forum*, 25, 265–274. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2001.tb00768.x>.

Kireta, A. R., Reavie, E. D., Sgro, G. V., Angradi, T. R., Bolgrein, D. W., Hill, B. H., Jicha, T. M., 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators*, 13, 222–231, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.006>.

Knauert, S., Knauer, K., 2008. The role of reactive oxygen species in copper toxicity to two freshwater green algae. *J. Phycol.* 44, 311–319. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00471.x>.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae. Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart. 596p, <https://doi.org/10.1002/iroh.19920770119>.

Lavoie, I., Hamilton, P. B., Morin, S., Kim Tiam, S., Kahlert, M., Gonçalves, S., Taylor, J. C., 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological Indicators*, 82(June), 539–550. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048>.

Lavoie, I., Lavoie, M., & Fortin, C., 2012. A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Science of the Total Environment*, 425, 231–241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.057>.

Levy, J. L., Angel, B. M., Stauber, J. L., Poon, W. L., Simpson, S. L., Cheng, S. H., & Jolley, D. F., 2008. Uptake and internalisation of copper by three marine microalgae: Comparison of copper-sensitive and copper-tolerant species. *Aquatic Toxicology*, 89(2), 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.06.003>.

Liu, Z. Y., Wang, G. C., & Zhou, B. C., 2008. Effect of iron on growth and lipid accumulation in *Chlorella vulgaris*. *Bioresource Technology*, 99(11), 4717–4722. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.073>.

Maeda, Y., Nojima, D., Yoshino, T., & Tanaka, T., 2017. Structure and properties of oil bodies in diatoms. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160408. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0408>.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858, <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

Miguel, R. J., Gálvez-Bravo, L., Oliva-Paterna, F.J., Cayuela, L., & Fernández-Delgado, C., 2016. RECOLONIZATION PROCESS AND FISH ASSEMBLAGE DYNAMICS IN THE GUADAMAR RIVER (SW SPAIN) AFTER THE AZNALCÓLLAR MINE TOXIC SPILL. *RIVER RES. APPLIC.* 32, 1196–1206, <http://dx.doi.org/10.1002/rra.2944>.

Montagnes, D. J. S., Franklin, D. J., 2001. Effect of temperature on diatom volume , growth rate and carbon and nitrogen content : Reconsidering some paradigms, 46(8), 2008–2018, <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2008>.

Moreira-Filho, H. Valente-Moreira, I.M., 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Bol Mus Bot Munic*, 47: 1-17,

Moresco, C & Rodrigues, L., 2016. Checklist of periphytic diatoms in streams of the Pirapó River basin, Paraná state, Brazil. *Check List*, 12: 1 - 7, <https://doi.org/10.15560/12.1.1823>.

Morgenstern, N.R., Vick, S.G., Viotti, C.B., Watts, B.D., 2016. Relatório sobre as Causas Imediatas da Ruptura da Barragem de Fundão. Comitê de Especialistas para Análise da Ruptura da Barragem de Rejeitos de Fundão. <https://www.fundacaorenova.org/manejo-de-rejeito>.

Neves, A.C.O., Nunes, F.P., Carvalho, F.A., 2016. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Nat. Conserv.* 14, 24–27, <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>.

Oberholster, P. J., DeKlerk, A. R., DeKlerk, L., Chamier, J., Botha, A. M., 2016. Algal assemblage responses to acid mine drainage and steel plantwastewater effluent up and downstream of pre and post wetland rehabilitation. *Ecological Indicators*, 62: 106–116, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.025>.

Olson, R. J., Watras, C. J., & Chisholm, S. W., 1986. Patterns of individual cell growth in marine centric diatoms. *Journal of General Microbiology*, 132(1 986), 1197–1204, <https://doi.org/10.1099/00221287-132-5-1197>.

Ohtsuka, T., 2002. Checklist and illustration of diatoms in the Hii River. *Diatom*, 18: 23 - 56, https://doi.org/10.11464/diatom1985.18.0_23.

Paliewicz, C. C., Sirbescu, M.-L. C., Sulatycky, T., & van Hees, E. H., 2015. Environmentally Hazardous Boron in Gold Mine Tailings, Timmins, Ontario, Canada. *Mine Water and the Environment*, 34(2), 162–180. <https://doi.org/10.1007/s10230-014-0284-6>.

Pandey, L. K. & Bergey, E. A. 2016. Exploring the status of motility, lipid bodies, deformities and size reduction in periphytic diatom community from chronically metal polluted (Cu, Zn) polluted waterbodies as a biomonitoring tool” [*Sci. Total Environ.*, 550 (2016) 372-381], <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.239>.

Pandey, L. K., Bergey, E. A., Lyu, J., Park, J., Choi, S., Lee, H., ... Han, T., 2017. The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: Insights, advances and challenges. *Water Research*, 118, 39–58. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.062>.

Pandey, L. K., Han, T., & Gaur, J. P., 2015. Response of a phytoplanktonic assemblage to copper and zinc enrichment in microcosm. *Ecotoxicology*, 24(3), 573–582. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1405-5>.

Pandey, L. K., Lavoie, I., Morin, S., Park, J., Lyu, J., Choi, S., ... Han, T., 2018. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*, 84 140–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.043>.

Pillai, S., Behra, R., Nestler, H., Suter, M. J.-F., Sigg, L., & Schirmer, K., 2014. Linking toxicity and adaptive responses across the transcriptome, proteome, and phenotype of *Chlamydomonas reinhardtii* exposed to silver. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3490–3495, <https://doi.org/10.1073/pnas.1319388111>.

Pires, J.M.M., Lena, J.C., Machado, C.C., Pereira, R.S., 2003. Polluting potential of Samarco Mineração S.A. solid waste: a Germano dam case study. *Revista Árvore* 27(3), 393–397p. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622003000300017>.

Poulsen, N. C., Spector, I., Spurck, T. P., Schultz, T. F., & Wetherbee, R., 1999. Diatom gliding is the result of an actin-myosin motility system. *Cell Motility and the Cytoskeleton*, 44(1), 23–33. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0169\(199909\)44:1<23::AID-CM2>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0169(199909)44:1<23::AID-CM2>3.0.CO;2-D).

Prat, N., Toja, J., Solà, C., Burgos, M. D., Plans, M., Rieradevall, M., 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *Science of the Total Environment*, 242(1–3), 231–248. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00393-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00393-9).

Reavie, E. D., & Barbiero, R. P., 2013. Recent changes in abundance and cell size of pelagic diatoms in the North American Great Lakes, 127(August), 150–162, <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.127.1.15>.

Renzi, M., Roselli, L., Giovani, A., Focardi, S. E., Basset, A., 2014. Early warning tools for ecotoxicity assessment based on *Phaeodactylum tricornutum*. *Ecotoxicology*, 23(6), 1055–1072. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1249-z>.

Rimet, F., & Bouchez, A., 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406, 01. <https://doi.org/10.1051/kmae/2012018>.

Rojo, C., Cobelas, M. A., Arauzo, M., 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289: 43-55. <https://doi.org/10.1007/BF00007407>.

Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G., 1990. *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. <https://doi.org/10.1093/sysbio/41.1.125>.

Santos, O. S. H., F. C. Avellar, M. Alves, R. C. Trindade, M. B. Menezes, M. C. Ferreira, G. S. França, J. Cordeiro, F. G. Sobreira, I. M. Yoshida, P. M. Moura, M. B. Baptista, M. R. Scotti., 2019. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. *J. Environ. Qual.* 48:439-449. doi:10.2134/jeq2018.04.0168.

Schneider, C. A.; Rasband, W. S. Eliceiri, K. W., 2012, NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis, *Nature methods* 9(7): 671-675, PMID 22930834 (on Google Scholar), <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>.

Schuch, M., Oliveira, M. A., Lobo, E. A., 2015. Spatial Response of Epilithic Diatom Communities to Downstream Nutrient Increases. *Water Environment Research*, 87(6), 547–558. <https://doi.org/10.2175/106143014X14062131178196>.

Solà, C., Burgos, M., Plazuelo, Á., Toja, J., Plans, M., Prat, N., 2004. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Science of the Total Environment*, 333(1–3), 109–126. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.011>.

Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. Ú. L., Batista, B. L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*, 218(October), 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>.

Simonsen, R., 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V "Meteor", 1964-65 "Meteor" Forschungsergebnisse. Reihe D-Biol 19:1-66

Stauber, J. L. & Florence, T. M., 1987. Mechanism of toxicity of ionic copper and copper complexes to algae. *Marine Biology* 94, 511- 519, <https://doi.org/10.1007/BF00431397>.

Terra Report Edição Especial 3: Mariana 2016. Terra Brasis Resseguros – Maio 2016 <http://www.terrabrasis.com.br/wp/wpcontent/uploads/2016/07/Edi%C3%A7%C3%A3o-3-MARIANA.pdf>.

Tolotti, R., Consani, S., Carbone, C., Vagge, G., Capello, M., Cutroneo, L., 2019. Benthic diatom community response to metal contamination from an abandoned Cu mine: Case study of the Gromolo Torrent (Italy). *Journal of environmental science*, 75 : 233-246. doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.034.

Veiga, M. M., Scoble, M., Callister, M. L., 2001. Mining with communities. *Natural Resources Forum* 25, 191-202.

Yang, Z. K., Niu, Y. F., Ma, Y. H., Xue, J., Zhang, M. H., Yang, W. D., ... Li, H. Y., 2013. Molecular and cellular mechanisms of neutral lipid accumulation in diatom following nitrogen deprivation. *Biotechnology for Biofuels*, 6(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-6-67>.

Wang ZT, Ullrich N, Joo S, Waffenschmidt S, Goodenough U., 2009 Algal lipid bodies: stress induction, purification, and biochemical characterization in wild-type and starchless *Chlamydomonas reinhardtii*. *Eukaryot. Cell* 8, 1856–1868, <https://doi.org/10.1128/EC.00272-09>.

Wolska, L.W., Sagajdakow, A., Kuczyńska, A., Namieśnik, J., 2007. Application of ecotoxicological studies in integrated environmental monitoring: possibilities and problems. *Trends Anal. Chem.* 26, 332–344, <https://doi.org/10.1016/j.trac.2006.11.012>.

Wood, R.J., Mitrovic S. M., Kefford, B. J., 2014 Determining the relative sensitivity of benthic diatoms to atrazine using rapid toxicity testing: A novel method. *Science of the Total Environment* 421–427, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.115>.

