

CECÍLIA LOREN SILVA

**REGRAS DE MONTAGEM DAS COMUNIDADES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
NA BACIA DO RIO DOCE APÓS O DISTÚRBO CAUSADO PELO ROMPIMENTO
DA BARRAGEM DO FUNDÃO EM MARIANA, MINAS GERAIS, BRASIL**

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

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2023**

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

T

S586r
2023
Silva, Cecília Loren, 1997-
Regras de montagem das comunidades de macrófitas aquáticas na Bacia do Rio Doce após o distúrbio causado pelo rompimento da barragem do Fundão em Mariana, Minas Gerais, Brasil / Cecília Loren Silva. – Viçosa, MG, 2023.
1 dissertação eletrônica (54 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Geral, 2023.

Referências bibliográficas: f. 32-42.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.142>

Modo de acesso: Word Wide Web.

1. Plantas aquáticas - Doce, Rio, Bacia (MG e ES) - Efeitos de desastres ambientais. 2. Desastres ambientais - Fundão, Barragem de (MG). 3. Comunidades vegetais - Doce, Rio, Bacia (MG e ES) . I. Meira Neto, João Augusto Alves, 1963-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia Geral. Mestrado em Ecologia. III. Título.

CDD 22. ed. 581.76

CECÍLIA LOREN SILVA

**REGRAS DE MONTAGEM DAS COMUNIDADES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
NA BACIA DO RIO DOCE APÓS O DISTÚRBO CAUSADO PELO ROMPIMENTO
DA BARRAGEM DO FUNDÃO EM MARIANA, MINAS GERAIS, BRASIL**

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

APROVADA: 28 de fevereiro de 2023.

Assentimento:



Cecília Loren Silva
Autora



João Augusto Alves Meira Neto
Orientador

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela infraestrutura, conhecimento e incentivo diário para trilhar na Academia.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À FAPEMIG, pela chamada pública 10/2018 FAPEMIG - Fundação Renova, que possibilitou a concessão da bolsa de estudos e o financiamento do projeto como um todo. Ao professor Carlos Frankl Sperber por ter sido o proponente do projeto.

Ao professor João Augusto Alves Meira Neto, por ter aceitado a orientação no projeto e por receber-me de braços abertos no LEEP, além de ter apresentado-me um novo olhar sobre a ecologia vegetal.

À rede de pesquisa Terra-Água, pelo intercâmbio de conhecimento e pela oportunidade de colaborar com pesquisadores da Bacia do Rio Doce de diversas áreas. À Erika Santos, por sempre ser muito solícita para auxiliar nas questões burocráticas do projeto, sobretudo nas coletas.

Ao grupo Macroflora, pelas reuniões quinzenais enriquecedoras. À professora Astrid Wittmann e aos professores Ricardo Campos e Cleberson Ribeiro, pelo acompanhamento e pelos ensinamentos. Ao André da Paz, por ser sempre um incentivador e ao Caio Campos, por ser meu companheiro das macrófitas. À Joana Pereira e ao Filipe de Oliveira, por terem auxiliado nas campanhas de campo.

Aos colegas do LEEP, pelo acolhimento e trocas de experiência. Ao Carlos Galván-Cisneros, por ter ajudado nas identificações, nas análises e por ter revisado o trabalho. Ao Celso Antônio da Costa, pelas risadas e por sempre avisar quando tem café novo.

À banca, professores Vanessa Pontara e Ricardo Campos, pelo aceite e pelas contribuições com a pesquisa.

À minha família, pelo apoio e torcida incondicionais.

Ao Marco, pela companhia de vida e pela paciência durante todo o período do meu mestrado.

Aos amigos de perto e de longe, que sempre se fazem presentes de alguma forma e tornam meus dias mais leves.

Por último, - mas talvez a peça mais importante em todo o processo -, à professora Flávia Maria da Silva Carmo (*In memoriam*). Agradeço por ter sido uma inspiração desde a minha graduação, por ter incentivando-me a entrar no PPGEco, por sempre ter acreditado no meu potencial e por ter confiado em mim para colocar o projeto em prática.

RESUMO

SILVA, Cecília Loren, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2023. **Regras de montagem das comunidades de macrófitas aquáticas na Bacia do Rio Doce após o distúrbio causado pelo rompimento da barragem do Fundão em Mariana, Minas Gerais, Brasil.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

O rompimento da barragem do Fundão das mineradoras Samarco/Vale/BHP em Mariana (Minas Gerais) em 2015 carrega impactos ambientais até os dias de hoje. Além do distúrbio causado pela onda de rejeitos, as populações de macrófitas aquáticas do rio Doce apresentaram perda de indivíduos possivelmente em decorrência do arraste de sedimentos e material biológico. O presente trabalho tem como objetivo investigar a metacomunidade de macrófitas ao longo da Bacia do Rio Doce e avaliar a influência de uma possível filtragem ambiental através de sinais filogenéticos em nível regional seis anos após o derramamento do rejeito. Hipotetizamos que: H1) As comunidades de macrófitas atingidas pelo rejeito do distúrbio têm agrupamento filogenético e perda de espécies esperados pelo efeito de filtragem ambiental; H2) As comunidades de macrófitas atingidas pelo rejeito do distúrbio têm superdispersão filogenética e perda de espécies esperados pelo efeito de competição; H3) O efeito encontrado é mais significativo nas áreas mais próximas à barragem. Foi realizado um levantamento das espécies em pontos localizados em áreas atingidas e não atingidas, acompanhando municípios de Minas Gerais a municípios do Espírito Santo. Em cada ponto foi mensurada a riqueza de espécies das populações de macrófitas de hábitos de vida livre e fixas, submersas e flutuantes. 87 espécies foram identificadas e agrupadas na árvore filogenética, utilizada para calcular os índices de diversidade. Os dados foram comparados entre regiões (Alto, Médio e Baixo Rio Doce), uma vez que a região mais elevada se encontra mais próxima à barragem, e entre áreas atingidas e não atingidas. Os resultados demonstram que quanto mais alta a região, menor a diversidade taxonômica. Comparando os pontos da calha principal atingida pela lama de rejeitos com os pontos coletados nos rios tributários, a diversidade de espécies é maior nas áreas não atingidas. Com relação aos parâmetros filogenéticos, todos os testes estatísticos realizados apresentaram resultados não significativos. No entanto, observa-se um padrão de maior distanciamento filogenético no Alto Rio Doce (ARD).

Os resultados encontrados indicam uma perda maior de espécies na região mais próxima da barragem, sem conotação de filtragem ambiental (agrupamento filogenético) ou competição (superdispersão filogenética).

Palavras-chave: Distúrbio. Macrófitas aquáticas. Metacomunidade. Bacia Hidrográfica do Rio Doce. Barragem do Fundão.

ABSTRACT

SILVA, Cecília Loren, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2023. **Assembly rules of aquatic macrophyte communities in the Rio Doce Basin after the disturbance caused by the Fundão dam collapse in Mariana, Minas Gerais, Brazil.** Advisor: João Augusto Alves Meira Neto.

The collapse of the Fundão dam of the Samarco/Vale/BHP mining companies in Mariana (Minas Gerais) in 2015 carries environmental impacts to this day. In addition to the disturbance caused by the tailings wave, the populations of aquatic macrophytes in the Doce River showed a loss of individuals possibly due to the dragging of sediments and biological material. The present work aims to investigate the metacommunity of macrophytes along the Rio Doce basin and evaluate the influence of a possible environmental filtering through phylogenetic signals at a regional level six years after the tailings spill. We hypothesize that: H1) The macrophyte communities affected by the disturbance tailings have phylogenetic clustering and species loss expected by the environmental filtering effect; H2) The macrophyte communities affected by the disturbance tailings have phylogenetic overdispersion and loss of species expected by the competition effect; H3) The effect found is more significant in areas closer to the dam. A survey of species was carried out at points located in affected and non-affected areas, accompanying municipalities in Minas Gerais and municipalities in Espírito Santo. At each point, the species richness of free-living and fixed, submerged and floating macrophyte populations was measured. 87 species were identified and grouped into the phylogenetic tree, used to calculate diversity indices. Data were compared between regions (Upper, Middle and Lower Rio Doce), since the highest region is closer to the dam, and between affected and unaffected areas. The results demonstrate that the higher the region, the lower the taxonomic diversity. Comparing the points in the main channel affected by the tailings mud with the points collected in the tributary rivers, the diversity of species is higher in the areas not affected. Regarding the phylogenetic parameters, all statistical tests performed showed non-significant results. However, a pattern of higher phylogenetic distance is observed in Upper Rio Doce (URD). The results found indicate a higher loss of species in the region closest to the dam, with no connotation

of environmental filtering (phylogenetic grouping) or competition (phylogenetic overdispersion).

Keywords: Disturbance. Aquatic macrophytes. Metacommunity. Rio Doce Basin, Fundão dam.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1. Áreas de estudo	15
2.2. Amostragem das populações de macrófitas aquáticas	18
2.3. Manutenção e identificação das espécies	18
2.4. Análise da composição florística e da diversidade filogenética das comunidades de macrófitas	18
2.5. Análise dos dados	19
3. RESULTADOS	20
3.1. Riqueza de espécies	21
3.2. Diversidade filogenética	24
4. DISCUSSÃO	27
5. CONCLUSÃO	31
6. REFERÊNCIAS	33
7. APÊNDICE A	44
8. APÊNDICE B	45
9. APÊNDICE C	54

1. INTRODUÇÃO

O desastre ambiental causado pelo rompimento da barragem do Fundão das mineradoras Samarco/Vale/BHP em Mariana (Minas Gerais) em 2015 carrega impactos até os dias de hoje (FERNANDES et al., 2016). Em decorrência de seu rompimento, um volume estimado de 34 milhões de m³ de rejeitos de mineração atingiu a Bacia do Rio Doce (ANA, 2016), afetando 41 municípios dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (FERNANDES et al., 2016, NEVES et al., 2016), comprometendo o meio de vida de pescadores, ribeirinhos, agricultores e populações tradicionais (WANDERLEY et al., 2016). Além dos prejuízos sociais, foi afetada a Mata Atlântica, que é um dos biomas mais ameaçados do Brasil e é dominante na bacia. Nos trechos próximos à barragem, a onda de rejeitos avançou sobre a planície de inundação do rio e de alguns rios tributários, carregando parte da vegetação ripária e aquática assim como seu substrato (ANA, 2016), e inundando 457,6 ha de mata ciliar nativa (OMACHI et al., 2018; CRUZ et al., 2021). O arranque e o arraste de vários indivíduos vegetais pela força da onda de lama de rejeitos, bem como o soterramento de espécies das margens ou submersas no rio, ocasionaram no comprometimento da resiliência do ecossistema (BRASIL, 2015), o que pode ter alterado a montagem das comunidades das espécies de plantas.

O rejeito seguiu os cursos do córrego Santarém e dos Rios Gualaxo do Norte e Carmo, até alcançar o Rio Doce (IBAMA, 2016; ANA, 2016). No entanto, uma parte do rejeito ficou acumulada nos reservatórios das usinas hidrelétricas. Assim, o material que atingiu a foz em Regência (ES) possuía menor concentração de sedimentos e não causou inundações nesta região (ANA, 2016). Através de um aumento instantâneo na turbidez da água do rio, houve uma consequente queda no nível de oxigênio (IGAM, 2015), causando perda da cobertura vegetal, incluindo plantas aquáticas (CORDEIRO et al., 2021). Além disso, a lama de rejeitos causou distúrbios pelo arraste de sedimentos e os ressuspendeu onde estavam estabilizados nas zonas mais profundas no leito (GOVERNO DE MINAS GERAIS, 2016), alterando completamente o habitat das espécies aquáticas.

Consideradas componentes importantes de vários ecossistemas aquáticos, as macrófitas aquáticas apresentam grande capacidade de adaptação, além de possuírem suas partes fotossintetizantes ativas durante todo o ano,

independentemente de sua forma de vida e hábito (COOK, 1996; ESTEVES, 1998; SILVA & FONTES, 2018), promovendo heterogeneidade espacial e temporal. Por serem organismos autótrofos com alta produtividade de biomassa, permitem a entrada de grande parte da energia consumida nos sistemas dos rios, auxiliando na estruturação de comunidades de outros organismos autótrofos (ESTEVES, 2011; SILVA & FONTES, 2018). Ademais, fornecem substrato para a colonização e o crescimento de perifíton e podem absorver o excesso de nutrientes dissolvidos na água (PITELLI, 1998; SILVA & FONTES, 2018). Dada a sua notabilidade na composição dos ecossistemas aquáticos, as comunidades desse grupo de plantas podem ser afetadas por processos decorrentes de distúrbios, como a sedimentação e os regimes hidrológicos (DAWSON, 1978, 1988; WESTLAKE, 1996; KHEDR & EL-DEMERDASH, 1997; ABOU-HAMDAN et al., 2005). Caso as comunidades sofram perda de espécies, populações de outros seres vivos também podem ser prejudicadas (ABOU-HAMDAN et al., 2014).

Na ocorrência de distúrbio, forças potencialmente prejudiciais atuam nos habitats ocupados pelas comunidades de seres vivos (LAKE, 2000), podendo causar mudanças rápidas e abruptas na estrutura das comunidades (RESH et al., 1988; LAKE, 2003; MATTHEWS & MARSH-MATTHEWS, 2003; DAVEY & KELLY, 2007; NUNES et al., 2022), dependendo de sua intensidade e das formas de suas forças. O resultado é a morte de organismos e a alteração da distribuição de recursos abióticos (SOUSA, 1984; PICKETT & WHITE, 1985; RISSER, 1987; FISHER & GRIMM, 1991), abrindo espaços que podem ser ocupados por indivíduos da mesma espécie ou por espécies diferentes (TOWNSEND & HILDREW, 1994; LAKE, 2000). Em bacias hidrográficas, a variabilidade hidrológica e os processos de erosão-deposição afetam as unidades geomórficas e, conseqüentemente, suas populações biológicas associadas (THOMPSON et al., 2016; PRADHAN et al., 2022). Apesar de abrupto, o distúrbio do rompimento da barragem pode ter conseqüências a longo prazo, manifestando-se como crônico (SINGH, 1998; ALBUQUERQUE et al., 2018). O arraste da inundação, a ressuspensão e sedimentação do rejeito em decorrência do rompimento da barragem causaram a perda de biomassa que caracterizou o distúrbio nas comunidades da Bacia do Rio Doce. Esse distúrbio pode causar alterações na estrutura da vegetação aquática e

riparia (PICCO et al., 2014; SITZIA et al., 2016), influenciando os processos de montagem das comunidades (FERRENBURG et al., 2013).

