



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

ALINE DE OLIVEIRA TEDESCO

**DIVERSIDADE BETA TEMPORAL COMO FERRAMENTA
PARA ANÁLISE DE IMPACTOS AMBIENTAIS**

GOIÂNIA

2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação Tese

2. Nome completo do autor

Aline de Oliveira Tedesco

3. Título do trabalho

Diversidade beta temporal como ferramenta para análise de impactos ambientais

4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

a) consulta ao(a) autor(a) e ao(a) orientador(a);

b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação.

O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla De Carvalho, Professor do Magistério Superior**, em 10/09/2021, às 10:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **ALINE DE OLIVEIRA TEDESCO, Discente**, em 16/09/2021, às 08:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site

[https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0)

[acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2334188** e

o código CRC **EDDE7C8B**.

Referência: Processo nº 23070.037017/2021-27

SEI nº 2334188

ALINE DE OLIVEIRA TEDESCO

**DIVERSIDADE BETA TEMPORAL COMO FERRAMENTA
PARA ANÁLISE DE IMPACTOS AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás, como requisito para obtenção do título de mestre em Ecologia e Evolução.

Área de Concentração: Ecologia

Linha de Pesquisa: Ecologia Aquática, biodiversidade

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Priscilla de Carvalho.

GOIÂNIA

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Tedesco, Aline de Oliveira

Diversidade beta temporal como ferramenta para análise de impactos ambientais [manuscrito] / Aline de Oliveira Tedesco. - 2021. lxi, 64 f.: il.

Orientador: Profa. Dra. Priscilla de Carvalho.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2021.

Bibliografia. Anexos.

Inclui mapas, gráfico, tabelas.

1. Diversidade beta temporal. 2. Revisão sistemática. 3. Impacto ambiental. 4. Barragem. 5. Zooplâncton. I. Carvalho, Priscilla de, orient. II. Título.

CDU 574



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº **181** da sessão de Defesa de Dissertação de **Aline de Oliveira Tedesco**, que confere o título de Mestra em **Ecologia e Evolução**, na área de concentração em **Ecologia e Evolução**.

Aos **vinte e nove dias do mês de julho de dois mil e vinte e um (29/07/2021)**, a partir das **09h00min**, por **videoconferência**, seguindo portaria CAPES no. 36 de 16 de março de 2020 e recomendação da UFG, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada “**Diversidade beta temporal como ferramenta para análise de impactos ambientais**”. Os trabalhos foram instalados pela Orientadora, **Profa. Dra. Priscilla de Carvalho (Depto Ecologia/ICB/UFG)**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: **Profa. Dra. Jascieli Carla Bortolini (Depto Botânica/ICB/UFG)**, membro titular interno; **Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira (FUP/UNB)**, membro titular externo. Durante a arguição os membros da banca **não fizeram** sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido a candidata **aprovada** pelos seus membros. Proclamados os resultados pela **Profa. Dra. Priscilla de Carvalho**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **vinte e nove dias do mês de julho de dois mil e vinte e um (29/07/2021)**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Jascieli Carla Bortolini, Professor do Magistério Superior**, em 29/07/2021, às 10:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ludgero Cardoso Galli Vieira, Usuário Externo**, em 29/07/2021, às 10:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla De Carvalho, Professor do Magistério Superior**, em 29/07/2021, às 10:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2242216** e o código CRC **ED9A8D31**.

*Dedico esse trabalho aos meus pais, por
todo amor, dedicação e apoio em todos
esses anos. Amo vocês!*

Agradecimentos

Por ter chegado em 2021 com vida e saúde, e em meio a uma pandemia mundial não ter perdido nenhum ente querido, e por ter conseguido terminar essa etapa tão importante em um período de crise, eu agradeço a Deus, por ter me dado força, coragem e também a esperança em dias melhores.

Ao longo dessa caminhada de aprendizado, reforcei os laços com aqueles que sempre estiveram comigo, e também tive a oportunidade de conhecer pessoas que contribuíram também para minha formação como Mestre em Ecologia e Evolução, e que tornaram essa jornada mais leve.

Agradeço à minha orientadora Dr^a Priscilla Carvalho, que me aceitou em seu grupo de pesquisa e sempre foi muito paciente e atenciosa. Obrigada Pri, pela colaboração no desenvolvimento deste trabalho, pela oportunidade que me deu de trabalhar com você e por toda ajuda e orientação que foram super importantes para eu estar concluindo essa etapa na minha vida profissional.

Aos colegas do LEA: Matheus, Rafa, Fagner, Maísa e Sara, agradeço pela convivência e por todas as dúvidas que me tiraram e por todas as dicas que deram quando precisei. Agradeço ao Jean C. G. Ortega pelo auxílio na análise de diversidade beta.

Agradeço também à Letícia, que me ajudou nas análises e também na triagem de dados, esteve presente momentos de sufoco, e sempre esteve disponível para responder minhas dúvidas e me ajudar nos *scripts* do R.

Não posso deixar de agradecer à minha amiga Gisele, que esteve comigo e não me deixou desanimar. Gi, obrigada pelo companheirismo, por me ajudar inúmeras vezes nas análises e pelas horas de vídeo chamada me ajudando e falando sobre a vida.

Agradeço aos meus familiares e amigos por todo apoio na realização desse sonho. Aos meus pais (Romilda e Márcio), agradeço por tudo que fizeram para eu chegar até aqui, por todo suor e trabalho e por todo o incentivo e motivação para seguir em frente, vocês são a minha base. Aos meus irmãos (Kennedy, Alberto e Sâmia), agradeço pelos momentos de distração que deixaram a vida mais leve. Ao meu noivo (Vitor), agradeço pelo companheirismo, paciência e por estar comigo em todos os momentos, você é calmaria nos momentos de aflição, sempre alegre e otimista. Às minhas companheiras de casa Helen e Larinha, que fizeram cada momento especial no tempo que passamos juntas. Obrigada Helen, pelo Jorge e por essa amizade tão linda que nasceu entre nós.

Agradeço à empresa Life pela disponibilização dos dados de monitoramento do Reservatório da Usina Hidroelétrica de Peixe Angical.

Agradeço ao INCT (Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia) em Ecologia, Evolução e Conservação da Biodiversidade, apoiado pelo MCTIC/CNPq (proc. 465610/2014-5) e FAPEG (proc. 201810267000023) e à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Resumo

Um dos grandes objetivos da ecologia é analisar a influência dos impactos antrópicos sobre a diversidade biológica. Dentro desse contexto, a análise de diversidade beta pode ser considerada uma importante ferramenta para medir o quanto os impactos ambientais podem modificar a composição de espécies, tanto na escala espacial quanto na escala temporal. Essa medida é útil por permitir comparar os períodos antes e depois do impacto, em um mesmo local. Tendo em vista o grande número de estudos que utilizaram a análise da diversidade beta para mensurar algum tipo de impacto ambiental, o primeiro capítulo deste trabalho teve o objetivo principal de realizar uma revisão sistemática sobre a literatura existente sobre o tema. Esse trabalho demonstrou que o Brasil é o terceiro país que mais publicou sobre o tema e que as plantas, seguido pelos peixes, são os organismos mais estudados. Além disso, essa revisão demonstrou que, na maior parte das pesquisas, a medida de diversidade beta diminuiu após o impacto, ou seja, ocorreu a homogeneização biótica após o impacto. O trabalho também sugere algumas lacunas que precisam ser preenchidas. No segundo capítulo, foi realizado um estudo de caso sobre a variação temporal da comunidade zooplânctônica em um trecho do rio Tocantins, após a construção de uma Usina Hidrelétrica, abrangendo um período de 12 anos. Nesse estudo, a diversidade beta foi calculada através do método proposto por Legendre (2019), que permite identificar o ganho e a perda de espécies na área de estudo. Ao comparar os períodos antes e depois da formação do reservatório, o ganho de espécies foi superior à perda devido, principalmente, à transformação do ambiente lótico para lêntico, o que foi o fator principal para os elevados valores de diversidade beta. Portanto, os dois capítulos dessa dissertação demonstraram a ampla utilização dos índices de diversidade beta e a importância dessa ferramenta na análise de impactos ambientais.

Palavras-chave: variação temporal, revisão sistemática, barragem, zooplâncton.

Abstract

One of the goals of ecology is to analyze the influence of anthropogenic impacts on biological diversity. Beta diversity analysis can be considered an important tool to measure how environmental impacts can modify species composition, both in spatial and temporal scales. This measure is useful because it allows comparing the periods before and after the impact. Considering the large number of studies using beta diversity to measure some type of environmental impact, the first chapter of this work had the main objective of conducting a systematic review of the existing literature on the subject. This work showed that Brazil is the third country that has published the most on the subject. Besides, plants, followed by fish, are the most studied organisms. This review also demonstrated that, in most studies, the measure of beta diversity decreased after impact. In other words, biotic homogenization occurred after impact. The work also suggests some gaps that need to be filled. In the second chapter, a case study was carried out on the temporal variation of the zooplankton community in a stretch of the Tocantins River, after the construction of a hydroelectric plant, covering a period of 12 years. In this study, beta diversity was calculated using the method proposed by Legendre (2019), which allows identifying the gain and loss of species in the study area. When comparing the periods before and after the formation of the reservoir, the gain of species was greater than the loss. Probably the main factor responsible for the high values of beta diversity was the transformation of lotic to lentic environment. Therefore, the two chapters of this dissertation demonstrated the wide use of beta diversity indices and the importance of this tool in the analysis of environmental impacts.

Keywords: temporal variation, systematic review, dam, zooplankton.

Sumário

Apresentação Geral	13
Capítulo I - Influência de impactos ambientais sobre a diversidade beta temporal: uma revisão sistemática.	14
Resumo	14
Introdução	15
Métodos	16
Resultados	17
Discussão	25
Referências	28
Capítulo II - Análise temporal da diversidade beta da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical: após a formação do reservatório houve ganho ou perda de espécies?	32
Resumo	32
Introdução	33
Material e Métodos	35
Resultados	39
Discussão	51
Referências	55
ANEXO I	59

Apresentação Geral

Impactos ambientais provenientes de atividades antrópicas podem resultar em alterações nas características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas, como por exemplo, resultar na homogeneização biótica em uma determinada região, ou seja, menor diversidade beta, tendo em vista a dominância de determinada espécie às novas condições ambientais. Estudos demonstram que a construção de barragens em um rio pode resultar na homogeneização das comunidades de peixes (menor diversidade beta após a formação do reservatório), assim como a eutrofização também pode resultar na homogeneização da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. De fato, mudanças na composição de espécies ao longo do tempo podem ocorrer devido às alterações em fatores ambientais, como, por exemplo, nos fatores abióticos (e.g. temperatura, pH, salinidade).

Um dos grandes interesses nas pesquisas ecológicas refere-se às medidas de diversidade (alfa, beta e gama) e como as variações ambientais podem influenciar nessas medidas. A análise da diversidade beta é uma importante ferramenta para medir o quanto os impactos ambientais podem modificar a composição de espécies, tanto na escala espacial quanto na escala temporal. Porém, embora a diversidade beta seja uma das medidas mais utilizadas pouco se sabe sobre quais os impactos mais avaliados, qual tipo de variável mais utilizada e quais os principais resultados obtidos.

Esse trabalho apresenta 2 capítulos: i) o objetivo do primeiro capítulo foi analisar as principais tendências e lacunas da literatura científica sobre a aplicação de índices de diversidade beta para avaliar a mudança na composição de espécies ao longo do tempo após um determinado impacto ambiental; ii) no segundo capítulo foi realizado um estudo de caso sobre a variação temporal da comunidade zooplanctônica em um trecho do rio Tocantins antes e após a construção de uma barragem, com o objetivo de avaliar se houve uma mudança na composição de espécies após a formação do reservatório.

Capítulo I

Influência de impactos ambientais sobre a diversidade beta temporal: uma revisão sistemática.

Resumo: É crescente o interesse em pesquisas sobre a influência dos impactos ambientais sobre a diversidade biológica, que pode ser mensurada através de medidas de diversidade alfa, beta e gama. Pode-se definir diversidade beta como a variação da composição de espécies entre duas unidades de estudo (espacial ou temporal). De maneira geral, tanto as análises espaciais quanto temporais podem ser utilizadas para avaliar a influência de algum impacto, sendo que na análise temporal baseia-se na comparação entre os períodos antes e após o impacto, em um mesmo local. Apesar do grande número de artigos sobre diversidade beta, ainda são necessárias generalizações sobre o quanto impactos ambientais antrópicos influenciam na variação da diversidade beta temporal de comunidades ecológicas. Desta maneira, o objetivo deste capítulo foi realizar uma revisão sistemática de artigos publicados e disponíveis no banco de dados *Web of Science* que avaliaram a resposta da diversidade beta frente a diferentes impactos ambientais, entre 1945 e 2019. Foram encontrados 119 artigos que atendiam aos critérios de inclusão (i. estudos que realizaram análise de diversidade beta temporal; ii. estudos com dados empíricos (observacionais) que avaliaram algum tipo de impacto; iii. estudos que informaram sobre o índice de diversidade beta utilizado). Observamos um aumento significativo na publicação de artigos sobre o tema ao longo do tempo. Também conseguimos verificar que os organismos mais estudados foram as plantas, e que a faceta da diversidade mais utilizada nos estudos foi a taxonômica. O impacto mais estudado foi mudança climática e a maioria dos artigos registrou uma diminuição da diversidade beta temporal na comunidade após os impactos ambientais. Podemos concluir que a métrica de diversidade beta temporal possui ampla aceitação para mensurar a influência de impactos ambientais nas comunidades, e que bancos de dados com maiores escalas temporais são necessários para que se possa realizar esses estudos.

Palavras-chave: distúrbio, composição de espécies, revisão bibliométrica.

Introdução

Um dos pioneiros a utilizar o termo “diversidade beta” foi Whittaker (1960), que abordou a variação na diversidade de espécies em florestas de montanha ao longo de gradientes ambientais, elaborando o conceito e o primeiro índice de diversidade beta. Podemos definir a diversidade beta como a variação da composição de espécies entre unidades amostrais espaciais e/ou temporais (Whittaker, 1960; Korhonen et al., 2010).

De maneira geral, podemos pensar em duas classes de medidas da diversidade beta: medidas clássicas, calculadas através das medidas de diversidade gama e alfa (um exemplo desse tipo de medida é a diversidade beta de Whittaker (1960)); e medidas multivariadas que envolvem semelhanças aos pares entre as unidades amostrais (Anderson et al., 2011). As medidas multivariadas envolvem a dissimilaridade ou similaridade na composição de espécies e podem ser realizadas através das medidas de abundância das espécies ou mesmo considerando somente a presença/ausência de espécies (Legendre et al., 2005; Baselga, 2010; Anderson et al., 2011; Carvalho et al., 2012; Magurran & Henderson, 2012; Siqueira et al., 2015).

Inúmeros estudos avaliaram os efeitos dos impactos ambientais sobre a diversidade beta ao longo do espaço (Legendre & Gauthier, 2014; Dias-Silva et al., 2020). Por outro lado, a análise da diversidade beta ao longo do tempo (escala temporal) pode fornecer um conjunto robusto de dados para explicar como as alterações ambientais influenciam as mudanças na composição de espécies (Magurran et al., 2010; Bonecker et al., 2013). Brice et al. (2019) através de uma análise da diversidade beta temporal encontraram evidências de que distúrbios ambientais podem modificar fortemente as respostas da comunidade de árvores às mudanças climáticas.

De fato, mudanças na composição de espécies ao longo do tempo podem ocorrer devido às alterações em fatores ambientais, como, por exemplo, nos fatores abióticos (e.g. temperatura, pH, salinidade) (Bozelli et al., 2015). Podemos considerar aqui a definição proposta por White e Pickett (1985), que considera um distúrbio ou impacto ambiental como um evento discreto no tempo que altera as propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente. Assim, um impacto ambiental pode resultar em um aumento de espécies dominantes levando a homogeneização biótica de uma região e conseqüentemente, menor diversidade beta temporal (Petsch, 2016). Por exemplo, estudos demonstraram que a construção de barragens em um rio pode resultar na homogeneização da comunidades de peixes (menor diversidade beta após a formação do reservatório) (Toussaint et al., 2014; Daga et al., 2014). A eutrofização também pode resultar na homogeneização da comunidade

de macroinvertebrados aquáticos (Cook et al., 2018), assim como as mudanças climáticas ou uso do solo que também resultou na homogeneização da comunidade de mariposas na Hungria (Valtonen et al, 2017).

