



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Departamento de Genética, Ecologia e Evolução

Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre



Marina de Araújo Cruz

FANTASMAS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM: impactos na diversidade alfa e beta da ictiofauna na bacia do rio doce

Belo Horizonte

2024

Marina de Araújo Cruz

FANTASMAS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM: impactos na diversidade alfa e beta da ictiofauna na bacia do rio doce

Dissertação 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 de título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Pereira Leitão

Coorientadora: Profa. Dra. Naraiana Loureiro Benone

Belo Horizonte

2024

043

Cruz, Marina de Araújo.

Fantasmas do rompimento da barragem: impactos na diversidade alfa e beta da ictiofauna na Bacia do Rio Doce [manuscrito] / Marina de Araújo Cruz. – 2024.

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

Orientador: Prof. Dr. Rafael Pereira Leitão. Coorientadora: Profa. Dra. Naraiana Loureiro Benone.

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

1. Ecologia. 2. Mineração. 3. Degradação ambiental. 4. Ecologia aquática. 5. Peixes. I. Leitão, Rafael Pereira. II. Benone, Naraiana Loureiro. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Ata da Defesa de Dissertação

Nº 462

Entrada: 2022/2

Marina de Araújo Cruz

No dia 23 de agosto de 2024, às 09:00 horas, sala 236, bloco I3, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Marina de Araújo Cruz, orientando(a) do Professor Rafael Pereira Leitão, intitulada: **“Fantasmas do rompimento da barragem: impactos na diversidade alfa e beta da ictiofauna na bacia do rio Doce”**. Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) Rafael Pereira Leitão, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Cleonice Maria Cardoso Lobato (UFRJ), Lorena Torres Oporto (UFMG) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação): *primeira reprovação segunda reprovação

*Conforme o disposto no Artigo 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 23 de agosto de 2024.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Cleonice Maria Cardoso Lobato**, Usuário **Externo**, em 27/08/2024, às 14:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lorena Torres Oporto, Usuário Externo**, em 28/08/2024, às 15:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Pereira Leitao, Professor do Magistério Superior**, em 29/08/2024, às 13:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



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 **3493411** e o código CRC **C7C93E7A**.



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
FOLHA DE APROVAÇÃO**

"Fantasmas do rompimento da barragem: impactos na diversidade alfa e beta da ictiofauna na bacia do rio Doce"

MARINA DE ARAÚJO CRUZ

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **23 de agosto de 2024**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Doutor(a) Cleonice Maria Cardoso Lobato
(UFRJ)

Doutor(a) Lorena Torres Oporto
(UFMG)

Doutor(a) Rafael Pereira Leitão
(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 23 de agosto de 2024.

Assinaturas dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Cleonice Maria Cardoso Lobato, Usuário Externo**, em 27/08/2024, às 14:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lorena Torres Oporto, Usuário Externo**, em 28/08/2024, às 15:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Pereira Leitao, Professor do Magistério Superior**, em 29/08/2024, às 13:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



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 **3493443** e o código CRC **7057B8B9**.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer às seguintes pessoas e instituições:

Ao Dr. Rafael P. Leitão, pela orientação e amizade ao longo desses dois anos de mestrado;

À Dra. Naraiana L. Benone, pela orientação, ajuda essencial nas análises estatísticas e pela amizade desde a minha graduação;

Ao Dr. Gilberto N. Salvador e ao Tiago C. Pessali, pela coleta, identificação e fotos dos peixes, além da amizade;

Aos amigos do Laboratório de Ecologia de Peixes, pelos dias de trabalho, discussões e contribuições; em especial, agradeço imensamente à Lorena N. L. Miranda, que me salvou na disciplina de R, à Gabriela M. Ronzani e ao Dennys H. C. Drager pela identificação, pela ajuda com as métricas e pelo carinho e amizade;

À minha família, pelo carinho, apoio e por sempre acreditarem em mim;

Ao Renan S. Ferreira pelo amor, apoio e paciência ao longo desta jornada;

Aos amigos Leonardo Santos e William Silva, que sempre me incentivaram e me ajudaram a seguir em frente;

Às amigas Maria Luíza Rocha e Luma Viveiros, que, mais do que amigas, se tornaram minha família ao longo dessa jornada;

Às amigas construídas ao longo do mestrado, especialmente aquelas formadas inicialmente, quando guardávamos nossas mochilas no armário da biblioteca, como no nosso primeiro trabalho em grupo, carinhosamente apelidado de “Trabalho de Caça” e que não tivemos a decência de mudar depois; um agradecimento especial à Erika Chaves, pelas vezes em que fomos "bandeijar" e pelas conversas animadas através da janela do corredor;

Às amigas construídas ao longo do mestrado, especialmente aquelas que surgiram nos primeiros dias, quando guardávamos nossas mochilas no armário da biblioteca, como no nosso primeiro trabalho em grupo e atual grupo de WhatsApp, carinhosamente apelidado de "Trabalho de Caça" – nome que nunca tivemos a decência de mudar; um agradecimento especial à Erika Chaves, pelas vezes em que fomos "bandeijar" e pelas conversas animadas através da janela do corredor;

Às amigas feitas no Curso de Campo, saibam que sempre recordo com carinho os momentos inesquecíveis que compartilhamos, como o "tapa do macaco", o "inferno das libélulas" e, claro, o "cheiro de onça". Um agradecimento especial ao Heitor Castro e à Caroline Costa, que, além de me fazerem rir durante o curso, se tornaram grandes amigos ao longo dessa jornada, me ajudando a manter o equilíbrio e o bom humor.

À Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (ECMVS), pela estrutura e oportunidades oferecidas;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudo que que viabilizou esta trajetória;

Ao Projeto IctioDoce (FAPEMIG-APQ-00401-19) e ao Projeto de Biodiversidade e Funcionamento de Riachos da Cadeia do Espinhaço (FAPEMIG-APQ-01611-17);

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a concretização deste mestrado, seja com uma palavra de incentivo, um conselho, ou apenas com a presença amigável. A todos, minha mais sincera e profunda gratidão.

RESUMO

Ambientes aquáticos continentais abrigam grande diversidade de espécies, e a heterogeneidade ambiental é um dos fatores que a influenciam, promovendo variados habitats e recursos. Entretanto, atividades antrópicas têm homogeneizado esses ambientes, reduzindo a biodiversidade. Um exemplo disso ocorreu no rompimento da barragem da Fundão (2015), que despejou rejeitos de mineração no Rio Doce, causando homogeneização ambiental e perda de biodiversidade. Este estudo investigou a ictiofauna da Bacia do Rio Doce, considerando os possíveis impactos remanescentes do rompimento na diversidade de peixes. As perguntas foram: (1) A diversidade alfa é afetada pelos locais de impacto direto (locais onde a lama passou pelo rio), indireto (afluentes conectados aos locais de passagem da lama) e isolados (acima dos demais e separado por hidrelétrica)? (2) Como a diversidade beta e a composição das comunidades de peixes são afetadas pelos diferentes tipos de impacto? Minhas hipóteses são: I) a diversidade alfa deve ser menor nos locais de impacto direto do rompimento, intermediária em locais de impacto indireto, e maior em locais isolados do rompimento; II) a composição de espécies de peixes será mais semelhante (menor diversidade beta) entre locais de impacto direto quando comparada aos locais de impacto indireto ou aos locais isolados. A análise estatística para diversidade alfa incluiu modelos lineares para riqueza de espécies, diversidade de Shannon e Simpson, além de análises multivariadas para diversidade beta (db-RDA, PERMANOVA e PERMDISP). Foram coletados 8.835 indivíduos de 77 espécies, 21 famílias e 7 ordens. Os resultados mostraram que a diversidade alfa da ictiofauna não foi associada aos tratamentos e sim com as variáveis ambientais. A riqueza teve influência negativa do desvio padrão da profundidade do talvegue. A diversidade de Shannon teve influência positiva do desvio padrão da largura molhada e negativa do desvio padrão da profundidade do talvegue. A diversidade de Simpson teve influência positiva da média da cobertura lenhosa e negativa da média geométrica do diâmetro do substrato. A diversidade beta, por sua vez, variou entre os tratamentos, sendo menor nas áreas de impacto direto e maior nas áreas isoladas. A análise de redundância revelou que a variação na composição das comunidades de peixes estava associada principalmente ao desvio padrão da profundidade do talvegue e da largura molhada nos locais de impacto direto, e à heterogeneidade do fluxo nos locais isolados e de impacto indireto. A PERMANOVA indicou diferenças na composição das espécies entre os locais de impacto direto e isolados. O PERMDISP mostrou que, embora não houvesse diferenças gerais na heterogeneidade das comunidades, os locais isolados apresentaram maior heterogeneidade em comparação aos locais de impacto direto. A diversidade alfa não foi influenciada pelos tratamentos, provavelmente devido a longa história de degradação ambiental da bacia que pode ter mascarado os efeitos do rompimento da barragem, mas acabou por destacar a importância das variáveis ambientais. Por outro lado, a diversidade beta refletiu a menor heterogeneidade nas áreas de impacto direto, possivelmente relacionado às condições remanescentes do rompimento da barragem. Esses resultados destacam a importância das variáveis ambientais e sugerem que os impactos do rompimento da barragem ainda influenciam a estrutura das comunidades de peixes.