De forma geral, a distribuição de espécies é afetada por processos ecológicos de seleção que ditam a composição das comunidades, excluindo espécies que não se adequam a um ambiente específico (KEDDY, 1992). Esses processos são denominados regras de montagem, que correspondem aos processos de nicho e à dispersão de espécies (HUBBELL, 2001; LEIBOLD et al., 2004; SOBERÓN, 2007; LEIBOLD et al., 2010). Competição e filtragem ambiental são processos explicados pelo conservantismo de nicho que refere-se à tendência das espécies de preservar características ecológicas ancestrais (HARVEY & PAGEL, 1991; HOLT & GAINES, 1992; PETERSON et al., 1999; PRINZING et al., 2001; WIENS et al., 2010). Resultam em perda de espécies, visto que a competição seleciona espécies pela limitação de recursos e a filtragem ambiental exclui linhagens que não possuem traços adaptados às condições ambientais locais (GOPAL & GOEL, 1993; CAVENDER-BARES et al., 2009; KRAFT et al., 2014; ALAHUHTA, 2014; ALAHUHTA et al., 2018; ALAHUHTA et al., 2021). Alternativamente, o efeito do distúrbio nas comunidades pode ser explicado por deriva neutra, uma vez que são abertos espaços em decorrência de morte de indivíduos e novas espécies podem ocupar esses espaços (HUBBELL, 2001; TILMAN, 2004). Essa teoria assume que todos os indivíduos da comunidade possuem a mesma chance de morte (HUBBELL, 2001). No entanto, em escalas geográficas de grandes bacias hidrográficas que são próximas às escalas em que as distribuições das espécies são definidas, competidores podem coexistir mesmo após distúrbios (TILMAN, 1982; CHESSON, 2000; AMARASEKARE, 2003; SOBERÓN, 2007). A possível perda de espécies de macrófitas aquáticas em decorrência do rompimento da barragem do Fundão pode ter acarretado na alteração da montagem das comunidades. Todavia, até o momento, pouco se sabe sobre os processos ecológicos que regulam a distribuição desse grupo na Bacia do Rio Doce.

A diversidade das comunidades biológicas pode ser influenciada por fatores locais, que atuam em um conjunto de habitats em menor escala geográfica, ou por fatores regionais, que influenciam grandes áreas de habitats, sustentando uma metacomunidade (LEIBOLD et al., 2004). Por sua vez, a metacomunidade é definida

por um conjunto de comunidades locais interligadas pelo potencial de dispersão das espécies (WILSON, 1992; LEIBOLD et al., 2004). Os principais fatores que influenciam na estruturação das comunidades de macrófitas em escala regional são temperatura e distúrbios; em escala local, podemos citar as variáveis físico-químicas e nutricionais (GOPAL & GOEL, 1993; ESTEVES, 2011; PEÑALOZA-BOJACÁ et al., 2018; SILVA & FONTES, 2018). A montagem das comunidades pode, empiricamente, ser estudada através da junção de dados ecológicos e filogenéticos das espécies que as compõem. Assim, a composição de uma comunidade é resultado de modificações em um ancestral comum para todas as espécies (WEBB et al., 2002). Um dos possíveis efeitos induzidos nas comunidades de macrófitas da Bacia do Rio Doce após o distúrbio é a filtragem ambiental, culminando em agrupamento filogenético e diminuição da riqueza de espécies. De maneira distinta, a competição causa superdispersão filogenética além de diminuição na riqueza (WEBB et al., 2002; CAVENDER-BARES et al., 2009). Adicionalmente, alterações bruscas no ambiente podem acarretar uma proliferação de macrófitas herbáceas generalistas que toleram condições adversas. Assim, os habitats e as composições das comunidades são alterados.

Uma vez que tais comunidades possuem espécies sensíveis aos estresses ambientais e acabam modificando as características físicas e biológicas de seus habitats, sua ocorrência permite mensurar os impactos e avaliar a estabilidade ecológica (SILVA & FONTES, 2018). Comunidades ou assembleias biológicas que respondem a impactos antrópicos e alterações no habitat são consideradas indicadoras biológicas (ou bioindicadoras) (ROSENBERG & RESH, 1993) e tem sido amplamente utilizadas em planos e ações de restauração ecológica (TARRAS-WAHLBERG et al., 2001; WRIGHT & RYAN, 2016). Suas características biológicas e ecológicas refletem o estado de um ecossistema, possibilitando estabelecer relações de causalidade, antever mudanças futuras no ambiente e obter um diagnóstico de condições ecológicas (DALE & BEYELER, 2001). Algumas espécies dessas comunidades, particularmente, são capazes de atuar na fitorremediação de poluentes, principalmente através do processo de bioacumulação (SILVA & FONTES, 2018).

Assim sendo, é de suma importância a realização de levantamentos florísticos das macrófitas aquáticas do rio Doce, a fim de contribuir para a identificação da biodiversidade ainda presente nesse ambiente (SILVA, 2011). Através disso, podemos utilizar essas plantas para detectar e reduzir impactos, além de nos possibilitar inferir sobre a qualidade e a resiliência dos habitats que ocupam (SILVA & FONTES, 2018). O presente trabalho tem como objetivo levantar espécies que compõem a metacomunidade de macrófitas da bacia do rio Doce e avaliar a influência de uma possível filtragem ambiental em nível regional após o derramamento de rejeito. Assim, as seguintes questões foram levantadas: 1) Existe diferença na riqueza das espécies entre comunidades atingidas e não atingidas pelo distúrbio causado pelo rejeito? 2) As comunidades de macrófitas atingidas pelo distúrbio causado pelo rejeito têm agrupamento filogenético e perda de espécies esperados pelo efeito de filtragem ambiental?

Considerando os aspectos biológicos e ecológicos das populações de macrófitas aquáticas, o contexto em que se inserem no habitat em questão e a importância das ferramentas de levantamento, definimos as seguintes hipóteses: H1) As comunidades de macrófitas atingidas pelo rejeito do distúrbio têm agrupamento filogenético e perda de espécies esperados pelo efeito de filtragem ambiental; H2) As comunidades de macrófitas atingidas pelo rejeito do distúrbio têm superdispersão filogenética e perda de espécies esperadas pelo efeito de competição; H3) O efeito encontrado (agrupamento ou superdispersão filogenética, somado à perda de espécies) é mais significativo nas áreas mais próximas ao rompimento da barragem. Para testar as hipóteses, foi realizado um levantamento das espécies em pontos pré-determinados ao longo do rio, acompanhando municípios atingidos de Minas Gerais a municípios do Espírito Santo. Posteriormente, foi comparada a biodiversidade de macrófitas entre os pontos amostrados (Alto, Médio e Baixo Rio Doce; áreas atingidas e não atingidas).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

A Bacia do Rio Doce está localizada na Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste, possuindo cerca de 84 mil km² de área de drenagem. Compreende 225 municípios, sendo 200 deles localizados em Minas Gerais e 25 localizados no Espírito Santo. O curso d'água principal percorre 888 km desde a nascente do Rio Xopotó até a sua foz no Oceano Atlântico. 98% do território da bacia está inserido no bioma Mata Atlântica e os outros 2% correspondem a área de Cerrado (ANA, 2016).

O relevo da bacia é acidentado, caracterizado por serras e montanhas em sua porção mais ocidental e por planaltos e planícies fluviais na porção mais oriental. Na região central são encontrados afloramentos rochosos graníticos, colinas com topos aplanados e vales (ANA, 2013; OLIVEIRA & QUARESMA, 2017). Quanto ao solo, a litologia mais predominante é o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e o Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 1999; OLIVEIRA & QUARESMA, 2017). Historicamente, a Bacia do Rio Doce perdeu 71% de sua cobertura vegetal nativa (PIRES et al., 2017). A superfície do solo é degradada, principalmente em áreas de pastagem, o que torna a bacia suscetível à erosão e os sedimentos são direcionados aos cursos d'água. O canal principal do rio Doce possui diversos padrões geomorfológicos, como trechos com meandros, retilíneos e anastomosados. Existem algumas ilhas inundáveis, localizadas principalmente na região média, constituídas por solo arenoso e argilo-arenoso (ANA, 2016). Após o rompimento da barragem foram registradas mudanças na localização e extensão dessas ilhas, o que altera a dinâmica deposicional fluvial (OLIVEIRA et al., 2017; CORDEIRO et al., 2021).

O clima predominante na bacia é classificado como tropical úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos mais secos (CUPOLILLO et al., 2008; LYRA & RIGO, 2019; CORDEIRO et al., 2021). A estação chuvosa se estende de novembro até maio, com precipitação anual superior a 700 mm. De maneira geral, a temperatura média anual da bacia é elevada - acima de 18°C -, mesmo durante o inverno (LYRA & RIGO, 2019).

As coletas foram realizadas em 18 pontos pré-estabelecidos na Bacia do Rio Doce (Fig. 1; Apêndice A), desde a região distrital de Mariana, em Minas Gerais, até o município de Linhares, no Espírito Santo. A barragem encontra-se no Alto Rio Doce; o rejeito seguiu percurso pela região média e, posteriormente, pela região baixa. As campanhas ocorreram em novembro de 2021 e entre março e abril de 2022. Foram realizadas coletas na calha atingida pelo rejeito (Rio Doce e Rio Gualaxo do Norte) e fora da área atingida, em rios afluentes (Rio Piranga e Rio Casca na região do Alto Rio Doce; Rio Santo Antônio, Rio Itambacuri e Rio Manhuaçu na região do Médio Rio Doce; Rio Santa Joana, Rio Santa Maria do Doce e Rio Pancas na região do Baixo Rio Doce). Para cada região, três pontos correspondem a áreas atingidas e três pontos representam áreas não atingidas, totalizando seis pontos.

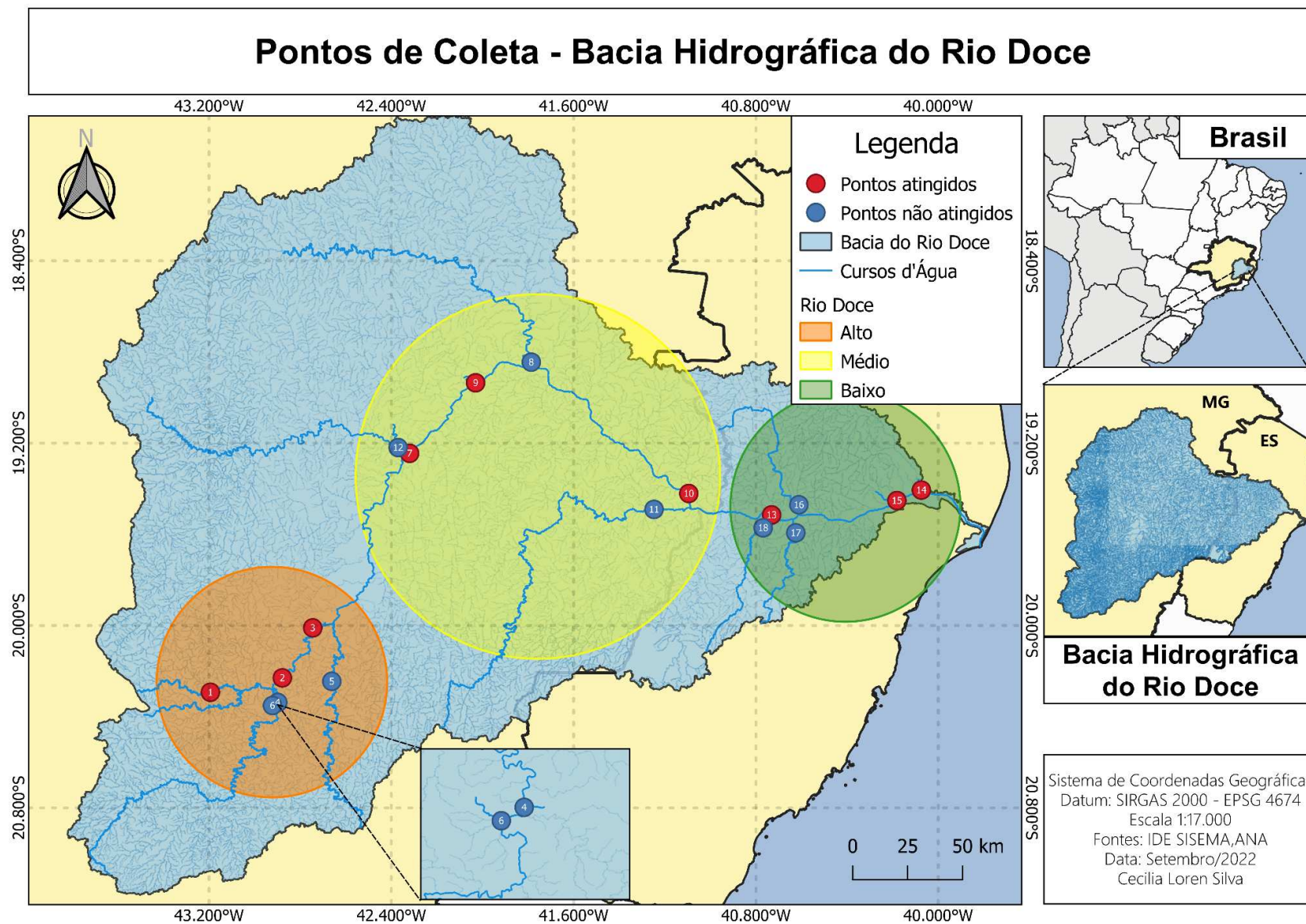


Figura 1:
Mapa
indicando
os pontos
de coleta
de
macrófitas
ao longo
da bacia.