O incremento no número de estudos que avaliam os efeitos dos impactos ambientais nos valores de diversidade beta temporal, nos permite avaliar se esses estudos estão concentrados em determinados grupos ecológicos ou em determinados tipos de impactos ambientais. Assim, uma ferramenta eficaz para compilar informações e conhecer as principais tendências em uma área de pesquisa é a revisão sistemática. Revisões sistemáticas analisam de forma quantitativa a literatura de pesquisa, sendo úteis para a busca de padrões ou lacunas existentes (Hood and Wilson, 2001). Dessa forma, o objetivo deste capítulo foi realizar uma revisão sistemática compilando artigos que avaliem a resposta da diversidade beta aos impactos ambientais ao longo do tempo. Os objetivos específicos foram evidenciar o número de artigos existentes sobre o tema ao longo dos anos, quais os grupos biológicos mais estudados, índices mais utilizados além de mensurar os ecossistemas e impactos mais estudados.

Métodos

Para sistematizar a revisão, esse trabalho seguiu as recomendações do protocolo PRISMA, que é um protocolo que dita os itens que devem constar em uma revisão sistemática, facilitando e uniformizando a elaboração de pesquisas do tipo (Moher et al., 2009). Para tanto, foi realizada uma busca no banco de dados online *Clarivate Analytics Web of Science* (www.isiknowledge.com) no dia 16 de outubro de 2019 utilizando como palavras-chave inseridas no campo tópico: ("beta diversit*") AND ("temporal*" OR "time*" OR "long-term*") AND ("impact*" OR "disturb*" OR "perturb*" OR "disord*" OR "homogeniz*" OR "disrupt*" OR "stress*" OR "environment* chang*").

Os critérios de inclusão foram definidos buscando refinar a pesquisa a fim de encontrar artigos que realmente contribuíssem com o objetivo do trabalho, portanto os critérios de inclusão para análise dos artigos foram: i) estudos que realizaram análise de diversidade beta temporal, ii) estudos com dados empíricos (observacionais) que avaliaram algum tipo de impacto, iii) estudos que contenham informações do índice de diversidade beta utilizado e do período de tempo para ser incluso nas análises os artigos deveriam contemplar os três critérios de inclusão. Foram excluídos artigos que i) estavam fora do escopo da pesquisa e ii) estudos experimentais, teóricos, de modelagem ou de revisão.

Após a filtragem dos artigos, foram obtidas as seguintes informações: i) ano de publicação; ii) organismos estudados, iii) ecossistema (água doce, marinho ou terrestre), iv) país onde o estudo foi realizado, v) periódico onde o artigo foi publicado, vi) região do estudo (temperado, tropical, polar), vii) habitat, viii) impacto ambiental (o impacto ambiental foi descrito de acordo com os autores dos artigos), ix) período de tempo estudado, x) índice de diversidade beta utilizado no estudo, xi) resposta da comunidade estudada ao impacto ao longo do tempo (aumento da diversidade beta, decréscimo ou sem alteração), xii) faceta da diversidade utilizada no estudo (taxonômica, funcional, filogenética) xiii) resolução numérica utilizada (abundância, presença/ausência, ou as duas). Através dessas informações foram realizadas análises quantitativas e qualitativas para analisar as principais tendências e vieses na literatura científica sobre o tema.

Para analisar o número de artigos publicados ao longo dos anos, primeiramente, foi necessário considerar o número de artigos totais publicados na base de dados *Web of Science* em cada ano. Assim, o número de artigos publicados sobre o tema de interesse foi dividido pelo número total de artigos publicados no ano, e então foi realizada uma análise de regressão simples da proporção do número de artigos por ano para verificar se houve um aumento temporal no número de artigos ao longo do tempo, também foram realizadas análises qualitativas com os dados coletados dos artigos. Todas as análises e gráficos foram realizados no *software R (R Development Core Team, versão 4.0.2, 2020)*.

Resultados

Como resultado da busca de artigos descrita nos métodos, foram encontrados 805 artigos com data de publicação entre 1993 e 2019. Seguindo o protocolo PRISMA, apenas a partir de 2008 foram encontrados artigos que atendiam aos critérios de inclusão. Além disso, um artigo repetido foi excluído da análise. No total, foram excluídos 685 artigos de acordo com os critérios pré estabelecidos e incluídos para análise um total de 119 artigos (Figura 1).

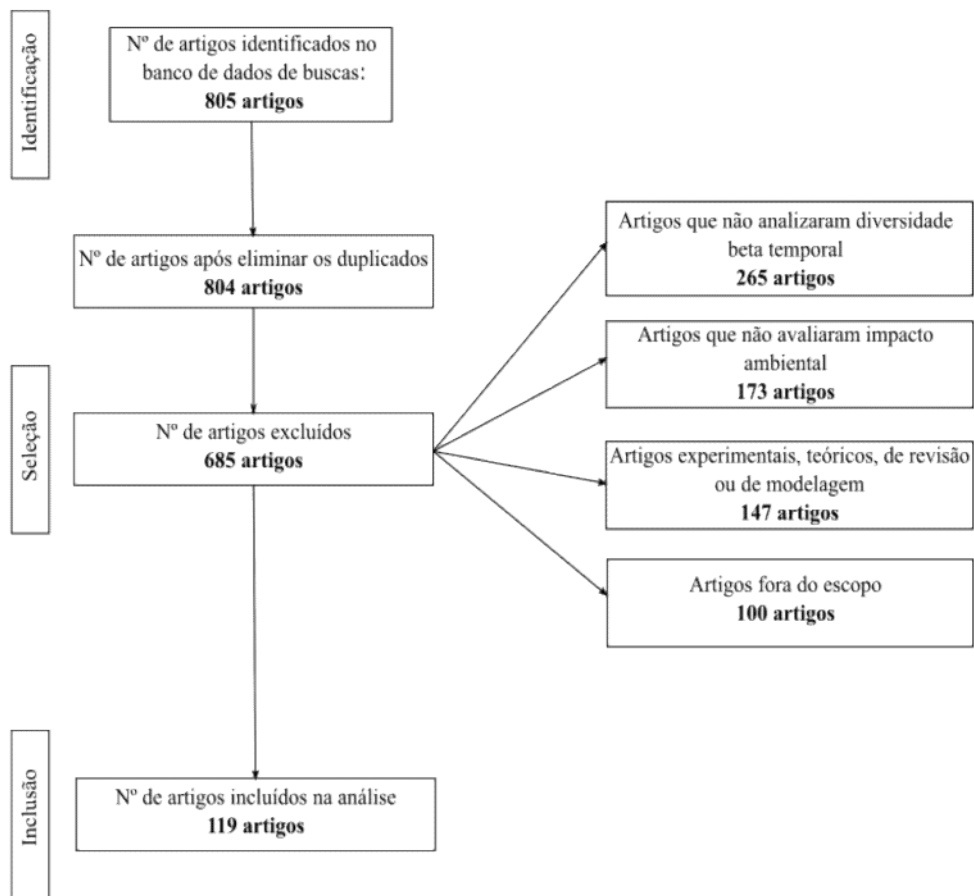


Figura 1: Fluxograma ilustrativo da quantidade de artigos incluídos no estudo e as razões de exclusão, baseado no protocolo PRISMA. Foram excluídos 685 artigos e 119 foram incluídos nas análises.

Houve um acréscimo significativo no número de publicações sobre o tema ao longo dos anos (entre 2008 e 2019) ($r = 0,459$, $p < 0,01$) (Figura 2).

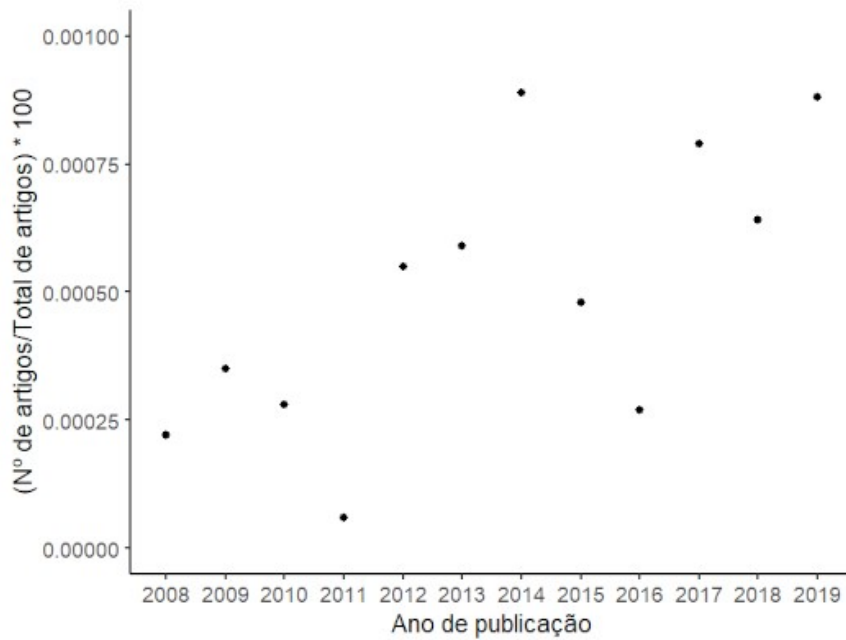


Figura 2: Proporção de artigos inclusos publicados por ano, considerando o número total de artigos na base *Web of Science* ao longo dos anos.

Os estudos foram publicados em 62 revistas, embora 39 e 10 delas possuam apenas 1 e 2 artigos publicados sobre o tema, respectivamente. Os 13 periódicos que mais publicaram (≥ 3 artigos) sobre impactos ambientais e diversidade beta temporal representaram 50,42% (60 artigos) do total de número de artigos (119 artigos). As revistas que mais publicaram sobre o tema foram a *Plos One* (9 artigos), seguida por *Global Ecology And Biogeography* (8 artigos) e *Biological Conservation* (7 artigos) (Figura 3).

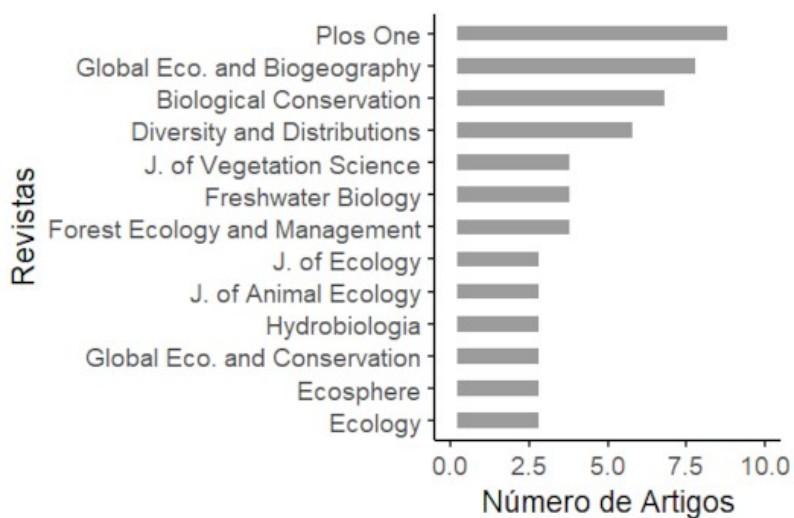


Figura 3: Periódicos que mais publicaram artigos sobre o tema, sendo *Plos One* a revista que mais publicou.

Os dez países mais estudados foram Canadá (15), Estados Unidos (14), Brasil (12), China (11), França (10), Reino Unido (9), México (3), Espanha (3), Holanda (2) e Chile (2), respectivamente (Figura 4). O Brasil foi o país mais estudado da América do Sul, seguido pelo Chile e Argentina.

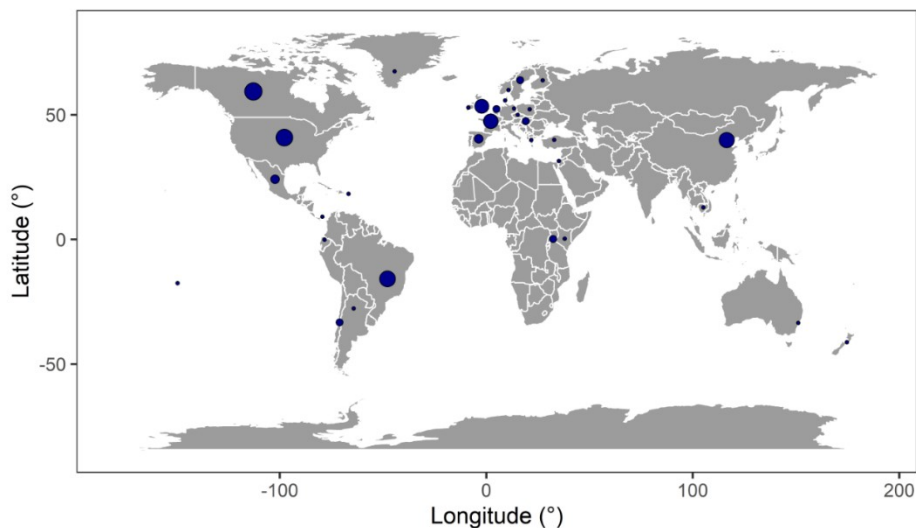


Figura 4: Mapa ilustrativo da quantidade de estudo em cada país, o tamanho dos círculos em azul varia de acordo com a quantidade de estudos em cada país.

A maior parte das pesquisas foi realizada com plantas (42 artigos; 31,8%), peixes (29 artigos; 22%) e invertebrados terrestres e aquáticos (16 e 12 artigos; 9,1%) (Figura 5). Os artigos que utilizaram no estudo dois ou mais grupos foram considerados independentemente para cada grupo. Os estudos foram realizados, principalmente, nos ecossistemas terrestres (60 artigos; 46,5%) e de água doce (58 artigos; 45%), destacando as regiões temperadas (88 artigos; 70,4%).

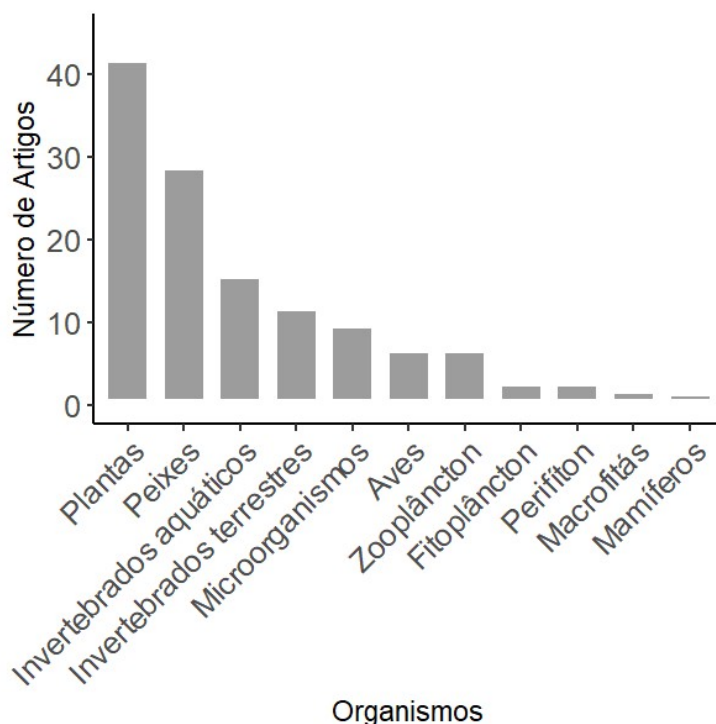


Figura 5: Organismos estudados com o objetivo de avaliar a influência dos impactos ambientais na diversidade beta. A coluna dos “microorganismos” refere-se as bactérias e fungos.

Os impactos mais estudados foram: mudanças climáticas (18,6%), uso do solo (18%), invasões (16,6%), barragens (8,6%) e poluição química (8%) (Figura 6). Além disso, a maior parte dos trabalhos publicados demonstrou que houve um decréscimo nos valores de diversidade beta, após os diferentes impactos ambientais analisados (65,35%) (Figura 6). Podemos citar, por exemplo, que dentre os artigos que avaliaram o efeito das mudanças climáticas sobre as comunidades, 58% relataram uma diminuição na diversidade beta temporal, enquanto o mesmo resultado (decréscimo nos valores de diversidade beta) foi obtido em 72% dos artigos que avaliaram o efeito do uso do solo e em 84% dos artigos que avaliaram os impactos de invasões biológicas. É importante ressaltar que esse decréscimo nos valores de diversidade beta, após a ocorrência de um impacto, ocorreu tanto quando foram utilizados dados de abundância das espécies quanto presença/ausência, sendo que a maior parte dos estudos utilizou dados de presença e ausência para o cálculo da diversidade beta (65%). A relação entre os impactos ambientais e os três países mais estudados (Canadá, EUA e Brasil) demonstrou que o efeito das mudanças climáticas foi mais abordado no Canadá (40%), enquanto o fogo (queimadas) foi o foco nos EUA (30%) e a influência das barragens foi o impacto mais estudado no Brasil (50%) (figura 7).