Palavras-chave: degradação ambiental; ecologia aquática; impacto antrópico; mineração; peixe.

ABSTRACT

Continental aquatic environments are home to a great diversity of species, and environmental heterogeneity is one of the factors that influence it, promoting varied habitats and resources. However, human activities have homogenized these environments, reducing biodiversity. An example of this occurred in the Fundão dam collapse (2015), which dumped mining waste into the Rio Doce, causing environmental homogenization and biodiversity loss. This study investigated the ichthyofauna of the Rio Doce Basin, considering the possible remaining impacts of the collapse on fish diversity. The questions were: (1) Is alpha diversity affected by direct impact sites (sites where the mud passed through the river), indirect impact sites (tributaries connected to the mud passage sites), and isolated impact sites (above the others and separated by a hydroelectric dam)? (2) How are beta diversity and fish community composition affected by the different types of impact? My hypotheses are I) alpha diversity should be lower in direct impact sites, intermediate in indirect impact sites, and higher in isolated breach sites; II) the composition of fish species will be more similar (lower beta diversity) between direct impact sites when compared to indirect impact sites or isolated sites. Statistical analysis for alpha diversity included linear models for species richness, Shannon and Simpson diversity, and multivariate analyses for beta diversity (db-RDA, PERMANOVA, and PERMDISP). A total of 8,835 individuals from 77 species, 21 families, and 7 orders were collected. The results showed that alpha diversity of the ichthyofauna was not associated with treatments but with environmental variables. Richness was negatively influenced by the standard deviation of the thalweg depth. Shannon diversity was positively influenced by the standard deviation of the wetted width and negatively influenced by the standard deviation of the thalweg depth. Simpson diversity was positively influenced by the mean woody cover and negatively influenced by the geometric mean of the substrate diameter. Beta diversity, in turn, varied among treatments, being lower in areas of direct impact and higher in isolated areas. Redundancy analysis revealed that variation in fish community composition was mainly associated with the standard deviation of thalweg depth and wetted width in direct impact sites, and with flow heterogeneity in isolated and indirect impact sites. PERMANOVA indicated differences in species composition between direct and isolated impact sites. PERMDISP showed that, although there were no overall differences in community heterogeneity, isolated sites presented greater heterogeneity compared to direct impact sites. Alpha diversity was not influenced by treatments, probably due to the long history of environmental degradation in the basin that may have masked the effects of the dam failure but ended up highlighting the importance of environmental variables. On the other hand, beta diversity reflected lower heterogeneity in direct impact areas, possibly related to the remnant conditions of the dam failure. These results highlight the importance of environmental variables and suggest that the impacts of the dam failure still influence the structure of fish communities.

Keywords: aquatic ecology; anthropogenic impact; environmental degradation; fish; mining.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1:** Mapa com a bacia do Rio Doce e os 44 pontos de coletas; oito pontos de impacto direto (locais onde a lama passou); 13 pontos de impacto indireto (afluentes conectados aos locais onde a lama passou); 23 pontos isolados (desconectados pela presença de hidrelétricas).....14
- Figura 2:** Ilustração do trecho do rio de 1 km dividido nas seções longitudinais, nos transectos transversais e com os plots marginais.....15
- Figura 3:** Gráfico da db-RDA com as associações entre as variáveis ambientais e a abundância de espécies nos tratamentos, referente aos diferentes níveis de impacto do rompimento da barragem, nas comunidades de peixes do Rio Doce. LSUB_DMM = média geométrica do diâmetro do substrato; SDDEPTH_T = desvio padrão da profundidade do talvegue; SDWIDTH = desvio padrão da largura molhada; SEQ_FLO_1 = sequência de fluxo rápido, suave e piscina; W1H_HALL = índice de proximidade de impacto humano; XFC_WD = média de abrigo de madeira.....25
- Figura 4:** Gráfico do PCoA mostrando a distribuição das espécies de peixes da bacia do Rio Doce nos diferentes níveis de impacto do rompimento da barragem.....26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Ordem, família e espécie dos peixes coletados na bacia do Rio Doce com suas respectivas abundâncias. Espécies acompanhadas de * não são nativas da bacia.....19

Tabela 2: Resultado do modelo linear com a influência das variáveis ambientais na riqueza de espécies de peixes da bacia do Rio Doce. SDDEPTH_T = desvio padrão da profundidade do talvegue; SDWIDTH = desvio padrão da largura molhada.....23

Tabela 3: Resultado do modelo linear com a influência das variáveis ambientais na diversidade de Shannon dos peixes da bacia do Rio Doce. SDDEPTH_T = desvio padrão da profundidade do talvegue; SDWIDTH = desvio padrão da largura molhada; XCMGW = média da cobertura lenhosa; XFC_WD = média de abrigo de madeira grande e pequena.....23

Tabela 4: Resultado do modelo linear com a influência das variáveis ambientais na diversidade de Simpson dos peixes da bacia do Rio Doce. LSUB_DMM = média geométrica do diâmetro do substrato; SEQ_FLO_1 = sequência de fluxo rápido, suave e piscina; XCMGW = média da cobertura lenhosa.....24

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1. Áreas de estudo	13
2.2. Delineamento amostral	14
2.3. Variáveis ambientais	15
2.4. Coletas e identificação de peixes	16
2.5. Análises de dados	16
3. RESULTADOS	18
4. DISCUSSÃO	26
5. CONCLUSÃO	29
REFERÊNCIAS	30

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos continentais fornecem habitats variados que sustentam uma grande diversidade de espécies e acabam abrangendo parte significativa da biodiversidade global (Soininen et al., 2007). A composição e a distribuição das espécies nesses ecossistemas são influenciadas por uma série de fatores, tais como: a presença de barreiras físicas naturais, como cadeias de montanhas (Willig et al., 2003), a disponibilidade de recursos e os filtros ambientais e bióticos. Assim, tais fatores determinam os conjuntos regionais de espécies e influenciam diretamente a estrutura das comunidades biológicas locais (Vellend, 2010, Brown, 1984).

A heterogeneidade ambiental é um fator crucial que promove a diversidade de espécies em ecossistemas aquáticos (Heino et al., 2015). Em ambientes heterogêneos, onde há uma ampla variação de habitats e recursos, existe maior probabilidade de diferentes espécies ocuparem adequadamente o local (Ricklefs e Schluter, 1993). Em contrapartida, ambientes homogêneos, com condições mais uniformes, tendem a apresentar menor riqueza de espécies, pois oferecem menos opções de habitat para exploração (Agostinho et al., 2016, Ricklefs e Schluter, 1993).

A diversidade alfa, que considera a diversidade local dentro de um habitat específico, e a diversidade beta, que analisa a diferença na composição de espécies entre diferentes locais, são abordagens importantes para compreender os padrões de distribuição das espécies e os processos que influenciam essa distribuição em diferentes escalas espaciais (Whittaker, 1972). A diversidade alfa pode ser diretamente influenciada pela heterogeneidade local, enquanto a diversidade beta pode ser influenciada tanto por variáveis ambientais quanto pela estrutura dos habitats, proporcionando uma visão abrangente dos padrões de diversidade em uma região (Podani e Schmera, 2011). Compreender essa relação é essencial, visto que as pressões antrópicas atuais, como a exploração de recursos naturais (p.ex. mineração e hidrelétricas), urbanização e agricultura, têm reduzido a heterogeneidade ambiental e fragmentado habitats, resultando em uma diminuição da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos (Cardinale et al., 2012; Olden, 2006).

Um exemplo excepcional de pressão antrópica foi ocasionado pelo rompimento da barragem de Fundão em 2015 (Carmo et al., 2017). A liberação de cerca de 43 milhões de

metros cúbicos de rejeitos de mineração no Rio Doce resultou em uma enxurrada de lama contaminada que afetou drasticamente a qualidade da água e a biodiversidade aquática (Neves et al., 2016). Os locais diretamente impactadas pelo rompimento sofreram deposição massiva de lama, contaminando solo e água com metais pesados, o que levou à homogeneização ambiental e à redução das populações de peixes e outros organismos aquáticos (Carmo et al., 2017; Neves et al., 2016). Em contraste, os locais indiretamente impactados, que incluem afluentes conectados ao trecho principal do impacto, e os locais isolados, que são os trechos superiores que estão isolados dos locais de impacto direto e indireto devido à presença de hidrelétricas, acabaram mantendo maior heterogeneidade ambiental e uma biodiversidade relativamente mais íntegra (Carmo et al., 2017).