2.2. Amostragem das populações de macrófitas aquáticas

Em cada ponto foi mensurada a riqueza de espécies das populações de macrófitas de hábitos de vida livre e fixas, submersas e flutuantes. Para tal, foi estabelecida uma linha imaginária de 50 metros na calha do rio, paralela à margem. Foram estabelecidos transectos perpendiculares de até 20 metros a partir dessa linha em direção ao centro dos rios e à área superior de extravasamento das águas da calha do rio, considerando a variação do nível da água. As coletas de material botânico foram realizadas nesses transectos através do manuseio de um puçá para espécies de vida livre e tesoura de poda para espécies fixas, recolhendo representantes de todas as espécies presentes na área selecionada. Cada ponto de coleta foi georreferenciado com GPS.

2.3. Manutenção e identificação das espécies

Amostras das espécies encontradas foram prensadas e transportadas até o Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas (LEEP) - UFV. Para comparar a riqueza de espécies, a diversidade e a estrutura filogenética da comunidade de macrófitas entre áreas atingidas e não atingidas, as amostras foram secas em estufa, herborizadas e identificadas por meio de comparações com exsicatas disponíveis em herbários e por consulta à literatura científica específica (FLORA DO BRASIL, 2020; GBIF, 2022; PLANTAS AQUÁTICAS DO BRASIL, 2022).

2.4. Análise da composição florística e da diversidade filogenética das comunidades de macrófitas

Os dados obtidos foram utilizados para determinar a composição florística e a estrutura das comunidades de macrófitas ao longo do Rio Doce. Os dados de riqueza específica e composição florística foram obtidos através da soma do total de espécies encontradas nas amostragens de cada região. Foi montada uma matriz de incidência (presença/ausência) das espécies com todos os pontos amostrados e, a partir dessa base de dados, foi calculada a curva de rarefação das espécies (JOST, 2007; GALVÁN-CISNEROS et al., 2021) com os intervalos de confiança, através do pacote iNEXT do RStudio v1.4.1106 (KEMBEL, 2010; CHAO et al., 2014; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021; HSIEH et al., 2015; GALVÁN-CISNEROS et al., 2021). Para estimar a riqueza de espécies foram usadas curvas de acumulação

baseadas no indivíduo, determinando a influência da configuração espacial nessa variável (CHAO et al., 2015; CARRIÓN et al., 2017).

Para a elaboração da árvore filogenética, todas as espécies de angiospermas coletadas e identificadas foram inseridas na árvore filogenética GBOTB.extended.tre do pacote V.Phylomaker (JIN & QIAN, 2019). A árvore gerada foi utilizada para calcular os índices de diversidade, sendo eles: diversidade filogenética de Faith (PD) (FAITH, 1992), distância média entre pares (MPD) e distância média do táxon mais próximo (MNTD) (WEBB et al., 2002). Também foi avaliado o tamanho de efeito padronizado de PD (ses.PD), o tamanho de efeito padronizado de MPD (ses.MPD) e o tamanho de efeito padronizado de MNTD (ses.MNTD) com o pacote Picante (KEMBEL, 2015; R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015; CARRIÓN et al., 2017). Valores negativos das ses-transformações refletem agrupamento filogenético. De maneira contrária, ses-transformações posicionadas em valores positivos indicam superdispersão filogenética (CARRIÓN et al., 2017). As métricas foram calculadas utilizando duas árvores filogenéticas - uma com todas as angiospermas coletadas e outra somente com as espécies eudicotiledôneas, para verificar se as monocotiledôneas apresentam grande influência na diversidade filogenética da comunidade de macrófitas. As medidas filogenéticas foram utilizadas para detectar um possível efeito de filtragem ambiental (GALVÁN-CISNEROS et al., 2021) causado pelo distúrbio do rompimento da barragem. Os dados foram apresentados em forma de gráfico violino.

2.5. Análise dos dados

A normalidade dos dados foi analisada através do teste de Shapiro-Wilk; um teste de Levene também foi realizado para avaliar a homogeneidade dos dados. Testes T foram realizados para as métricas com duas variáveis (áreas atingidas pelo distúrbio/áreas não atingidas pelo distúrbio), exceto para MPD e ses.MPD, que não apresentaram distribuição normal. Neste caso, foi realizado um teste Mann-Whitney-Wilcoxon. Para as métricas com 3 variáveis (Alto Rio Doce/Médio Rio Doce/Baixo Rio Doce), foram realizadas análises de variância (ANOVA) para dados com distribuição normal. Para os testes com o banco de dados apenas de eudicotiledôneas, ses.PD foi a única métrica que apresentou distribuição não normal dos dados (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

3. RESULTADOS

Foram amostradas 100 espécies, 59 gêneros e 35 famílias de macrófitas (Apêndice B). Quanto à forma biológica, 73 espécies coletadas são anfíbias, 19 são emergentes, cinco são flutuantes livres, duas são flutuantes fixas e apenas uma é submersa fixa. Não foram encontradas espécies submersas de vida livre. Excluindo plantas que não são Angiospermas e/ou que permaneceram sem identificação, 87 espécies foram agrupadas na árvore filogenética (Fig. 2) e utilizadas nas análises. Seis famílias não são Eudicotiledôneas: Araceae, Commelinaceae, Cyperaceae, Equisetaceae, Hydrocharitaceae e Salviniaceae. As famílias mais diversas foram Cyperaceae e Poaceae, com nove espécies cada.

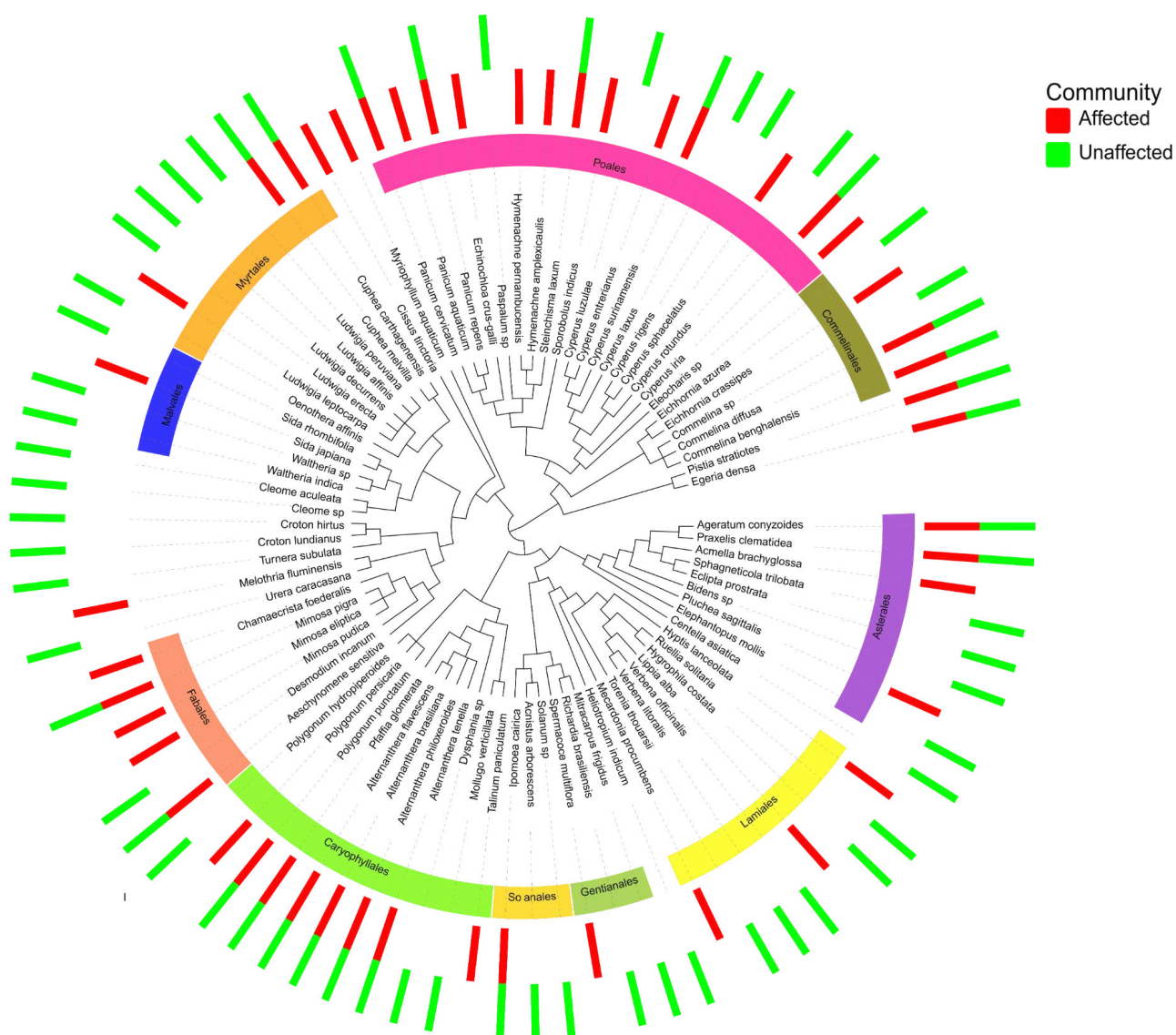


Figura. 2: Árvore filogenética das comunidades de macrófitas coletadas na Bacia do Rio Doce. As áreas atingidas (Affected) são representadas pelas barras vermelhas e as áreas não atingidas (Unaffected) são indicadas pelas barras verdes. A escala de divergência filogenética é indicada em milhões de anos (ma).

3.1. Riqueza de espécies

Foram identificadas 31 espécies no Alto Rio Doce (17 em áreas atingidas e 18 em áreas não atingidas), 36 espécies no Médio Rio Doce (18 em áreas atingidas e 23 em áreas não atingidas) e 46 espécies no Baixo Rio Doce (19 em áreas

atingidas e 31 em áreas não atingidas). As áreas atingidas pelo rejeito são representadas por 54,02% das espécies, enquanto 78,33% delas foram encontradas nas áreas não atingidas.

De maneira geral, quanto maior a altitude da região, menor a diversidade taxonômica, ou seja, as seis unidades amostrais do Baixo Rio Doce (BRD) apresentaram um valor mais alto para diversidade de espécies quando comparadas às outras duas regiões. No entanto, os intervalos de confiança se sobrepõem de forma evidente com o Médio Rio Doce (MRD) (Fig. 3). A diferença significativa na diversidade de espécies foi encontrada entre Alto Rio Doce (ARD) e BRD (Fig. 4).

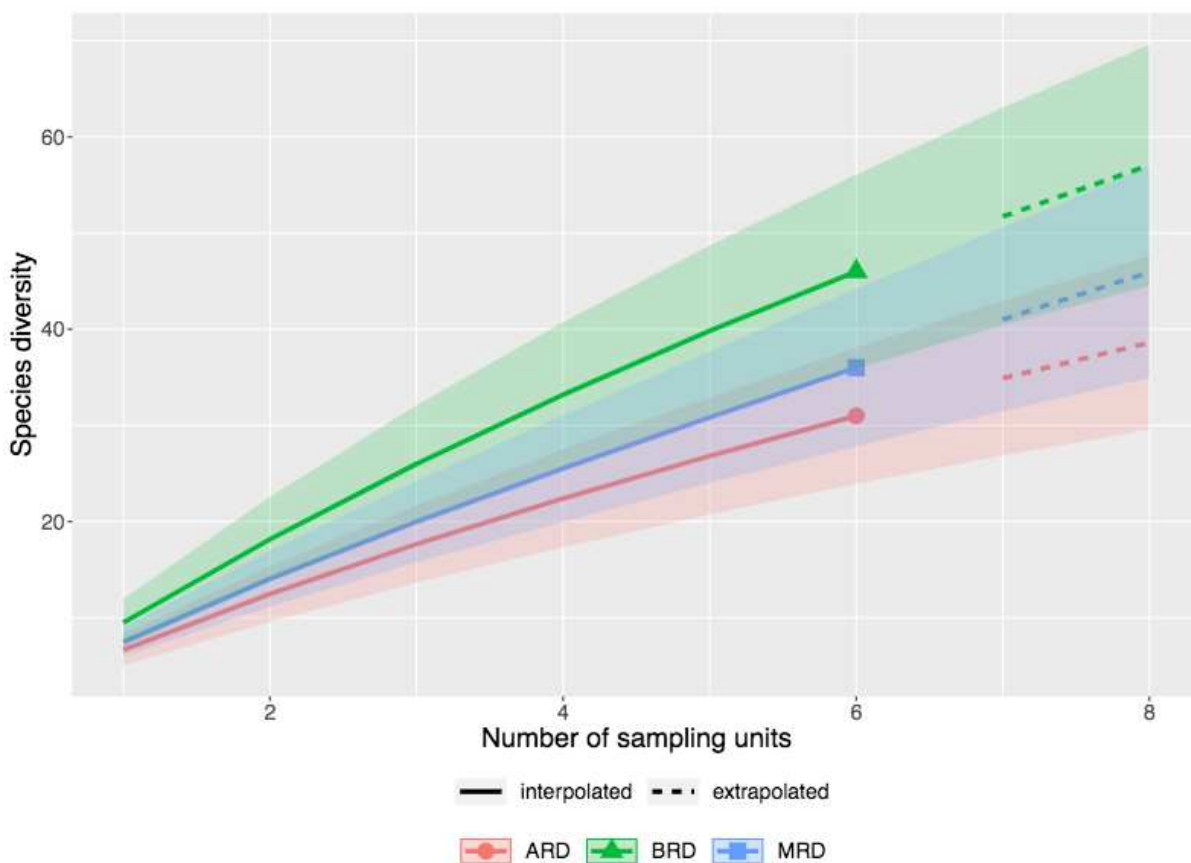


Figura. 3: Curva de rarefação da riqueza de espécies para as três regiões da Bacia do Rio Doce. ARD = Alto Rio Doce; MRD = Médio Rio Doce; BRD = Baixo Rio Doce.