Além disso, a maior parte dos estudos tem duração variando entre < 1 ano e 3 anos (Figura 8). Os índices de diversidade beta utilizados foram baseados, principalmente, na diversidade taxonômica (115 artigos; 81%).

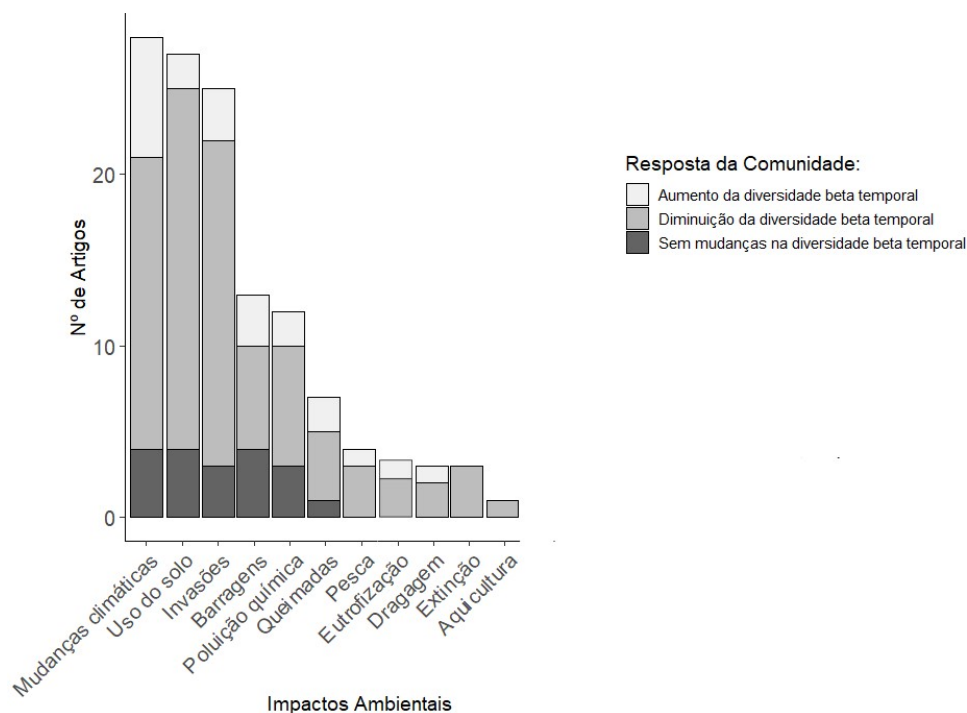


Figura 6: Impactos ambientais mais estudados e resposta da diversidade beta temporal após os impactos ambientais, representados pelas cores dentro das colunas.

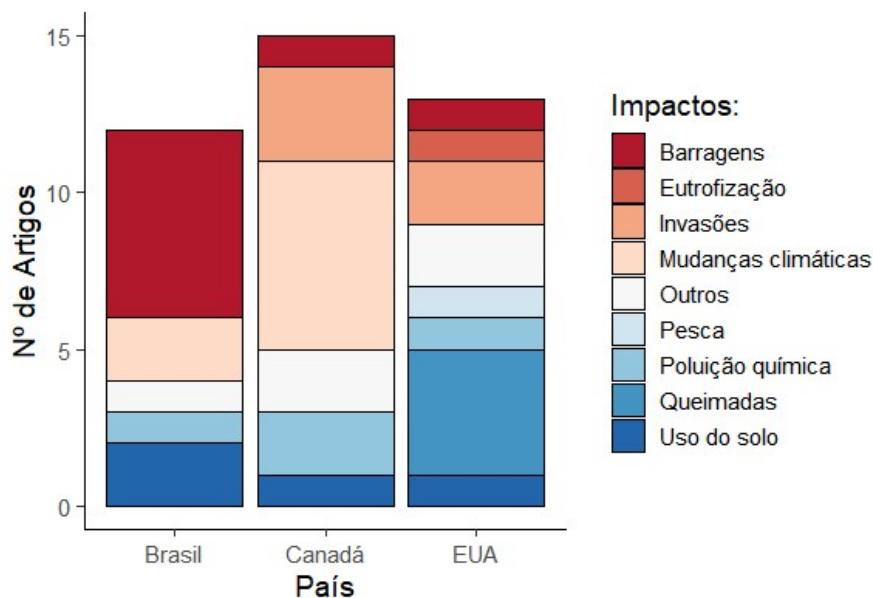


Figura 7: Distribuição dos impactos mais estudados nos países que se destacaram no número de estudos (Canadá, EUA e Brasil).

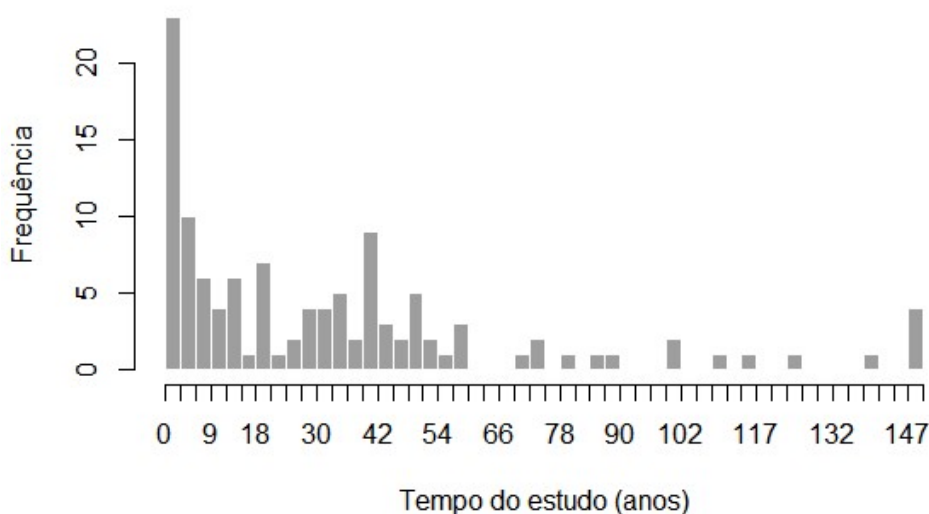


Figura 8: Histograma do tempo de duração dos estudos. Pode-se observar que a maior parte dos estudos possui banco de dados temporais entre 0 e 9 anos, porém com maior frequência entre 0 e 3 anos.

De maneira geral, 56 métodos diferentes foram utilizados para o cálculo de diversidade beta temporal (Tabela 1). A maior parte dos estudos utilizou apenas uma métrica de diversidade beta (58 estudos), enquanto alguns autores analisaram a diversidade beta com mais de uma métrica, por exemplo 30 estudos utilizaram 2 métricas, 11 estudos citaram 3 medidas diferentes, quatro estudos utilizaram quatro métricas e um estudo citou 5 diferentes maneiras para o cálculo de diversidade beta (Tabela 1).

Tabela 1. Índices mais utilizados nos estudos que avaliaram diversidade beta temporal. Alguns autores analisaram a diversidade beta com mais de uma métrica, o que explica o somatório total ser > 119 estudos.

Autores dos métodos de diversidade beta	Nº de estudos
Almeida-Neto (2008)	2
Anderson & Walsh (2013)	1
Anderson (2001)	1
Anderson et al. (2006)	19
Anderson et al. (2011)	3
Baiser & Lockwood (2011)	1
Bakker et al. (2003)	1
Baselga & Orme (2013)	2
Baselga (2010)	11
Baselga (2012)	11
Baselga et al. (2013)	2

Autores dos métodos de diversidade beta	Nº de estudos
Bocard, Gillet & Legendre (2011)	1
Botta-Dukát (2005)	1
Bray & Curtis (1957)	5
Bremner (2008)	1
Carvalho et al. (2012)	2
Chao et al. (2014)	1
Diserud & Odegaard (2007)	1
Faith et al. (1987)	1
Fine & Kembel (2011)	1
Gower	1
Harbone et al. (2006)	1
Hewitt et al. (2008)	1
Jaccard (1912)	9
Jost (2007)	4
Koleff et al. (2003)	2
Kraft et al. (2011)	1
Lande (1996)	2
Legendre (2013)	1
Legendre (2015)	3
Legendre e De Cáceres (2013)	8
Leprieur et al. (2012)	2
Lozupone & Knight (2005)	1
Magurran (2004)	2
Overpeck et al. (1985)	1
Podani & Schmera (2018)	1
Podani & Schmera (2011)	1
Rao (1982)	1
Raup & Crick (1979)	2
Raup e Crick (1979) modificado por Chase et al. (2011)	5
Ricota & Bacaro (2010)	1
Ricotta (2005)	1
Simpson (1943)	1
Smol et al. (2005)	2
Sorensen (1948)	1
Stegen et al. (2012)	1
Swenson (2014)	1
Swenson et al. (2011)	2
Tuomisto (2010)	1
Ulrich et al. (2009)	1
Villéger et al. (2013)	5
Weir & Cockerham (1984)	1
Whittaker (1960)	4
Wilson & Shmidam (1984)	1
TOTAL	140

Discussão

A aplicação dos índices de diversidade beta em dados temporais é uma importante ferramenta que pode informar como uma determinada alteração ambiental influencia a estrutura de uma comunidade (Magurran et al., 2010). Ao longo dos anos o número de publicações que avaliaram o efeito dos impactos ambientais na diversidade beta temporal aumentou linearmente, o que indica o aumento do interesse da comunidade científica neste tema. Esse maior interesse também refletiu em um grande número de estudos realizados no Brasil, que foi o terceiro país mais estudado no mundo e o mais estudado da América do Sul. Podemos destacar, ainda, que o impacto mais estudado no Brasil foi o impacto da construção de barragens, tendo em vista o grande potencial hídrico do país e, conseqüentemente, a construção de inúmeros reservatórios hidrelétricos. A construção de barragens causa, além de impactos hidrológicos (e.g. alteração da vazão, do fluxo da corrente, aumento da profundidade), impactos na fauna e flora (perda da biodiversidade, realocamento de espécies nativas e interrupção dos fluxos de migração) (Queiroz et al., 2013). Dessa forma, as pesquisas com o objetivo de avaliar a influência desse impacto na composição de espécies aquáticas têm atraído o interesse de um grande número de pesquisadores. Além disso, esses estudos possuem a “vantagem” no planejamento da pesquisa, tendo em vista que existe um cronograma para a execução da obra e o pesquisador consegue realizar suas coletas antes e após a formação do reservatório, o que é impossível ser feito quando o impacto é imprevisível (e.g. queimada, furacão).

A revista que mais publicou foi a *PlosOne*, que é uma revista de livre acesso das áreas de ciência em geral. Desde 1990 houve uma crescente aceitação de revistas de livre acesso, que facilitam o acesso à ciência e seus avanços. Essas revistas possuem um impacto positivo na disponibilidade da literatura, o que pode explicar o grande número de publicações na *PlosOne* (Björk et al. 2010). Além disso, essa revista não é específica para um determinado público, como por exemplo as revistas específicas de ambientes aquáticos. Dentro deste contexto, podemos destacar o maior número de pesquisas com plantas. Inúmeros trabalhos clássicos na ecologia foram realizados por botânicos (e.g. Frederic E. Clements, Henry A. Gleason, Arthur G. Tansley) e ainda hoje muitas teorias são testadas com plantas, tendo em vista que são organismos sésseis (maior facilidade na manipulação) e irão responder as alterações ambientais locais. O maior interesse na conservação dos corpos aquáticos nos últimos anos também pode explicar o grande número de pesquisa com foco na ictiofauna (Allan & Flecker 1993). As pesquisas com ictiofauna refletem um grande interesse social e econômico, tendo em vista que a pesca é fonte de renda e alimento para um grande número

de pessoas, ou seja, é um serviço ecossistêmico amplamente estudado. Além disso, a construção de barragens, que foi um dos impactos mais estudados como discutido anteriormente, irá afetar diretamente a composição e riqueza de peixes (Pelicice et al., 2015; Winemiller et al., 2016; Pereira et al., 2019).

O maior número de pesquisas realizadas com plantas e peixes também reflete na escala temporal dos estudos. A maior parte das pesquisas foi realizada em um período menor que 1 ano (ao longo de meses) até 3 anos de estudo. Os impactos estudados nesse curto espaço de tempo foram impactos como queimadas (principalmente com plantas no ambiente terrestre) poluição (ambiente terrestre e aquático) e construção de barragem (com foco na ictiofauna, fitoplâncton e zooplâncton). Além disso, o interesse sobre os efeitos das mudanças climáticas na diversidade biótica se tornou um dos temas mais abordados nas pesquisas ecológicas nos últimos anos (Hughes et al., 2003; Thuiller et al., 2005). Savage e Vellend (2015) analisaram um conjunto de dados de 42 anos e encontraram evidências de que o aquecimento global foi responsável pela homogeneização biótica em uma área de proteção ambiental no Canadá. Outro estudo realizado com aves na Suécia revelou que o aumento das temperaturas está conduzindo a homogeneização da comunidade, tendo em vista a presença somente das espécies generalistas comuns (Davey et al., 2013).

O presente estudo também demonstrou que a maior parte das pesquisas encontrou um decréscimo nos valores de diversidade beta após um determinado impacto ambiental. Os impactos ambientais resultam em alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas em um ecossistema (Hauschild, 2014), o que pode beneficiar o aumento populacional das espécies mais adaptadas a essas novas condições, resultando, conseqüentemente, em uma homogeneização biótica ou decréscimo na diversidade beta (Petsch, 2016). Alguns estudos mostraram que impactos como barragens e introdução de espécies podem resultar na homogeneização das comunidades de peixes (menor diversidade beta após a formação do reservatório) devido a modificação de características do rio após o impacto e competição por recursos com espécies invasoras (Toussaint et al., 2014; Daga et al., 2014).

A métrica mais utilizada nos estudos de diversidade beta temporal foi a métrica proposta por Anderson et al. (2006), com 19 estudos que utilizaram essa medida. A particularidade dessa métrica é que não possui um limite superior, ou seja, não varia entre 0 e 1, permitindo ser particionada em componentes conduzidos por diferenças composicionais e também por mudanças de ordem de magnitude na abundância. As métricas propostas por Baselga (2010) e Baselga (2012) também estão entre as mais utilizadas, provavelmente devido a partição da diversidade beta em “aninhamento” e “substituição de espécies”,

utilizando índices de dissimilaridade de Sørensen e Simpson (Baselga, 2010) e de Jaccard (Baselga, 2012).

Com base nos resultados apresentados neste capítulo, podemos ressaltar a necessidade de um maior número de pesquisas envolvendo alguns organismos ainda pouco estudados, tais como os mamíferos, aves e os microrganismos aquáticos (fitoplâncton e zooplâncton). Além disso, apesar do destaque no número de estudos realizados no Brasil (discutido anteriormente), a análise dos impactos ambientais sobre a diversidade beta ainda é pouco abordada nas regiões tropicais, mesmo considerando a grande biodiversidade e a ameaça a essa biodiversidade nessas regiões (Myers et al., 2000). O apoio às pesquisas de longa duração também deve ser incentivado, tendo em vista que para uma análise temporal robusta é necessário um grande conjunto de dados. De fato, o presente estudo demonstrou que a maior parte das pesquisas envolvendo diversidade beta foi realizado utilizando dados de curto prazo. Assim, incentivar a criação e manutenção de um banco de dados constantemente atualizado é de extrema importância para as análises temporais de mudanças na composição de espécies.