3. Estrutura da comunidade de diatomáceas perifíticas em pontos impactados e não impactados por rejeitos de mineração na bacia do Rio Doce (Sudeste do Brasil)

Resumo

Diatomáceas perifíticas foram amostradas em dois cursos d'água, um inserido na sub-bacia do Rio Piranga, afetado pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão e outro inserido na sub-bacia do Rio Santo Antônio, não afetado pelo rompimento. Ambos compõem a bacia do Rio Doce em Minas Gerais, Brasil. Foram avaliadas as diferenças na estrutura da assembleia de diatomáceas (composição, riqueza, densidade e diversidade) entre os rios, relacionando-as às variáveis físicas e químicas. Quatorze amostras foram coletadas ao longo da sub-bacia do Rio Piranga, sendo 7 amostras em julho de 2018 e 7 amostras em fevereiro de 2019. Oito amostras foram coletadas ao longo da sub-bacia do Rio Santo Antônio, 4 amostras em julho de 2018 e 4 amostras em fevereiro de 2019. Os cursos d'água diferiram tanto em relação aos fatores abióticos como em relação à estrutura da assembleia de diatomáceas. Tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies foram mais elevadas nos ambientes não afetados pelo rompimento. A análise de redundância (RDA) separou os trechos afetados dos não afetados e demonstrou que as variáveis com maior influência sobre a composição das diatomáceas nos ambientes estudados foram o nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, turbidez, fluxo e as frações dissolvidas de alumínio, arsênio, cobre, ferro e manganês. Os resultados indicaram que as condições abióticas encontradas na sub-bacia afetada foram mais severas para a assembleia de diatomáceas do que aquelas registradas na sub-bacia não afetada, e estes resultados podem ser justificados por uma sinergia entre os impactos provenientes da presença de rejeitos de mineração e o histórico de ocupação do entorno das sub-bacias estudadas.

Palavras chave: Bioindicadores, Diatomoflora perifítica, Composição taxonômica, Rejeito de mineração, Barragem de Fundão, Rio Doce

3.1 Introdução

Com crescimento populacional de aproximadamente 0,33% ao ano, estima-se que em 2030 a população mundial contará com 8,6 bilhões de indivíduos, e deverá atingir a marca de 9,7 bilhões até 2050 (ONU, 2015). Enquanto isso, o desenvolvimento econômico, as expansões industriais e agrícolas e o crescimento das áreas urbanas, determinam a super exploração dos recursos hídricos (Tundisi, 2003). Em consequência dessa realidade, os ecossistemas têm sido alterados em diferentes escalas, através da intensificação de atividades causadoras de impacto ambiental (p.ex. mineração, supressão vegetal, construção de represas, eutrofização artificial, canalização de cursos d'água, etc) (Callisto et al. 2001). A soma de tais fatores, projeta sobre a demanda de água estimada para 2030, um déficit de aproximadamente 40% em relação à sua oferta (Lohani et al. 2016), traduzindo-se na emergência de uma crise hídrica global (Vörösmarty et al. 2015).

A mineração tem o potencial de afetar comunidades locais, alterar a paisagem, destruir habitats além de ser uma das atividades econômicas com maior demanda por água, recurso que integra virtualmente todos os passos de sua cadeia produtiva, além de ser o receptor final de seus rejeitos (Burrit & Chirst, 2018).

Por se apresentarem na natureza associados a diversas impurezas, os minerais de interesse econômico devem ser submetidos a processos de beneficiamento antes de serem comercializados, processos esses que geram grandes quantidades de rejeitos, que são estocados em barragens de contenção, estruturas que apresentam elevada propensão a falhas (Kossof et al. 2014).

Estudos recentes descrevem os efeitos do rompimento da barragem de Fundão sobre a área afetada, incluindo contaminação do solo pelo rejeito (Guerra et al. 2017), elevação da concentração de metais traços na coluna d'água (Gomes et al. 2017), mortandade de plantas (Santos et al. 2019), redução da biomassa e riqueza de microrganismos de solo (Segura et al. 2016), efeitos citogenotóxicos sobre células de *Allium cepa* (Quadra et al. 2018), alterações histológicas em brânquias e fígados de peixes (Macêdo et al. 2020), além de perdas de serviços ecossistêmicos estimadas em mais de US\$521 milhões por ano em decorrência do rompimento (Garcia et al. 2017).

A utilização de comunidades biológicas como ferramenta para a avaliação e monitoramento das condições ambientais há muito é preconizada e a integração de dados biológicos e análises de variáveis físicas e químicas permite o estabelecimento

de diagnósticos mais precisos acerca das repercussões de impactos ao meio ambiente (Bonada et al. 2006).

Diatomáceas perifíticas são amplamente utilizadas em trabalhos de monitoramento de ecossistemas aquáticos envolvendo poluição orgânica (Solak & Ács, 2011; Lu et al. 2016), alterações estruturais em cursos d'água (Fore, 2010) e alterações nas características químicas e físicas da coluna d'água (Vendrell-Puigmitja et al. 2020). Sua elevada diversidade taxonômica e morfológica confere ao grupo a capacidade de se estabelecer ao longo dos mais distintos gradientes ambientais (Kireta et al. 2012; Mangadze et al. 2015; Stenger-Kovács et al. 2019).

Olenici e colaboradores (2017) reportaram a ocorrência de deformações nas valvas de *Achnanthydium minutissimum* e *Achnanthydium macrocephalum* amostrados em ambientes afetados por drenagem ácida de mina. Em ambientes afetados pela atividade minerária, Tolotti e colaboradores (2018), verificaram alterações na dominância de espécies de diatomáceas, passando de gêneros como *Cymbella* e *Cocconeis* para espécies mais tolerantes e oportunistas como *Achnanthydium minutissimum*. De maneira semelhante, Fernández e colaboradores (2018) identificaram alterações na composição de espécies de diatomáceas onde espécies de *Achnanthydium*, *Eunotia* e *Brachysira*, foram dominantes em ambientes afetados por íons metálicos.

No presente estudo, foram avaliadas a composição taxonômica, riqueza, diversidade, densidade e equitabilidade das assembleias de diatomáceas perifíticas coletadas em trechos da sub-bacia do Rio Piranga, afetados e não afetados pelo rompimento da barragem de Fundão, e trechos inseridos na sub-bacia do Rio Santo Antônio, não afetados pelo rompimento da barragem. As hipóteses desse trabalho são : I - ambientes afetados pelo rompimento da barragem de Fundão serão caracterizados pela maior abundância de organismos pertencentes a *taxa* resistentes a alterações antrópicas. II - ambientes afetados pela descarga de rejeitos apresentarão assembleias menos ricas, menos diversas e com menores valores de equitabilidade e densidade de organismos.

3.2 Material e métodos

3.2.1. Área de estudos

A bacia do Rio Doce situa-se na região Sudeste do Brasil ($17^{\circ}45'$ e $21^{\circ}15'$ S; $39^{\circ}30'$ e $43^{\circ}45'$ W) integrando a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. A bacia apresenta área de drenagem de aproximadamente 86.000 km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e 14% ao estado do Espírito Santo. Abrange um total de 228 municípios e sua população lindoura é superior a 3,5 milhões de habitantes. Além dos impactos oriundos da ocupação humana, na bacia está instalado o maior complexo siderúrgico da América Latina, onde se concentram diversas empresas, com destaque para a Companhia Siderúrgica Belgo Mineira, ACESITA, USIMINAS e Arcelor Mittal. Ao lado da siderurgia estão associadas empresas de mineração, com destaque para a Companhia Vale do Rio Doce - CVRD (PIRH – Doce, 2010). Em decorrência do tipo de ocupação sofrida pela bacia, seus corpos d'água estão submetidos a elevada pressão antrópica, sendo o assoreamento e a contaminação por agrotóxicos e por íons metálicos os principais impactos advindos dessa ocupação (PIRH – Doce, 2010).

3.2.1.1. Sub-bacia do Rio Piranga

A sub-bacia do Rio Piranga possui 6.606 km² e se localiza integralmente no estado de Minas Gerais. Sua área de drenagem abrange 77 municípios com população de aproximadamente 711 mil habitantes. Seu principal curso d'água, o Rio Piranga, nasce no município de Ressaquinha e desenvolve-se por cerca de 470 km, quando se encontra com o Rio do Carmo formando o Rio Doce. A vazão média em seu exutório é 44,38 m³.s⁻¹ e sua calha principal apresenta vazão média de 36,22 m³.s⁻¹. Nessa sub-bacia foram avaliados trechos afetados (PI-04, PI-08, PI-09, PI-10 e PI-12) e não afetados (PI-01 e PI-03) pelo rejeito proveniente rompimento (Figura 1).

3.2.1.2. Sub-bacia do Rio Santo Antônio

A sub-bacia do Rio Santo Antônio possui 10.429 km² e se localiza integralmente no estado de Minas Gerais. Sua área de drenagem abrange 29 municípios com população total de aproximadamente 181 mil habitantes. Seu principal curso d'água, o Rio Santo Antônio, nasce no município de Congonhas do Norte e desenvolve-se por cerca de 280 km, até desaguar no Rio Doce no município de Naque. A vazão média em seu exutório é 16,60 m³.s⁻¹ e sua calha principal apresenta vazão média de 26,05

$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A sub-bacia do Rio Santo Antônio não recebeu a descarga de rejeito onde foram avaliadas as estações STO-04, STO-06, STO-07 e STO-08 (Figura 1).

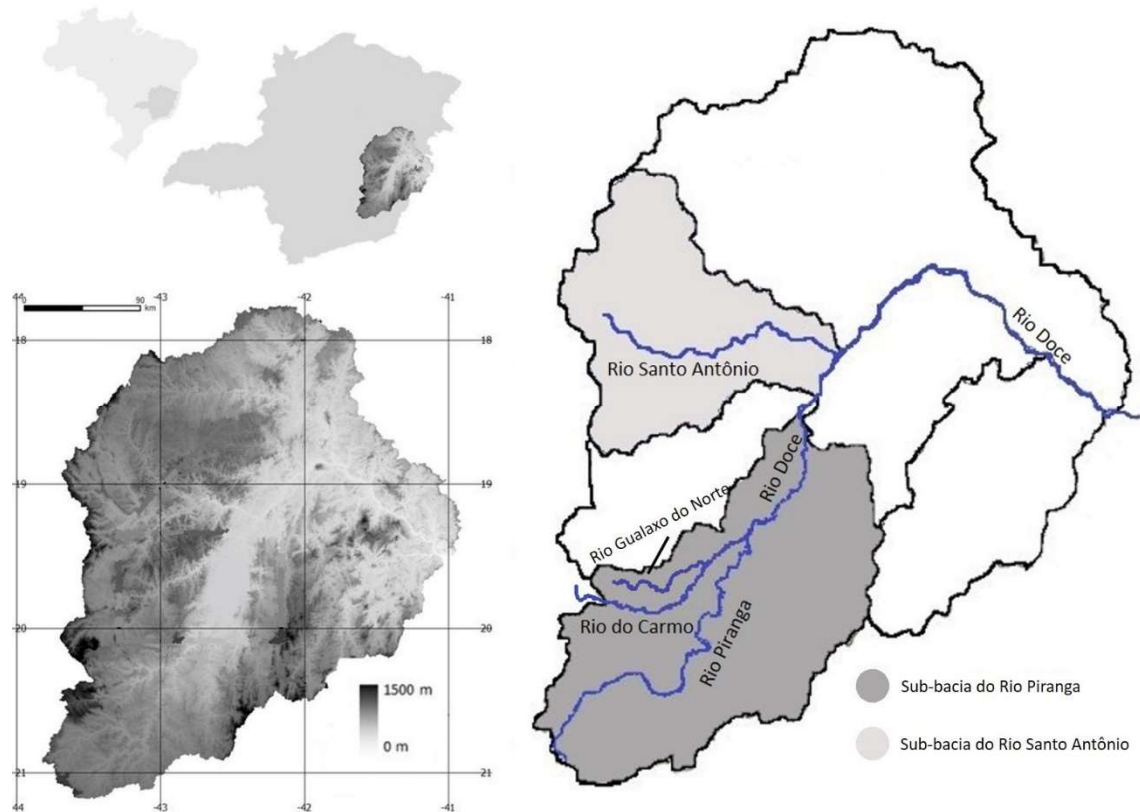


Figura 1. Mapa das sub-bacias estudadas e trechos avaliados.