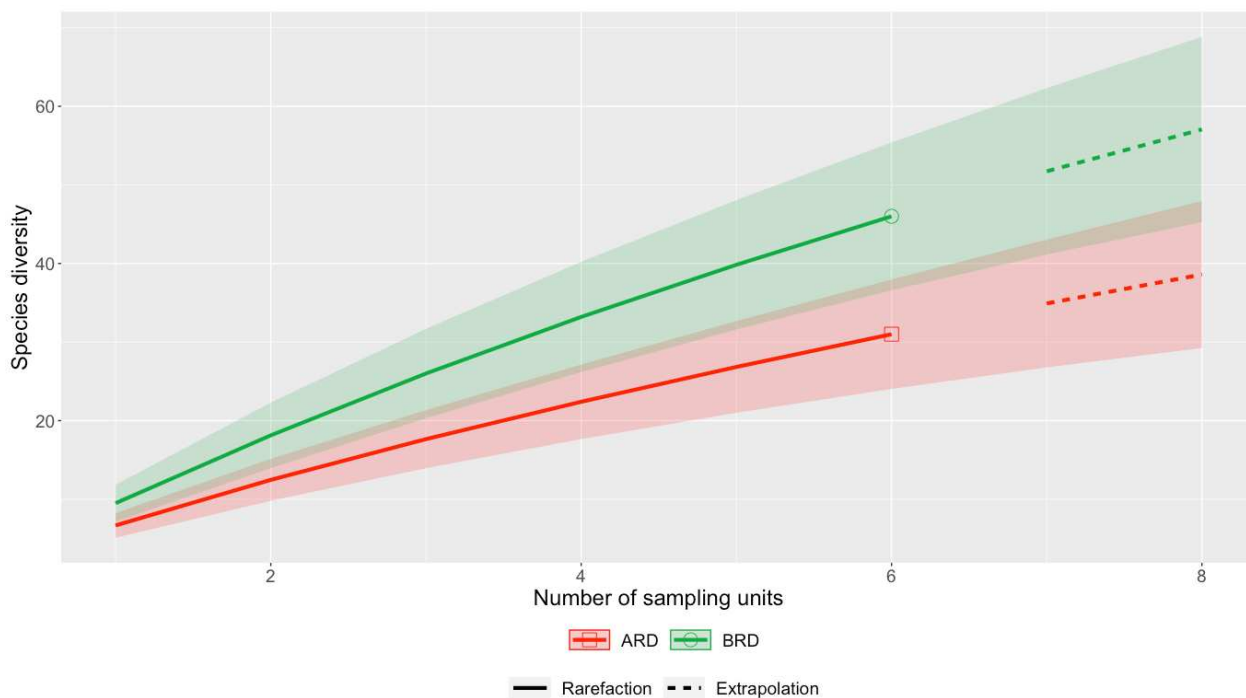


Figura. 4: Curva de rarefação da riqueza de espécies para o Alto Rio Doce (ARD) e para o Baixo Rio Doce (BRD). Como as linhas de valores de médias não estão dentro dos intervalos de confiança, podemos afirmar que há diferença estatística entre as riquezas de espécies ($p < 0,05$).

Comparando os pontos amostrais da calha principal atingida pela lama de rejeitos com os pontos coletados nos rios tributários, a diversidade de espécies é maior nas áreas não atingidas (NAT) (Fig. 5).

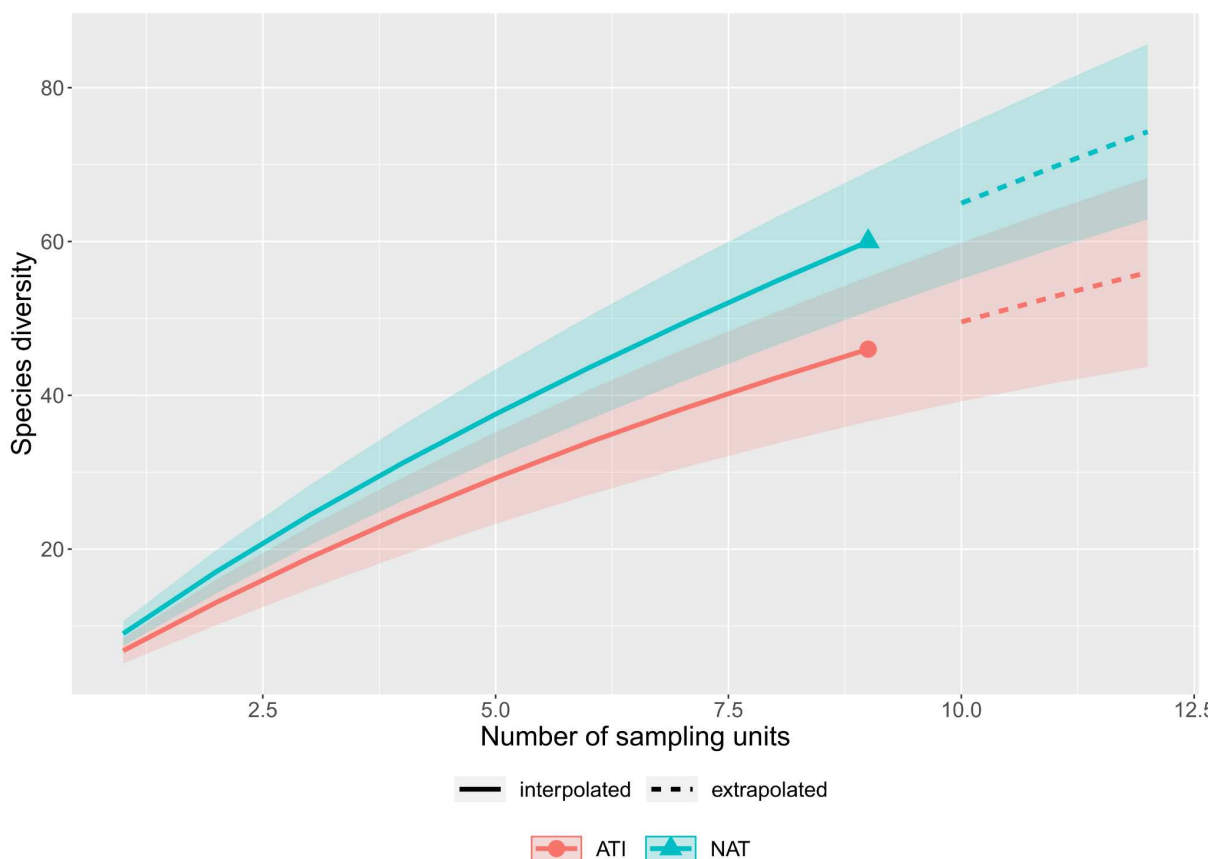


Figura 5: Curva de rarefação da riqueza de espécies comparando áreas atingidas (ATI) e não atingidas (NAT). Houve diferença estatística ($p < 0,05$).

3.2. Diversidade filogenética

Com relação aos parâmetros filogenéticos, todos os testes estatísticos realizados apresentaram resultados não significativos, tanto para as comparações com três variáveis (ARD X MRD X BRD) (Fig. 6) quanto para as comparações com duas variáveis (ATI X NAT), que possuem padrões semelhantes entre todas as métricas (Fig. 7). No entanto, observa-se um padrão de maior distanciamento filogenético no ARD, exceto para PD (Fig. 6a). Para os testes realizados apenas com eudicotiledôneas, também não foram encontrados resultados significativos (Apêndice C).

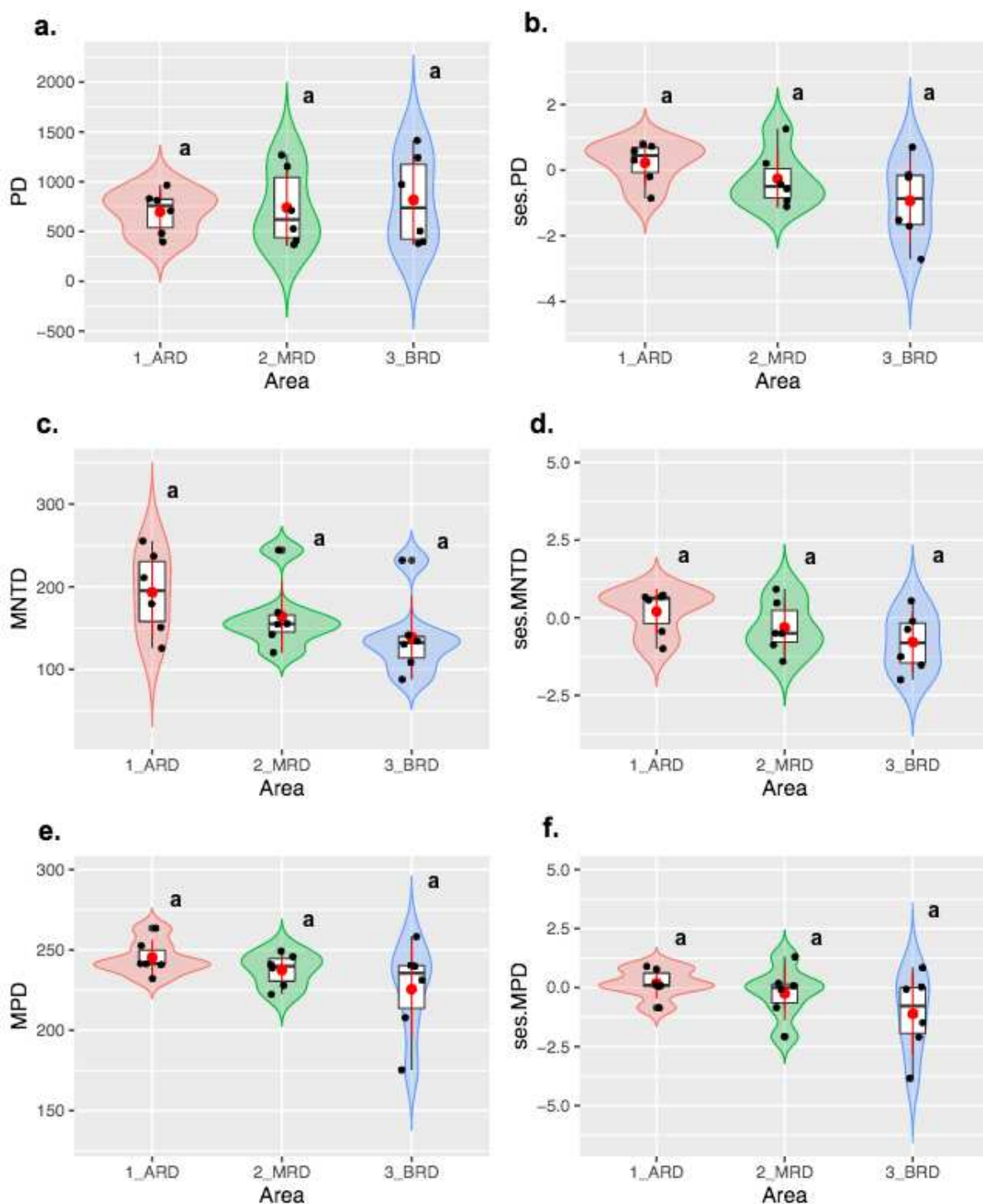


Figura 6: Padrões de diversidade filogenética (PD), distância média do táxon mais próximo (MNTD), distância filogenética média (MPD) e suas ses-transformações equivalentes (ses.PD, ses.MNTD e ses.MPD) correspondentes aos 18 pontos de coleta nas três regiões Bacia do Rio Doce. ARD = Alto Rio Doce; MRD = Médio Rio Doce; BRD = Baixo Rio Doce. Não houve diferenças estatísticas ($p > 0,05$). Fonte: Elaborado pela autora (2023).

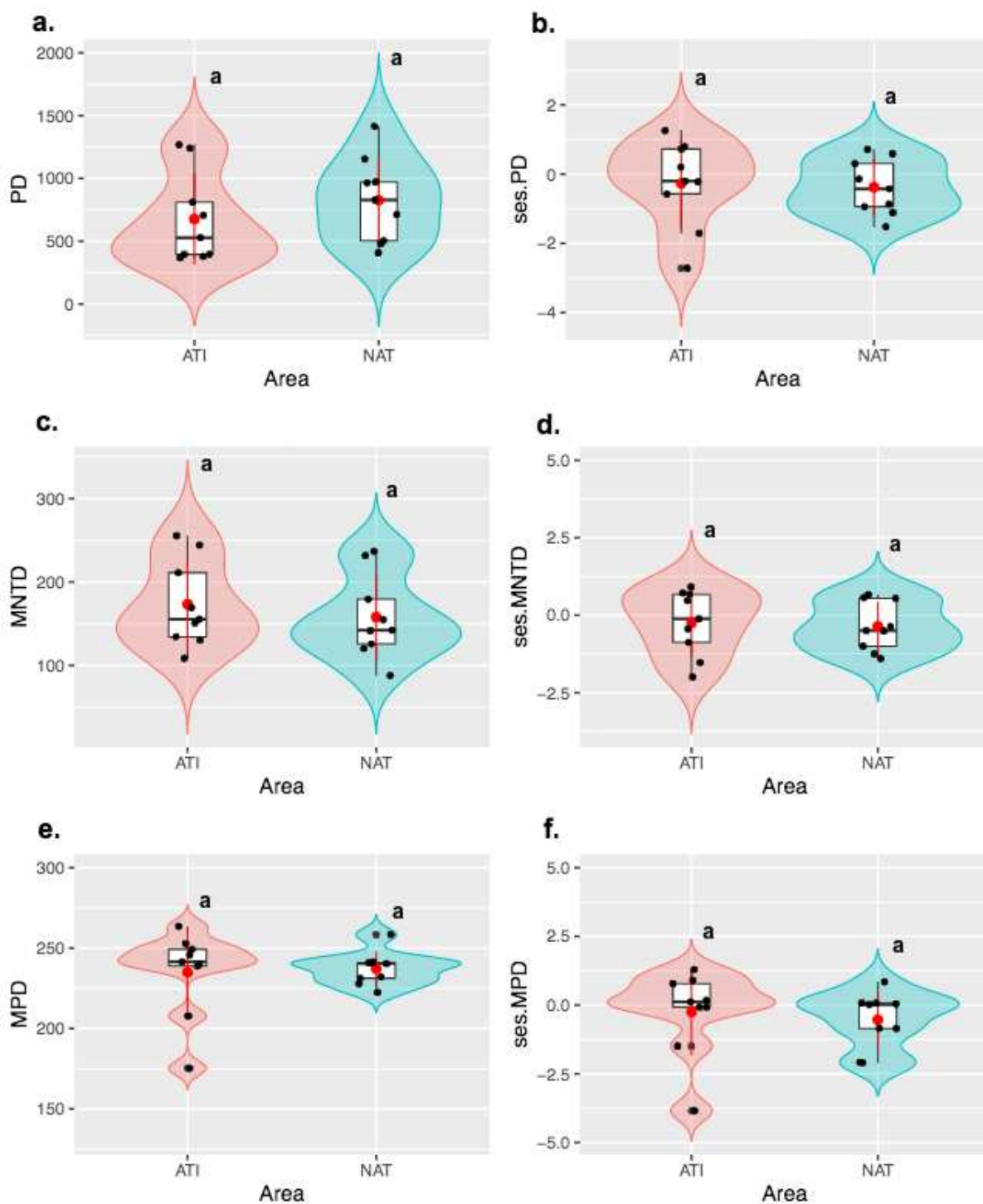


Figura 7: Padrões de diversidade filogenética (PD), distância média do táxon mais próximo (MNTD), distância filogenética média (MPD) e suas ses-transformações equivalentes (ses.PD, ses.MNTD e ses.MPD) correspondentes aos 18 pontos de coleta, comparando áreas atingidas (ATI) e não atingidas (NAT) pela lama de rejeitos. Não houve diferenças estatísticas ($p > 0,05$). Fonte: Elaborado pela autora (2023).