Referências

- Allan JD, Flecker AS (1993) Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience* 43:32–43. <https://doi.org/10.2307/1312104>
- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol Lett* 9:683–693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, et al (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecol Lett* 14:19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob Ecol Biogeogr* 19:134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga A (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Glob Ecol Biogeogr* 21:1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Björk B-C, Welling P, Laakso M, et al (2010) Open Access to the Scientific Journal Literature: Situation 2009. *PLoS One* 5:e11273. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011273>
- Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, et al (2013) Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologia* 43:114–121. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.007>
- Bozelli RL, Thomaz SM, Padial AA, et al (2015) Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia* 753:233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>
- Brice M, Cazelles K, Legendre P, Fortin M (2019) Disturbances amplify tree community responses to climate change in the temperate–boreal ecotone. *Glob Ecol Biogeogr* 28:1668–1681. <https://doi.org/10.1111/geb.12971>
- Carvalho JC, Cardoso P, Gomes P (2012) Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Glob Ecol Biogeogr* 21:760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>
- Cook SC, Housley L, Back JA, King RS (2018) Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology* 99:47–56. <https://doi.org/10.1002/ecy.2069>
- Daga VS, Skóra F, Padial AA, et al (2014) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* 746:327–347. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2032-0>

- Davey CM, Devictor V, Jonzén N, et al (2013) Impact of climate change on communities: revealing species' contribution. *J Anim Ecol* 82:551–561. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12035>
- Dias-Silva K, Brasil LS, V eloso GKO, et al (2020) Land use change causes environmental homogeneity and low beta-diversity in Heteroptera of streams. *Ann Limnol - Int J Limnol* 56:9. <https://doi.org/10.1051/limn/2020007>
- Hauschild M (2014) Environmental Impact. In: *CIRP Encyclopedia of Production Engineering*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 463–464
- Hood WW, Wilson CS (2001) The Literature of Bibliometrics, Scientometrics, and Informetrics. *Scientometrics* 52:291–314. <https://doi.org/10.1023/A:1017919924342>
- Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, et al (2003) Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* (80-.). 301:929–933
- Korhonen JJ, Soininen J, Hillebrand H (2010) A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology* 91:508–517. <https://doi.org/10.1890/09-0392.1>
- Leigh C, Aspin TWH, Matthews TJ, et al (2019) Drought alters the functional stability of stream invertebrate communities through time. *J Biogeogr* 46:1988–2000. <https://doi.org/10.1111/JBI.13638>
- Legendre P, Borcard D, Peres-Neto PR (2005) Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecol Monogr* 75:435–450. <https://doi.org/10.1890/05-0549>
- Legendre P, Gauthier O (2014) Statistical methods for temporal and space-time analysis of community composition data. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281:20132728
- Magurran AE, Baillie SR, Buckland ST, et al (2010) Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. *Trends Ecol Evol* 25:574–582. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- Magurran AE, Henderson PA (2012) How selection structures species abundance distributions. *Proc R Soc B Biol Sci* 279:3722–3726. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1379>
- Myers N, Mittermeyer RA, Mittermeyer CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Moher D, Liberati A, Tetzlaff J, Altman DG, (2009) The PRISMA Group. Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses: The PRISMA Statement. Disponível em: www.prisma-statement.org. Traduzido por: Taís Freire Galvão e Thais de

- Souza Andrade Pansani; retro-traduzido por: David Harrad.
<https://doi.org/10.5123/S1679-49742015000200017>
- Pelicice FM, Pompeu PS, Agostinho AA (2015) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish* 16:697–715.
<https://doi.org/10.1111/FAF.12089>
- Pereira HR, Gomes LF, Barbosa H de O, et al (2019) Research on dams and fishes: determinants, directions, and gaps in the world scientific production. *Hydrobiol* 2019 8472 847:579–592. <https://doi.org/10.1007/S10750-019-04122-Y>
- Petsch DK (2016) Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101:113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Pickett STA, White PS (1985) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02952-3>
- Queiroz R De, Koppe E, Grassi P, et al (2013) Geração de energia elétrica através da energia hidráulica e seus impactos ambientais. *Rev Eletrônica em Gestão, Educ e Tecnol Ambient* 13:2774–2784. <https://doi.org/10.5902/223611709124>
- Savage J, Vellend M (2015) Elevational shifts, biotic homogenization and time lags in vegetation change during 40 years of climate warming. *Ecography (Cop)* 38:546–555.
<https://doi.org/10.1111/ecog.01131>
- Siqueira T, Lacerda CGLT, Saito VS (2015) How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? *Biotropica* 47:509–516.
<https://doi.org/10.1111/btp.12224>
- Thuiller W, Lavorel S, Araújo MB, et al (2005) Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proc Natl Acad Sci U S A* 102:8245–8250.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
- Toussaint A, Beauchard O, Oberdorff T, et al (2014) Historical assemblage distinctiveness and the introduction of widespread non-native species explain worldwide changes in freshwater fish taxonomic dissimilarity. *Glob Ecol Biogeogr* 23:574–584.
<https://doi.org/10.1111/geb.12141>
- Valtonen A, Hirka A, Szócs L, et al (2017) Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. *J Anim Ecol* 86:730–738.
<https://doi.org/10.1111/1365-2656.12687>
- Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol Monogr* 30:279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>

Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, et al (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* (80-) 351:128–129. <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>

Capítulo II

Análise temporal da diversidade beta da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical: após a formação do reservatório houve ganho ou perda de espécies?

Resumo: Há um crescente interesse em pesquisas que buscam compreender como os impactos ambientais podem alterar a distribuição de espécies em um ecossistema. Em ecossistemas aquáticos, a construção de reservatórios artificiais tem sido um dos impactos mais estudados, tendo em vista a influência dessa construção nas características físicas, químicas e biológicas dos corpos aquáticos. Medidas de diversidade beta são, frequentemente, utilizadas para avaliar o impacto da formação de um reservatório sobre as comunidades aquáticas, mensurando a variação da composição de espécies entre unidades amostrais espaciais e/ou temporais. Um novo índice de diversidade beta temporal (TBI) foi desenvolvido por Legendre (2019). Essa ferramenta visa medir mudanças na diversidade beta no mesmo ponto entre dois tempos, podendo ainda particionar em perdas e ganhos de espécies. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar a variação temporal da comunidade zooplanctônica no reservatório da Usina Hidrelétrica de Peixe Angical, comparando os períodos antes e após a formação do reservatório. Para isso foram utilizados dados de abundância da comunidade zooplanctônica nas fases pré reservatório e pós reservatório. Para calcular a diversidade beta temporal foi utilizado o índice TBI, e o índice de dissimilaridade *percentage difference (% difference)*. Foram identificados 244 táxons, sendo eles 96 de rotíferos, 86 de tecamebas, 38 de cladóceros e 24 de copépodos. A maior alteração na composição de espécies zooplanctônicas (maiores valores de diversidade beta) foi obtida comparando os períodos antes e após a formação do reservatório. Após a formação do reservatório, o ganho de espécies foi superior à perda, principalmente nos pontos P2 (tributário do reservatório), P5 e P6 (pontos nas proximidades da barragem). Os valores de diversidade beta também foram relacionados com a dissimilaridade ambiental. No entanto, quando comparados os meses antes e após a formação do reservatório, essa relação não foi significativa, ou seja, a transformação do sistema lótico em lântico é o fator principal para os elevados valores de diversidade beta. Tais resultados demonstram a importância inequívoca do impacto da formação do reservatório sobre a comunidade zooplanctônica.

Palavras-chave: composição de espécies, TBI, barragem, rio Tocantins.

Introdução

Há um grande interesse dos ecólogos por estudos que tentam explicar como os padrões de distribuição das espécies são alterados em escalas espaciais e temporais, e como as variáveis bióticas e abióticas podem explicar esses padrões (Soininen, 2010). Esses estudos contribuem para uma melhor compreensão de como os distúrbios ambientais naturais ou antrópicos podem alterar a distribuição das espécies e, conseqüentemente, o funcionamento dos ecossistemas (Swenson et al., 2012; Socolar et al., 2016). Alguns pesquisadores demonstraram que os impactos ambientais podem influenciar na mudança da composição ou abundância das espécies através de alterações dos fatores abióticos (Knoll et al., 2003), mudanças em fatores biológicos, como, por exemplo, a colonização de espécies invasoras (Toussaint et al., 2014) ou também através de alterações na hidrologia de um ecossistema aquático (Thornton et al., 1990). A homogeneização biótica em ecossistemas aquáticos, por exemplo, pode ser uma consequência do uso do solo no entorno do corpo aquático, urbanização, introdução de espécies exóticas e mudanças climáticas (Petsch, 2016).

Com o objetivo de mensurar a mudança na composição de espécies entre diferentes locais, Whittaker (1960) desenvolveu uma métrica de diversidade beta, que envolvia a quantificação da diversidade alfa (riqueza local de espécies) e a diversidade gama (riqueza regional). Posteriormente, novas métricas passaram a ser utilizadas para mensurar a diversidade beta, tais como os índices de dissimilaridade ou similaridade na composição de espécies ao longo do espaço ou tempo (Melo et al., 2012). Essas medidas podem ser calculadas através dos dados de abundância das espécies ou mesmo considerando somente a presença/ ausência de espécies (Legendre et al., 2005; Baselga, 2010; Anderson et al., 2011; Carvalho et al., 2012; Magurran & Henderson, 2012; Siqueira et al., 2015).

Inicialmente, a análise da diversidade beta teve o objetivo principal de comparar as comunidades em escalas geográficas, porém, a análise da mudança na composição de espécies ao longo do tempo tem sido foco de inúmeras pesquisas ecológicas nas últimas décadas e pode ser de extrema importância para detectar impactos antrópicos em uma comunidade (Azeria et al., 2006; Melo et al., 2012; Lopes et al., 2019). Recentemente, Legendre (2019) desenvolveu um índice de diversidade beta temporal (TBI) que identifica locais que se destacam no espaço-tempo e seriam úteis na avaliação de impactos antrópicos. Esse método propõe testar a diferença na composição das comunidades ao longo do tempo, e ainda examinar perdas e ganhos de espécies comparando o tempo 1 e o tempo 2. Um exemplo da aplicação desse índice é um estudo realizado na Ilha de Barro Colorado, que comparou a diversidade de árvores entre 1985 e 2015 e identificou que as espécies que mais

mudaram em abundância entre os tempos estavam na área de pântano, o que pode indicar que o pântano dessa região foi afetado pela seca recorrente, além da invasão de espécies no entorno (Legendre & Condit, 2019).

Em ecossistemas aquáticos, a construção de reservatórios artificiais, através de barragens, tem sido um dos impactos mais estudados em ecologia, tendo em vista a influência dessa construção nas características físicas, químicas e biológicas dos corpos aquáticos (Thornton et al., 1990; Rangel et al., 2012). De acordo com o conceito de descontinuidade fluvial (Ward & Stanford, 1983), após um rio ser represado, primeiramente há a modificação na vazão do rio, que passa de um sistema lótico para lântico, seguido por um decréscimo nos valores de turbidez nas proximidades da barragem (Thornton et al., 1990). A construção de barragens também implica no bloqueio da dispersão de inúmeras espécies (Baxter, 1977; Agostinho et al., 2016; Castello & Macedo, 2016), assim como podem resultar na homogeneização biológica do sistema (Knoll et al., 2003; Petsch, 2016). Dessa forma, a formação de um reservatório pode influenciar toda a comunidade aquática, incluindo os organismos zooplancônicos (Pedrozo et al., 2012; Simões et al., 2015).

A comunidade zooplancônica é formada por grupos diversos de animais que vivem na coluna da água, entre estes grupos destacam-se: os Rotíferos, Cladóceros, Copépodos e Tecamebas. Esses organismos são importantes componentes na transferência de energia ao longo da cadeia trófica (Esteves, 2011). A comunidade zooplancônica é amplamente utilizada como modelo para avaliar impactos ambientais através do tempo, pois possui organismos filogeneticamente diferentes, com pouca mobilidade e pequeno tamanho corporal (Bonecker et al., 2013; Zhao et al., 2017). De fato, a abundância de algumas espécies que compõem o zooplâncton pode ser utilizada como indicador ambiental (Gazonato Neto et al., 2014), porém as respostas são diferentes de acordo com os grupos de zooplâncton, por terem ecologia e história de vida diferentes (Allan, 1976).

Assim, estudos que visam compreender a dinâmica das comunidades aquáticas, incluindo a comunidade zooplancônica, e como elas se comportam ao longo do tempo, considerando o impacto da construção de barragens nos ambientes aquáticos, é de extrema importância para medidas de manejo (Socolar et al., 2016). Alguns estudos demonstram que a comunidade zooplancônica pode aumentar em riqueza e abundância, devido às características físicas decorrentes do represamento de um rio, como a redução do fluxo e da turbulência da água, o que favorece a permanência e reprodução do zooplâncton em geral (Rocha et al., 1999).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a variação da diversidade beta temporal zooplancônica no reservatório da Usina Hidrelétrica de Peixe Angical, comparando os períodos antes e após a formação do reservatório. Nossa hipótese é que ocorra um aumento nos valores de diversidade beta, comparando os meses antes e após a construção da barragem, com um ganho de espécies após a implementação do reservatório, tendo em vista às condições hidrológicas favoráveis a permanência e reprodução desses organismos na fase pós-enchimento. Além disso, esperamos maiores valores de diversidade beta nos pontos de coleta situados nas proximidades da barragem, pois são pontos mais afetados pelo impacto (Figura 1).

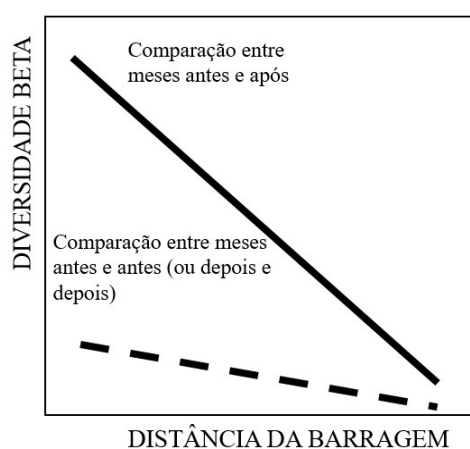


Figura 1. Representação da expectativa que a maior diversidade beta temporal seja obtida nos pontos próximos à barragem, e quando forem comparados os meses antes e após a formação do reservatório, o triângulo representa a barragem da esquerda para a direita.

Material e Métodos

Área de estudo

A amostragem da comunidade zooplancônica foi realizada no Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Peixe Angical ($12^{\circ}14'10,3''S$; $48^{\circ}22'57,4''W$) localizada no alto Rio Tocantins entre os municípios de Peixe, São Salvador do Tocantins e Paranã, no estado do Tocantins. As coletas foram realizadas em 7 pontos, seis deles a montante da barragem e um a jusante da barragem (Tabela 1 e Figura 2).

A construção desse reservatório iniciou-se no ano de 2005, e o período de enchimento teve início em janeiro de 2006 com término em abril do mesmo ano. O reservatório possui uma área de inundação de aproximadamente 293 km^2 , e a área inundada chega a 120 km em extensão. O tempo de residência da água no reservatório chega a 18 dias (Pelicice & Agostinho, 2012).

Tabela 1. Localização dos pontos de coleta.

Ponto	Localização	Longitude	Latitude
1	Rio Paranã, acima da cidade de Paranã	47°51'19''	12°39' 01''
2	Ribeirão das Lajes	48°02'20''	12°34'41''
3	Rio Tocantins, São Salvador	48°14'15''	12°44'31''
4	Ribeirão das Pedras	48°17'21''	12°33'31''
5	Rio Tocantins, próximo à foz do rib. Santa Cruz	48°15'49''	12°18'22''
6	Rio Tocantins, montante da barragem	48°22'41''	12°14'28''
7	Rio Tocantins, jusante da barragem	48°24'03''	12°13'50''

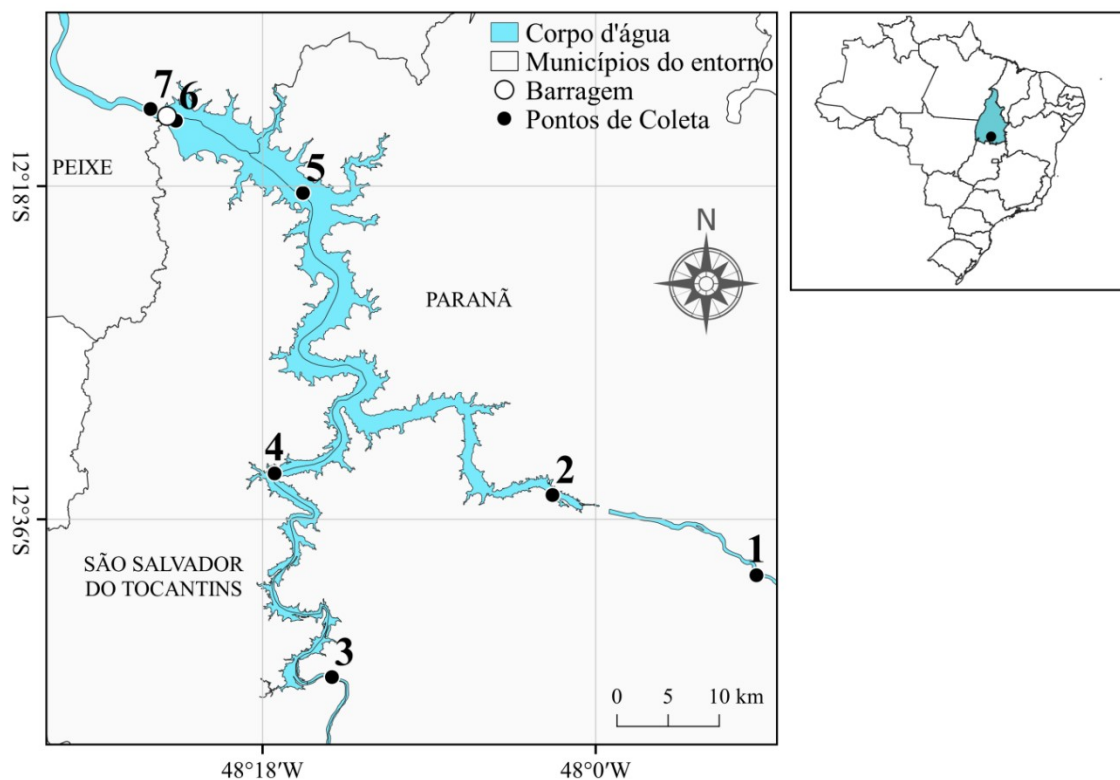


Figura 2: Mapa com a localização dos pontos de coleta no reservatório da UHE de Peixe Angical, Tocantins.