3.2.2. Diatomoflora perifítica

As amostragens foram conduzidas nos períodos de seca (julho de 2018) e chuva (fevereiro de 2019). Em cada ponto e em cada mês, foram tomadas três amostras, cada uma composta por um seixo de onde foram coletados 10 cm^2 da matriz perifítica. Para a raspagem do material, foi utilizada uma escova de cerdas duras, o material coletado foi fixado com solução de formol a 5%.

Em laboratório, as amostras foram oxidadas com a utilização de permanganato de potássio e ácido clorídrico, de acordo com a técnica de Simonsen (1974), modificada por Moreira-Filho & Valente-Moreira (1981). A resina utilizada para a montagem das lâminas permanentes foi o NAPHRAX. As lâminas com material testemunho serão depositadas no Herbário da Universidade Federal de Minas Gerais (BHCB).

A identificação e a contagem dos organismos coletados foram efetuadas sob microscópio óptico Opticam modelo O500. Os indivíduos foram identificados e contados até que um mínimo de 600 valvas fosse registrado, conforme recomendações de Kobayasi & Mayama (1982). A concentração de células por cm² foi estimada pela multiplicação do número de valvas de cada táxon pelo fator de conversão seguindo a proposta de Hermany e colaboradores (2006).

3.2.3. Variáveis abióticas

As avaliações dos parâmetros abióticos foram realizadas simultaneamente às coletas de organismos. Os parâmetros pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura da água, foram medidos *in loco* com o auxílio de uma sonda multiparâmetros HYDROLAB modelo DS5X. A determinação da turbidez foi feita com o auxílio de turbidímetro DIGIMED modelo XYZ e a velocidade do fluxo foi determinada com o auxílio de fluxômetro Geopacks modelo MJP. A quantificação dos teores de fósforo total foi executada através do método colorimétrico (Mackereth et al. 1978). Os teores de nitrogênio total foram avaliados através da leitura de amostras de água bruta em um analisador de nitrogênio Shimadzu modelo TNM-L. Os sólidos totais foram quantificados pelo método gravimétrico (APHA, 1998). Os teores de metais dissolvidos foram determinados em ICP-MS através da injeção direta de amostras de água acidificadas e filtradas.

Para a avaliação das características físicas e químicas da área de estudos em períodos anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, foram utilizados os dados da rede de monitoramento executado pelo Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), avaliados nas estações de monitoramento localizadas nas calhas principais dos Rios Piranga e Santo Antônio no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2017.

3.2.4. Análise de dados

Para determinar a ocorrência de diferenças espaciais significativas entre as médias dos atributos riqueza, equitabilidade, diversidade de Shannon-Wiener e densidade de indivíduos da assembleia de diatomáceas perifíticas e entre as medianas dos valores das variáveis abióticas avaliadas, foi aplicado o teste de Mann-Whitney. A significância estatística foi definida por valores de p menores ou iguais a 0.05. Foi realizada uma Análise de Redundância (RDA), utilizando-se a matriz de abundância das espécies. Aplicou-se a transformação de Hellinger a esta matriz antes

da análise. As variáveis ambientais mais importantes foram selecionadas através do método “forward selection” (Blanchet et al. 2008). Para a execução da RDA, foram utilizadas as espécies mais abundantes que somadas compõem 90% da abundância total.

3.3 Resultados

3.3.1 Comparação espacial e temporal das variáveis abióticas

Em períodos anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, observamos que as duas sub-bacias avaliadas já se apresentavam degradadas (Tabela 1). As duas sub-bacias apresentaram leituras semelhantes de sólidos suspensos, DBO, DQO, turbidez, oxigênio dissolvido e pH. Maiores valores de coliformes totais, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total foram verificados na sub-bacia do Rio Piranga, enquanto a sub-bacia do Rio Santo Antônio apresentou maiores teores de substâncias tensoativas.

Tabela 1. Variáveis abióticas amostradas antes do rompimento da barragem de Fundão (janeiro/2005 a outubro/2015), nas calhas dos Rios Piranga e Santo Antônio. Teste de Mann-Whitney (Fonte: IGAM)

Parâmetro	Avaliação	Mediana dos valores Piranga / S. Antônio	p valor
Coliformes (cels.100ml ⁻¹)	Piranga > Santo Antônio	45658 / 11653	<0.001
Sólidos suspensos (mg.l ⁻¹)	Piranga = Santo Antônio	45.37 / 32.41	0.350
DQO (mg.l ⁻¹)	Piranga = Santo Antônio	11.21 / 12.52	0.085
DBO (mg.l ⁻¹)	Piranga = Santo Antônio	2.16 / 2.01	0.160
Tensoativos (mg.l ⁻¹)	Piranga < Santo Antônio	0.08 / 0.09	0.001
Sólidos totais (mg.l ⁻¹)	Piranga > Santo Antônio	87.63 / 66.87	<0.001
Nitrogênio total (mg.l ⁻¹)	Piranga > Santo Antônio	0.71 / 0.58	0.005
Fósforo total (mg.l ⁻¹)	Piranga > Santo Antônio	0.06 / 0.03	<0.001
Turbidez (NTU)	Piranga = Santo Antônio	49.00 / 39.00	0.130
Condutividade (µs.cm ⁻¹)	Piranga > Santo Antônio	39.47 / 24.09	<0.001
pH	Piranga > Santo Antônio	6.77 / 6.40	<0.001

Oxigênio dissolvido (mg.l^{-1})	Piranga = Santo Antônio	7.76 / 7.92	0.071
--	-------------------------	-------------	-------

No que se refere aos teores de metais avaliados em períodos anteriores ao rompimento da barragem, a fração dissolvida dos metais manganês e ferro apresentaram maiores concentrações na sub-bacia do Rio Piranga em relação aos trechos avaliados na sub-bacia do Rio Santo Antônio (Tabela 2).

Tabela 2. Teores de metais amostrados antes do rompimento da barragem de Fundão (janeiro/2005 a outubro/2015), nas calhas dos Rios Piranga e Santo Antônio. Teste de Mann-Whitney (Fonte: IGAM)

Parâmetro	Avaliação	Mediana dos valores Piranga/S. Antônio	p valor
Alumínio dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga = Santo Antônio	0.10 / 0.11	0.086
Manganês dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga > Santo Antônio	0.09 / 0.05	<0.001
Ferro dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga > Santo Antônio	0.29 / 0.19	<0.001
Cobre dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga = Santo Antônio	0.004 / 0.004	0.350
Arsênio dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga = Santo Antônio	0.0006 / 0.0005	0.400

A partir da comparação feita entre os dados do monitoramento executado pelo IGAM, ao longo da sub-bacia do rio Piranga em amostragens anteriores (janeiro de 2014 a outubro de 2015) e posteriores (novembro de 2015 a dezembro de 2017) ao rompimento da barragem de Fundão, observamos o aumento dos valores de DQO, sólidos totais, turbidez e condutividade elétrica após o rompimento. Devido à grande variabilidade as demais variáveis avaliadas não apresentaram variações estatísticas significativas, embora seja possível verificar uma tendência de aumento dos teores de sólidos suspensos e nitrogênio total (Tabela 3).

Tabela 3. Variáveis abióticas amostradas antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (janeiro/2014 a dezembro/2017), na calha do Rio Piranga. Teste de Mann-Whitney (Fonte: IGAM)

Parâmetro	Avaliação	Medianas dos valores	p valor
-----------	-----------	----------------------	---------

		Antes/Depois	
Coliformes (cels.100ml ⁻¹)	Antes > Depois	68532 / 23524	0.015
Sólidos suspensos (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	13.88 / 30.18	0.300
DQO (mg.l ⁻¹)	Antes < Depois	11.30 / 15.94	0.041
DBO (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	2.04 / 2.02	0.450
Sólidos totais (mg.l ⁻¹)	Antes < Depois	57.19 / 86.42	0.002
Nitrogênio total (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.95 / 1.09	0.087
Fósforo total (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.04 / 0.05	0.920
Turbidez (NTU)	Antes < Depois	10.03 / 36.63	0.023
Condutividade (µs.cm ⁻¹)	Antes < Depois	39.47 / 48.82	<0.001
pH	Antes = Depois	6.97 / 7.02	0.790
Oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	7.76 / 7.80	0.770

Dentre os metais avaliados na sub-bacia do Rio Piranga, as frações dissolvidas de alumínio e ferro tiveram seus teores elevados nos períodos posteriores ao rompimento. Os demais metais não apresentaram variações significativas (Tabela 4).

Tabela 4. Teores de metais amostrados antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (janeiro/2014 a dezembro/2017), na calha do Rio Piranga. Teste de Mann-Whitney (Fonte: IGAM)

Parâmetro	Avaliação	Valores Médios		p valor
		Antes/Depois		
Alumínio dissolvido (µg.l ⁻¹)	Antes < Depois	0.10 / 0.11		0.050
Manganês dissolvido (µg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.06 / 0.06		0.620
Ferro dissolvido (µg.l ⁻¹)	Antes < Depois	0.38 / 0.53		0.050
Cobre dissolvido (µg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.004 / 0.005		0.180
Arsênio dissolvido (µg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.001 / 0.001		0.320

Por não ter sido atingida pelos rejeitos provenientes da barragem de Fundão, a maior parte dos valores das variáveis físicas e químicas da sub-bacia do Rio Santo Antônio, não apresentou grandes elevações nas leituras quando comparados os períodos anteriores (janeiro de 2014 a outubro de 2015) e posteriores (novembro de 2015 e dezembro de 2017) ao rompimento. Apenas os teores de DQO sofreram

incrementos significativos no período. As variáveis sólidos suspensos, sólidos totais e turbidez não apresentaram diferenças significativas (Tabela 5).

Tabela 5. Variáveis abióticas amostradas antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (janeiro/2014 a dezembro/2017), na calha do Rio Santo Antônio. Teste de Mann-Whitney (Fonte: IGAM)

Parâmetro	Avaliação	Mediana dos valores Antes/Depois	p valor
Coliformes (cels.100ml ⁻¹)	Antes = Depois	8639 / 9174	0.590
Sólidos suspensos (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	16.04 / 22.25	0.190
DQO (mg.l ⁻¹)	Antes < Depois	11.32 / 14.18	0.050
DBO (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	2.00 / 2.05	0.120
Sólidos totais (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	53.58 / 60.65	0.380
Nitrogênio total (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.83 / 0.87	0.600
Fósforo total (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.03 / 0.04	0.210
Turbidez (NTU)	Antes = Depois	14.05 / 21.46	0.510
Condutividade (µs.cm ⁻¹)	Antes = Depois	25.36 / 26.91	0.450
pH	Antes > Depois	6.74 / 6.47	0.020
Oxigênio dissolvido (mg.l ⁻¹)	Antes = Depois	8.00 / 8.03	0.920

De forma semelhante às demais características físicas e químicas, os teores dos metais avaliados na bacia do Rio Santo Antônio não apresentaram elevações entre os períodos anteriores e posteriores ao rompimento da barragem de Fundão (Tabela 6).