Compreender a atual situação da ictiofauna do Rio Doce é fundamental para guiar estratégias eficazes de conservação e manejo para a bacia, além de exemplificar como eventos extremos podem alterar drasticamente os ecossistemas fluviais. Neste contexto, minhas perguntas são: 1) A diversidade alfa muda entre locais de impacto direto, indireto e isolados? 2) Como a diversidade beta e a composição das comunidades de peixes são afetadas pelos diferentes tipos de impacto? Minhas hipóteses são: I) a diversidade alfa deve ser menor nos locais de impacto direto do rompimento, intermediária em locais de impacto indireto, e maior em locais isolados do rompimento; II) a composição de espécies de peixes será mais semelhante (menor diversidade beta) entre locais de impacto direto quando comparada aos locais de impacto indireto ou aos locais isolados.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O Rio Doce, que é formado a partir da junção dos rios Piranga e Carmo, tem suas nascentes nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço/MG e deságua no Oceano Atlântico próximo a Regência/ES, percorrendo 850 km (ANA, 2024, Vieira, 2009). Ele é subdividido em três seções: alto, médio e baixo curso, e seus principais afluentes na parte mineira são os rios: Casca, Corrente Grande, Cuieté, Manhuaçu, Matipó, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande e Xopotó (Vieira, 2009). O regime hidrológico da região é marcado por uma estação chuvosa de outubro a março, com precipitação entre 800 e 1.300 mm, e uma estação seca de abril a setembro, com precipitação entre 150 e 250 mm, tendo uma estiagem intensa de junho a agosto (ANA, 2024, Cupolillo et al., 2022). Essa região está inserida no bioma Mata Atlântica,

um grande hotspot global de biodiversidade. A economia da bacia do Rio Doce é baseada em diferentes atividades, como minerações, hidrelétricas, pecuária, suinocultura e agricultura (ANA, 2024, Cupolillo et al., 2022).

2.2. Delineamento amostral

As amostragens da ictiofauna e caracterização ambiental foram realizadas nos meses de julho, agosto e setembro de 2022, em 44 pontos (rios de 6ª a 9ª ordem) distribuídos no estado de Minas Gerais. Esses pontos foram separados em três tratamentos, considerando a intensidade de impacto que sofreram em relação ao rompimento da barragem de Fundão: I) oito pontos de impacto direto, que representam os locais onde a lama passou pelo rio; II) 13 pontos de impacto indireto, correspondendo aos afluentes conectados aos locais de passagem da lama; III) 23 pontos isolados, situados acima dos anteriores e desconectados da passagem da lama por barragens de hidrelétricas (Figura 1). Para cada unidade amostral foi delimitado um trecho de 1 a 2 km de extensão, dividido em seções longitudinais equidistantes com 11 transectos transversais com plots na margem de 10x20 m (Figura 2).

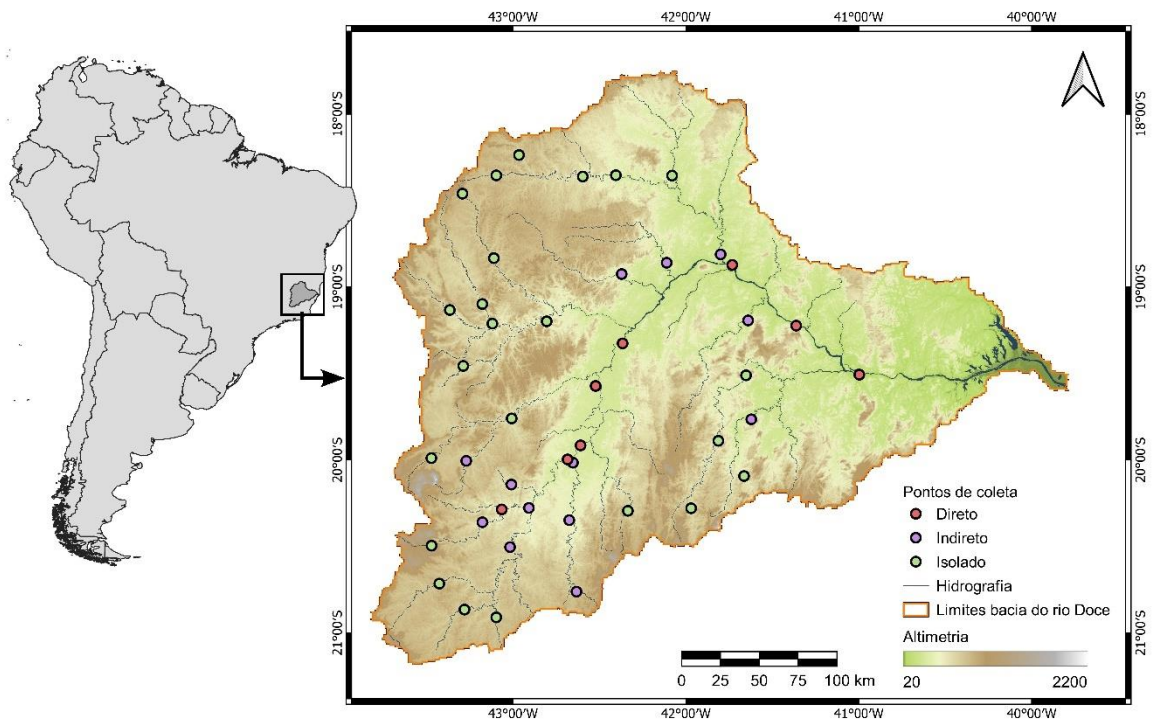


Figura 1: Mapa com a bacia do Rio Doce e os 44 pontos de coletas; oito pontos de impacto direto (locais onde a lama passou); 13 pontos de impacto indireto (afluentes conectados aos locais onde a lama passou); 23 pontos isolados (desconectados pela presença de hidrelétricas).

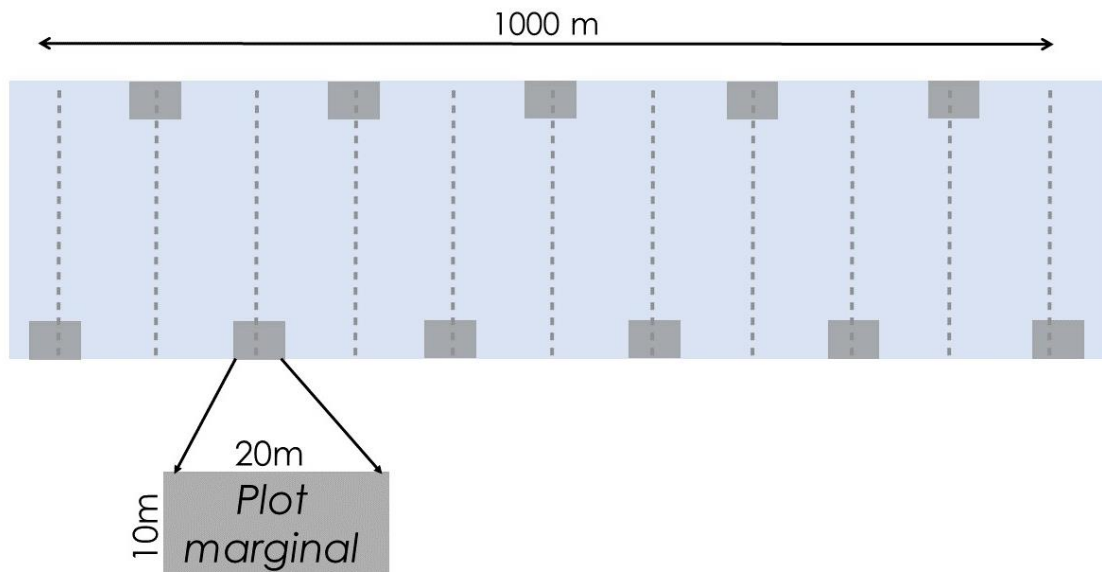


Figura 2: Ilustração do trecho do rio de 1 km dividido nas seções longitudinais, nos transectos transversais e com os plots marginais.

2.3. Variáveis ambientais

Em cada ponto foi escolhido um trecho corrente do rio para que as variáveis limnológicas de condutividade ($\mu\text{S/cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, temperatura ($^{\circ}\text{C}$), turbidez (UNT) e sólidos totais dissolvidos (STD, g/L) fossem coletadas utilizando uma sonda portátil Hanna HI98194 e um turbidímetro digital AKSO TU430.