Coleta de dados

Foram utilizados os dados referentes ao Programa de Monitoramento Limnológico do reservatório da UHE Peixe Angical. As coletas foram realizadas nas fases pré reservatório

(entre maio de 2004 e dezembro de 2005) e pós reservatório (entre maio de 2006 e março de 2018), totalizando 33 meses de coleta (8 meses na fase pré reservatório e 25 meses na fase pós reservatório) em um período de 14 anos de monitoramento. A mesma equipe de campo realizou todas as campanhas de amostragem e utilizou o mesmo protocolo de coleta, preservação e análise das amostras.

Comunidade zooplanctônica

A amostragem da comunidade zooplanctônica foi realizada com o auxílio de uma motobomba, tendo sido filtrados 1.000 litros de água, por amostra, em uma rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio. A abundância zooplanctônica foi determinada a partir da contagem das amostras em câmaras de Sedwigck-Rafter, sob microscópio ótico, enquanto as amostras com baixa densidade de organismos foram contadas em sua totalidade. Além disso, para cada amostra, sub-amostras foram analisadas até a estabilização da curva do coletor (Bottrell et al., 1976). Para a identificação dos organismos, foram utilizados trabalhos especializados (Koste, 1978; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Perbiche-Neves et al., 2015).

Variáveis abióticas

Amostras de água foram obtidas na subsuperfície (aproximadamente 20 cm) em cada ponto de coleta. Em campo, os valores de temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram mensurados através de potenciômetros digitais. A turbidez também foi obtida no mesmo dia da coleta, através de um turbidímetro digital (Digimed). Em laboratório, parte das amostras foi filtrada, no mesmo dia da coleta, em membranas Whatman GF/C, e armazenadas em freezer para posterior determinação das concentrações de material em suspensão total, orgânico, inorgânico e clorofila-*a*. O material em suspensão foi estimado por gravimetria, sendo que a separação entre a fração orgânica e inorgânica foi realizada por calcinação a 500 °C (Wetzel & Linkens, 1991). A concentração de clorofila-*a* foi quantificada através da extração com acetona (90%) e leitura em espectrofotômetro a 663 nm, aplicando-se correção para outros compostos dissolvidos e turbidez, resultante da leitura a 750 nm (Golterman et al., 1978).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) foi determinada através da medida do consumo de oxigênio nas amostras durante uma incubação de cinco dias, a uma temperatura constante de 20°C. As amostras de água filtrada e não filtrada foram preservadas em geladeira

para posterior determinação de nitrogênio total Kjeldahl, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total, de acordo com a metodologia proposta pelo Standad Methods (APHA, 2005).

Análise dos dados

Para realizar as análises de variação temporal da comunidade zooplanctônica foi utilizado o índice de diversidade beta temporal (TBI) de Legendre (2019), que varia entre 0 e 1 (valores mais próximos a 1 indicam maior diversidade beta). O TBI foi calculado para cada local, medindo a mudança na composição da comunidade entre tempo 1 (T1) e tempo 2 (T2), foi realizada a comparação mês a mês nos períodos antes à formação do reservatório, antes e após à formação do reservatório e no período pós reservatório. Esse índice propõe testar a significância dessa diferença, o que é possível através da aleatorização de dados das espécies entre os locais, sendo essa aleatorização pareada entre T1 e T2, calculando assim se as mudanças excepcionais não são aleatórias. As dissimilaridades do TBI podem também ser decompostas em componentes de perda e ganho de espécies na comunidade (Legendre, 2019). Para tanto foi utilizado o índice de dissimilaridade *percentage difference (% difference)*, correspondente ao *Bray-Curtis*, que foi aplicado nos dados de abundância das espécies. Os índices TBI foram testados através de um teste de permutação (999 vezes) para verificar se existe a diferença entre os tempos comparando os mesmos locais, para essa análise foi utilizada a função *TBI.R* no pacote *adespatial*.

A variação temporal nos valores de diversidade beta foi mensurada através de uma abordagem de defasagem temporal proposta por Collins et al. (2000). Assim, os valores de diversidade beta obtidos par a par entre os meses de coleta foram relacionados com os valores da defasagem temporal obtidas para todas as combinações possíveis através de uma análise de regressão linear. Assim, se a regressão linear for positiva, significa que a comunidade zooplanctônica sofreu alterações ao longo do tempo, ou seja, maior diversidade beta nos maiores intervalos de tempo. Caso a regressão linear seja negativa, menores valores de diversidade beta foram obtidos nos maiores intervalos de tempo e, finalmente, uma regressão linear não significativa ou inclinação da reta não diferente de zero implica que os valores de diversidade beta se mantiveram constantes (altos ou baixos) ao longo do tempo.

As matrizes de dados de abundância de táxons zooplanctônicos (tecamebas, rotíferos, cladóceros e copépodos) foram analisadas utilizando uma análise de redundância baseada em distâncias (db-RDA; Legendre & Anderson, 1999). Esta análise foi utilizada para testar se as diferenças entre antes e depois a formação do reservatório, em termos da abundância de táxons zooplanctônicos, foram significativas. Para tanto, as matrizes de dissimilaridade foram

obtidas utilizando o índice de Bray-Curtis e os dados foram previamente $\log(x+1)$ transformados (onde x é a densidade de cada táxon). Estas análises foram realizadas usando funções disponíveis no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2020) para R (R Core Team, 2020)

As variáveis abióticas foram sintetizadas através de uma análise de componentes principais (PCA) (Legendre & Legendre, 2012). Para isso, os dados foram $\log(x+1)$ transformados (com exceção dos valores de pH). Uma matriz de distância Euclidiana também foi utilizada para verificar a dissimilaridade ambiental entre os meses de coleta. De maneira similar, os valores das variáveis físicas e químicas foram $\log(x+1)$ transformados (com exceção dos valores de pH) e, em seguida, padronizados. A matriz de dissimilaridade ambiental foi correlacionada com a matriz de diversidade beta temporal de cada ponto através do teste de Mantel, com 999 permutações (Mantel, 1967). Para essa análise foram utilizadas as funções *vegdist* e *mantel* no pacote *vegan*. A relação entre as matrizes de dissimilaridade ambiental e de diversidade beta também foi apresentada através de uma regressão linear.

Todas as análises foram realizadas através do *software* R (*R Development Core Team*, versão 4.0.2, 2020).

Resultados

Durante o período de estudo, foram identificados 244 táxons de organismos zooplanctônicos, sendo eles 96 táxons de rotíferos, 86 de tecamebas 38 de cladóceros e 24 de copépodos (Anexo 1). Os rotíferos identificados pertencem a 21 famílias, sendo Brachionidae e Lecanidae as mais representativas (20 espécies cada), destacando-se ainda Trichocercidae (10 espécies). Os tecamebas identificados pertencem a 9 famílias, enquanto os cladóceros identificados pertencem a sete famílias e os copépodos foram representados por apenas duas famílias. Do total de 244 táxons, 150 táxons foram registrados no período anterior à formação do reservatório, enquanto no período após a formação do reservatório foram registrados 200 táxons.

A maior alteração na composição de espécies zooplanctônicas (maiores valores de diversidade beta) foi obtida após a formação do reservatório da UHE Peixe Angical, comparando com os meses antes da formação do reservatório (comparação antes x depois-AD) (Figura 3). Em média, os valores de TBI (diversidade beta) foram iguais a 0,89 comparando os meses antes e depois (AD), 0,72 comparando somente os meses antes da formação do reservatório (AA) e 0,79 comparando somente os meses depois da formação do reservatório (DD) (Figura 3).

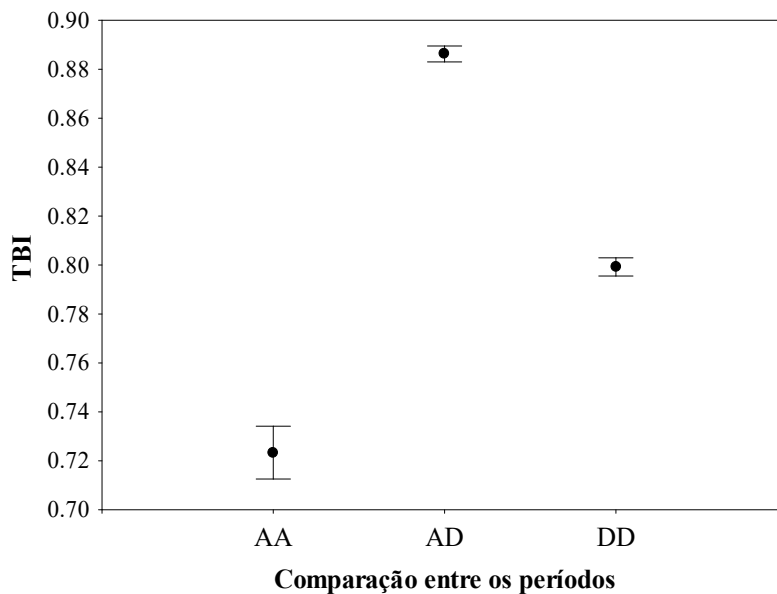
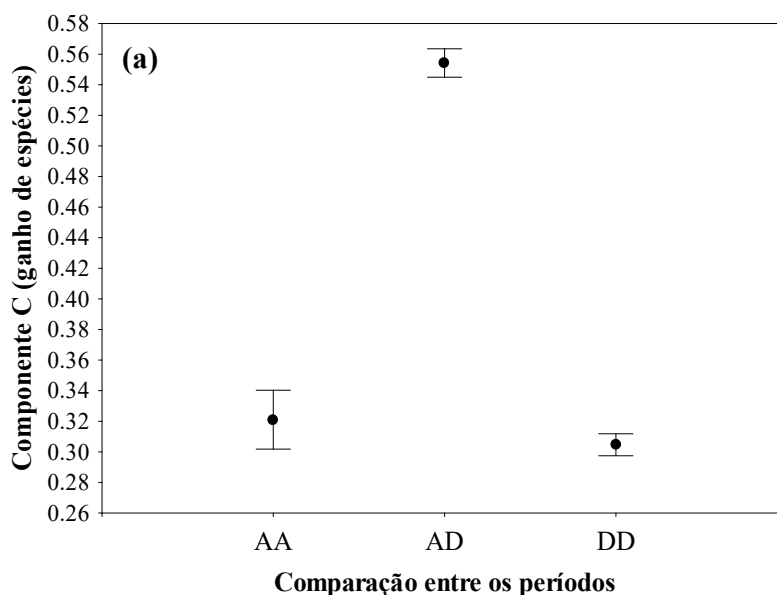


Figura 3: Valores de diversidade beta (TBI) obtidos comparando somente os meses antes da formação do reservatório (AA), comparando os meses depois da formação do reservatório (DD) e comparando os meses antes e depois da formação do reservatório da UHE Peixe Angical (AD).

Após a formação do reservatório, o ganho de espécies foi superior à perda, comparando com a fase pré-reservatório, resultando no aumento da diversidade beta (Figura 4). De fato, alguns estudos demonstraram a maior riqueza de rotíferos e cladóceros após a formação de um reservatório.



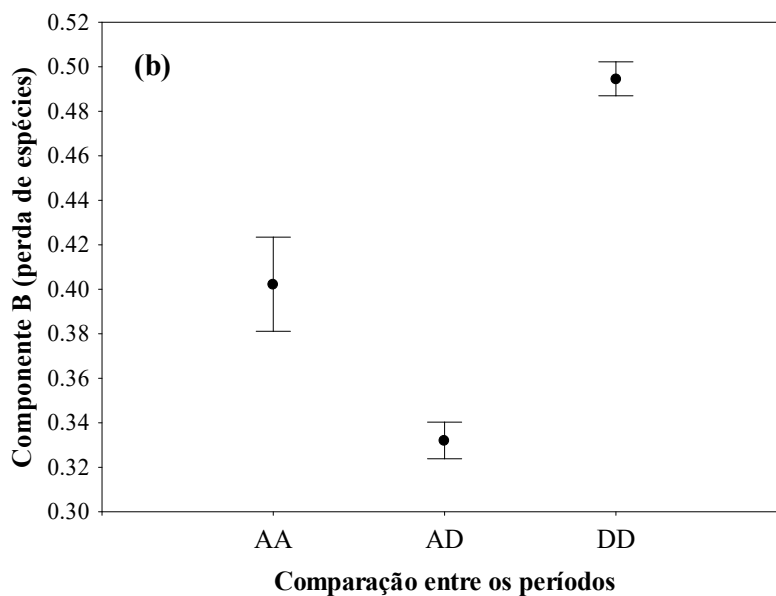


Figura 4: Componentes da diversidade beta (TBI) referentes ao ganho e perda de espécies, comparando os diferentes meses de estudo (meses antes da formação do reservatório-AA; depois da formação do reservatório-DD e comparando os meses antes e depois da formação do reservatório-AD).

A análise espacial dos dados demonstrou que as maiores alterações na composição de espécies (maiores valores de diversidade beta), comparando os meses antes e depois da formação do reservatório (comparação AD), ocorreram nos pontos P2 (ribeirão da Lajes), P5 (meio do reservatório) e P6 (ponto próximo à barragem) (Figura 5). Também foi possível observar que nesses pontos houve uma maior variação nos valores de riqueza de espécies para cada grupo zooplancctônico, principalmente tecamebas e rotíferos, quando comparados os períodos antes e depois da formação do reservatório (Figura 6). Considerando os dados de abundância, após a formação do reservatório, as maiores alterações registradas também foram dos táxons pertencentes aos grupos dos rotíferos (Figura 7).

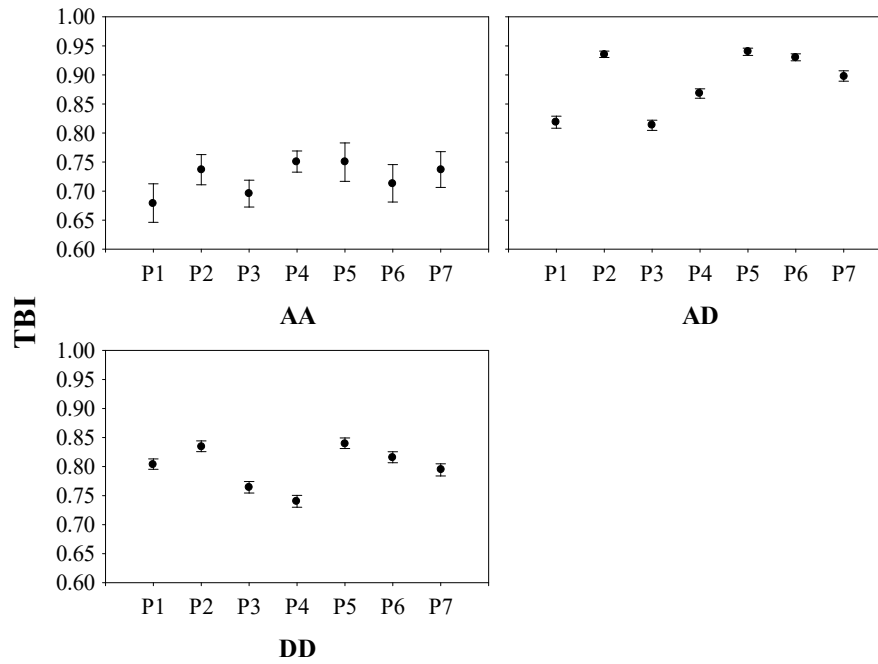


Figura 5: Valores de diversidade beta (TBI) obtidos em cada ponto de coleta através da comparação entre os meses antes da formação do reservatório (AA), depois da formação do reservatório (DD) e comparando os meses antes e depois da formação do reservatório da UHE Peixe Angical (AD).