Tabela 6. Teores de metais amostrados antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (janeiro/2014 a dezembro/2017), na calha do Rio Santo Antônio. Teste de Mann-Whitney. NA = Os valores medidos no intervalo eram iguais (Fonte: IGAM)

Parâmetro	Avaliação	Mediana dos valores Antes/Depois	p valor
Alumínio dissolvido (µg.l ⁻¹)	Antes = Depois	0.13 / 0.12	0.520

Manganês dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Antes = Depois	0.04 / 0.05	0.880
Ferro dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Antes = Depois	0.25 / 0.19	0.600
Cobre dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Antes = Depois	0.005 / 0.004	0.400
Arsênio dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Antes = Depois	0.001 / 0.001	N.A.

Nas Tabelas 7 e 8, são apresentados os valores das variáveis físicas e químicas amostradas nas sub-bacias dos Rios Piranga e Santo Antônio. Tal amostragem foi realizada concomitantemente às amostragens da diatomoflora perifítica.

A sub-bacia do Rio Piranga foi caracterizada por maiores valores de pH, condutividade elétrica, turbidez, velocidade de fluxo, sólidos totais e nitrogênio total. A sub-bacia do Rio Santo Antônio apresentou maiores teores de oxigênio dissolvido e fósforo total (Tabela 7).

Tabela 7. Variáveis abióticas medidas nas sub-bacias dos Rios Piranga e Santo Antônio em julho de 2018 e fevereiro de 2019.

Parâmetro	Avaliação	Mediana dos valores Piranga / S. Antônio	p valor
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Piranga = Santo Antônio	21.54 / 23.62	0.180
Oxigênio dissolvido (mg.l^{-1})	Piranga < Santo Antônio	7.32 / 9.24	0.034
pH	Piranga > Santo Antônio	7.26 / 6.35	0.012
Condutividade ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	Piranga > Santo Antônio	59.03 / 34.92	0.007
Turbidez (NTU)	Piranga = Santo Antônio	92.57 / 51.55	0.160
Sólidos totais (mg.l^{-1})	Piranga > Santo Antônio	48.39 / 34.55	0.600
Nitrogênio total (mg.l^{-1})	Piranga > Santo Antônio	0.53 / 0.46	0.180
Fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga < Santo Antônio	39.56 / 82.31	0.036
Fluxo (m.s^{-1})	Piranga = Santo Antônio	0.43 / 0.32	0.100

No que se refere aos teores de metais avaliados nas duas sub-bacias, é possível observar que a sub-bacia do Rio Piranga apresenta maiores valores de

manganês, ferro e arsênio quando comparados aos teores avaliados na sub-bacia do Rio Santo Antônio (Tabela 8).

Tabela 8. Teores de metais medidos nas sub-bacias dos Rios Piranga e Santo Antônio em julho de 2018 e fevereiro de 2019.

Parâmetro	Avaliação	Mediana dos valores Piranga/S. Antônio	p valor
Alumínio dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga = Santo Antônio	63.82 / 57.59	0.600
Manganês dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga = Santo Antônio	36.49 / 19.03	0.980
Ferro dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga > Santo Antônio	166.04 / 206.64	0.580
Cobre dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga = Santo Antônio	0.52 / 0.60	0.780
Arsênio dissolvido ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Piranga > Santo Antônio	0.57 / 0.15	0.007

3.3.2 Comunidade de diatomáceas

Nos trechos amostrados inseridos na sub bacia do Rio Piranga foram identificadas 109 espécies, pertencentes a 45 gêneros e 20 famílias. Na sub bacia do Rio Santo Antônio foram identificadas 130 espécies pertencentes a 48 gêneros e 22 famílias. As sub bacias do Rio Piranga e do Rio Santo Antônio apresentaram 22 e 43 espécies exclusivas respectivamente e 87 espécies em comum (apêndice 1).

Os valores de diversidade de Shannon-Wiener variaram entre 0.298 bits/ind e 3.07 bits/ind nos trechos amostrados na bacia do Rio Piranga e entre 1.287 bits/ind e 3.228 bits/ind nos trechos inseridos na bacia do Rio Santo Antônio. A equitabilidade de Pielou variou de 0.124 a 0.864 ao longo da sub bacia do Rio Piranga e entre 0.437 e 0.809 no Santo Antônio. A densidade de organismos na sub bacia do Rio Piranga variou entre 39310.34 ind/cm² e 570000.00 ind/cm². Na bacia do Rio Santo Antônio foram registradas densidades entre 99357.79 ind/cm² e 204339.62 ind/cm².

Houve diferença significativa entre a riqueza de espécies e a diversidade de Shannon-Wiener (H') avaliadas ao longo das duas sub bacias, conferindo à sub bacia do Rio Santo Antônio (não afetada pelo rejeito) maior riqueza taxonômica ($p < 0.001$), e maior diversidade ($p = 0.017$). Entretanto não houve diferença significativa entre a

equitabilidade de Pielou ($p = 0.85$) e a densidade de organismos ($p = 0.94$), avaliadas ao longo das duas sub bacias estudadas (Figura 2).

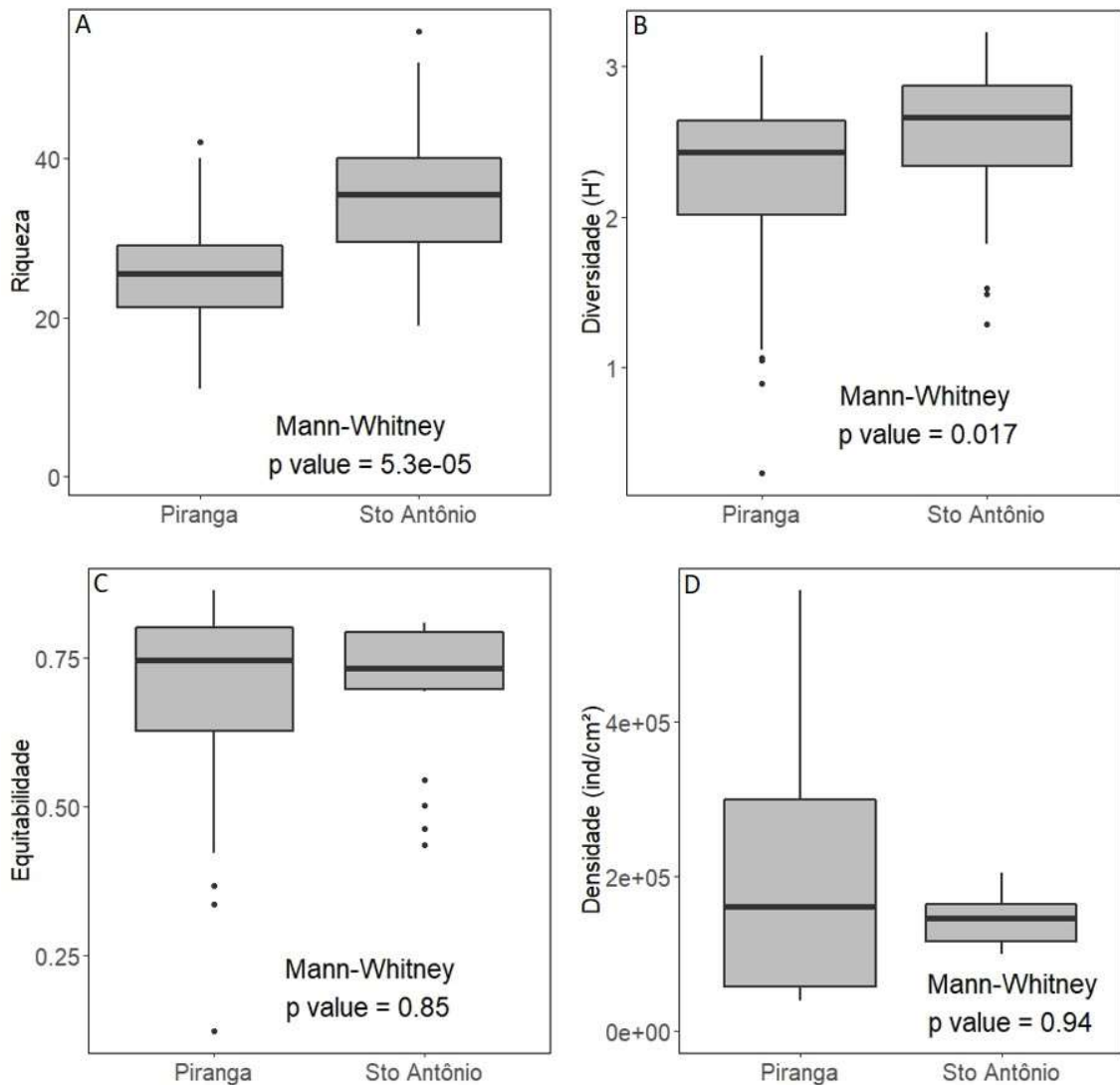


Figura 2. Variação (mediana e desvio padrão) da riqueza taxonômica (A); diversidade de Shannon-Wiener (B); equitabilidade de Peilou (C) e densidade de organismos (D), das comunidades de diatomáceas perifíticas.

Para Análise de Redundância (RDA) aplicada à matriz de espécies, foram retidas as 24 espécies mais abundantes que somadas compunham 90% da abundância total da comunidade amostrada, apresentou um coeficiente de explicação de 29%. As variáveis abióticas significativas foram fósforo total, nitrogênio total, sólidos totais e turbidez, além das frações dissolvidas dos metais alumínio, cobre, ferro e manganês e do metalóide arsênio. Os dois primeiros eixos explicaram 39.43% da variabilidade (Figura 3). Notamos uma certa separação das bacias ao longo do eixo

1, com os pontos localizados na sub-bacia do Rio Santo Antônio (ST) mais à esquerda e os pontos localizados na sub-bacia do Rio Piranga (PI) mais à direita. O eixo 1 esteve positivamente correlacionado principalmente com nitrogênio total, fluxo, ferro dissolvido, cobre dissolvido, e arsênio dissolvido e negativamente correlacionado a manganês dissolvido e fósforo total. O eixo 2 evidenciou a separação espacial dentro da mesma sub-bacia, sendo que as variáveis que apresentaram maior contribuição com o ordenamento foram alumínio dissolvido e manganês dissolvido (Figura 3).