Utilizando o protocolo de habitat físico da Agência de Proteção Ambiental dos EUA, adaptado para rios (Peck et al., 2006), foram obtidas medidas ambientais para a caracterização de cada ponto amostral. As medidas eram realizadas ao longo do talvegue e nos plots marginais (Figura 2). Em cada seção longitudinal, foram obtidas 12 medidas de profundidade de talvegue (cm) e foram determinados visualmente (%): se o leito era composto de substrato fino (areia, argila); a unidade do canal (p.ex., piscina, fluxo suave, corredeira, rápido, cascata, queda d'água e canal seco); e a presença ou ausência de remanso. Adicionalmente, foram delimitadas 11 plots de 10 x 20 m em cada margem no sentido ziguezague, onde foram medidas cinco profundidades (cm), o tipo de substrato dominante (%) e secundário (%) e o sombreamento (medido por um esferodensímetro (%)). Também foram contabilizados pedaços de madeiras com diferentes classes de tamanho no leito sazonal, estimada a estrutura geral da zona ripária (dossel, sub-bosque, vegetação rasteira, %), proporção de abrigos para peixes (algas filamentosas, macrófitas, pedaço de madeira grande, pedaço de madeira pequeno, árvores vivas ou raízes,

vegetação pendurada, margem escavada, matacão e estruturas artificiais, %), classe de ângulo da margem (plano, gradual, íngreme e vertical), e presença de influência humana. A proporção da estrutura da vegetação ripária e abrigos para peixes foi classificada em cinco categorias (0 – ausente, 1 – esparsa, 2 – moderada, 3 – densa e 4 – muito densa). Para a quantificação da influência humana, foram aplicados quatro pesos diferentes (0 – ausente, P – a mais de 10 metros da margem, C – a menos de 10 metros da margem, B – exatamente na margem).

2.4. Coletas e identificação de peixes

A coleta dos peixes (licença de coleta SISBIO nº 48834009, CEUA: 229/2022) foi realizada por métodos ativos e passivos. Nas áreas marginais, padronizou-se um total de 2 h de coleta, aproximadamente 12 min por plot com duas pessoas, utilizando peneiras semicirculares com 80 cm de diâmetro e malha de 1 mm, e rede de arrasto de 4 m de comprimento, 2 m de altura e malha de 5 mm. Além disso, foram instaladas 11 redes de espera de 10 m de comprimento, 2 m de altura e malhas de diferentes tamanhos (2,4, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 mm entre nós opostos). As redes eram instaladas ao final da tarde e retiradas na manhã seguinte. Excepcionalmente para pontos amostrais em trechos de maior porte (8 e 9ª ordens), o número de redes de espera foi dobrado (22 redes).

Os peixes coletados foram anestesiados com dose letal de eugenol, e fixados em formol 10%. No laboratório, os espécimes foram preservados em álcool 70% e identificados ao menor nível taxonômico possível através de chaves de identificação (Dos Santos e De Britto, 2021) e consulta com especialistas.

2.5. Análise de dados

A partir dos dados brutos da ictiofauna, foram calculados três métricas de diversidade biológica utilizando os números de Hill (Chao et al., 2014): a riqueza de espécies, a diversidade de Shannon e a diversidade de Simpson. A riqueza de espécies fornece uma medida direta do número total de espécies presentes na comunidade. O índice de Shannon, sensível às mudanças nas espécies raras da comunidade, quantifica a incerteza associada à previsão da identidade de uma espécie com base no número de espécies e na distribuição de abundância (Silva et al., 2022). O índice de Simpson mede a probabilidade de que dois indivíduos da comunidade selecionados aleatoriamente pertençam à mesma espécie. Esse índice é uma medida de dominância e tende a diminuir com o aumento da riqueza de espécies, pois a probabilidade de selecionar dois indivíduos da mesma espécie diminui com o aumento da diversidade da

comunidade (Silva et al., 2022). A utilização dessas três métricas permite uma avaliação abrangente da diversidade biológica, capturando diferentes aspectos da estrutura da comunidade. A riqueza de espécies oferece uma visão básica da diversidade, o índice de Shannon reflete a equitabilidade na distribuição das espécies, enquanto o índice de Simpson destaca a dominância das espécies mais abundantes.

As métricas ambientais foram calculadas com os dados do protocolo de habitat físico conforme descrito por Kaufman et al. (1999), estando compreendidas em 10 classes: morfologia do canal, composição do substrato, característica hidráulica, unidade do canal, sombreamento, cobertura da vegetação ripária avaliada visualmente, presença e tamanho de madeira, abrigo para peixe, impacto humano e qualidade da água. Foram excluídas as métricas que apresentaram mais de 80% dos valores zerados ou com valor constante, assim como aquelas com coeficiente de variação inferior a 30%. Após essa seleção inicial, foi realizada uma etapa para seleção manual, visando as métricas de maior interesse para o estudo. As métricas selecionadas foram padronizadas (*z-scores*) para excluir o efeito de diferentes escalas de medida e os dados de abundância de peixes foram logaritmizados para normalização.

Para cada uma das medidas de diversidade (riqueza de espécies, diversidade de Shannon e diversidade de Simpson), foi feito um modelo linear em função das variáveis ambientais e dos três tratamentos. Em seguida, foi realizada uma seleção de modelo para cada uma das medidas de diversidade utilizando a função “dredge” com critério AIC para identificar o melhor conjunto de variáveis preditoras que explicassem a variação de cada uma das medidas de diversidade.

Empregando os dados de abundância, foi realizada uma análise de redundância baseada em distância (db-RDA) com o intuito de investigar a influência das variáveis ambientais sobre as comunidades de peixes. A matriz de dissimilaridade utilizada foi a distância de Bray-Curtis. A significância estatística foi determinada através da análise de variância (ANOVA).

Para testar se há diferença entre a composição das espécies entre os diferentes tratamentos, foi realizada uma análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) com matriz de dissimilaridade (distância de Bray-Curtis). Para assegurar que todas as possíveis diferenças fossem identificadas, foi realizada uma análise de PERMANOVA pareada, que avalia separadamente todas as combinações possíveis entre os tratamentos. Isso significa que, além da análise geral entre todos os grupos, cada par de tratamentos foi comparado individualmente.

Também foi feita uma análise de homogeneidade multivariada de dispersões de grupos (PERMDISP) para avaliar se há diferença na heterogeneidade das comunidades entre os tratamentos. A significância estatística foi determinada através de um permutest.

Todos os procedimentos estatísticos foram conduzidos no ambiente R (R Core Team, 2023), utilizando os pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2022), *ggplot2* (Wickham, 2016), *pairwise.adonis* (Arbizu, 2017), *iNEXT* (Hsieh, Ma, Chao, 2024) e *MuMIn* (Bartoń, 2023).

3. RESULTADOS

Foram coletados 8836 indivíduos pertencentes a 77 espécies, 21 famílias e 7 ordens (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Knodus moenkhausii* e *Deuterodon cf. taeniatus*, com 2904 e 1526 espécimes, respectivamente. Ambas pertencem à família Characidae, que apresentou o maior número de indivíduos, totalizando 6677. Conseqüentemente, a ordem mais abundante foi Characiformes, com 7025 espécimes. As espécies menos abundantes, que apresentaram apenas um espécime foram *Aequidens* sp., *Glanidium botocudo*, *Megaleporinus macrocephalus*, *Pareiorhaphis* sp., *Pareiorhaphis vetula*, *Rineloricaria*, *Salminus brasiliensis* e *Synbranchus* sp.. Com apenas um indivíduo, a família Synbranchidae foi a menos abundante.

Tabela 1: Lista das ordens, famílias e espécies de peixes coletados na bacia do Rio Doce, acompanhada da abundância total de cada espécie e sua ocorrência nos locais com diferentes níveis de impacto do rompimento da barragem. As espécies marcadas com * não são nativas da bacia.