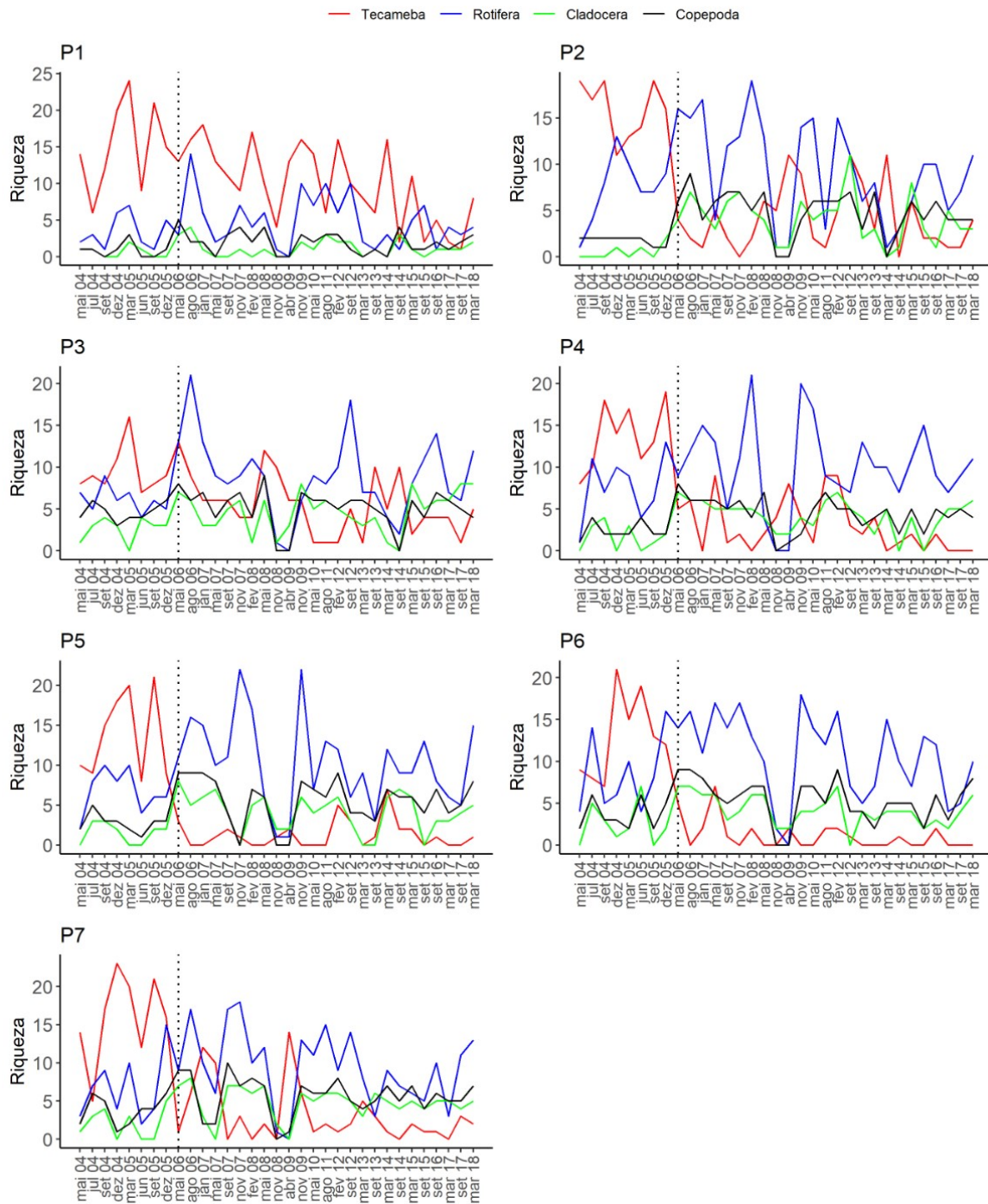


Figura 6: Variação nos valores de riqueza de espécies ao longo do tempo, em cada ponto de coleta. Os períodos antes e depois da formação do reservatório estão separados por uma linha vertical tracejada.

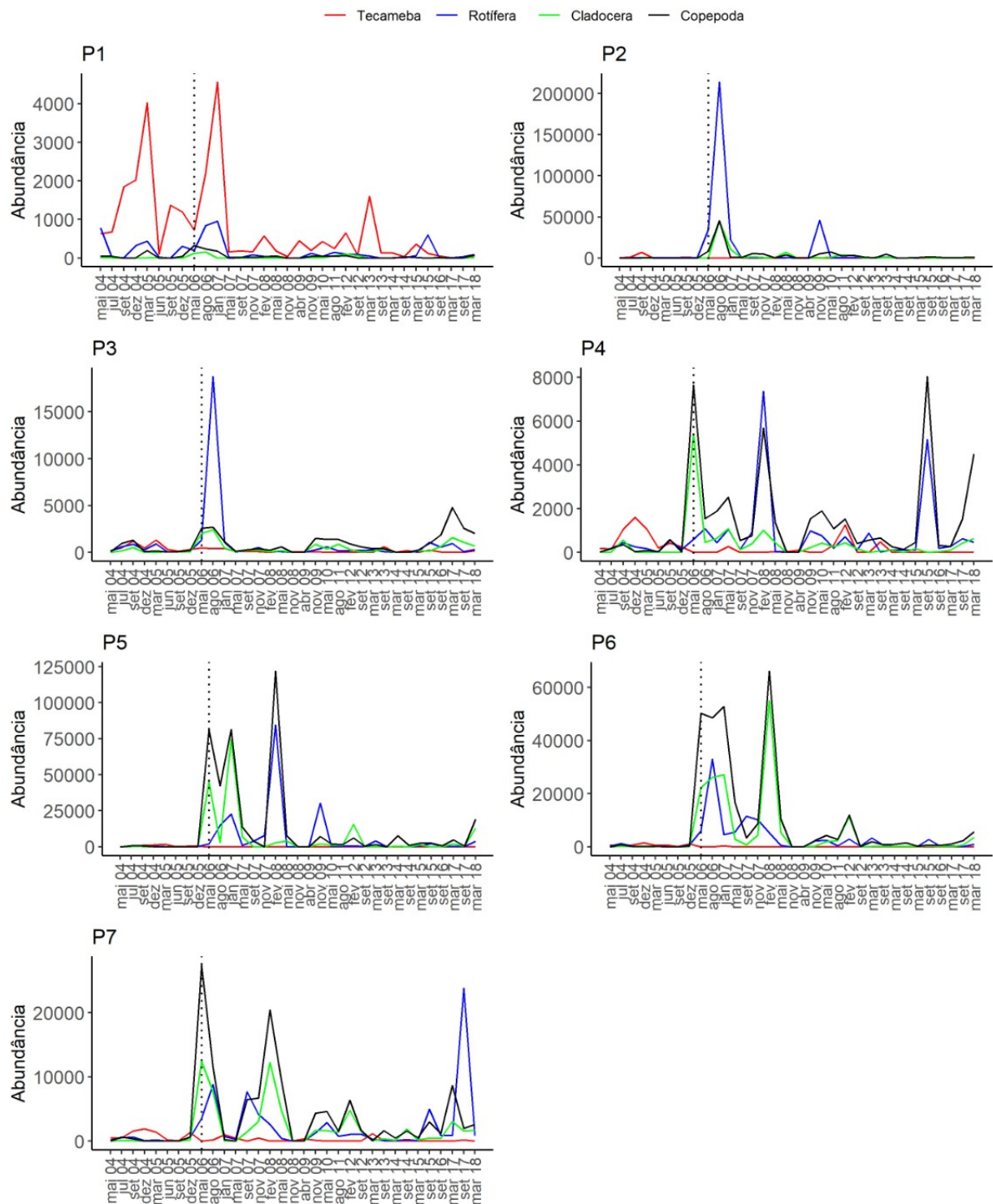
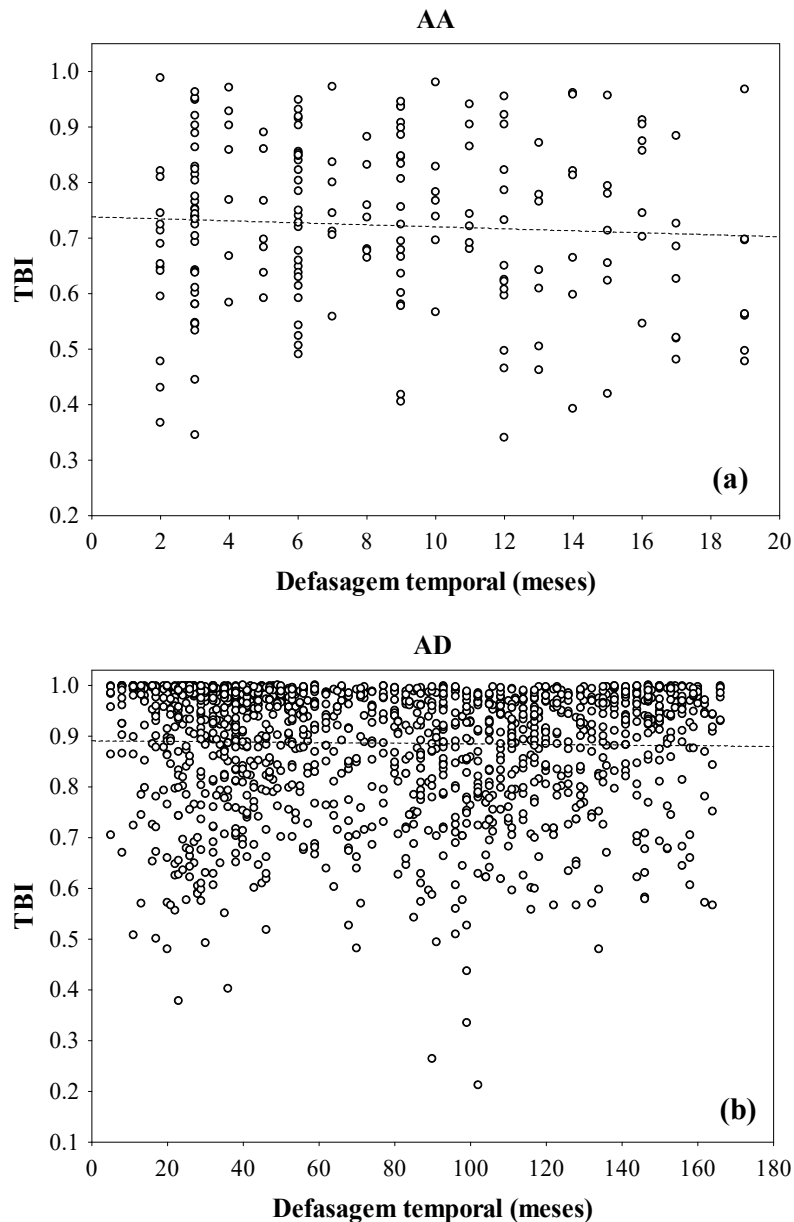


Figura 7: Variação nos valores de abundância (ind./m³) das espécies ao longo do tempo, em cada ponto de coleta. Os períodos antes e depois da formação do reservatório estão separados por uma linha vertical tracejada.

A variação dos valores de diversidade beta considerando as amostras com defasagens temporais cada vez maiores demonstrou que comparando os meses na fase pré reservatório (AA; $P=0,42$) e comparando os meses antes e depois da formação do reservatório (AD; $P=0,39$), a inclinação da reta não foi significativa, ou seja, as variações foram estocásticas ao longo do tempo (Figura 8a, b). No entanto, comparando os meses depois da formação do reservatório (DD), a regressão linear demonstrou uma relação positiva e significativa entre diversidade beta e o aumento da defasagem temporal ($R^2= 0,021$; $P<0,01$) (Figura 8c).



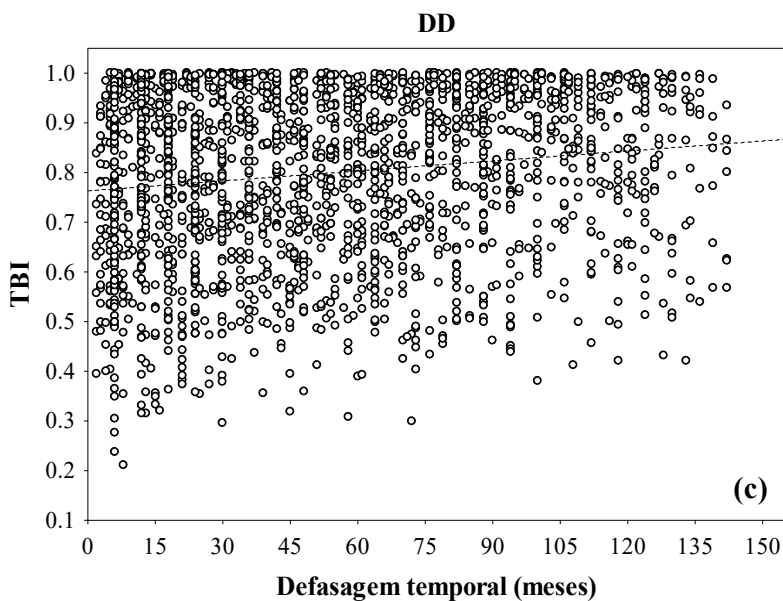


Figura 8: Relação entre os valores de diversidade beta (TBI) e a defasagem temporal, entre (a) os meses antes da formação do reservatório (AA), (b) entre os meses antes e depois da formação do reservatório (AD) e (c) depois da formação do reservatório (DD) da UHE Peixe Angical.

Houve mudanças na composição e abundância das espécies zooplanctônicas entre os períodos “antes” e “depois” da formação do reservatório, de acordo com a db-RDA (Tabela 2). Essas alterações na comunidade zooplanctônica foram observadas para todos os grupos (Figura 9).

Tabela 2. Testes de permutação para as análises de redundância baseada em distâncias para cada grupo zooplanctônico considerando dados de abundância. Os testes foram baseados em 999 permutações.

Grupo de Zooplâncton	F	P
Tecameba	10,30	0,001
Rotifera	8,56	0,001
Cladocera	8,29	0,001
Copepoda	19,10	0,001

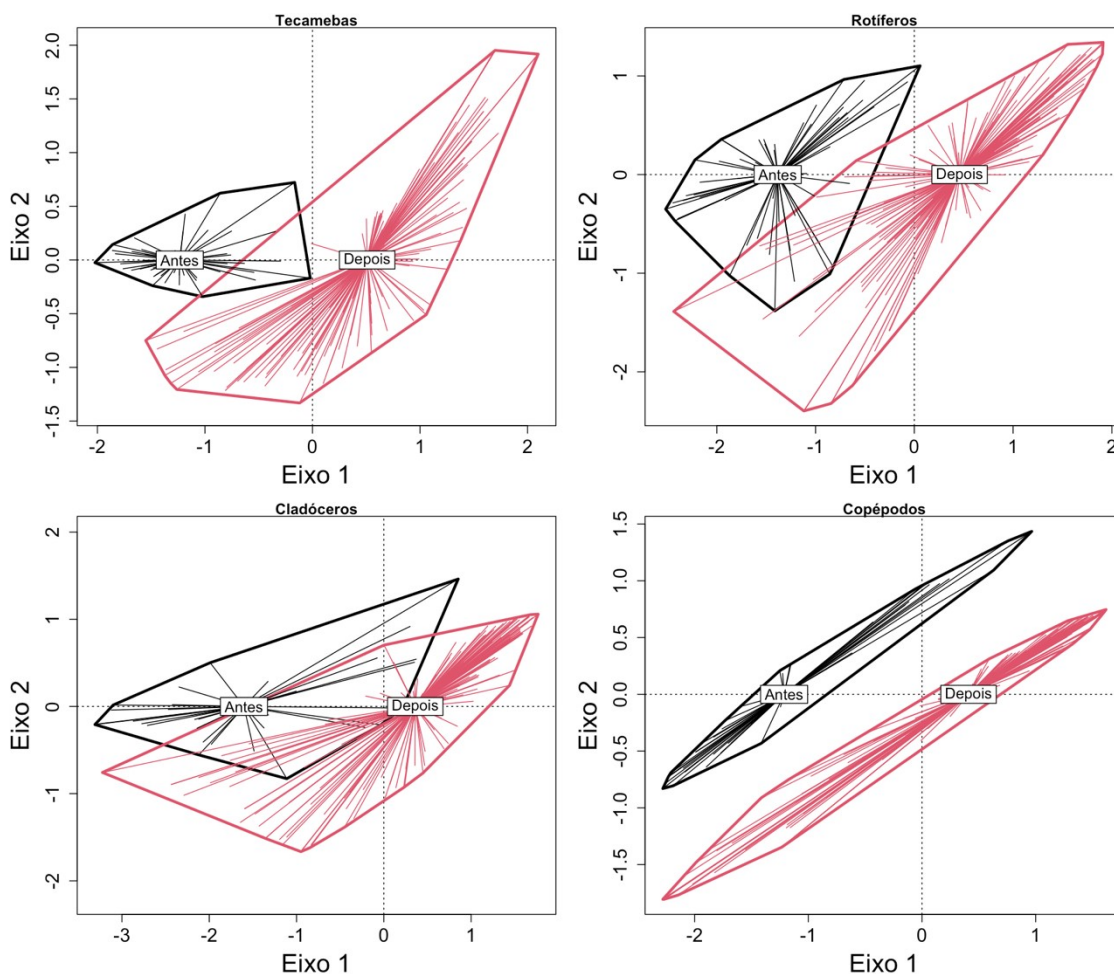


Figura 9: Diagrama de ordenação derivado da análise de redundância baseada em matrizes de distâncias. As amostras obtidas antes e depois da formação do reservatório estão apresentadas por cores diferentes. As distâncias para os centroides de cada grupo (i.e., antes e depois) estão representadas por linhas.