As espécies *Achnanthydium minutissimum* (sp1) e *Eunotia pseudossudetica* (sp8) ocorreram em maiores abundâncias em ambientes influenciados por elevados teores de manganês e sólidos totais, associados a pontos localizados nas duas sub-bacias estudadas. *Navicula cryptocephala* (sp3), *Eolimna mínima* (sp5), *Nitzschia palea* (sp6), *Navicula cryptotenella* (sp7), *Navicula rostelata* (sp11), *Geissleria aikenensis* (sp19), foram agrupados em ambientes com elevados teores de alumínio, cobre, ferro e arsênio, e a condições de fluxo com maiores velocidades, associados à sub-bacia do Rio Piranga. *Cocconeis placentula* (sp4), *Gomphonema parvulum* (sp9), *Navicula symmetrica* (sp12), *Planothodium bagialensis* (sp13) e *Achnanthydium exiguum* (sp21), ocorreram com maior frequência em ambientes influenciados por valores elevados de nitrogênio total e turbidez, também associados a trechos da sub-bacia do Rio Piranga. *Gomphonema lagenula* (sp2), *Encyonema sillesiacum* (sp10), *Encyonema minutum* (sp14), *Fragilaria capuccina* (sp16), *Nupela praecipua* (sp18) e *Gomphonema gracile* (sp24), ocorreram em ambientes influenciados por elevados teores de fósforo total, em trechos associados à sub-bacia do Rio Santo Antônio (Figura 3).

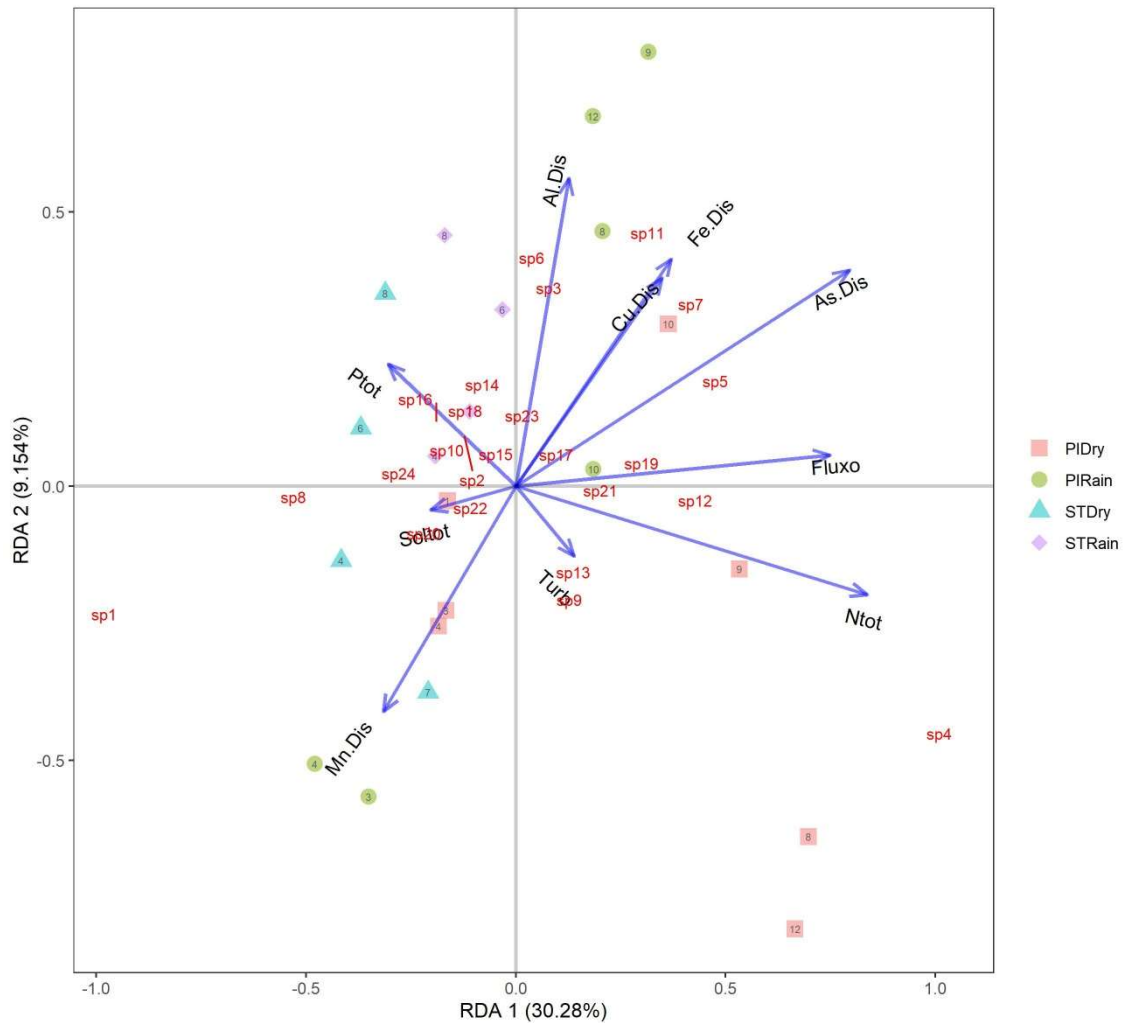


Figura 3. Diagrama da RDA para a composição taxonômica da flora de diatomáceas na sub bacia do Rio Piranga nas estações seca (PIDry) e chuvosa (PIRain), e na sub bacia do Rio Santo Antônio nas estações seca (STDry) e chuvosa (STRain), ordenados de acordo com os dois eixos da Análise de Redundância; Ntot = nitrogênio total, Turb = turbidez, Fluxo, Al.Dis = alumínio dissolvido, Fe.dis = ferro dissolvido, Cu.Dis = cobre dissolvido, Mn.Dis = manganês dissolvido, As.Dis = arsênio dissolvido, Ptot = fósforo total e Soltot = sólidos totais.

3.4 Discussão

Neste estudo foi possível verificar diferenças expressivas tanto nos componentes abióticos, quanto na estrutura e composição da assembleia de diatomáceas perifíticas. A avaliação das características físicas e químicas medidas anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015, indica que as duas sub-bacias estudadas há muito são foco de degradação ambiental, e os

elevados teores de coliformes, sólidos, nutrientes, condutividade, dentre outras variáveis, são reflexos do uso e ocupação do solo descritos anteriormente (Tabela 1).

As principais variáveis abióticas envolvidas na diferenciação das assembleias de diatomáceas perifíticas são a temperatura, DBO, fósforo total e sólidos suspensos (Winter & Duthie, 1998). No período entre janeiro de 2005 e outubro de 2015, as variáveis temperatura e DBO apresentaram leituras semelhantes nas duas sub-bacias estudadas. Além disso, a faixa de valores de fósforo total enquadra as duas sub-bacias como mesotróficas (Dodds, 2006), assim, é razoável pensar que as duas sub-bacias estudadas apresentassem características físicas e químicas semelhantes em períodos anteriores ao rompimento da barragem de Fundão (Tabela 1).

A RDA reteve a concentração dos elementos alumínio, ferro, cobre, manganês e arsênio como fatores associados a diferenças de estruturação da diatomoflora nos ambientes estudados (Figura 3). A avaliação de tais elementos em períodos anteriores ao rompimento da barragem de Fundão, indica que apenas ferro e manganês apresentaram concentrações mais elevadas nos trechos da sub-bacia do Rio Piranga em relação aos trechos avaliados na sub-bacia do Rio Santo Antônio (Tabela 2).

Segundo Fernandes (2017), em análises anteriores ao rompimento da barragem, os vertedouros de Fundão e Santarém, barragens que compõem o sistema de contenção de rejeitos do complexo minerário de Germano, já vertiam água apresentando teores elevados de ferro e manganês diretamente no Rio Gualaxo do Norte, indicando que tais barragens já eram fonte de degradação ambiental antes do rompimento. O mal funcionamento destas barragens pode estar relacionado aos teores mais elevados desses elementos na sub-bacia do Rio Piranga em relação ao Rio Santo Antônio.

A partir da comparação entre as características físicas e químicas das áreas estudadas, percebe-se que a sub-bacia do Rio Piranga, após o rompimento da barragem de Fundão, apresentou elevações significativas nas leituras de condutividade, sólidos totais, turbidez (Tabela 3), alumínio dissolvido e ferro dissolvido (Tabela 4). O mesmo não pode ser dito sobre a sub-bacia do Rio Santo Antônio, onde apenas a variável DQO apresentou incrementos significativos (Tabela 5), e não foram registradas elevações nos teores de íons metálicos (Tabela 6).

Por se tratar basicamente de rochas fragmentadas em frações finas, ao serem liberados em ecossistemas aquáticos os rejeitos de mineração de ferro imediatamente impõem à área atingida a elevação abrupta nos teores de sólidos (Burrit & Chirst,

2018). Além disso, o minério de ferro pode apresentar uma série de elementos tais como Al, Cd, Cr, Mn e As (Dixon-Hardy & Engels, 2007). A presença de tais elementos eleva a concentração de íons na coluna d'água o que por sua vez pode levar à elevação da condutividade elétrica em locais afetados por rompimentos de barragens (Shackelford et al. 2010).

Embora os valores de equitabilidade (Figura 2 C) e densidade de organismos (Figura 2 D) não tenham apresentado variações estatisticamente significativas, os menores valores de riqueza (Figura 2 A) e diversidade (Figura 2 B) avaliados ao longo da sub-bacia do Rio Piranga em relação ao Rio Santo Antônio, indicam que as comunidades dessas áreas estão submetida a pressões ambientais distintas.

As características físicas e químicas da coluna d'água exercem forte papel estruturador sobre as comunidades biológicas. Albay & Akçaalan (2008) em estudos avaliando a colonização de substratos pela matriz perifítica identificou que a intensidade luminosa, teor de sólidos suspensos e a variação no nível da água apresentaram forte papel estruturador sobre a comunidade estabelecida. Barbosa e colaboradores (2011), em estudos abordando serviços ecossistêmicos providos por reservatórios, demonstraram a elevação da riqueza taxonômica da comunidade fitoplanctônica, bem como alterações na composição de espécies mediadas pela redução de nutrientes na coluna d'água. Kendrick & Huryñ (2015) em um trabalho envolvendo a identificação de padrões temporais no metabolismo do perifiton demonstraram que os teores de nutrientes da coluna d'água influenciaram a biomassa dessa comunidade.

Estudos conduzidos em corpos d'água afetados por atividades antrópicas têm demonstrado o declínio na riqueza, diversidade e equitabilidade, aumento na densidade e o incremento de espécies tolerantes a impactos ambientais na diatomoflora perifítica. Delgado & Prado (2014), em estudos abordando assembleias de diatomáceas perifíticas em ambientes lóticos na Espanha, reportaram reduções na riqueza e alterações na composição de espécies mediadas por gradientes de impactos antrópicos. Cocheró e colaboradores (2015) em experimentos abordando os efeitos de variações na carga de nutrientes, turbidez, velocidade do fluxo e temperatura sobre a diatomoflora perifíticas, amostrada na região dos pampas na Argentina, reportaram redução da diversidade de espécies e alterações na composição taxonômica em ambientes influenciados por maiores teores dessas variáveis. Moresco & Rodrigues (2016) em estudos conduzidos em riachos afetados

pela urbanização e pela atividade agrícola no sul do Brasil, reportaram menor riqueza de espécies em riachos urbanos mediada principalmente por incrementos na condutividade e nos teores de nitrogênio total.