4. DISCUSSÃO

Buscamos verificar se as comunidades de macrófitas atingidas pelo rejeito da barragem de Fundão têm agrupamento filogenético e perda de espécies esperados pelo efeito de filtragem ambiental. Hipotetizamos, também, que o efeito seria mais significativo nas áreas mais próximas ao rompimento da barragem. Os resultados encontrados indicam perda de espécies nos locais atingidos pelo distúrbio da lama de rejeitos assim como indicam diferenças na riqueza de macrófitas entre alto e baixo Rio Doce, sem outros efeitos esperados de filtragem ambiental (agrupamento filogenético) ou de competição (superdispersão filogenética). A diminuição na riqueza pode estar relacionada ao efeito da mortalidade em decorrência do distúrbio. A perda de indivíduos pode causar o desaparecimento de populações e espécies (PETRAITIS et al., 1989), uma vez que o número de indivíduos presentes em uma área é um determinante do número de espécies encontradas (ROSENZWEIG, 1995; SRIVASTAVA & LAWTON, 1998; GASTON, 2000; STORCH et al., 2018), evidenciando que o padrão de diversidade de macrófitas na bacia pode ser dependente da densidade de indivíduos (CONDIT, 1996). Se assumirmos que o número de indivíduos é proporcional à área e tratando-se de uma perturbação em grande escala, muitos indivíduos-chave das populações podem ter sido perdidos (PETRAITIS et al., 1989; ROSENZWEIG, 1995; STORCH et al. 2012; STORCH et al., 2018). Além disso, o encontro da lama de rejeitos com os rios afetou a produção primária, impedindo o desenvolvimento vegetativo de algumas espécies de macrófitas (BOTTINO et al., 2017). O rejeito prejudica a infiltração de água no solo e causa alteração na disponibilidade de matéria orgânica (FREITAS & SILVA; MENEZES, 2016; LACTEC, 2018), o que afeta o estabelecimento de espécies aquáticas emergentes e submersas (GURNELL, 2014). Nossos resultados possivelmente são um reflexo disso, uma vez que a grande maioria das espécies encontradas na vegetação é anfíbia.

A perturbação mecânica é capaz de diminuir significativamente a biomassa nas comunidades vegetais (ZHANG et al., 2014). Assim, a menor riqueza de espécies no Alto Rio Doce e em áreas atingidas pode ser um indício de que o arraste do rejeito no momento do rompimento teve grande efeito na comunidade de plantas aquáticas localizadas em áreas mais próximas à barragem. Isso se confirma quando verificamos que a intensidade da inundação diminuiu a jusante da Usina

Hidrelétrica Risoleta Neves (Candongá), localizada em direção ao MRD (KNOPFF et al., 2020). O arraste no ARD pode ter alterado a complexidade dos habitats que compõem a região, causando perda de biomassa e alterando a riqueza taxonômica (ST. PIERRE & KOVALENKO, 2014). Quando a complexidade da paisagem é diminuída, os limites de dispersão são descaracterizados, diminuindo a variabilidade da biota (NEKOLA & WHITE, 1999; SCHNEIDER et al., 2018). Ademais, alterações nas características ambientais dos rios, como a diminuição da profundidade pela deposição da lama e os processos erosivos (SANTOS et al., 2019), podem ter contribuído para a perda de espécies (HILT et al., 2013). A situação inversa também pode ser verdadeira: a perda de plantas que atuam como engenheiras dos ecossistemas fluviais é capaz de modificar a morfodinâmica do rio (JONES et al., 1994; GURNELL, 2014). A biomassa de espécies aquáticas modifica o fluxo da água (BENNETT et al., 2008; LIU et al., 2010; GURNELL, 2014), retém sedimentos (CORENBLIT & STEIGER, 2009; ZONG; NEPF, 2010; GURNELL, 2014) e pode aumentar a suscetibilidade à erosão (GURNELL, 2014).

Outro indício do efeito do distúrbio é o maior número de espécies encontradas no BRD, onde o arraste foi menor, uma vez que se trata da região mais distante da barragem e, portanto, a menos afetada. É provável que o distúrbio tenha alterado a distribuição das plantas, sobretudo das macrófitas flutuantes clonais, por serem de fácil dispersão a longa distância (BARRAT-SEGRETAIN & BORNETTE, 2000; ZHANG et al., 2014) e excessivamente sensíveis a mudanças físico-químicas no ambiente. As intensas modificações nas condições dos ecossistemas que compõem o ARD causaram alterações na conectividade e inundações (KNOPFF et al., 2020), podendo afetar as populações flutuantes. Antes do rompimento da barragem, as áreas alagadas ao longo da bacia eram formadas basicamente por espelhos d'água e ribeiras, totalizando 662,9 ha estimados. Logo após o colapso e a consequente inundação, afetando campos, plantações, pastagens e florestas, estima-se que a área total inundada atingiu 1.839,5 ha (OMACHI et al., 2018).

A alta representatividade de famílias como Poaceae e Cyperaceae também pode ser consequência da alteração da complexidade dos habitats, uma vez que muitas espécies dessas famílias são consideradas invasoras e podem afetar o crescimento de macrófitas nativas (MADSEN et al. 1991, MICHELAN et al. 2010b; CARNIATTO et al., 2013; DE AMORIM et al., 2015). Eventos extremos capazes de alterar o fluxo dos rios trazem como resposta a colonização e crescimento de

espécies exóticas (FRIEDMAN & LEE, 2002; OLLERO, 2007; GARÓFANO-GÓMEZ et al., 2012; GURNELL, 2014). A dinâmica de uma comunidade pode ser alterada a partir de distúrbios através da imigração de espécies. Ao ocorrer morte de indivíduos, disponibilizam-se recursos não utilizados (ELTON, 1958; FLEMING & DIBBLE, 2015). Assim, a migração de espécies, sobretudo de invasoras, utiliza recursos possivelmente conforme proposto pela teoria neutra (HUBBELL, 2001). Essa teoria assume que a dispersão aleatória das espécies apresenta papel fundamental na estruturação das comunidades ecológicas (HUBBELL, 2001; ETIENNE & ALONSO, 2005; ALONSO et al., 2006), sugerindo estocasticidade (CATANO et al., 2017). Esse resultado vai de encontro com o que foi constatado por Schneider et al. (2018), em uma pesquisa realizada com a comunidade de macrófitas do Rio Paraná, na Argentina. Concluiu-se que processos neutros podem estar desempenhando um importante papel na montagem das comunidades ao longo do rio, sugerindo que a dispersão é um fator limitante para a ocorrência de macrófitas. No entanto, essa ideia vai contra o consenso de que grande parte das macrófitas não é limitada pela dispersão (SANTAMARIA, 2002; SCHNEIDER et al., 2018). No caso do Rio Doce, ainda, o acúmulo de sedimentos provenientes do rejeito, somado a um baixo sombreamento da vegetação ciliar, podem atuar favorecendo o estabelecimento das espécies invasoras (EVANGELISTA et al., 2016), que se aproveitam das condições hidrológicas alteradas, impedindo a manutenção do regime de fluxo favorável para a vegetação nativa (STROMBERG, 2001; SHAFROTH et al., 2002; STROMBERG et al., 2007, 2010; GURNELL, 2014).

No contexto de metacomunidade, considera-se que as comunidades locais estão inseridas na paisagem e conectadas pelos processos de dispersão sob diferentes processos de montagem (LEIBOLD et al., 2004; MAAß et al., 2014). O distúrbio pode alterar esses processos e afetar a dispersão. Com a simplificação dos habitats em decorrência do derramamento de rejeito na bacia, as comunidades vegetais que a compõem podem ter sido afetadas em escalas menores (p. ex., como resultado das alterações no pH, acúmulo de oxigênio e nutrientes) e em escalas maiores (p. ex., efeito do arraste), diminuindo a heterogeneidade ambiental (WALKER, 2012; MAAß et al., 2014). Assim, se o distúrbio é capaz de homogeneizar o ambiente, espera-se que haja uma diminuição na diversidade de espécies (CARUSO et al., 2012; MAAß et al., 2014).

Apesar de não ter sido encontrada significância para as análises de filogenia, a tendência de maior distanciamento filogenético no ARD combinada à baixa riqueza na mesma região pode ser indício do efeito de competição, conforme já foi verificada como uma força ativa nas comunidades de macrófitas (MOEN & COHEN, 1989; MCCREARY, 1991; FLEMING & DIBBLE, 2015). Esse efeito poderia ser observado na vantagem competitiva que espécies invasoras possuem em ambientes pós distúrbio, com altas taxas de crescimento e alto potencial de regeneração (MICHELAN et al., 2010a; CARNIATTO et al., 2013), diminuindo recursos disponíveis e excluindo competitivamente parentes mais próximos que tendem a ter nichos mais sobrepostos (CARRIÓN et al., 2017). Adicionalmente, o aumento do sombreamento, somado ao excesso de partículas em suspensão, pode impedir o crescimento de espécies submersas (THOMAZ & MICHELAN, 2011; CARNIATTO et al., 2013; COIMBRA et al., 2021), através da diminuição da incidência de luz subaquática, especialmente quando possuem nichos mais sobrepostos. No entanto, estudos subsequentes avaliando o efeito de espécies invasoras na distribuição e abundância das espécies nativas da bacia são necessários para obter maiores informações sobre a perda de biomassa ou sobre possíveis efeitos de competição nos habitats que a compõem.

5. CONCLUSÃO

De maneira geral, os resultados apontam uma tendência de conservação das relações filogenéticas entre as espécies de macrófitas coletadas na bacia do Rio Doce após seis anos do rompimento da barragem do Fundão. Isso se dá devido ao fato de não ter sido encontrada significância nos resultados das análises filogenéticas, bem como não foi observada influência de filtragem ambiental. Existe diferença na riqueza de espécies entre áreas atingidas e não atingidas pelo rejeito, com riquezas menores onde houve distúrbios. Todavia, para obter resultados mais informativos sobre o processo de montagem das comunidades vegetais aquáticas nas regiões é necessário que no futuro estudos que levem em conta os períodos de seca e de cheia na bacia sejam realizados, relativizando o efeito do tamanho dos rios tributários, uma vez que apresentam características hidrológicas diferentes do rio principal. Amostragens maiores e métodos mais voltados à detecção da competição de macrófitas também poderiam contribuir para resultados mais robustos.

Diante da ocorrência de grandes desastres ambientais no setor de mineração na história recente do país, é cada vez mais necessário que avaliações de identificação da gravidade dos impactos sejam realizadas para auxiliar na implementação de ações de mitigação. Entender como se dá a montagem das comunidades biológicas é importante para identificar os processos ecológicos que estão selecionando as espécies no ambiente em questão, o que pode auxiliar na tomada de decisões no momento da formulação das avaliações de impacto. Com relação à macroflora da Bacia do Rio Doce, existem poucas informações do pré-distúrbio, o que dificulta a realização de uma comparação temporal. Obter dados de tributários do Rio Doce foi a solução aplicada por diversos pesquisadores para auferir contexto das condições prévias ao rompimento da barragem. Além disso, devido ao histórico minerário nas regiões do entorno da bacia, principalmente no estado de Minas Gerais, é um desafio diferenciar os efeitos do distúrbio dos efeitos decorrentes da extração de minério ao longo do tempo. A continuidade no desenvolvimento de estudos que possam auxiliar no entendimento da montagem das comunidades vegetais aquáticas é importante para que possamos pensar no restabelecimento das funções ecológicas da bacia.

6. REFERÊNCIAS

- ABOU-HAMDAN, H. et al. Macrophytic communities of Ghouzaiel, a Mediterranean river of Bekaa plain (Lebanon) with anthropic disturbances. **International Journal of Innovative Research in Science & Engineering**, v. 2, n. 6, p. 2347-3207. 2014.
- ABOU-HAMDAN, H. et al. Macrophytic Communities Inhabiting the Huveaune (South-East France), a River Subject to Natural and Anthropic Disturbances. **Hydrobiologia**, v. 551, p. 161–170. 2005.
- ALAHUHTA, J. Geographic patterns of lake macrophyte communities and species richness at regional scale. **Journal of Vegetation Science**, v. 26, n. 3, p. 564-575. 2014.
- ALAHUHTA, J. et al. Global patterns in the metacommunity structuring of lake macrophytes: regional variations and driving factors. **Oecologia**, v. 188, p. 1167–1182. 2018.
- ALAHUHTA, J. et al. Macroecology of macrophytes in the freshwater realm: Patterns, mechanisms and implications. **Aquatic Botany**, v. 168. 2021.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. Humans as niche constructors: Revisiting the concept of chronic anthropogenic disturbances in ecology. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 1-11, jan.-mar., 2018.
- ALONSO, D.; ETIENNE, R. S.; MCKANE, A. J. The merits of neutral theory. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 8, p. 0-457, jun. 2006.
- AMARASEKARE, P. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. **Ecology Letters**, v. 6, p. 1109–1122. 2003.
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce: relatório executivo**. Brasília, 2013. Disponível em: <https://agerh.es.gov.br/Media/agerh/Documenta%C3%A7%C3%A3o%20CBHs/PIRH_Doce_Volume_II2.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2022.
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Encarte especial sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da barragem em Mariana/MG**. Brasília, 2016. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/encarteriodoce_22_03_2016v2.pdf>. Acesso em: 13 dez. 2022.
- BARRAT-SEGRETAIN, M. H.; BORNETTE, G. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. **Hydrobiologia**, v. 421, p. 31–39. 2000.
- BENNETT, S. J. et al. Modeling fluvial response to in-stream woody vegetation: implications for stream corridor restoration. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 33, p. 890–909. 2008.
- BOTTINO, F. et al. Influence of the residue from an iron mining dam in the growth of two macrophyte species. **Chemosphere**, v. 186, p. 488–494, nov. 2017.