Relação entre comunidade zooplanctônica e o componente ambiental

De acordo com a Análise de Componentes Principais (PCA), os dois primeiros eixos explicaram 40% da variabilidade dos dados (29% pelo componente principal 1 e 11% pelo componente principal 2). O primeiro componente foi positivamente correlacionado com os valores de turbidez, material em suspensão total, material em suspensão orgânico e inorgânico e fósforo total (Figura 10 e Tabela 3). Dessa forma, foi possível observar que antes da formação do reservatório, o trecho estudado apresentou valores de turbidez, material em suspensão e fósforo total superiores aos registrados após a formação do reservatório (Figura 10a). Considerando a variabilidade espacial, somente o ponto 1 apresentou maiores valores de turbidez, material em suspensão e fósforo total após a formação do reservatório (Figura 10b), tendo em vista que esse local não foi influenciado pela formação do reservatório, ou seja, ainda apresenta características lóticis.

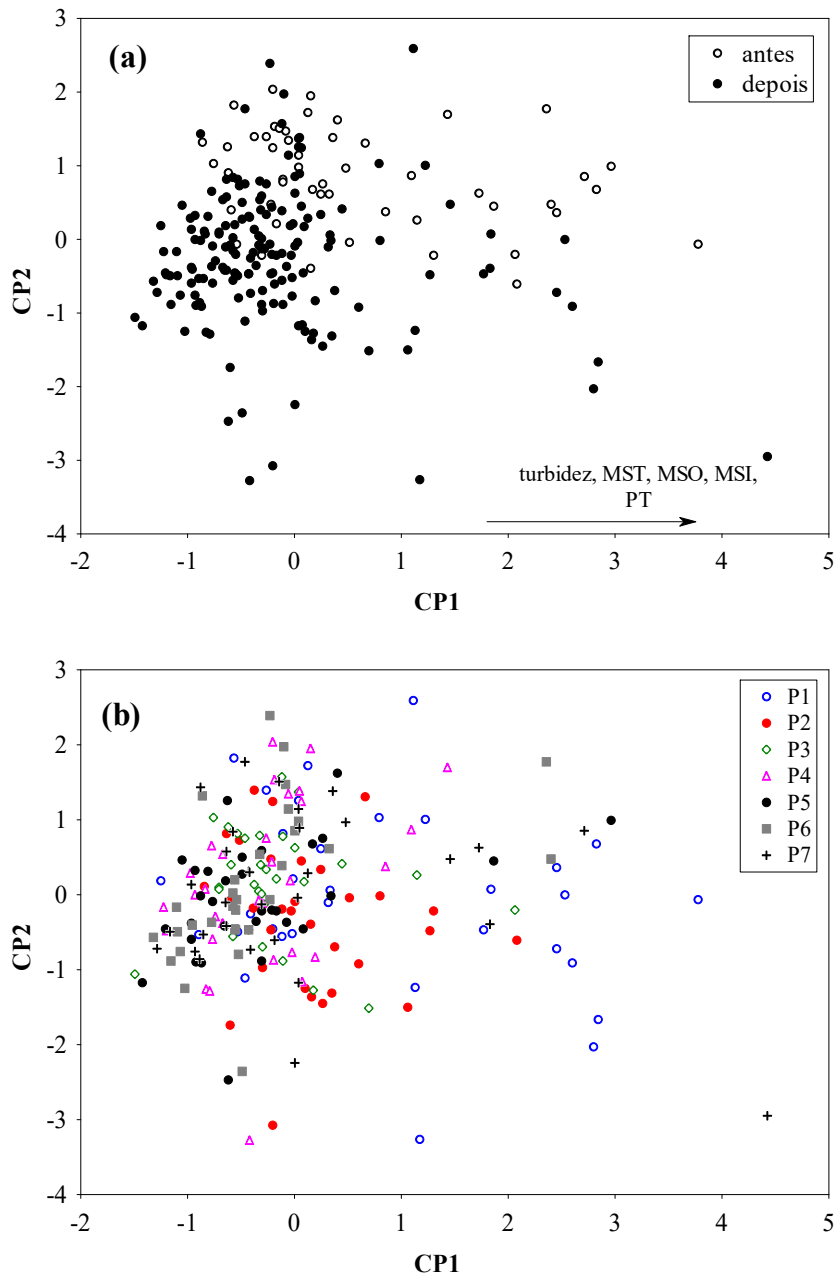


Figura 10: Dispersão dos escores dos pontos de coleta no reservatório da UHE Peixe Angical, obtidos através de uma Análise de Componentes Principais (PCA), indicando a distinção entre as fases “antes” e depois” da formação do reservatório (a) e entre os pontos de coleta (b). MST= material em suspensão total; MSO= material em suspensão orgânico, MSI= material em suspensão inorgânico e PT = fósforo total.

Tabela 3: Relação entre os parâmetros limnológicos e os primeiros dois componentes principais (CP1 e CP2) (*loadings*). Foram considerados os valores > 0,6 (negrito).

Parâmetros limnológicos	Componente Principal 1	Componente Principal 2
Temperatura da água (°C)	-0,066	-0,312
pH	-0,095	-0,326
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-0,035	0,562
Oxigênio dissolvido (mg/L)	-0,028	0,560
Turbidez (NTU)	0,880	-0,164
MST (mg/L)	0,939	-0,028
MSO (mg/L)	0,823	-0,044
MSI (mg/L)	0,924	-0,021
Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g}/\text{L}$)	-0,260	-0,457
Fósforo total (mg/L)	0,621	0,447
NTK (mg/L)	0,483	-0,034
Nitrato (mg/L)	0,470	-0,168
Nitrito (mg/L)	0,116	0,350
N-amoniaco (mg/L)	0,393	-0,501
DBO ₅ (mg/L)	0,224	0,292

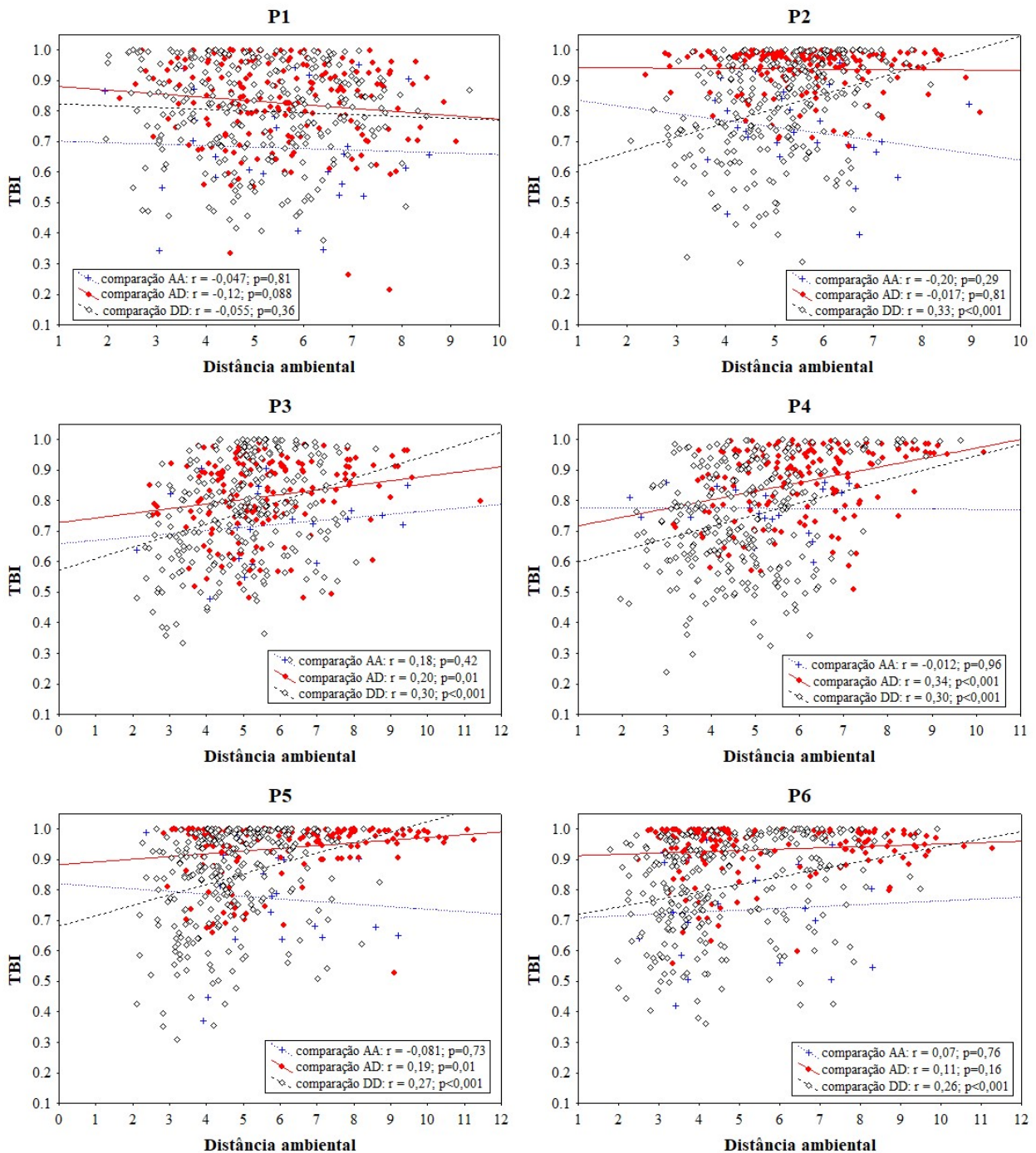
O teste de Mantel demonstrou uma relação positiva e significativa entre dissimilaridade ambiental e diversidade beta (TBI), em todos os pontos de coleta, com exceção somente do ponto 1 (Tabela 4). Assim, quanto maior a diferença ambiental (fatores abióticos) maior diversidade beta.

Tabela 4: Resultado do teste de Mantel entre as matrizes de dissimilaridade ambiental e de índices de diversidade beta temporal e cada ponto de coleta.

Pontos de coleta	<i>r</i>	<i>p</i>
P1	-0,073	0,775
P2	0,241	0,001
P3	0,265	0,015
P4	0,381	0,001
P5	0,275	0,004
P6	0,252	0,003
P7	0,309	0,001

A análise de regressão também demonstrou essa relação positiva entre dissimilaridade ambiental e diversidade beta na maior parte dos pontos de coleta, com exceção do ponto 1. É interessante destacar que quando analisamos somente os meses

comparando as fases antes e depois do reservatório (AD), os pontos 2, 6 e 7 apresentaram elevados valores de diversidade beta, independentemente das diferenças ambientais (Figura 11).



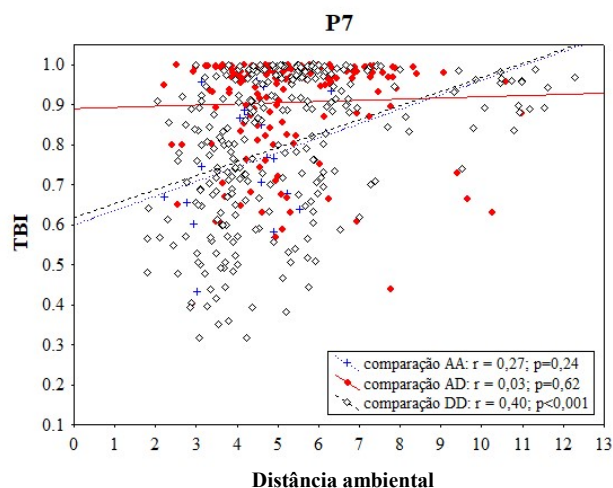


Figura 11. Relação entre a matriz de dissimilaridade ambiental e a matriz de diversidade beta em cada ponto de coleta comparando todos os tempos antes e depois da formação do reservatório.

Discussão

Durante o período de estudo, foi registrada maior riqueza de táxons pertencentes ao grupo dos rotíferos (96 táxons), sendo as famílias Brachionidae e Lecanidae as mais representativas (20 espécies cada), destacando-se ainda Trichocercidae (10 espécies) quando comparado aos demais grupos de zooplâncton. Após a formação do reservatório, observou-se um acréscimo na riqueza de táxons identificados, pois do total de 244 táxons, 150 táxons foram registrados no período anterior à formação do reservatório, enquanto que no período após a formação do reservatório foram registrados 200 táxons. A dominância de rotíferos também foi notada em outros reservatórios brasileiros, tais como o reservatório Dona Francisca (Rio Grande do Sul) e também na barragem de Colíder (Mato Grosso) (Pedrozo et al., 2012; Schmidt et al., 2020), que também registraram maiores valores de riqueza de espécies após a formação do reservatório. Um outro estudo realizado no reservatório de Corumbá (Goiás), destacou também a dominância de rotíferos e maior representatividade das famílias Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae (Takahashi et al., 2008). Essa dominância do grupo rotífera em reservatórios pode ser explicada pela história de vida do grupo, ou seja, são organismos oportunistas, e podem aproveitar uma ampla gama alimentar, o que os permite até mesmo colonizar ambientes instáveis e dominar a riqueza e abundância nesses ambientes (Allan, 1976; Nogueira, 2001).

A análise de diversidade beta (TBI) demonstrou que o ganho de espécies foi superior à perda, após a formação do reservatório, resultando em maiores valores de diversidade beta quando comparamos os períodos antes e após a construção da barragem. A análise de redundância também demonstrou essa alteração na composição e abundância zooplânctônica

após a formação do reservatório. Este resultado pode ser explicado pelas novas características físicas e químicas do ambiente aquático, tais como a redução do fluxo e turbulência da água, que favorece a permanência e reprodução dos organismos zooplâncton em geral (Rocha et al., 1999). Esse aumento da diversidade beta não significa que os reservatórios podem ser considerados refúgios da diversidade. De fato, um estudo que comparou lagos naturais e reservatórios (Simões et al., 2015), em relação a diversidade alfa e composição de espécies de zooplâncton, concluiu que os reservatórios apresentam menor riqueza de espécies, tendo em vista que são ambientes com menor produtividade primária e com maior variação na vazão, comparando com os lagos naturais. Este estudo também demonstrou diferença na composição de espécies entre os dois ambientes, o que pode ser explicado pelas características físicas e químicas da água, pois os reservatórios possuem hidrodinâmica instável (profundidade e tempo de retenção de água) e essa instabilidade pode selecionar algumas poucas espécies adaptadas a essas características, enquanto que os lagos naturais possuem uma maior heterogeneidade ambiental, resultando em uma maior diversidade biológica (Simões et al., 2015).

A variação dos valores de diversidade beta considerando as amostras com defasagens temporais cada vez maiores demonstrou que quando comparamos os meses depois da formação do reservatório (DD), ocorre um aumento nos valores de diversidade beta conforme aumenta a defasagem temporal. Tal resultado indica que a comunidade zooplanctônica passou por alterações ao longo do tempo, desde a formação do reservatório. De acordo com Collins et al. (2000) podemos chamar essas alterações de mudança direcional na composição de espécies. De fato, logo após a formação de um reservatório ocorre um processo de substituição gradual de espécies, ou seja, após alguns meses, ainda podemos encontrar espécies adaptadas às características anteriores do ambiente (e.g. lóaticas), o que vai sendo alterado aos poucos dos meses. Assim, a idade do reservatório pode ser considerado um fator importante nos estudos das comunidades planctônicas.