A espécie *Achnanthis minutissimum* foi a mais abundante nas duas sub-bacias avaliadas compondo 31.38% da abundância total de diatomáceas. Segundo a RDA a espécie esteve associada a trechos com teores mais elevados de sólidos totais e manganês dissolvido, condições presentes nas estações 3 e 4, na sub-bacia do Rio Piranga nos períodos de seca e chuva, e nas estações 4 e 7 na sub-bacia do Rio Santo Antônio no período de seca (Figura 3). Sua dominância em corpos d'água impactados pela atividade minerária é frequentemente reportada na literatura (Cattaneo et al. 2004; Lavoie et al. 2012; Luís et al. 2013). Trata-se de uma espécie pioneira (Fernández et al. 2018), capaz de tolerar elevados teores de sólidos (Kelly, 2002), de se estabelecer em ambientes com baixa penetração de luz (Lange et al. 2011) e com elevados teores de metais, dentre eles o manganês (Kim et al. 2008). Entretanto a ocorrência de *Achnanthis minutissimum* em elevadas densidades, não está restrita a ambientes impactados. Luís e colaboradores (2013), não registraram a espécie em ambientes contaminados por metais. A ampla faixa de tolerância a variações ambientais permitiu que a espécie se estabelecesse nas duas áreas avaliadas.

Cocconeis placentula representou 7.36% da abundância total registrada no estudo. Foi a segunda espécie mais abundante registrada na sub-bacia do Rio Piranga, compondo 10.60% dos registros. Na sub-bacia do Rio Santo Antônio a espécie representou 1.60% da abundância total. A RDA associou *Cocconeis placentula* a trechos inseridos na sub-bacia do Rio Piranga, caracterizados por elevados teores de nitrogênio total e turbidez (Figura 3). A espécie é referida como característica de ambientes eutrofizados, com altas concentrações de nitrogênio (Lobo et al. 2004; Moresco e Rodrigues, 2016). Em trabalhos abordando os efeitos da mineração sobre a diatomoflora, *Cocconeis placentula* é considerada uma espécie tolerante à presença de metais (Fernández et al. 2018), e que se desenvolve bem em ambientes onde a elevada turbidez impõe o sombreamento à matriz perifítica (Lange et al. 2011).

Navicula cryptocephala foi responsável por 6.20% da abundância sendo o terceiro taxon mais registrado no presente estudo. A espécie foi associada a ambientes influenciados por teores elevados dos metais alumínio, cobre e ferro, do

metaloide arsênio e por maiores velocidades de fluxo, ambientes estes inseridos na sub-bacia do Rio Piranga, área afetada pelo rompimento da barragem de Fundão (Figura 2). Segundo Fernández e colaboradores (2018), tanto *Navicula cryptocephala* quanto as espécies *Eolimna mínima* (quarta espécie mais abundante nesse estudo), *Navicula cryptotenella* e *Nitzschia palea*, agrupadas pela RDA, apresentam tolerância elevada a ambientes contaminados por metais pesados. A espécie *Navicula rostellata*, considerada sensível por Fernández e colaboradores (2018), foi agrupada a espécies resistentes indicando maior espectro de tolerância que o considerado anteriormente. *Navicula symmetrica* não apresentou classificação quanto à resistência a degradação ambiental em áreas mineradas, porém é considerada uma espécie resistente a alterações ambientais impostas pelo aporte de esgoto (Lobo et al. 2014). De forma mais ampla, Kihlman & Kauppila (2010), consideram todo o gênero *Navicula* como resistente às alterações ambientais advindas da atividade minerária.

As espécies *Achnanthydium exiguum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula symmetrica* e *Planthidium bagualensis* foram associados a ambientes com condições físicas e químicas semelhantes às toleradas por *Cocconeis palcentula*. *Gomphonema parvulum* foi considerada por Fernández e colaboradores (2018) como resistente a contaminação por metais. *Achnanthydium exiguum* e *Planthidium bagualensis* foram enquadrados como organismos sensíveis a degradação causada pela atividade minerária (Fernández et al. 2018), contradizendo os resultados encontrados nesse estudo e indicando que tais organismos podem apresentar tolerância a um espectro maior de condições ambientais que o previsto anteriormente.

Gomphonema lagenula foi a quinta espécie mais abundante nas áreas avaliadas, representando 4.34% dos organismos amostrados nesse trabalho. Embora não apresente classificação quanto a tolerância a ambientes influenciados por mineração, é descrita por Lobo e colaboradores (2014) e Moresco & Rodrigues (2016), como tolerante a eutrofização. *G. lagenula*, juntamente com *Encyonema silesiacum*, *Encyonema minutum*, *Sellaphora seminulum*, *Fragilaria capuccina*, *Nupela praecipua* e *Gomphonema gracile*, foram associadas a ambientes influenciados por teores elevados de fósforo total, condições presentes nas estações de amostragem da sub-bacia do Rio Santo Antônio (Figura 3). *E. minutum*, *S. seminulum* e *F. capuccina*, foram consideradas espécies sensíveis aos impactos ambientais sofridos por áreas mineradas (Fernández et al. 2018). De forma semelhante, *Gomphonema gracile*

apresentou maior abundância em áreas não afetadas pela mineração (Oberholster et al. 2016).

As espécies *Eunotia pseudosudetica*, *Eunotia incisa* e *Navicula notha*, associadas pela RDA a ambientes com características semelhantes aos explorados por *A. minutissimum*, não receberam classificação quanto a resistência a impactos provenientes da atividade minerária. Entretanto, estudos demonstram que espécies pertencentes a esses gêneros são capazes de se estabelecer nesse tipo de ambiente (Kihlman & Kauppila, 2010; Oberholster et al. 2016; Fernández et al. 2018).

É importante destacarmos que as diferenças na estrutura da comunidade observadas aqui não se devem exclusivamente ao efeito do rejeito de mineração, mas também aos sinergismos existentes entre esse e os impactos provenientes do uso e ocupação do solo, principalmente o descarte de efluentes não tratados. Atividades antrópicas ao longo dos últimos 100 anos levaram à formação de novas combinações de poluentes em bacias hidrográficas ao redor do mundo, a tais combinações foi atribuído o nome de *chemical cocktails* (Bernhardt et al. 2017). Os *chemical cocktails* são capazes de alterar a dinâmica natural de diversos elementos tais como nutrientes e metais traços, mudando a maneira como tais elementos interagem entre si (Kaushal et al. 2018). Como consequência, a combinação de tais compostos pode afetar funções ecossistêmicas centrais como a produtividade primária e a absorção de nutrientes pela biota (Rosi-Marshall et al. 2013), resultando por exemplo em perdas locais de espécies e alterações em comunidades biológicas (Halstead et al. 2014), efeitos dificilmente identificáveis pelas práticas convencionais de monitoramento.

3.5 Conclusão

Os resultados desse estudo permitem concluir que a estrutura e a composição de espécies da assembleia de diatomáceas perifíticas é distinta entre os trechos da bacia do Rio Doce afetados e não afetados pelo rompimento da barragem de Fundão. O efeito do rejeito sobre as variáveis físicas e químicas dos trechos avaliados foi evidente e refletiu-se sobre a diatomoflora. A sub-bacia do Rio Piranga apresentou menores valores de riqueza e diversidade, além de conter maiores abundâncias de organismos resistentes a impactos antrópicos, em resposta às condições abióticas severas impostas pela associação dos impactos provenientes do extravasamento de rejeitos e do uso e ocupação do solo. Os resultados desse estudo demonstram que a composição taxonômica da diatomoflora perifítica é uma ferramenta robusta para a

avaliação de ambientes afetados pela atividade minerária, podendo ser utilizada como um bioindicador no monitoramento da recuperação das áreas afetadas.

Referências

APHA (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. Greenberg, A. E., Clesceri, L. S., Eaton, A. D. ED. Washington (USA).

Barbosa, F.A.R., Marques, M. M., Barbosa, P. M., Santos, A. M. M. & Costa, M. A. R. (2011). Ecosystem regulation services in aquatic environments: The case of Ibirité Reservoir, Minas Gerais. *Oecologia Australis* 15(3): 714-725. Doi:10.4257/oeco.2011.1503.21.

Bernhardt E.S., Rosi E.J., Gessner M.O., 2017. Synthetic chemicals as agents of global change. *Front Ecol Environ* 15(2):84–90. <https://doi.org/10.1002/fee.1450>.

Bonada, N., N. Prat, V. H. Resh & B. Statzner, (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495–523.

Burritt, R. L. & Christ, K. L. (2018). Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. *Journal of Cleaner Production* 178: 196 – 205. DOI:10.1016/j.jclepro.2018.01.042.

Callisto, M.; Moretti, M. & Goulart, M., (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revta. Bras. Rec. Hid.* 6 (1): 71-82.

Cattaneo A, Couillard Y, Wunsam S, Courcelles M (2004) Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Quebec, Canada). *J Paleolimnol* 32(2):149–163

Cochero, J., Licursi, M., Gómez, N. (2015). Changes in the epipellic diatom assemblage in nutrient rich streams due to the variations of simultaneous stressors. *Limnologia* 51: 15–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2014.10.004>.

Davies, M., Martin, T., Lighthall, P., 2000. Mine tailings dams: when things go wrong. In: Proceedings of Tailing Dams 2000. Association of State Dam Safety Officials, pp. 261e273.

Delgado, C., Pardo, I. (2014). Comparison of benthic diatoms from Mediterranean and Atlantic Spanish streams: Community changes in relation to environmental factors. *Aquatic Botany* 120: 304–314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.09.010>.

Dixon-Hardy, D.W., Engels, J.E., 2007. Methods for the disposal and storage of mine tailings. *Land Contam. Reclam.* 15, 301–317.

Dodds, W.K., (2006). Eutrophication and trophic state in Rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.* 51 (1), 671–680.

Fernandes, K. N. (2017). Qualidade das águas nos Rios Gualaxo do Norte, Gualaxo do Sul e do Carmo - Afluentes do Alto Rio Doce (Watu) [manuscrito]: metais, metaloides e Índice de Qualidade das Águas antes e após o rompimento da barragem de rejeitos Fundação da Samarco/VALE/BHP Billiton, em Mariana, MG. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto.

Fernández, M. R., Martín, G., Corzo, J., Linde, A., Garcia, A., López, N., Spuza, M. (2018). Design and testing of a new Diatom-Based Index for heavy metal pollution. *Arch Environ Contam Toxicol* 74: 170–192. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0409-6>.

Fore L.S., (2010). Evaluation of stream periphyton as indicators of biological condition for Florida streams. Final Report. Tallahassee, FL, USA: Florida Department of Environmental Protection.

Garcia, L.C., Ribeiro, D.B., Roque, F.O., Ochoa-Quintero, J. M. & Laurance, W.F. (2017). Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. *Ecological Applications*, 27(1): 5 – 9.