Ordem/Família/Espécie	Abundância nos tratamentos			
	Total	Direto	Indireto	Isolado
Characiformes	7025	1184	1725	4116
Anostomidae	97	4	23	70
<i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner 1875)	39	1	7	31
<i>Hypomasticus mormyrops</i> (Steindachner 1875)	36	0	3	33
<i>Hypomasticus thayeri</i> (Borodin 1929)	6	0	0	6
<i>Megaleporinus conirostris</i> (Steindachner 1875)	15	3	12	0
<i>Megaleporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski 1988) *	1	0	1	0
Bryconidae	21	7	0	14
<i>Brycon dulcis</i> Lima & Vieira 2017 6 DIRETO	6	6	0	0
<i>Henochilus wheatlandii</i> Garman 1890 14 ISOLADO	14	0	0	14
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816) * 1 DIRETO	1	1	0	0
Characidae	6677	1121	1606	3950
<i>Astyanax</i> aff. <i>scabripinnis</i> (Jenyns 1842)	6	0	0	6
<i>Astyanax</i> cf. <i>turmalinensis</i> Triques, Vono & Caiafa 2003	13	0	2	11
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	657	166	182	309
<i>Deuterodon</i> cf. <i>intermedius</i> (Eigenmann 1908)	85	29	6	50
<i>Deuterodon</i> cf. <i>taeniatus</i> (Jenyns 1842)	1526	153	677	696
<i>Hasemania</i> sp.	242	17	27	198
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882) *	5	5	0	0
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903) *	2904	517	424	1963
<i>Moenkhausia vittata</i> (Castelnau 1855)	4	0	3	1
<i>Oligosarcus acutirostris</i> Menezes 1990	249	72	99	78
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther 1864	62	0	6	56
<i>Psalidodon</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier 1819)	340	94	85	161
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915)	584	68	95	421

Crenuchidae	44	0	21	23
<i>Characidium cricarens</i> Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019	4	0	4	0
<i>Characidium krenak</i> Oliveira-Silva, Santos, Lopes & Zanata 2022	36	0	14	22
<i>Characidium</i> sp.	4	0	3	1
Curimatidae	49	2	42	5
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard 1824)	49	2	42	5
Erythrinidae	91	15	24	52
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i> (Bloch 1794)	25	3	10	12
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	66	12	14	40
Prochilodontidae	40	29	9	2
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes 1850 *	17	7	8	2
<i>Prochilodus vimboides</i> Kner 1859	23	22	1	0
Serrasalminidae	6	6	0	0
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858 *	6	6	0	0
Cichliformes	480	112	118	250
Cichlidae	480	112	118	250
<i>Aequidens</i> sp.	1	0	1	0
<i>Australoheros ipatinguensis</i> Ottoni & Costa 2008	2	0	0	2
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897) *	113	100	10	3
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau 1855)	3	0	2	1
<i>Geophagus</i> gr. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	343	8	103	232
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758) *	6	3	1	2
<i>Saxatilia lepidota</i> (Heckel 1840)	12	1	1	10
Cyprinodontiformes	553	6	24	523
Poeciliidae	553	6	24	523
<i>Phalloceros uai</i> Lucinda 2008	187	0	5	182
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859 *	77	2	6	69
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	289	4	13	272
Gymnotiformes	6	1	3	2

Gymnotidae	6	1	3	2
<i>Gymnotus</i> aff. <i>cuia</i> Craig, Malabarba, Crampton & Albert 2018	2	1	0	1
<i>Gymnotus</i> cf. <i>sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	4	0	3	1
Perciformes	27	1	3	17
Sciaenidae	27	1	9	17
<i>Pachyurus adpersus</i> Steindachner 1879	27	1	9	17
Siluriformes	744	63	277	404
Auchenipteridae	19	17	1	1
<i>Glanidium botocudo</i> Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2013	1	1	0	0
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner 1877)	18	16	1	1
Callichthyidae	12	6	3	3
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill 1858)	2	0	2	0
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828) *	10	6	1	3
Clariidae	6	3	2	1
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822) *	6	3	2	1
Heptapteridae	54	0	21	33
<i>Pimelodella</i> sp.	9	0	8	1
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	45	0	13	32
Loricariidae	531	24	205	302
<i>Ancistrus</i> cf. <i>multispinis</i> (Regan 1912) *	2	0	0	2
<i>Delturus carinotus</i> (LaMonte 1933)	30	1	8	21
<i>Euryochus thysanos</i> Pereira & Reis 2017	7	0	1	6
<i>Harttia intermontana</i> Oliveira & Oyakawa 2019	10	0	2	8
<i>Harttia</i> sp.	9	0	7	2
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	229	6	47	176
<i>Hypostomus</i> cf. <i>luetkeni</i> (Steindachner 1877)	58	8	23	27
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau 1855)	108	6	75	27
<i>Neoplecostomus doceensis</i> Roxo, Silva, Zawadzki & Oliveira 2014	15	0	3	12
<i>Pareiorhaphis</i> sp.	1	0	0	1
<i>Pareiorhaphis vetula</i> Pereira, Lehmann A. & Reis 2016	1	0	0	1

<i>Parotocinclus doceanus</i> (Miranda Ribeiro 1918)	56	3	34	19
<i>Pogonopoma wertheimeri</i> (Steindachner 1867) *	4	0	4	0
<i>Rineloricaria</i> sp. 1 INDIRETO	1	0	1	0
Pimelodidae	7	6	1	0
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803 *	7	6	1	0
Pseudopimelodidae	2	1	1	0
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner 1876 *	2	1	1	0
Trichomycteridae	113	6	43	64
<i>Cambeva</i> sp.	2	0	0	2
<i>Microcambeva watu</i> Medeiros, Sarmento-Soares & Lima 2021 11	11	0	11	0
<i>Trichomycterus</i> aff. <i>caipora</i> Lima, Lazzarotto & Costa 2008 2	2	0	0	2
<i>Trichomycterus astromycterus</i> Reis, de Pinna & Pessali 2019	3	1	0	2
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>alternatus</i> (Eigenmann 1917)	60	0	20	40
<i>Trichomycterus illuvies</i> Reis & de Pinna 2022	3	0	1	2
<i>Trichomycterus immaculatus</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	7	0	2	5
<i>Trichomycterus melanopygius</i> Reis, Santos, Britto, Volpi & de Pinna 2020	9	0	1	8
<i>Trichomycterus tantalus</i> Reis, Vieira & de Pinna 2022	2	0	2	0
<i>Trichomycterus vinnulus</i> Reis & de Pinna 2022	14	5	6	3
Synbranchiformes	1	0	1	0
Synbranchidae	1	0	1	0
<i>Synbranchus</i> sp. 1 INDIRETO	1	0	1	0
Total Geral	8836			

O modelo geral da análise de modelo linear para a riqueza de espécies, construído através do critério AIC, selecionou as variáveis que melhor explicariam a riqueza: o desvio padrão da profundidade do talvegue (SDDEPTH_T) e o desvio padrão da largura molhada (SDWIDTH). Apesar do modelo geral não ser significativo ($F = 3,12$, $R^2 = 0,089$, $p > 0,05$; Tabela 2), foi encontrada uma influência negativa do desvio padrão da profundidade do talvegue na riqueza de espécies, enquanto o desvio padrão da largura molhada não apresentou efeito significativo.

Tabela 2: Resultado do modelo linear com a influência das variáveis ambientais na riqueza de espécies de peixes da bacia do Rio Doce. SDDEPTH_T = desvio padrão da profundidade do talvegue; SDWIDTH = desvio padrão da largura molhada.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Valor de t	Valor de p
Intercepto	13,75	0,54	25,21	< 0,01
SDDEPTH_T	- 1,87	0,75	- 2,49	0,01
SDWIDTH	1,36	0,75	1,82	0,07

O segundo modelo, construído através do critério AIC, selecionou as variáveis que melhor explicariam a diversidade de Shannon: o desvio padrão da profundidade do talvegue (SDDEPTH_T), o desvio padrão da largura molhada (SDWIDTH), a média de cobertura lenhosa (XCMGW) e a média de abrigo de madeira grande e pequena (XFC_WD). O modelo indicou que a diversidade de Shannon é influenciada pelas variáveis ambientais ($F = 3,67$, $R^2 = 0,19$, $p = 0,01$; Tabela 3), destacando o efeito positivo do desvio padrão da largura molhada e o efeito negativo do desvio padrão da profundidade do talvegue sobre essa métrica de diversidade.

Tabela 3: Resultado do modelo linear com a influência das variáveis ambientais na diversidade de Shannon dos peixes da bacia do Rio Doce. SDDEPTH_T = desvio padrão da profundidade do talvegue; SDWIDTH = desvio padrão da largura molhada; XCMGW = média da cobertura lenhosa; XFC_WD = média de abrigo de madeira grande e pequena.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Valor de t	Valor de p
Intercepto	6,47	0,31	20,41	< 0,01
SDDEPTH_T	- 1,34	0,43	- 3,04	<0,01
SDWIDTH	1,00	0,43	2,30	0,02
XCMGW	0,47	0,32	1,44	0,15
XFC_WD	- 0,65	0,32	- 2,00	0,05

O terceiro modelo, construído através do critério AIC, selecionou as variáveis que melhor explicariam a diversidade de Simpson: média geométrica do diâmetro do substrato (LSUB_DMM), sequência de fluxo rápido, suave e piscina (SEQ_FLO_1), média da cobertura lenhosa (XCMGW). O modelo apontou que há relação entre a diversidade de Simpson e as variáveis ambientais ($F = 3,33$, $R^2 = 0,14$, $p = 0,02$, Tabela 4), com influência positiva da média da cobertura lenhosa e influência negativa da média geométrica do diâmetro do substrato.