BRASIL. Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Em: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis –IBAMA. Minas Gerais, 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_preliminar.pdf>. Acesso em: 27 de dez. 2022.

CARNIATTO, N. et al. Effects of an Invasive Alien Poaceae on Aquatic Macrophytes and Fish Communities in a Neotropical Reservoir. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 747–754, 2013.

CARRIÓN, J. F. et al. Facilitation as a driver of plant assemblages in Caatinga. **Journal of Arid Environments**, v. 30, p. 1-9, 2017.

CARUSO, T. M. et al. Relative role of deterministic and stochastic determinants of soil animal community: a spatially explicit analysis of oribatid mites. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, 214–221. 2012.

CATANO, C. P.; DICKSON, T. L.; MYERS, J. A. Dispersal and neutral sampling mediate contingent effects of disturbance on plant beta-diversity: a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 20, p. 347–356. 2017.

CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v. 12, p. 693–715. 2009.

CHAO, A., CHIU, C.-H., HSIEH, T. C., DAVIS, T., NIPPERESS, D. A., FAITH, D. P. Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 380-388. 2015.

CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K., ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, p. 45–67. 2014.

CHESSON, P. General theory of competitive coexistence in spatially-varying environments. **Theoretical Population Biology**, v. 58, p. 211– 237. 2000.

COIMBRA, K. T. O.; ALCÂNTARA, E.; FILHO, C. R. S. Satellite evidence for pervasive water eutrophication in the Doce River reservoirs following the collapse of the Fundão dam in Brazil. **Environmental Pollution**, v. 272. 2021.

CONDIT, R. et al. Species-Area and Species-Individual Relationships for Tropical Trees: A Comparison of Three 50-ha Plots. **The Journal of Ecology**, v. 84, n. 4, p. 549, ago. 1996.

COOK, C. D. K. **Aquatic plant book**: 1-228. SPB Academic Publishing, Holanda. 1996.

CORDEIRO, J. et al. Rehabilitation of the Doce River Basin after the Fundão dam collapse: What has been done, what can be done and what should be done? **River Research and Applications**, v. 38, n. 2, p. 194– 208. 2022.

CORENBLIT, D.; STEIGER, J. Vegetation as a major conductor of geomorphic changes on the Earth surface: toward evolutionary geomorphology. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, p. 891–896. 2009.

CRUZ, F. V. S. et al. Fertilization assures mineral nutrition but does not overcome the effects of Fe accumulation in plants grown in iron ore tailings. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 18047–18062. 2022.

CUPOLILLO, F.; ABREU, M. L.; VIANELLO, R. L. Climatologia da bacia do rio Doce e sua relação com a topografia local. **Geografias**, v. 4, n. 1, p. 45-60, 2008.

DALE, V. H.; BAYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, 2001.

DAVEY, A. J. H.; KELLY, D. J. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: a landscape perspective. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 9, p. 1719–1733, 2007.

DAWSON, F. H. The seasonal effects of aquatic plant growth on the flow of water in a stream. Em *Proceedings International Symposium on Aquatic Weeds*. 5; Amsterdam, European Weed Research Society, 71–78. 1978.

DAWSON, F. H. Water flow and the vegetation of running waters. Em J. J. Symoens (ed.), *Handbook of Vegetation Science*, v. 15/1. **Vegetation of Inland Waters**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 283–309. 1988.

DE AMORIM, S. R. et al. Effects of a non native species of Poaceae on aquatic macrophyte community composition: A comparison with a native species. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 53, p. 191–196, jul. 2015.

DE AMORIM, E. T. et al. Distribution of bryophytes in south-eastern Brazil: an approach on floristic similarity and environmental filtering. **Cryptogamie, Bryologie**, v. 38, n. 1, p. 3-17, 2017.

ELTON, C. S. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. Methuen, Londres. 1958.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa Produção da Informação, Brasília, DF, p. 412. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 1999.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência/ FINEP, Rio de Janeiro. 1998.

ESTEVEES, F. A. (Org.) **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826 pp. 2011.

ETIENNE, R. S.; ALONSO, D. A dispersal-limited sampling theory for species and alleles. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1147–1156. ETIENNE, R. S.; ALONSO, D. 2006. Erratum. 9, 500. 2005.

EVANGELISTA, H. B. et al. Shade provided by riparian plants and biotic resistance by macrophytes reduce the establishment of an invasive Poaceae. **Journal of Applied Ecology**, n. 54, v. 2, p. 648-656, 2016.

FAITH, D. P., Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, p. 1-10. 1992.

FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, n. 14, v. 2, p. 35-45, 2016.

FERRENBURG, S. et al. Changes in assembly processes in soil bacterial communities following a wildfire disturbance. **The ISME Journal**, v. 7, n. 6, p. 1102–1111, jun. 2013.

FISHER, S. G.; GRIMM, N. B. Streams and Disturbance: Are Cross-Ecosystem Comparisons Useful? Em: COLE, J.; LOVETT, G.; FINDLAY, S. (Eds.). **Comparative Analyses of Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Theories**. New York, NY: Springer, p. 196–221. 1991.

FLEMING, J. P.; DIBBLE, E. D. Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 746, 23–37. 2015.

FLORA DO BRASIL 2020 - Programa Reflora. Instituto de Pesquisa do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>>. Acesso em: 15 de Novembro de 2022.

FREITAS, C. M., SILVA, M. A., MENEZES, F. C. O desastre na barragem de mineração da Samarco: fratura exposta dos limites do Brasil na redução de riscos de desastres. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 68, n. 3, p. 25-30, 2016

FRIEDMAN, J. M.; LEE, V. J. Extreme floods, channel change, and riparian forest along ephemeral streams. **Ecological Monographs**, v. 72, 409–425. 2002.

GALAL, T. M. et al. Phytostabilization of heavy metals by the emergent macrophyte *Vossia cuspidata* (Roxb.) Griff.: A phytoremediation approach. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n. 11, p. 992-999, nov. 2017.

GALVÁN-CISNEROS, C. M. et al. The environmental filtering and the conservation of tropical dry forests in mountains in a global change scenario. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 10, p. 2689–2705, ago. 2021.

GARÓFANO-GÓMEZ, V. et al. Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based on historical data sources. **Ecohydrology**, v. 6, n. 4, p. 536-553. 2012.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 220– 227. 2000.

GBIF - Global Biodiversity Information Facility. Free and open access to biodiversity data. Disponível em: <<https://www.gbif.org/>> . Acesso em: 15 de Novembro de 2022.

GOPAL, B.; GOEL, U. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. **The Botanical Review**, v. 59, p. 155–210, 1993.

GOVERNO DE MINAS GERAIS. **Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG**. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana, Minas Gerais, 287 pp. 2016.

GURNELL, A. Plants as river system engineers. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 39, n. 1, p. 4–25. 2014.

HARVEY, P. H.; PAGEL, M. R. **The comparative method in evolutionary biology**. Oxford University Press. 1991.

HILT, S. et al. Clear, crashing, turbid and back – long-term changes in macrophyte assemblages in a shallow lake. **Freshwater Biology**, v. 58, p. 2027–2036, maio 2013.

HOLT, R. D.; GAINES, M. S. Analysis of adaptation in heterogeneous landscapes: implications for the evolution of fundamental niches. **Evolutionary Ecology**, v. 6, n. 5, p. 433–447. 1992.

HUANG, S. et al. Damage of heavy metals to *Vallisneria natans* (*V. natans*) and characterization of microbial community in biofilm. **Aquatic Toxicology**, v. 225, p. 105515, ago. 2020.

HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton, NJ: Princeton University Press. 2001.

HSIEH, T. C., MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1451-1456. 2016.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Diretoria de Proteção Ambiental – DIPRO, p. 38. 2015.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Nota Técnica nº 1/2016-PRESID/IBAMA: Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta Relativo ao Rompimento da Barragem do Fundão em Mariana/MG**. Componente: Programas Socioambientais. Brasília, fev. 2016.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Diagnóstico Consolidado da Bacia**. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - CBH. Governador Valadares, p. 127. dez. 2005.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. **Laudo Técnico Preliminar – Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. Diretoria de Proteção Ambiental - DIPRO & Coordenação Geral de Emergências Ambientais – CGEMA. Brasília, 38 pp. nov. 2015.

JIN, Y.; HONG, Q. V. PhylMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. **Ecography**, v. 42, p. 1353–1359. 2019.

JONES, C.G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, v. 69, p. 373–386. 1994.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, p. 2427–2439, 2007.

KHEDR, A. H.; EL-DEMERDASH, M. A. Distribution of aquatic plants in relation to environmental factors in the Nile Delta. **Aquatic Botany**, v. 56, p. 75–86. 1997.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 157–164. 1992.

KEMBEL, S. W. An introduction to the picante package. <<http://picante.r-forge.r-project.org/picante-intro.pdf>>. Acesso em 03 de Novembro de 2022.

KNOPFF, K., et al. Methods for Post-Disaster Impact Assessment: A Case Study of the Impacts of the Fundão Dam Failure on Terrestrial Species Threatened with Extinction. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, 676–680, 2020.

KRAFT, N. J. B. et al. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 592–599. 2014.

LACTEC. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce**. Relatório Pós-Desastre 2: Meios Físico e Biótico. Curitiba, maio, 2018.

LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 4, p. 573–592, dez. 2000.

LAKE, P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1161–1172. 2003.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601–613. 2004.

LEIBOLD, M. A.; ECONOMO, E. P.; PERES-NETO, P. Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. **Ecology Letters**, v. 13, n. 10, p. 1290–1299. 2010.

LIU, D. et al. Hydrodynamics of flow through double layer rigid vegetation. **Geomorphology**, v. 116, p. 286–296. 2010.

LYRA, B. U.; RIGO, D. Deforestation impact on discharge regime in the Doce River Basin. **Revista Ambiente e Água**, v. 14 n. 4. 2019.

MAAß, S. et al. Disturbance, neutral theory, and patterns of beta diversity in soil communities. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 24, 4766–4774. 2014.

MADSEN, J. D., SUTHERLAND, J. W., BLOOMFIELD, J. A., EICHLER, L. W., BOYLEN, C. W.. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 29, p. 94–99. 1991.

MATTHEWS, W. J.; MARSH-MATTHEWS, E. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1232– 1253. 2003.

MCCREARY, N. J. Competition as a mechanism of submersed macrophyte community structure. **Aquatic Botany**, v. 41, p. 177–193. 1991.

MICHELAN, T. S., THOMAZ, S. M., CARVALHO, P., RODRIGUES, R. B., SILVEIRA, M. J. Regeneration and colonization of an invasive macrophyte grass in response to desiccation. **Nature Conservation**, v. 20, p. 133–139. 2010a.

MICHELAN, T. S., THOMAZ, S. M., MORMUL, R. P., CARVALHO, P. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1315–1326. 2010b.

MOEN, R. A.; COHEN, Y. Growth and competition between *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum exalbescens* fern. in experimental ecosystems. **Aquatic Botany**, v. 33, p. 257–270. 1989.

NEKOLA, J. C.; WHITE, P. S. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography**, v. 26, p. 867–878. 1999

NEVES, A. C. O.; NUNES, F. P.; CARVALHO, F. A.; FERNANDES, G. W. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 14, n. 1, p. 1-4, 2016.

NUNES, G. T. et al. Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 807, p. 151486, fev. 2022.

OLIVEIRA, B. T. A. et al. **Transformações na morfologia fluvial decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão: estudos preliminares**. In XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada e I Congresso Nacional de Geografia Física, 2017. Campinas (SP): Anais. Disponível em: <https://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/2543>.

OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p. 101 - 115, 2017.

OLLERO, A. Channel adjustments, floodplain changes and riparian ecosystems of the middle Ebro River: assessment and management. **International Journal of Water Resources Development**, v. 23, p. 73–90. 2007.

OMACHI, C. Y. et al. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34. 2018.

PEÑALOZA-BOJACÁ, G. F. et al. Bryophytes on Brazilian ironstone outcrops: Diversity, environmental filtering, and conservation implications. **Flora**, v. 238, p. 162–174, 2018.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; SÁNCHEZ-CORDERO, V. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. **Science**, v. 285, n. 5431, p. 1265–1267. 1999.

PETRAITIS, P. S.; LATHAM, R. E.; NIESENBAUM, R. A. The Maintenance of Species Diversity by Disturbance. **The Quarterly Review of Biology**, v. 64, n. 4, p. 393–418, dez. 1989.

PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. Academic Press, New York. 1985.

PICCO, L. et al. Characteristics of fluvial islands along three gravel bed-rivers of North-Eastern Italy. **Cuadernos de Investigación Geográfica**, v. 40, p. 54- 64. 2014.

PIRES, A. P. F. et al. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.

PITELLI, R. A. Macrófitas aquáticas no Brasil, na condição de problemáticas. Resumos do Workshop Controle de Plantas Aquáticas, v. 1, p. 32-35, 1998.

Plantas Aquáticas do Brasil. Núcleo de Especialistas em Plantas Aquáticas - Sociedade Botânica do Brasil. Disponível em: <<https://sites.icb.ufmg.br/plantasaquaticasbrasil/>>. Acesso em: 15 de Novembro de 2022.

PRADHAN, C. et al. A process-based recovery indicator for anthropogenically disturbed river system. **Scientific Reports**, v. 12, 2022.

PRINZING, A. et al. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 268, p. 2383–2389. 2001.

R Development Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em 03 de Novembro de 2022.

RESH, V. H. et al. The role of disturbance in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, p. 433–455. 1988.

RISSER, P. G. Landscape ecology: state of the art. In: **Landscape Heterogeneity and Disturbance**, M.G. Turner, ed. Ecological Studies, v. 64, Springer-Verlag, New York, p. 3–14. 1987.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Nova York: Chapman & Hall. v. 488. 1993.

ROSENZWEIG, M. L. **Species Diversity in Space and Time**. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1995.