Gomes, L. E. O., Correa, L.B., Sá, F., Neto, R.R., Bernardinoa, A. F. (2017). The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 120: 28–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>.

Guerra, M. B. B., Teaney, B. T., Mount, B. J., Asunskis, D. J., Jordan, B. T., Barker, R. J., Santos, E. E., Schaefer, C. E. G. R. (2017). 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* 228 - 252. DOI 10.1007/s11270-017-3430-5.

Halstead NT, McMahon TA, Johnson SA, et al. 2014. Community ecology theory predicts the effects of agrochemical mixtures on aquatic biodiversity and ecosystem properties. *Ecol Lett* 17: 932–41.

Hermany, G., A. Schwarzbold, E. A. Lobo & M. A. Oliveira, (2006). Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18: 9–27.

Kaushal, S.S., Gold, A. J., Bernal, s., Johnson, T. A. N., Addy, k., Burgin, A., Burns, A. d., Coble, A. A., Hood, E., Lu, Y., Mayer, P., Minor, E. C., Schroth, A. W., Vidon, P., Wilson, H., Xenopoulos, M. A., Doody, T., Galella, J. G., Goodling, P., Haviland, K., Haq, S., Wessel B., Wood, K. L., Jaworski, N., Belt, K. T., 2018. Watershed ‘chemical cocktails’: forming novel elemental combinations in Anthropocene fresh waters. *Biogeochemistry*, 141, 281–305, <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0502-6>.

Kelly, M. G. (2002). Role of benthic diatoms in the implementation of the Urban Wastewater Treatment Directive in the River Wear, North-East England. *J Appl Phycol* 14: 9–18.

Kihlman, S. & Kauppila, T. (2010). Tracking the aquatic impacts of a historical metal mine using lacustrine protists and diatom algae. *Mine Water Environ* 29: 116–134. DOI 10.1007/s10230-009-0096-2.

Kim, Y.S., Choi JS, Kim JH, Kim SC, Park JW, Kim HS (2008) The effects of effluent from a closed mine and treated sewage on epilithic diatom communities in a Korean stream. *Nova Hedwigia* 86:507–524

Kireta, A. R., Reavie, E. D., Sgro, G. V., Angradi, T. R., Bolgrein, D. W., Hill, B. H., Jicha, T. M., 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators*, 13, 222–231, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.006>.

Kobayasi, H. & Mayama, S. (1982). Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Japanese Journal of Phycology* 30: 188-196.

Kossoff, D., Dubbin, W.E., Alfredsson, M., Edwards, S.J., Macklin, M.G., Hudson-Edwards, K.A., 2014. Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Appl. Geochem.* 51, 229e245.

Lange, K., Liess, A., Piggott, J.J., Townsend, C.R., Matthaei, C.D., 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biol.* 56, 264–278, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02492.x>.

Laurence, D., Stamford, C., Barry, S., Oosting, N., Andryszczk, H., Fawsett, M., McCombe, C., Mclean, R., Jones, D., 2011. *A Guide to Leading Practice Sustainable Development in Mining*. Aust. Centre Sustain. Min. Pract. Australian Government, Canberra.

Lavoie I, Lavoie M, Fortin C (2012) A mine of information: benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Sci Total Environ* 425:231–241

Lobo, E. A., V. L. M. Callegaro, G. Hermany, D. Bes, C. E. Wetzel & M. A. Oliveira, 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators, with special emphasis to the eutrophication problem of lotic systems in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16: 25–40.

Lobo, E. A., Wetzel, C. E., Schuch, M., Ector, L., (2014). *Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. ED UNISC. ISBN: 978-85-7578-399-3.

Lohani, B., Siddiqi, Y., Kilroy, G., 2016. Economic growth and climate proofing Asia through sustainable water resources management. In: Biswas, K.A., Tortajada, C. (Eds.), *Water Security, Climate Change and Sustainable Development*. Springer Singapore, Singapore, pp. 83 - 105.

Luís A, Coelho H, Almeida S, Ferreira da Silva E, Serôdio J (2013) Photosynthetic activity and ecology of benthic diatom communities from streams affected by acid mine drainage (AMD) in pyritic mines. *Fundam Appl Limnol* 182(1):47–59

Macêdo, A. K. S., dos Santos, K. P. E., Brighenti, L. S., Windmöller, C. C., Barbosa, F. A. R., de Azambuja Ribeiro, R. I. M., Santos, H. B., Thomé, R. G. (2020). Histological and molecular changes in gill and liver of fish (*Astyanax lacustris* Lütken, 1875) exposed to water from the Doce basin after the rupture of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. *Science of The Total Environment*, 139505. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139505

Mangadze, T., Bere, T., Mwedzi, T. (2015). Epilithic diatom flora in contrasting land-use settings in tropical streams, Manyame Catchment, Zimbabwe. *Hydrobiologia* 753: 163–173. DOI 10.1007/s10750-015-2203-7.

Moreira-Filho, H. Valente-Moreira, I.M., 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Bol Mus Bot Munic*, 47: 1-17.

Moresco, C & Rodrigues, L., 2016. Checklist of periphytic diatoms in streams of the Pirapó River basin, Paraná state, Brazil. *Check List*, 12: 1 - 7, <https://doi.org/>

10.15560/12.1.1823.

Oberholster, P. J., DeKlerk, A. R., DeKlerk, L., Chamier, J., Botha, A. M., 2016. Algal assemblage responses to acid mine drainage and steel plantwastewater effluent up and downstream of pre and post wetland rehabilitation. *Ecological Indicators*, 62: 106–116, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.025>.

Olenici, A., Blanco, S., Borrego-Ramos, M., Momeu, L., Baciú, C. (2017). Exploring the effects of acid mine drainage on diatom teratology using geometric morphometry. *Ecotoxicology* 26: 1018–1030. DOI 10.1007/s10646-017-1830-3.

Piggott, J.J., Lange, K., Townsend, C.R., Matthaei, C.D., 2012. Multiple stressors in agricultural streams: a mesocosm study of interactions among raised water temperature, sediment addition and nutrient enrichment. *PLoS ONE* 7, 49873. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0049873>.

PIRH – Doce. (2010). Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Doce, e planos de ações para as unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do Rio Doce. CONSÓRCIO ECOPLAN – LUME. Disponível em: www.Riodoce.cbh.gov.br.

Quadra, G.R., Roland, F., Barros, N., Malm, O., Lino, A. S., Azevedo, G.M., Thomaz, J. R., Andrade-Vieira, L.F., Praça-Fontes, M. M., Almeida, R. M., Mendonça, R. F., Cardoso, S. J., Guida, Y. S., Campos, J. M. S. (2018). Far-reaching cytogenotoxic effects of mine waste from the Fundão dam disaster in Brazil. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.104

Rosi-Marshall, E. J., Kincaid, D. W., Bechtold, H. A., (2013). Pharmaceuticals suppress algal growth and microbial respiration and alter bacterial communities in stream biofilms. *Ecol Appl* 23: 583–93.

Rojo, C., Alvarez Cobelas, M., Arauzo, M., (1994). An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289, 43–55.

Santos, O. S. H., F. C. Avellar, M. Alves, R. C. Trindade, M. B. Menezes, M. C. Ferreira, G. S. França, J. Cordeiro, F. G. Sobreira, I. M. Yoshida, P. M. Moura, M. B. Baptista, M. R. Scotti., 2019. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. *J. Environ. Qual.* 48:439-449. doi:10.2134/jeq2018.04.0168.

Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. Ú. L., Batista, B. L., 2016. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*, 218: 813–825. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>.

Shackelford, C.D., Sevick, G.W., Eykholt, G.R., 2010. Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to tailings impoundment solutions. *Geotext. Geomembr.* 28, 149–162.

Simonsen, R., 1974. The diatom plankton of the Indian Ocean Expedition of R/V "Meteor", 1964-65 "Meteor" Forschungsergebnisse. Reihe D-Biol 19: 1-66.

Solak CN & Acs E., (2011). Water quality monitoring in European and Turkish Rivers using diatoms. *Turk J Fish Aquat Sc* 11: 329–337.

Stenger-Kovács, C., Körmendi, K., Lengyel, E., Abonyi, A., Hajnal, É., Szabó, B., ... Padisák, J. (2018). Expanding the trait-based concept of benthic diatoms: Development of trait-and species-based indices for conductivity as the master variable of ecological status in continental saline lakes. *Ecological Indicators*, 95, 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.026>.

Stenger-Kovács, C., Lengyel, E., Buczkó, K., Padisák, J., Korponai, J. (2019). Trait-based diatom functional diversity as an appropriate tool for understanding the effects of environmental changes in soda pans. *Ecology and Evolution* 10: 320–335. DOI: 10.1002/ece3.5897.

Swenson, N.G. 2011. The role of evolutionary processes in producing biodiversity patterns, and the interrelationships between taxonomic, functional and phylogenetic biodiversity. *American Journal of Botany* 98 (3): 472–480.

Tolotti, R., Consani, S., Carbone, C., Vagge, G., Capello, M., Cutroneo, L. (2019). Benthic diatom community response to metal contamination from an abandoned Cu mine: Case study of the Gromolo Torrent (Italy). *Journal of environmental science* 233 – 246. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.03.034>.

TUNDISI, J.G.,(2003). *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. São Carlos, Rima, Instituto Internacional de Ecologia, 248 p.

United Nations, 2015. World Population Projected to Reach 9.7 Billion by 2050. <http://www.un.org/en/development/desa/news/population/2015-report.html>. (Accessed 09 July 2020).

Vendrell-Puigmitja, L., Abril, M., Proia, L., Angona, C. E., Ricart, M., Oatley-Radcliffe, D.L., Williams, P. M., Zanain, M., Llenas, L. (2020). Assessing the effects of metal mining effluents on freshwater ecosystems using biofilm as an ecological indicator: Comparison between nanofiltration and nanofiltration with electrocoagulation treatment technologies. *Ecological Indicators* 113: 106213. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106213>.

Vörösmarty, C.J., Hoekstra, A.Y., Bunn, S.E., Conway, D., Gupta, J., 2015. Fresh water goes global. *Science* 349, 478 - 479.

Winter, J. G. & H. C. Duthie. (1998). Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a southern Ontario stream. *Canadian Water Resources Journal* 23: 245–257.

4. Conclusão Geral

O presente estudo demonstrou o caráter tóxico dos rejeitos de mineração extravasados após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, ocorrido em Minas Gerais em novembro de 2015, para a espécie *Nitzschia palea* e reafirmou a necessidade de se conduzir avaliações da biota para o estabelecimento de um panorama real sobre suas consequências.

A exposição de indivíduos de *Nitzschia palea* ao rejeito, culminou na redução do cloroplasto desses organismos, com possíveis repercussões sobre sua eficiência fotossintética. Tal efeito promoveu a formação e o acúmulo de metabólitos tóxicos no interior das células que como forma de contornar e mitigar esse acúmulo, passou por alterações metabólicas que levaram ao aumento da síntese e o acúmulo de lipídios em seu citoplasma. Além disso, os organismos testados apresentaram perdas em sua motilidade indicando alterações metabólicas mais extensas que as perceptíveis pela avaliação morfológica de suas estruturas.