Tabela 4: Resultado do modelo linear com a influência das variáveis ambientais na diversidade de Simpson dos peixes da bacia do Rio Doce. LSUB_DMM = média geométrica do diâmetro do substrato; SEQ_FLO_1 = sequência de fluxo rápido, suave e piscina; XCMGW = média da cobertura lenhosa.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Valor de t	Valor de p
Intercepto	4,49	0,25	17,49	< 0,01
LSUB_DMM	- 0,77	0,28	- 2,73	< 0,01
SEQ_FLO_1	0,41	0,26	1,56	0,12
XCMGW	0,62	0,28	2,23	0,03

A Análise de Redundância (db-RDA, $p = 0,001$; Figura 3) para os dados de abundância explicou 8,1 e 7,4% dos dados nos eixos 1 e 2, respectivamente. Esses valores indicam a variação na composição das comunidades de peixes que pode ser atribuída às variáveis ambientais analisadas. As variáveis com maiores influências ($\geq 40\%$) positivas no eixo 1 foram o desvio padrão da profundidade do talvegue (SDDEPTH_T) e o desvio padrão da largura molhada (SDWIDTH), ambas associadas principalmente aos locais de impacto direto e às espécies *Coptodon rendalli*, *Hypostomus* cf. *luetkeni*, *K. moenkhausii* e *Oligosarcus acutirostris*. Já a heterogeneidade da sequência de fluxo rápido, suave e piscina (SEQ_FLO_1) teve associação negativa ao eixo 1, influenciando os locais de impacto indireto e locais isolados, e as espécies *D. cf. taeniatus*, *Geophagus* gr. *brasiliensis*, *Hypostomus affinis*, *Poecilia uai*, *Poecilia reticulata*, *Rhamdia* aff. *quelen* e *Trichomycterus* cf. *alternatus*. No eixo 2, as variáveis não tiveram associação com um tratamento específico de impacto do rompimento, mas houve associação positiva da média de abrigo de madeira (XFC_WD) influenciando as espécies *K. moenkhausii*, *Loricariichthys castaneus* e *Serrapinnus heterodon*. O índice de proximidade de impacto humano (W1H_HALL) e da média geométrica do diâmetro do substrato (LSUB_DMM) influenciaram negativamente as espécies *G. brasiliensis*, *H. affinis*, *H. cf. luetkeni*, *O. acutirostris* e *R. aff. quelen*.

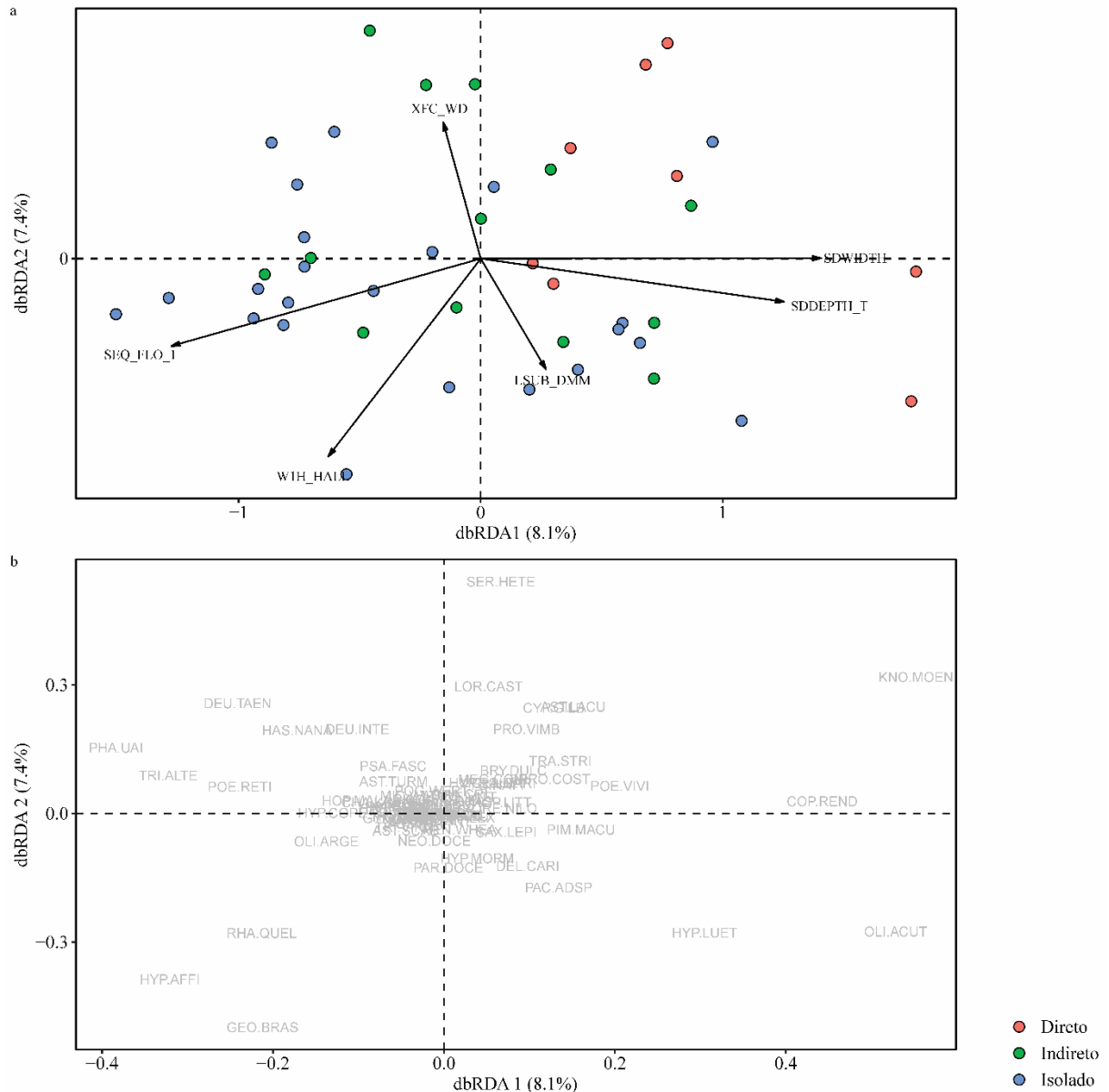


Figura 3: Gráfico da db-RDA com as associações entre as variáveis ambientais e a abundância de espécies nos tratamentos, referente aos diferentes níveis de impacto do rompimento da barragem, nas comunidades de peixes do Rio Doce. LSUB_DMM = média geométrica do diâmetro do substrato; SDDEPTH_T = desvio padrão da profundidade do talvegue; SDWIDTH = desvio padrão da largura molhada; SEQ_FLO_1 = sequência de fluxo rápido, suave e piscina; WIH_HALL = índice de proximidade de impacto humano; XFC_WD = média de abrigo de madeira.

Observa-se que há diferença na diversidade beta entre os diferentes tratamentos, refletida na composição das espécies (PERMANOVA: pseudo-F = 1,867, $R^2 = 0,083$, $p = 0,002$), sendo que essa diferença acontece entre os locais de impacto direto e isolados ($F = 2,741$, $R^2 = 0,086$, $p = 0,003$), o que também foi observado na PCoA (Figura 4).