SANTAMARIA, L. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. **Acta Oecologica**, v. 23, p. 137–154. 2002.

SANTOS, O. S. H. et al. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 439-449. 2019.

SCHNEIDER, B. et al. The importance of local environmental, hydrogeomorphological and spatial variables for beta diversity of macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. **Journal of Vegetation Science**. 2018.

SHAFROTH, P. B. et al. Potential responses of riparian vegetation to dam removal. **BioScience**, v. 52, p. 703–712. 2002.

SILVA, S. S. L. **Caracterização ecológica e estrutural de macrófitas em reservatórios no estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2011.

SILVA, E. C. V.; FONTES, K. A. A. Macrófitas aquáticas no nordeste maranhense: levantamento florístico e chave de identificação. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 13, p. 355-365, set.-dez. 2018.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1-2, mar. 1998.

SITZIA, T. et al. Relationships between woody vegetation and geomorphological patterns in three gravel-bed rivers with different intensities of anthropogenic disturbance. **Advances in Water Resources**, v. 93, p. 193–204, jul. 2016.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1115–1123, 2007.

SOUSA, W. P. The role of disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, p. 353–391. 1984.

SRIVASTAVA, D. S. & LAWTON, J. H. Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities. **The American Naturalist**, v. 152, p. 510–529. 1998..

STORCH, D. Biodiversity and its energetic and thermal controls. Em **Metabolic Ecology: A Scaling Approach**. (eds Sibly, R.M., Brown, J.H. & Kodric-Brown, A.). Wiley-Blackwell, Chichester, UK, pp. 120–131. 2012.

STORCH, D.; BOHDALKOVÁ, E.; OKIE, J. The more-individuals hypothesis revisited: the role of community abundance in species richness regulation and the productivity–diversity relationship. **Ecology Letters**, v. 21, n. 6, p. 920–937, 2018.

ST. PIERRE, J. I.; KOVALENKO, K. E. Effect of habitat complexity attributes on species richness. **Ecosphere**, v. 5, n. 2, p. art22, 2014.

STROMBERG, J. C. Restoration of riparian vegetation in the southwestern United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. **Journal of Arid Environments**, v. 49, p. 17–34. 2001.

STROMBERG, J. C. et al. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in and south-western United States. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 651–679. 2007.

STROMBERG, J. C.; LITE, S. J.; DIXON, M. D. Effects of stream flow patterns on riparian vegetation of a semiarid river: Implications for a changing climate. **River Research and Applications**, v. 26, p. 712–729. 2010.

TARRAS-WAHLBERG, N. H. et al. Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: The Puyango River basin, southern Ecuador. **Science of The Total Environment**. 278, p. 239–261. 2001.

TILMAN, D. **Resource Competition and Community Structure**. Princeton University Press, Princeton. 1982.

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. **PNAS**, v. 101, n. 30, p. 10854 –10861. 2004.

THOMAZ, S. M.; T. S. MICHELAN. Associations between a highly invasive species and native macrophytes differ across spatial scales. **Biological Invasions**, v. 13, p. 1881–1891. 2011.

THOMPSON, C. J. et al. A channel evolution model for subtropical macrochannel systems. **CATENA**, v. 139, p. 199–213. 2016

TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater Biology**. v. 31, p. 265–275. 1994.

WALKER, L. R. **The biology of disturbance ecology**. Oxford Univ. Press, New York. 2012.

WANDERLEY, L. J. et al. Desastre da Samarco/Vale/BHP no Vale do Rio Doce: aspectos econômicos, políticos e socioambientais. **Ciência e Cultura.**, v. 68, p. 30-35, jul.-set. 2016.

WEBB, C. O., ACKERLY, D. D., MCPEEK, M. A., DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 33, p. 475-505. 2002.

WESTLAKE, D. F. The light climate for plants in rivers. Symposium of British Ecological Society, 6, p. 99–119. 1996.

WIENS, J. J. et al. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. **Ecology Letters**, v. 13, n. 10, p. 1310-1324. 2010.

WILSON, D. S. Complex Interactions in Metacommunities, with Implications for Biodiversity and Higher Levels of Selection. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1984-2000. 1992.

WRIGHT, I. A.; RYAN, M. M. Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: Importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. **Hydrobiologia**, n. 772, v. 1, p. 103–115. 2016.

ZHANG, Q. et al. Does mechanical disturbance affect the performance and species composition of submerged macrophyte communities? **Scientific Reports**, v. 4, n. 1, p. 4888, maio 2014.

ZONG, L.; NEPF, H. Flow and deposition in and around a finite patch of vegetation. **Geomorphology**, v. 116, p. 363–372. 2010.

7. APÊNDICE A

Tabela 1 - Mapa indicando os pontos de coleta de macrófitas ao longo da bacia. A tabela contém os nomes dos rios em que cada ponto está localizado, bem como as coordenadas geográficas.

Ponto	Região	Rio	Coordenadas
			20°17'33.7"S
1	ARD	Gualaxo do Norte	43°11'38.3"W
			20°13'46.5"S
2	ARD	Doce	42°52'42.0"W
			20°00'36.6"S
3	ARD	Doce	42°44'41.5"W
			20°20'14.2"S
4	ARD	Piranga	42°53'54.6"W
			20°14'40.9"S
5	ARD	Casca	42°39'40.7"W
			20°21'02.9"S
6	ARD	Piranga	42°55'17.8"W
			19°14'40.4"S
7	MRD	Doce	42°19'11.3"W
			18°50'40.6"S
8	MRD	Itambacuri	41°47'09.4"W
			18°56'06.8"S
9	MRD	Doce	42°01'48.9"W
			19°25'14.6"S
10	MRD	Doce	41°05'40.9"W
			19°29'25.5"S
11	MRD	Manhuaçu	41°14'49.9"W
			19°13'09.1"S
12	MRD	Santo Antônio	42°22'12.5"W
			19°30'52.8"S
13	BRD	Doce	40°43'52.3"W
			19°24'21.0"S
14	BRD	Doce	40°04'26.6"W
			19°27'06.0"S
15	BRD	Doce	40°10'53.4"W
			19°28'13.2"S
16	BRD	Pancas	40°36'41.7"W
		Santa Maria do	19°35'35.7"S
17	BRD	Doce	40°37'30.4"W
			19°34'17.2"S
18	BRD	Santa Joana	40°46'06.2"W

8. APÊNDICE B

Tabela 2 - Lista de espécies coletadas em cada um dos 18 pontos com suas respectivas formas biológicas.

Região do alto Rio Doce	
Área atingida	
Ponto 1	
Grupo taxonômico	Forma biológica
ASTERACEAE	
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	anfibia
<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M.King & H.Rob.	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Eleocharis</i> sp.	emergente
EQUISETACEAE*	
<i>Equisetum</i> sp.	anfibia
FABACEAE	
<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw	emergente
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
ONAGRACEAE	
<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	anfibia
POACEAE	
<i>Hymenachne pernambucensis</i> (Spreng.) Zuloaga	anfibia
POLYGONACEAE	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	emergente
RUBIACEAE	
<i>Spermacoce multiflora</i> (DC.) Delprete	anfibia
Ponto 2	
Grupo taxonômico	Forma biológica
ARACEAE	
<i>Pistia stratiotes</i> L.	flutuante livre
ASTERACEAE	
<i>Ageratum conyzoides</i> (L.) L.	anfibia
CONVOLVULACEAE	
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	anfibia
PONTEDERIACEAE	
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	flutuante fixa
SALVINIACEAE*	
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	flutuante livre
VERBENACEAE	
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex Britton & P.Wilson	anfibia
Ponto 3	

Grupo taxonômico	Forma biológica
COMMELINACEAE	
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	emergente
CONVOLVULACEAE	
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	anfibia
CUCURBITACEAE	
<i>Melothria fluminensis</i> Gardner	anfibia
Área não atingida	
Ponto 4	
Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	emergente
ARALIACEAE	
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	anfibia
ASTERACEAE	
<i>Bidens</i> sp.	emergente
CYPERACEAE	
<i>Cyperus laxus</i> Lam.	anfibia
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	anfibia
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
SOLANACEAE	
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld	anfibia
<i>Solanum</i> sp.	anfibia
VERBENACEAE	
<i>Verbena officinalis</i> L.	anfibia
Ponto 5	
Grupo taxonômico	Forma biológica
EUPHORBIACEAE	
<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	anfibia
FABACEAE	
<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw	emergente
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
POLYGONACEAE	
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	emergente
Ponto 6	
Grupo taxonômico	Forma biológica
ACANTHACEAE	
<i>Hygrophila costata</i> Nees	anfibia
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	emergente
<i>Dysphania</i> sp.	anfibia

ASTERACEAE	
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus rotundus</i> L.	anfibia
FABACEAE	
<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw	emergente
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
ONAGRACEAE	
<i>Oenothera affinis</i> Cambess.	anfibia
POLYGONACEAE	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	emergente
Região do médio Rio Doce	
Área atingida	
Ponto 7	
Grupo taxonômico	Forma biológica
COMMELINACEAE	
<i>Commelina</i> sp.	emergente
FABACEAE	
<i>Mimosa pigra</i> L.	anfibia
<i>Mimosa pudica</i> L.	anfibia
PLANTAGINACEAE	
<i>Mecardonia procumbens</i> (Mill.) Small	anfibia
POACEAE	
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	emergente
Ponto 9	
Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Pfaffia glomerata</i> (Spreng.) Pedersen	anfibia
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
VITACEAE	
<i>Cissus tinctoria</i> Mart.	anfibia
Ponto 10	
Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	emergente
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	emergente
ARACEAE	
<i>Pistia stratiotes</i> L.	flutuante livre
ASTERACEAE	
<i>Acmella brachyglossa</i> Cass.	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus iria</i> L.	anfibia

FABACEAE	
<i>Chamaecrista foederalis</i> (H.S.Irwin & Barneby) H.S.Irwin & Barneby	anfibia
<i>Mimosa pigra</i> L.	anfibia
HALORAGACEAE	
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	emergente
LAMIACEAE	
<i>Hyptis lanceolata</i> Poir.	anfibia
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
MALVACEAE	
<i>Sida japiana</i> Krapov.	anfibia
POACEAE	
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	anfibia
<i>Paspalum</i> sp.	emergente
PONTEDERIACEAE	
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	flutuante fixa
SALVINIACEAE*	
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	flutuante livre
<i>Salvinia molesta</i> D.Mitch.	flutuante livre

Área não atingida

Ponto 8

Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera</i> cf. <i>flavescens</i> Kunth	emergente
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	emergente
COMMELINACEAE	
<i>Commelina benghalensis</i> L.	emergente
FABACEAE	
<i>Mimosa pigra</i> L.	anfibia

Ponto 11

Grupo taxonômico	Forma biológica
sp. n. i. 1	anfibia
ACANTHACEAE	
<i>Hygrophila costata</i> Nees	anfibia
AMARANTHACEAE	
<i>Pfaffia glomerata</i> (Spreng.) Pedersen	anfibia
CONVOLVULACEAE	
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus iria</i> L.	anfibia
FABACEAE	
<i>Mimosa pigra</i> L.	anfibia
POACEAE	
<i>Paspalum</i> sp.	emergente

<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	anfibia
Ponto 12	
Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	emergente
ASTERACEAE	
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	anfibia
COMMELINACEAE	
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	emergente
FABACEAE	
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	anfibia
LINDERNIACEAE	
<i>Torenia thouarsii</i> (Cham. & Schldl.) Kuntze	anfibia
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
<i>Cuphea melvilla</i> Lindl	anfibia
MALVACEAE	
<i>Sida rhombifolia</i> L.	anfibia
<i>Waltheria indica</i> L	anfibia
<i>Waltheria</i> sp.	anfibia
ONAGRACEAE	
<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	anfibia
<i>Ludwigia erecta</i> (L.) H.Hara	anfibia
<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H.Hara	anfibia
POACEAE	
<i>Panicum cervicatum</i> Chase	anfibia
Região do baixo Rio Doce	
Área atingida	
Ponto 13	
Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	emergente
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	emergente
FABACEAE	
<i>Mimosa eliptica</i> Benth.	anfibia
VERBENACEAE	
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex Britton & P.Wilson	anfibia
Ponto 14	
Grupo taxonômico	Forma biológica
sp. n. i. 2	
sp. n. i. 3	anfibia
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera flavescens</i> Kunth	emergente
COMMELINACEAE	

<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	emergente
CONVOLVULACEAE	
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus entrerianus</i> Boeckeler	anfibia
<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	anfibia
FABACEAE	
<i>Mimosa eliptica</i> Benth.	anfibia
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea melvilla</i> Lindl	anfibia
POACEAE	
<i>Panicum aquaticum</i> Poir.	anfibia
Poaceae n. i. 2	anfibia
Poaceae n. i. 3	anfibia
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	anfibia
<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	anfibia
POLYGONACEAE	
<i>Polygonum persicaria</i> L.	emergente
PONTEDERIACEAE	
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	flutuante fixa
TALINACEAE	
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	anfibia
VERBENACEAE	
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex Britton & P.Wilson	anfibia
Ponto 15	
Grupo taxonômico	Forma biológica
sp. n. i. 4	anfibia
sp. n. i. 5	anfibia
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera flavescens</i> Kunth	emergente
CYPERACEAE	
<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	anfibia
POACEAE	
<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	emergente
<i>Panicum cervicatum</i> Chase	anfibia
<i>Panicum repens</i> L.	anfibia
SALVINIACEAE*	
<i>Salvinia minima</i> Baker	flutuante livre
Área não atingida	
Ponto 16	
Grupo taxonômico	Forma biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera flavescens</i> Kunth	emergente
FABACEAE	

<i>Mimosa pigra</i> L.	anfibia
POACEAE	
<i>Panicum repens</i> L.	anfibia
PONTEDERIACEAE	
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	flutuante fixa
SALVINIACEAE*	
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	flutuante livre
<i>Salvinia biloba</i> Raddi	flutuante livre

Ponto 17

Grupo taxonômico	Forma biológica
ACANTHACEAE	
<i>Ruellia cf. solitaria</i> Vell.	anfibia
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	emergente
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	emergente
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	emergente
ASTERACEAE	
<i>Ageratum conyzoides</i> (L.) L.	anfibia
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	anfibia
<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M.King & H.Rob.	anfibia
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	anfibia
CLEOMACEAE	
<i>Cleome</i> sp.	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus iria</i> L.	anfibia
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb. ex Retz.	anfibia
<i>Cyperus rigens</i> J. Presl & C. Presl	anfibia
EUPHORBIACEAE	
<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll.Arg	anfibia
LYTHRACEAE	
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	emergente
ONAGRACEAE	
<i>Ludwigia affinis</i> (DC.) H.Hara	anfibia
POLYGONACEAE	
<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	emergente
RUBIACEAE	
<i>Mitracarpus frigidus</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) K.Schum	anfibia
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	anfibia
TURNERACEAE	
<i>Turnera subulata</i> Sm.	anfibia
URTICACEAE	
<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.	anfibia
VERBENACEAE	
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	anfibia

Ponto 18

Grupo taxonômico	Forma
-------------------------	--------------

	biológica
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	emergente
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	emergente
BORAGINACEAE	
<i>Heliotropium indicum</i> L.	anfibia
CLEOMACEAE	
<i>Cleome aculeata</i> L.	anfibia
CYPERACEAE	
<i>Cyperus rotundus</i> L.	anfibia
HYDROCHARITACEAE	
<i>Egeria densa</i> Planch.	submersa fixa
MOLLUGINACEAE	
<i>Mollugo verticillata</i> L.	emergente
ONAGRACEAE	
<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	anfibia
RUBIACEAE	
<i>Mitracarpus frigidus</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) K.Schum.	anfibia
SALVINIACEAE*	
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	flutuante livre

*Famílias que não se encaixam no grupo das Angiospermas.

sp. n. i. = espécie não identificada.