O estudo identificou também alterações na estrutura e na composição taxonômica das assembleias de diatomáceas, avaliadas em trechos afetados e não afetados pelo rompimento, mediadas por variações nas características físicas e químicas desses ambientes. Os trechos afetados pelo rompimento, na sub-bacia do Rio Piranga, apresentaram menor número de espécies e valores inferiores de diversidade quando comparados a trechos não afetados presentes tanto da mesma sub-bacia quanto na sub-bacia do Rio Santo Antônio. Em resposta às condições extremas presentes na sub-bacia do Rio Piranga, a composição taxonômica de sua diatomoflora perifítica apresentou maiores abundâncias de espécies resistentes a alterações antrópicas quando comparada à assembleia amostrada na sub-bacia do Rio Santo Antônio.

Uma das dificuldades em se extrapolar resultados obtidos por ensaios laboratoriais para o meio ambiente é a ocorrência de efeitos estocásticos gerados por variáveis ambientais sobre a biota. Entretanto, por terem sido conduzidos em organismos notoriamente resistentes a impactos ambientais diversos, os resultados dos experimentos ecotoxicológicos aqui demonstrados sugerem que alterações fisiológicas mediadas pela exposição ao rejeito, contribuíram para as mudanças estruturais e na composição apresentadas pelas assembleias dos ambientes avaliados, com possíveis repercussões para outras assembleias de produtores primários aquáticos.

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Amphipleuraceae											
<i>Halamphora montana</i>	X					X			X		
Bacillariaceae											
<i>Hantzschia amphioxys</i>											X
<i>Nitzschia amphibia</i>	X		X				X		X	X	X
<i>Nitzschia intermedia</i>						X					
<i>Nitzschia linearis</i>					X				X		X
<i>Nitzschia palea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Brachysiraceae											
<i>Brachysira brebissonii</i>	X	X	X							X	
<i>Brachysira neoexilis</i>								X	X	X	
<i>Brachysira vitrea</i>								X	X		
Cocconeidaceae											
<i>Cocconeis fluviatilis</i>				X			X				
<i>Cocconeis placentula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Cymbellaceae											
<i>Cymbella affinis</i>				X							

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Cymbellaceae											
<i>Cymbella tropica</i>	X			X	X	X			X	X	X
<i>Cymbella sp.</i>		X	X		X			X		X	
<i>Cymbopleura naviculiformis</i>								X			
<i>Encyonema minutum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Encyonema neomesianum</i>	X	X	X	X	X						X
<i>Encyonema perpusillum</i>								X	X		X
<i>Encyonema silesiacum</i>	X	X			X	X		X	X	X	X
<i>Encyonema vulgare</i>	X							X	X		X
<i>Encyonema sp.</i>									X	X	
<i>Placoneis disparilis</i>	X			X	X	X	X				X
<i>Placoneis ovillus</i>				X							
<i>Placoneis witkowskii</i>								X			
<i>Placoneis sp.</i>			X	X	X				X	X	X
<i>Placoneis sp1.</i>				X		X	X				X
Diadesmidaceae											
<i>Diadesmis confervacea</i>	X			X	X	X					

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Diadesmidaceae											
<i>Humidophila contenta</i>	X	X	X								X
<i>Luticola goeppertiana</i>			X	X		X			X		X
<i>Luticola mutica</i>				X				X			X
<i>Luticola nivalis</i>										X	
Diploneidaceae											
<i>Diploneis sp.</i>									X		
Eunotiaceae											
<i>Eunotia camelus</i>								X			X
<i>Eunotia deficiens</i>											X
<i>Eunotia georgii</i>	X										X
<i>Eunotia incisa</i>	X	X									
<i>Eunotia longicamelus</i>		X						X			
<i>Eunotia pseudosudetica</i>	X	X	X				X	X	X	X	X
<i>Eunotia sp.</i>	X			X					X	X	X
<i>Eunotia sp1.</i>										X	
Gomphonemataceae											

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Hippodonta avittata</i>	X							X			X
<i>Navicula cruxmeridionalis</i>					X		X				X
<i>Navicula cryptocephala</i>	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Navicula cryptotenella</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula notha</i>	X	X	X						X	X	X
<i>Navicula rostellata</i>			X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Navicula symmetrica</i>	X		X	X	X	X	X			X	
<i>Navicula viridula</i>	X	X	X	X					X		X
<i>Navicula sp.</i>				X						X	X
<i>Navicula sp1.</i>					X					X	X
<i>Navicula sp2.</i>						X	X			X	
<i>Naviculadicta sassiana</i>			X								
<i>Nupela cymbelloidea</i>									X		
<i>Nupela praecipua</i>	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Nupela sp</i>										X	
Neidiaceae											
<i>Neidium ampliatus</i>								X			X

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Neidium sp</i>									X		X
Pinnulariaceae											
<i>Pinnularia acrosphaeria</i>											X
<i>Pinnularia gibba</i>	X	X		X				X	X		X
<i>Pinnularia procera</i>									X		
<i>Pinnularia viridis</i>											X
<i>Pinnularia sp.</i>		X		X				X			
Pleurosigmataceae											
<i>Gyrosigma keutzingii</i>				X							
<i>Gyrosigma scalproides</i>	X				X	X	X				
<i>Gyrosigma sp</i>									X		
Rhopalodiaceae											
<i>Rhopalodia gibberula</i>	X	X							X		
Sellaphoracea											
<i>Fallacia insociabilis</i>									X		
<i>Fallacia sp</i>	X			X		X					
<i>Sellaphora densistriata</i>	X	X	X						X		X

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Sellaphoraceae											
<i>Sellaphora rectangularis</i>								X			X
<i>Sellaphora seminulum</i>			X				X		X	X	X
<i>Sellaphora sp.</i>				X	X				X		
Stauroneidaceae											
<i>Craticula ambigua</i>										X	X
<i>Craticula halophila</i>	X		X	X	X		X	X	X		
<i>Craticula minusculoides</i>	X					X		X			X
<i>Craticula sp.</i>				X							
Stauroneidaceae											
<i>Stauroneis sp</i>											X
Staurosiraceae											
<i>Staurosirella sp.</i>								X			
Surirellaceae											
<i>Stenopterobia delicatissima</i>					X	X				X	X
<i>Stenopterobia sp.</i>	X	X									
<i>Surirella grunowii</i>									X		

5. Apêndice - Tabela 1: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de julho de 2018 – Estação Seca

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Surirellaceae											
<i>Surirella linearis</i>	X	X					X	X		X	
<i>Surirella tenera</i>							X	X			
<i>Surirella sp.</i>								X	X		
Ulnariaceae											
<i>Ctenophora pulchella</i>									X		
<i>Ulnaria ulna</i>	X							X	X	X	X
Mediophyceae											
<i>Terpsinoë musica</i>							X				

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Coscinodiscophyceae											
Alaucoseiraceae											
<i>Aulacoseira ambigua</i>	X										
<i>Aulacoseira granulata</i>									X		
<i>Aulacoseira sp</i>					X						
Melosiraceae											
<i>Melosira varians</i>											X
Stephanodiscaceae											
<i>Cyclotella meneghiniana</i>			X	X							
<i>Discostella stelligera</i>									X		X
<i>Thalassiosira sp.</i>							X				
Triceratiaceae											

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Planothidium bagualensis</i>	X	X		X	X	X	X	X		X	X
<i>Planothidium biporumum</i>			X		X			X			X
<i>Planothidium sp</i>					X	X					
Amphipleuraceae											
<i>Frustulia crassinervia</i>	X									X	
<i>Frustulia saxonica</i>	X		X					X		X	X
<i>Frustulia vulgaris</i>			X								
<i>Frustulia sp.</i>	X										
<i>Halamphora montana</i>	X	X	X		X						
Bacillariaceae											
<i>Bacillaria sp.</i>				X	X		X		X	X	

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Placoneis witkowskii</i>					X						
<i>Placoneis sp.</i>					X			X	X	X	X
<i>Placoneis sp1.</i>					X		X				X
Diadesmidaceae											
<i>Diadesmis confervacea</i>	X		X								X
<i>Humidophila contenta</i>	X				X			X	X		X
<i>Luticola goeppertiana</i>				X	X			X		X	X
<i>Luticola mutica</i>				X						X	X
<i>Luticola simplex</i>										X	X
Diploneidaceae											
<i>Diploneis subovalis</i>								X			
Eunotiaceae											

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Gomphonema parvulum</i>		X	X	X	X	X		X		X	X
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>			X								
<i>Gomphonema pumilum</i>		X	X	X	X	X	X				X
<i>Gomphonema sp1</i>		X					X				
Naviculaceae											
<i>Capartogramma crucicola</i>											X
<i>Eolimna minima</i>	X				X	X	X	X	X	X	X
<i>Geissleria aikenensis</i>	X			X	X		X	X	X	X	
<i>Caloneis hyalina</i>										X	
<i>Geissleria neotropica</i>									X	X	X
<i>Geissleria punctifera</i>	X										
<i>Geissleria sp</i>									X		

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Hippodonta avittata</i>	X										X
<i>Navicula cruxmeridionalis</i>					X				X	X	X
<i>Navicula cryptocephala</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula cryptotenella</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula notha</i>	X					X	X	X	X	X	X
<i>Navicula rostellata</i>				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula symmetrica</i>									X		X
<i>Navicula viridula</i>	X				X			X	X	X	X
<i>Navicula sp.</i>				X	X						X
<i>Navicula sp1.</i>							X				X
<i>Navicula sp2.</i>					X			X		X	
<i>Naviculadicta sassiana</i>									X	X	X

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
Naviculaceae											
<i>Naviculadicta sp.</i>					X					X	
<i>Nupela praecipua</i>	X		X	X	X		X	X	X		X
Neidiaceae											
<i>Neidium affine</i>								X	X	X	
<i>Neidium ampliatus</i>										X	X
Neidiaceae											
<i>Neidium sp</i>											X
<i>Neidium sp1</i>										X	
Pinnulariaceae											
<i>Pinnularia acrosphaeria</i>									X		
<i>Pinnularia brauniana</i>								X			X

5. Apêndice - Tabela 2: Táxons de Bacillariophyta registrados nas sub-bacias do Rio Piranga (PI) e Rio Santo Antônio (STO) na amostragem de fevereiro de 2019 – Estação Chuvosa

	PI-01	PI-03	PI-04	PI-08	PI-09	PI-10	PI-12	STO-04	STO-06	STO-07	STO-08
<i>Pinnularia dubitabilis</i>										X	
<i>Pinnularia gibba</i>	X			X	X		X		X	X	X
<i>Pinnularia procera</i>										X	
<i>Pinnularia viridis</i>									X		X
<i>Pinnularia sp.</i>					X						X
<i>Pinnularia sp1.</i>										X	
Pleurosigmataceae											
<i>Gyrosigma scalproides</i>	X							X			
Rhopalodiaceae											
<i>Rhopalodia gibberula</i>	X				X						X
Sellaphoracea											
<i>Fallacia sp</i>	X				X	X		X	X	X	X