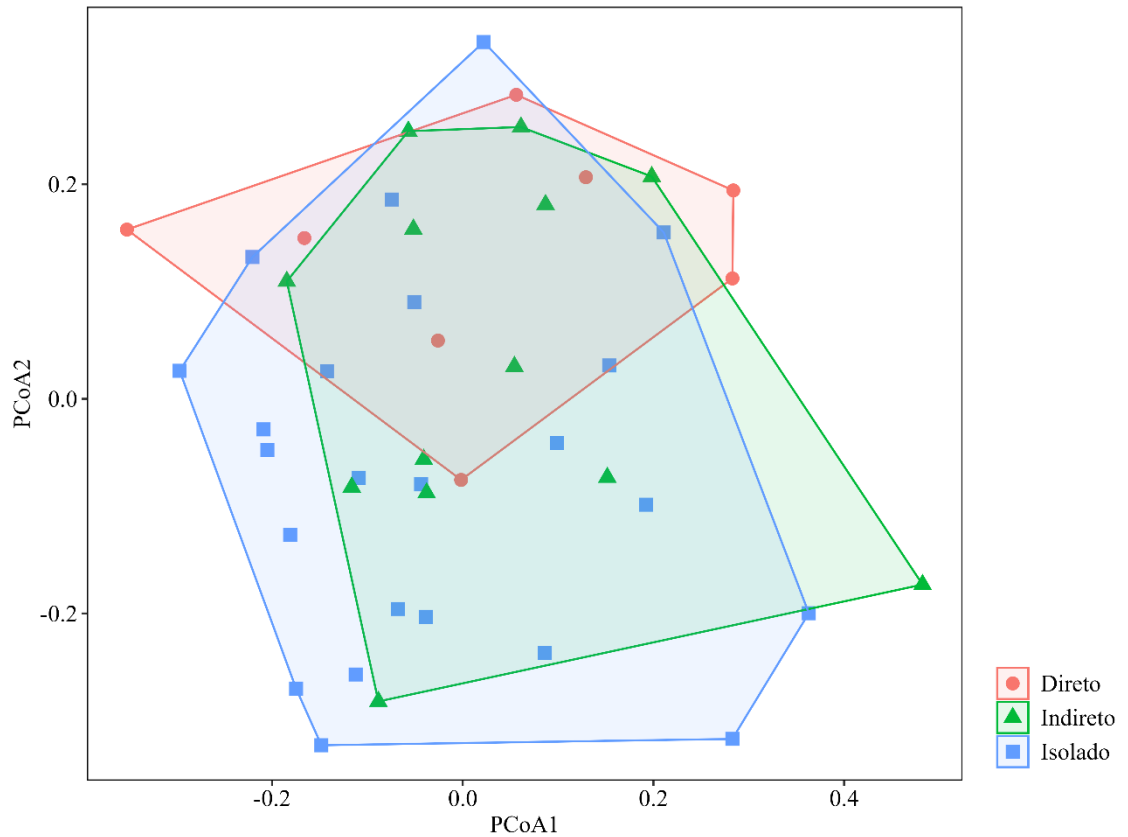


Figura 4: Gráfico do PCoA mostrando a distribuição das espécies de peixes da bacia do Rio Doce nos diferentes níveis de impacto do rompimento da barragem.

Apesar do modelo geral do PERMDISP não ter detectado diferença na heterogeneidade entre as comunidades ($F = 3,130$, $p > 0,05$), indicando que não encontrou variação entre elas, o teste pareado mostrou que o local isolado possui maior heterogeneidade do que o local de impacto direto ($p = 0,03$), o que também foi corroborado visualmente no PCoA (Figura 4).

4. DISCUSSÃO

Considerando as condições atuais da Bacia do Rio Doce, os resultados deste estudo indicaram que a diversidade alfa da ictiofauna é influenciada por variáveis ambientais, mas não pelos tratamentos: locais de impacto direto (onde a lama passou), de impacto indireto (afluentes conectados aos locais de passagem da lama) e isolados (desconectados dos anteriores por hidrelétricas). A diversidade beta foi associada às variáveis ambientais e a composição diferiu entre os tratamentos, sendo menor nas áreas de impacto direto do rompimento da barragem de Fundão, e maior nas áreas isoladas.

Ao contrário do esperado, não houve relação entre os diferentes locais de impacto do rompimento da barragem de mineração e a riqueza da ictiofauna. Este resultado contrasta com o estudo de Silva et al. (2022), que observaram que riachos afetados pela mineração apresentaram menor riqueza do que os outros. Um indicativo para essa controvérsia é a longa história de degradação ambiental no Rio Doce, que antes mesmo do rompimento da barragem, já teria causado a extinção de espécies sensíveis da bacia (Salvador et al., 2022).

O desvio padrão da profundidade do talvegue influenciou negativamente a riqueza de espécies de peixes e a diversidade de Shannon, não corroborando a esperada relação entre heterogeneidade ambiental e riqueza de espécies local. Embora a estrutura natural do Rio Doce contribua para essa variação, espera-se que uma variação dentro da normalidade resulte na presença de diversos micro-habitats que favorecem uma maior riqueza de espécies de peixes (Freeman e Marcinek, 2006). No entanto, é possível que o histórico de degradação ambiental (Salvador et al., 2022), juntamente com o assoreamento remanescente causado pela passagem da lama de minério (Carmo et al., 2017), tenha tornado o ambiente inconstante e desfavorável para o estabelecimento da ictiofauna (Rabeni e Smale, 1995; Zajicek et al., 2018).

Por outro lado, o desvio padrão da largura molhada influenciou positivamente na diversidade de Shannon, o que é esperado, visto que variáveis ambientais como essa são indicadas como preditoras da diversidade (Shukla e Bhat, 2017). A variabilidade da largura molhada gera uma alta heterogeneidade ambiental, resultando em uma gama de habitats que oferecem diferentes condições ambientais, podendo ocasionar em uma maior diversidade de espécies (Freeman e Marcinek, 2006; Poff e Ward, 1990; Willis et al., 2005).

A diversidade de Simpson, uma métrica cujos valores aumentam na presença de espécies dominantes, foi influenciada pela média da cobertura lenhosa e pela média geométrica do diâmetro do substrato. No nosso estudo, as espécies mais comuns foram *K. moenkhausii* e *D. taeniatus*. Essas espécies são nectônicas, oportunistas e de alimentação generalista (De Carvalho et al., 2022). Elas podem estar se beneficiando da média da cobertura lenhosa para obter uma gama de alimentos alóctones (Ceneviva-Bastos e Casatti, 2007). Em contrapartida, a média geométrica do diâmetro do substrato, relacionada à heterogeneidade do substrato, não lhes é favorável, pois essas espécies preferem locais com substrato mais homogêneo e arenoso (Ceneviva-Bastos et al., 2010).

Nos locais de impacto direto, o desvio padrão da profundidade do talvegue e o desvio padrão da largura molhada apresentaram os maiores valores, indicando que essas variáveis são

mais associadas a essas regiões. Esse resultado é previsível, considerando que essas áreas são de maior ordem fluvial e, portanto, possuem uma maior variabilidade nas características físicas do habitat (Freeman e Marcinek, 2006; Willis et al., 2005). Entretanto, essa alta heterogeneidade ambiental, que normalmente seria benéfica para as espécies, possivelmente reflete nos impactos remanescentes do rompimento da barragem, tornando parte desses ambientes instáveis e de difícil permanência para muitas espécies (Zajicek et al., 2018; Rabeni e Smale, 1995). As espécies mais abundantes nesses locais de impacto direto foram *C. rendalli*, *H. luetkeni*, *K. moenkhausii* e *O. acutirostris*, o que pode indicar que elas são mais resistentes a essas condições adversas, conseguindo sobreviver mesmo em ambientes instáveis.

Os locais de impacto indireto e isolados apresentaram maior influência da heterogeneidade da sequência de fluxo, o que corrobora a ideia de que esses ambientes menos perturbados são mais heterogêneos. Essa heterogeneidade proporciona uma variedade de habitats que suportam uma maior variação de espécies (Heino et al., 2015), variação esta encontrada entre as espécies destacadas *D. taeniatus*, *G. brasiliensis*, *H. affinis*, *P. uai*, *P. reticulata*, *R. quelen* e *T. alternatus*. As espécies *K. moenkhausii*, *L. castaneus* e *S. heterodon* foram associadas a presença de abrigo de madeira, possivelmente porque esses abrigos fornecem uma ampla gama de alimentos e principalmente abrigo, assim as espécies conseguem se esconder mais facilmente nesses habitats, beneficiando-se dos recursos e da proteção oferecidos (Yamamoto et al., 2014).

As espécies *G. brasiliensis*, *H. affinis*, *H. luetkeni*, *O. acutirostris* e *R. quelen*, foram associadas ao índice de proximidade de impacto total e a média geométrica do diâmetro do substrato. Estas associações podem indicar que essa variação de substrato deve oferecer condições específicas que essas espécies utilizam para se beneficiar (Freeman e Marcinek, 2006; Willis et al., 2005) de maneira a suportarem a proximidade de impacto antrópico. Essa plasticidade ambiental é uma vantagem que permite que essas espécies explorem habitats que outras espécie mais sensíveis não conseguem (Cetra e Petrete, 2006).

A diversidade beta apontou diferenças na composição das espécies de peixes entre os locais de impacto direto e isolados, sugerindo que há efeitos remanescentes do rompimento da barragem de Fundão. Partindo do princípio de que alterações ambientais por influências das atividades antrópicas diminuem a biodiversidade e alteram a estrutura das comunidades aquáticas (Cardinale et al., 2016; Olden, 2006), somado aos dados do impacto do desastre (Carmo et al., 2017) e ao resultado de diferença de composição entre os locais fica elucidado que um impacto dessa magnitude deve deixar marcas no ambiente e nas comunidades.