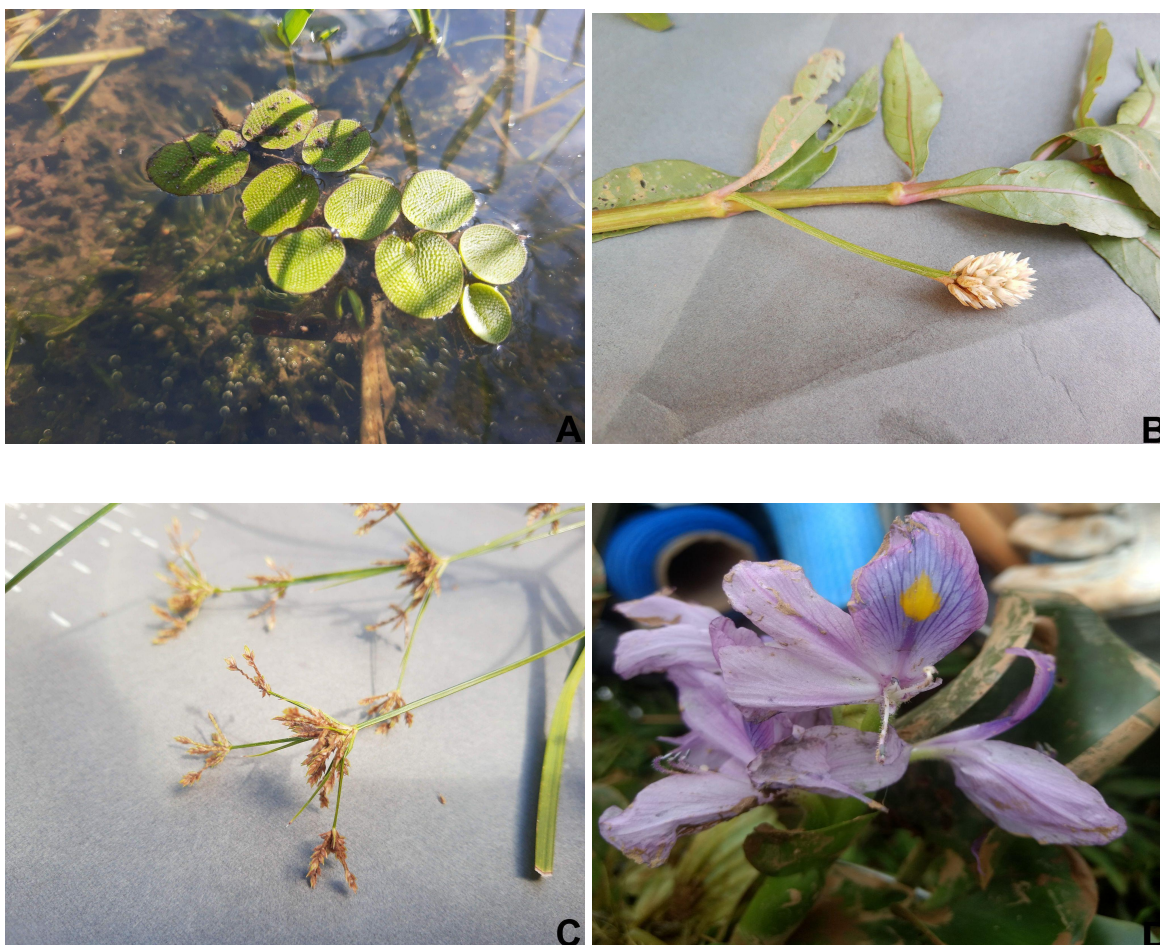


Figura 8: Alguns exemplares de macrófitas coletadas na Bacia do Rio Doce. **A.** *Salvinia auriculata* (Rio Santa Joana). **B.** *Alternanthera philoxeroides* (Rio Santa Joana). **C.** *Cyperus iria* (Rio Santa Maria do Doce). **D.** *Eichhornia crassipes* (Rio Doce). **Fotos:** **A.** Joana Pereira. **B.** Cecília Loren. **C.** Caio Campos. **D.** Cecília Loren.

9. APÊNDICE C

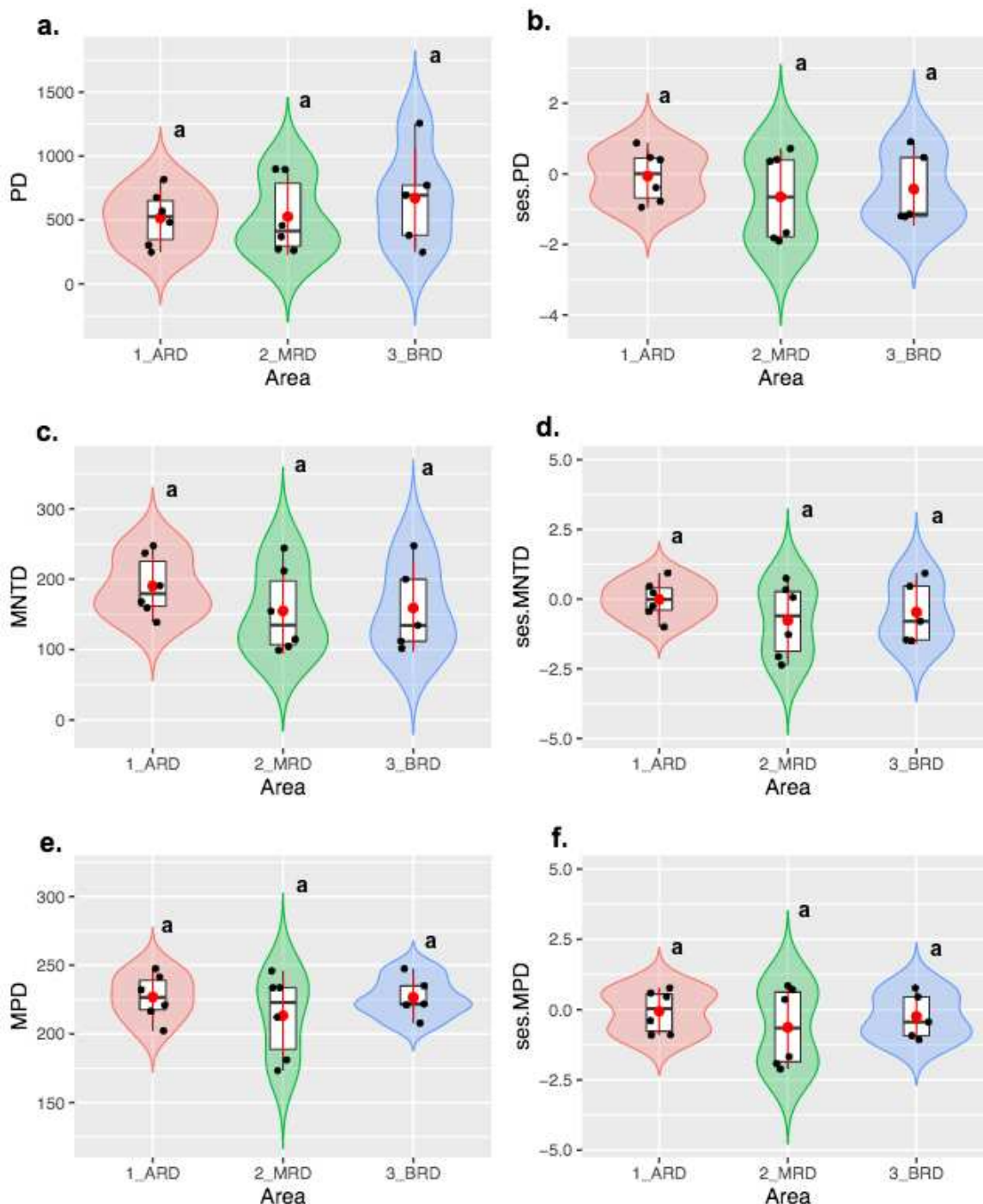


Figura 9: Gráficos correspondentes às métricas filogenéticas observadas na metacomunidade considerando apenas as espécies de eudicotildôneas. Diversidade filogenética (PD), distância média do táxon mais próximo (MNTD), distância filogenética média (MPD) e suas ses-transformações equivalentes (ses.PD, ses.MNTD e ses.MPD) correspondentes aos 18 pontos de coleta, comparando Alto (ARD) X Médio (MRD) X Baixo (BRD). Não houve diferenças estatísticas ($p > 0,05$).

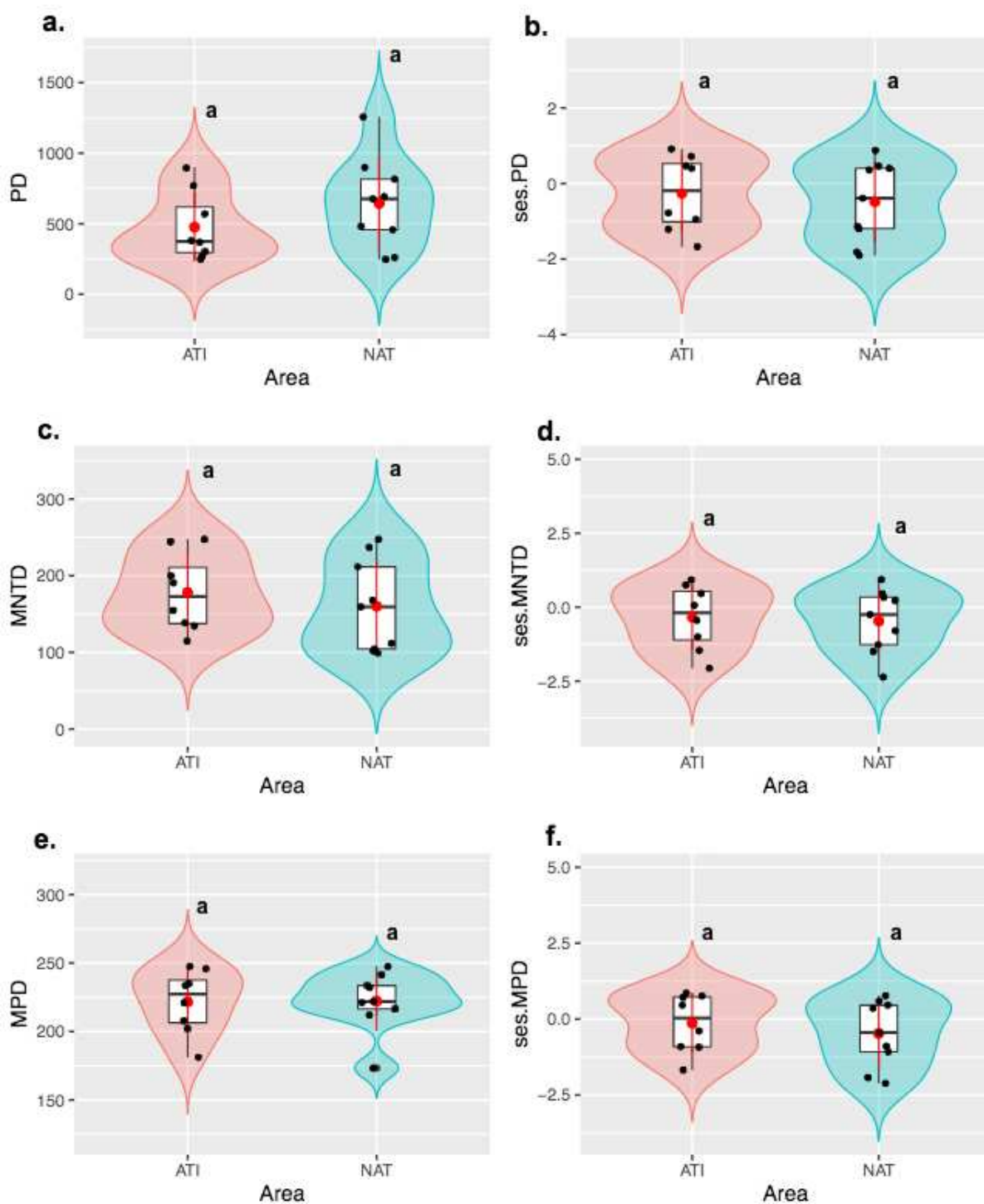


Figura 10: Gráficos correspondentes às métricas filogenéticas observadas na metacomunidade considerando apenas as espécies de eudicotildôneas. Diversidade filogenética (PD), distância média do táxon mais próximo (MNTD), distância filogenética média (MPD) e suas ses-transformações equivalentes (ses.PD, ses.MNTD e ses.MPD) correspondentes aos 18 pontos de coleta, comparando áreas atingidas (ATI) e não atingidas (NAT) pela lama de rejeitos. Não houve diferenças estatísticas ($p > 0,05$).