Os locais que sofreram impacto direto do rompimento da barragem apresentaram menor heterogeneidade das comunidades em relação aos locais isolados. Embora seja sabido que a ictiofauna ao longo de um rio pode diferir naturalmente devido a fatores como nichos ecológicos distintos ou processos de dispersão (Frota et al., 2022), também é evidente que alterações antrópicas, como a mineração, intensificam essa disparidade (Liu et al., 2019). Dessa forma, é possível acreditar que os locais isolados mantêm uma maior complexidade ambiental, o que resulta em condições que favorecem uma maior heterogeneidade das comunidades de peixes (Heino et al., 2015; Ricklefs e Schluter, 1993), ao contrário dos locais impactados diretamente.

Em síntese, estes achados reforçam a complexidade das interações ecológicas na Bacia do Rio Doce, especialmente em um cenário pós-impacto ambiental. A ausência de uma relação clara entre os tratamentos e a diversidade alfa, aliada à diversidade beta atribuir menor heterogeneidade aos locais de impacto direto, evidencia o papel central das variáveis ambientais e do histórico de degradação na moldagem da estrutura da ictiofauna.

5. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo destacam a importância de considerar múltiplas variáveis ambientais para o entendimento da diversidade e da composição da ictiofauna. A diversidade alfa foi influenciada por variáveis ambientais, enquanto a diversidade beta refletiu diferenças na composição das espécies e menor heterogeneidade nos locais de impacto direto do que nos locais isolados. Isso evidencia a complexidade das interações entre variáveis ambientais e impactos antropogênicos na determinação da diversidade de espécies. Observou-se que a longa história de degradação ambiental da bacia do Rio Doce pode ter mascarado os efeitos dos impactos mais recentes do rompimento da barragem. Dessa forma, um enfoque multifacetado permite uma avaliação mais abrangente dos fatores que influenciam não só a ictiofauna, mas também outros grupos, fornecendo uma base sólida para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). (s.d.). *Rio Doce: Saiba mais*. Acessado em 05 de agosto de 2024, de <https://www.gov.br/ana/pt-br/sala-de-situacao/rio-doce/rio-doce-saiba-mais>
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G. e Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. p. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Arbizu, M. (2017). pairwise.adonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis. R package version 0.0.1. <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>.
- Bartoń, K. (2023). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.5. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bellwood, D. R. et al. (2004) Confronting the coral reef crisis. *Nature*, v. 429, n. 6994, p. 827–833.
- Brown, J. H. (1984). On the Relationship between Abundance and Distribution of Species. *The American Naturalist*, 124(2), 255–279. p.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. e Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. p. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carmo, F. F. D., Kamino, L. H. Y., Junior, R. T., Campos, I. C. D., Carmo, F. F. D., Silvino, G., Castro, K. J. D. S. X. D., Mauro, M. L., Rodrigues, N. U. A., Miranda, M. P. D. S. e Pinto, C. E. F. (2017). Fundação tailings dam failures: The environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 145–151. p. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>
- Ceneviva-Bastos, M. e Casatti, L. (2007). Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): Uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97(1), 7–15. p. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212007000100002>
- Ceneviva-Bastos, M., Casatti, L. e Rossa-Feres, D. C. (2010). Meso and microhabitat analysis and feeding habits of small nektonic characins (Teleostei: Characiformes) in Neotropical streams. *Zoologia (Curitiba)*, 27(2), 191–200. p. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000200006>
- Cetra, M., e Petrete Jr, M. (2006). Fish-assemblage structure of the Corumbatai river basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 431-439.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.

- Cupolillo, F., Abreu, M. L. D. e Vianello, R. L. (2022). Climatologia da Bacia do Rio Doce e sua relação com a topografia local. *Revista Geografias*, 4(2), 45–60. p. <https://doi.org/10.35699/2237-549X..13251>
- Da Silva, F. R., Gonçalves-Souza, T., Paterno, G. B., Provete, D. B., e Vancine, M. H. (2022). Análises ecológicas no R. Nupeea: Recife, PE, Canal 6: São Paulo. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.
- De Carvalho, D. R., Alves, C. B. M. e Pompeu, P. S. (2022). Uncertainty in estimating fish trophic positions and food web structure in highly polluted river basins. *Environmental Biology of Fishes*, 105(1), 119–137. p. <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01199-0>
- De espidola, G. M. et al. (2012). Agricultural land use dynamics in the Brazilian Amazon based on remote sensing and census data. *Applied Geography*, v. 32, n. 2, p. 240–252.
- Dos Santos, S. A. e De Britto, M. R. (2021). The ichthyofauna of a poorly known area in the middle-southern Espinhaço mountain range, state of Minas Gerais, Brazil: Diagnostics and identification keys. *ZooKeys*, 1054, 25–66. p. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1054.67554>
- Freeman, M. C. e Marcinek, P. A. (2006). Fish Assemblage Responses to Water Withdrawals and Water Supply Reservoirs in Piedmont Streams. *Environmental Management*, 38(3), 435–450. p. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0169-3>
- Frota, A., Ganassin, M. J., Pacifico, R., Gomes, L. C., & da Graca, W. J. (2022). Spatial distribution patterns and predictors of fish beta-diversity in a large dam-free tributary from a Neotropical floodplain. *Ecohydrology*, 15(2), e2376.
- Heino, J.; Melo, A. S.; Bini, L. M. (2015). Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 2, p. 223-235, 2015.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A. (2024). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 3.0.1, <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>.
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Peck, D. V., Robison, E. G., Seeliger, C. (1999). Quantifying physical habitat in wadeable streams. USEPA, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Western Ecology Division.
- Liu, X., Qin, J., Xu, Y., Zhou, M., Wu, X., & Ouyang, S. (2019). Biodiversity pattern of fish assemblages in Poyang Lake Basin: Threat and conservation. *Ecology and Evolution*, 9(20), 11672-11683.
- Neves, A. C. D. O., Nunes, F. P., De Carvalho, F. A. e Fernandes, G. W. (2016). Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza & Conservação*, 14(1), 24–27. p. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, et al. (2022). `_vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6-4, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olden, J. D. (2006). Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33(12), 2027–2039. p. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>

- Peck, D. V., Lazorchak, J. M. e Klemm, D. J. (2006). Environmental Monitoring and Assessment Program—Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams.
- Podani, J. e Schmera, D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence – absence data. *Oikos*, 120(11), 1625–1638. p. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>
- Poff, N. L. e Ward, J. V. (1990). Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14(5), 629–645. p. <https://doi.org/10.1007/BF02394714>
- R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rabeni, C. F. e Smale, M. A. (1995). Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/BF00034058>
- Ricklefs, R. E e Schluter, D. (1993). Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. University of Chicago Press. ISBN: 0-226-71823-9., *Journal of Evolutionary Biology*, v. 7, Issue 5, 1 September 1994, p 635–636.
- Salvador, G. N., Montag, L. F. A., Hughes, R. M., Almeida, S. M., Prudente, B. S., Pessali, T. C., Barroso, T. A., Cianciaruso, M. V., Ligeiro, R., Juen, L. e Carlucci, M. B. (2022). Influences of multiple anthropogenic disturbances coupled with a tailings dam rupture on spatiotemporal variation in fish assemblages of a tropical river. *Freshwater Biology*, 67(10), 1708–1724. p. <https://doi.org/10.1111/fwb.13967>
- Shukla, R. e Bhat, A. (2017). Environmental drivers of α -diversity patterns in monsoonal tropical stream fish assemblages: A case study from tributaries of Narmada basin, India. *Environmental Biology of Fishes*, 100(7), 749–761. p. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0601-6>
- Silva, N. C. D. S., Soares, B. E., Teresa, F. B., Caramaschi, É. P. e Albrecht, M. P. (2022). Fish functional diversity is less impacted by mining than fish taxonomic richness in an Amazonian stream system. *Aquatic Ecology*, 56(3), 815–827. p. <https://doi.org/10.1007/s10452-022-09946-w>
- Soininen, J., Lennon, J. J. e Hillebrand, H. (2007). A Multivariate Analysis of Beta Diversity Across Organisms and Environments. *Ecology*, 88(11), 2830–2838. p. <https://doi.org/10.1890/06-1730.1>
- Vieira, F. (2009). Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. *MG Biota* 2, no. 5.
- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, 85(2), 183-206.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *TAXON*, 21(2–3), 213–251. p. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, <https://ggplot2.tidyverse.org>

- Willig, M. R., Kaufman, D. M. e Stevens, R. D. (2003). Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 273–309. p. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.012103.144032>
- Willis, S. C., Winemiller, K. O. e Lopez-Fernandez, H. (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142(2), 284–295. p. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1723-z>
- Yamamoto, K. C., de Carvalho Freitas, C. E., Zuanon, J., & Hurd, L. E. (2014). Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: Refugia for rare species?. *Ecological Engineering*, 67, 165-170.
- Zajicek, P., Radinger, J. e Wolter, C. (2018). Disentangling multiple pressures on fish assemblages in large rivers. *Science of The Total Environment*, 627, 1093–1105. p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.307>