A hipótese que maiores valores de diversidade beta seriam encontrados nos pontos próximos à barragem foi parcialmente corroborada. De fato, elevados valores de diversidade beta foram registrados nos pontos P5 e P6 (região próxima à barragem). Essas mudanças na composição de espécies refletem as maiores alterações nas características limnológicas nesses pontos de coleta, principalmente considerando a alteração na vazão do rio, que passou a apresentar características lênticas após a formação do reservatório. Por outro lado, o ponto P2 (ribeirão da Lajes) também demonstrou grande alteração na composição de espécies após a formação do reservatório. O ponto P2 está localizado nas proximidades da foz do ribeirão das

Lajes, ou seja, foi influenciado pela formação do reservatório, principalmente considerando a velocidade da água e profundidade. Na fase pré reservatório esse ribeirão apresentava baixa profundidade e elevado fluxo de água e após a formação do reservatório sua profundidade aumentou e ele passou a ser muito influenciado pelas águas do rio Paranã. Após a formação do reservatório, esses pontos apresentaram um aumento nos valores de riqueza de espécies dos grupos de rotíferos, cladóceros e copépodos, e uma queda na riqueza de tecamebas, o que resultou nos maiores valores de diversidade beta. Resultado similar também foi encontrado em estudos realizados em outros reservatórios tropicais e pode ser explicado pelas novas condições do ambiente, principalmente a menor velocidade da água, que favorece a comunidade zooplanctônica (Pedrozo et al., 2012; Rocha et al., 1999).

A análise de componentes principais demonstrou que após a formação do reservatório houve um decréscimo nos valores de turbidez, material em suspensão (orgânico e inorgânico) e fósforo total. De fato, após a formação de um reservatório, espera-se maior taxa de sedimentação de partículas em suspensão, fósforo total e outros nutrientes e, conseqüentemente, maiores valores de transparência da água, principalmente na região lacustre do reservatório (Thorton et al., 1990). Essa alteração ficou menos evidente para o ponto 1, que está situado na cidade de Paranã, acima da área de influência do reservatório, o que pode explicar os menores valores de diversidade beta nesse local (comparando os meses antes e depois da formação do reservatório), assim como a ausência de relação significativa entre diversidade beta e dissimilaridade ambiental no ponto 1.

De maneira geral, os valores de diversidade beta estiveram positivamente relacionados com a dissimilaridade ambiental (com exceção do ponto 1), principalmente considerando a comparação entre os meses depois da formação do reservatório (DD). Por outro lado, quando comparamos os meses antes e depois da formação do reservatório (AD), os valores de diversidade beta nos pontos 2, 6 e 7 não foram relacionados com os fatores ambientais, ou seja, os valores de diversidade beta se mantiveram elevados, independentemente das diferenças ambientais. Provavelmente, nesses locais, outros fatores ambientais não mensurados nesse trabalho foram mais importantes, como por exemplo, a velocidade da água (Ter Braak & Prentice, 1988; Matsumura-Tundisi et al., 1991; Pedrozo et al., 2012). Souza et al. (2021) também demonstraram que a construção de uma barragem no rio Madeira (Rondônia) foi um dos principais fatores responsáveis pela alteração da comunidade zooplanctônica.

Em suma, esse trabalho demonstrou que, de fato, a transformação de um trecho do rio em um reservatório altera a comunidade zooplanctônica, no entanto, essa alteração não é

homogênea ao longo de toda a extensão espacial do reservatório. As alterações nos pontos situados nas proximidades da barragem, como por exemplo nos pontos 5 e 6 e também a jusante da barragem como no ponto 7, corroborou nossas expectativas, enquanto as alterações nos tributários devem ser observadas com maior atenção em outros estudos também. Além disso, esse trabalho apresentou uma vantagem na utilização do novo índice de diversidade beta de Legendre (2019), demonstrando o maior ganho de espécies zooplanctônicas em alguns locais do reservatório. É importante ressaltar que alterações na composição de espécies ocorrem naturalmente no ambiente, tendo em vista a influência da sazonalidade e, conseqüentemente, influência dos fatores abióticos, o que pode ser visualizado nas figuras que demonstram a relação entre diversidade beta e dissimilaridade ambiental. No entanto, é inequívoco que o impacto da construção de uma barragem altera significativamente essa comunidade aquática, sendo o responsável pelos maiores valores de diversidade beta, como foi demonstrado no presente estudo.

Referências

- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, Ortega JCG, Pelicice FM (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173: 26–36.
- Allan JD (1976) Life History Patterns in Zooplankton on JSTOR. *Am Nat* 110:165–180
- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM et al. (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.*, 14: 19–28.
- APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2005.
- Azeria ET, Carlson A, Pärt T, Wiklund CG (2006) Temporal dynamics and nestedness of an oceanic island bird fauna. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 15: 328–338.
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob Ecol Biogeogr.*, 19:134–143.
- Baxter RM (1977) Environmental effects of dams and impoundments. *Ann Rev Ecol Syst.*, 8: 255–83
- Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, et al. (2013) Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologia*, 43: 114–121.
- Bottrell HH, Duncan A, Gliwicz M, et al (1976) Review of some problems in zooplankton production studies. *Norw J Zool* 24:419–456
- Castello L, Macedo MN (2016) Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob. Chang. Biol.*, 22: 990–1007.
- Carvalho JC, Cardoso P, Gomes P (2012) Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Glob Ecol Biogeogr* 21:760–771.
- Collins SL (2000). Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *Am. Nat.*, 155: 311-325.
- Elmoor-Loureiro LMA (1997) Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Editora Universa - UCB.
- Esteves FA (2011) Fundamentos de Limnologia. Interciência: Rio de Janeiro.
- Gazonato Neto AJ, Silva LC da, Saggio AA, et al (2014) Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotrop*, 14(4).

- Golterman HL, Clymo RS, Ohnstad MAM (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific. 214p. (IBP Handbook, no. 8).
- Knoll LB, Vanni MJ, Renwick WH (2003) Phytoplankton primary production and photosynthetic parameters in reservoirs along a gradient of watershed land use. *Limnol Oceanogr* 48:608–617.
- Koste W (1978) *Rotatoria: Die Radertiere Mitteleuropas*. Gebruder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- Legendre, P (2019) A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecology and Evolution*, 9: 3500-3514.
- Legendre P, Anderson MJ (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol Monogr* 69; 1–24.
- Legendre P, Gallagher ED (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*, 3rd Edition. Elsevier.
- Legendre P, Condit R (2019) Spatial and temporal analysis of beta diversity in the barro colorado island forest dynamics plot, panama. *For Ecosyst* 6:7. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0164-4>
- Legendre P, Borcard D, Peres-Neto PR (2005) Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecol Monogr* 75:435–450.
- Lopes VG, Branco CWC, KozłowskySuzuki B, Bini LM (2019) Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. *Limnology*, 20:121–130.
- Magurran AE, Henderson PA (2012) How selection structures species abundance distributions. *Proc R Soc B Biol Sci* 279:3722–3726. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1379>
- Mantel N (1967) The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res* 27:209–220
- Melo AS, Schneck F, Hepp LU, et al (2012) Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnol Bras*, 23:318–331.
- Nogueira MG (2001) Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 455:1–18. <https://doi.org/10.1023/A:1011946708757>
- Oksanen J et al. (2020) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Pedrozo CS, Schneck F, Schwarzbold A, Farias RN (2012) Respostas da comunidade zooplancônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 102(2):142-149.
- Pelicice FM, Agostinho CS (2012) Deficient downstream passage through fish ladders: The case of Peixe Angical dam, Tocantins river, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 10:705–713. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400003>
- Perbiche-Neves G, Boxshall GA, Previattelli D, Nogueira MG, Rocha CEF (2015) Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys*. Vol. 1, no. 497, p. 1.
- Petsch DK (2016) Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101:113–122. doi: 10.1002/iroh.201601850
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria: URL: <https://www.R-project.org/>.
- Rangel LM, Silva LHS, Rosa P, Roland F, Huszar VLM (2012) Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 693:13–28.
- Reid JW (1985) Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia* Vol. 9, no. 9, p. 17–143.
- Rocha O, Matsumura-Tundisi T, Espindola ELG, et al (1999) Ecological Theory Applied to Reservoir Zooplankton. In: Tundisi JG, Straskraba M (eds) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Academy of Science and Backhuys Publishers, Leiden, pp 457–476
- Schmidt J, Andrade PDB de, Padial AA (2020) Zooplankton trajectory before, during and after a hydropower dam construction. *Acta Limnol Bras* 32:18. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x9519>
- Simões NR, Nunes AH, Dias JD, Lansa-Tôha FA, Velho LFM, Bonecker CC (2015) Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia*, 758: 3–17.
- Siqueira T, Lacerda CGLT, Saito VS (2015) How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? *Biotropica* 47:509–516.
- Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Conservation Targets at Multiple Spatial Scales*. *Trends Ecol Evol*, 31:67–80.

- Soininen J (2010) Species Turnover along Abiotic and Biotic Gradients: Patterns in Space Equal Patterns in Time? *Bioscience* 60:433–439. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.6.7>
- Souza, CA, Beisner BE, Velho LFM, Carvalho P, Pineda A, Vieira LCG (2021) Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. *Science of the Total Environment* 776: 145948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145948>
- Swenson NG, Stegen JC, Davies SJ, et al (2012) Temporal turnover in the composition of tropical tree communities: functional determinism and phylogenetic stochasticity. *Ecology* 93:490–499. <https://doi.org/10.1890/11-1180.1>
- Takahashi EM, Lansac-Tôha FA, Dias JD, et al (2009) Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. *Acta Sci Biol Sci* 31:227–234. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v31i3.4132>
- Ter Braak CJF, Prentice IC (1988) A Theory of Gradient Analysis. *Adv Ecol Res* 18:271–317. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60183-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60183-X)
- Thornton K, Kimmel BL, Payne FE (1990) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York, Wiley Interscience Publication.
- Toussaint A, Beauchard O, Oberdorff T, et al (2014) Historical assemblage distinctiveness and the introduction of widespread non-native species explain worldwide changes in freshwater fish taxonomic dissimilarity. *Glob Ecol Biogeogr* 23:574–584.
- Velho LFM, Lansac-Tôha FA, Bini LM (1999) Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiol* 1999 4110 411:103–113. <https://doi.org/10.1023/A:1003889331767>
- Ward JV, Stanford JA (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Syst Concepts* 29–42.
- Wetzel RG, Likens GE (1991) *Lake Basin Characteristics and Morphometry*. *Limnol Anal* 1–14. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4098-1_1
- Whittaker RH (1960) *Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*. *Ecol Monogr* 30:279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Zhao K, Song K, Pan Y, et al (2017) Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. *Ecol Indic* 73:96–104.

ANEXO I - Espécies de zooplâncton identificadas durante o período de estudo no reservatório da Usina Hidroelétrica de Peixe Angical.

TECAMEBA	Família	Táxons
	Arcellidae	<i>Arcella artocrea</i> <i>A. cf brasiliensis</i> <i>A. conica</i> <i>A. vulgaris</i> <i>A. megastoma</i> <i>A. catinus</i> <i>A. crenulata</i> <i>A. discoides</i> <i>A. costata</i> <i>A. arenaria</i> <i>A. dentata</i> <i>A. gibbosa</i> <i>A. hemisphaerica</i> <i>A. rota</i> <i>A. mitrata</i> <i>A. cf rotundata</i>
	Centropyxidae	<i>Centropyxis aerophyla</i> <i>C. aculeata</i> <i>C. ecornis</i> <i>C. cf cassis</i> <i>C. discoides</i> <i>C. constricta</i> <i>C. cf spinosa</i> <i>C. hirsuta</i> <i>C. gibba</i> <i>C. cf. laevigata</i> <i>C. marsupiformis</i> <i>C. platystoma</i>
	Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis kahli</i> <i>C. Cf. eurystoma</i> <i>Cyclopyxis sp.</i> <i>C. Impressa</i> <i>Trigonopyxis arcula</i>
	Diffflugidae	<i>Cucurbitella cf dentata</i> <i>C. dentata trilobata</i> <i>C. dentata quinquilobata</i> <i>C. crateriformis</i> <i>C. madagascariensis</i> <i>Protocucurbitella coroniformes</i> <i>Diffflugia acuminata</i> <i>D. amphoralis</i> <i>D. bicornis</i> <i>D. capreolata</i>

	<i>D. compressa</i>
	<i>D. corona</i>
	<i>D. corona var. ecornis</i>
	<i>D. echinulata</i>
	<i>D. elegans</i>
	<i>D. globulosa</i>
	<i>D. gramem</i>
	<i>D. lanceolata</i>
	<i>D. cf. levanderi</i>
	<i>D. cf. litophila</i>
	<i>D. lobostoma</i>
	<i>D. cf. lucida</i>
	<i>D. muriformis</i>
	<i>D. cf. muriculata</i>
	<i>D. oblonga</i>
	<i>D. pseudogramen</i>
	<i>D. difficilis var. ecornis</i>
	<i>D. difficilis</i>
	<i>D. cf. kempni</i>
	<i>D. cf. bryophila</i>
	<i>D. stellastoma</i>
	<i>D. urceolata</i>
	<i>Hoogenraadia cf. criptostomica</i>
	<i>Difflugia sp.</i>
	<i>Difflugia sp2.</i>
	<i>Netzelia oviformis</i>
	<i>Pontigulasia sp.</i>
	<i>P. compressa</i>
	<i>Lagenodifflugia vas</i>
	<i>Suiadifflugia multipora</i>
Hyalosphaenidae	<i>Nebela sp.</i>
	<i>Heleopta pectea</i>
	<i>H. petricola</i>
Lesquereusidae	<i>Lesquereusia cf. epistomium</i>
	<i>L. spiralis</i>
	<i>L. spiralis hirsuta</i>
	<i>L. mimetica</i>
	<i>L. modesta</i>
Plagiopyxidae	<i>Buliinularia indica</i>
	<i>Plagiopyxis cf. callida</i>
	<i>Plagiopyxis sp.</i>
Phryganellidae	<i>Phryganella sp.</i>
Euglyphidae	<i>Euglypha acantophora</i>
<hr/>	
ROTÍFERA	
Asplanchnidae	<i>Asplanchna sieboldi</i>
	<i>Asplanchna sp.</i>

Gastropidae	<i>Ascomorpha ecaldis</i>
Conochilidae	<i>Conochilus coenobasis</i> <i>C. dossuarius</i>
Colurellidae	<i>Corurella cf. obtusa</i>
Lecanidae	<i>Lecane arcuata</i> <i>L. bulla</i> <i>L. closterocerca</i> <i>L. cornuta</i> <i>L. curvicornis</i> <i>L. dorissa</i> <i>L. haliclysta</i> <i>L. hastata</i> <i>L. hornemmani</i> <i>L. leontina</i> <i>L. luna</i> <i>L. lunaris</i> <i>L. ludwigi</i> <i>L. papuana</i> <i>L. proiecta</i> <i>L. quadridentata</i> <i>L. signifera</i> <i>L. stenroosi</i> <i>L. stichea</i> <i>Lecane sp.</i>
Lepadellidae	<i>Lepaella ovalis</i> <i>L. patella</i> <i>Lep. cf. benjamini</i>
Brachionidae	<i>Anueropsis fissa</i> <i>Brachionus angularis</i> <i>B. bidentatus</i> <i>B. calicyflorus</i> <i>B. caudatus</i> <i>B. quadridentatus</i> <i>B. falcatus</i> <i>B. dolabratus</i> <i>B. cf. leydigi</i> <i>B. mirus</i> <i>B. cf. zahniseri</i> <i>Kellicotia bostoniensis</i> <i>Keratella americana</i> <i>K. cochlearis</i> <i>K. tropica</i> <i>K. lenzi</i> <i>Plathyonus patulus</i> <i>macracanthus</i> <i>P. patulus patulus</i> <i>Plathyas quadricornis</i>

	<i>Platyias quadricornis</i> <i>quadricornis</i>
Euclanidae	<i>Dipleuchlanis propatula</i> <i>Dipleuchlanis propatula</i> <i>propatula</i> <i>Euchlanis dilatata</i> <i>Euchlanis incisa</i>
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>
Floscularidae	<i>Ptygura sp.</i> <i>Floscularidae não identificado</i> <i>Sinanterina spinosa</i>
Philodinidae	<i>Bdelloidea sp.</i>
Dicranophoridae	<i>Dicranophorus sp.</i> <i>Dicranophorus epicharis</i> <i>Aspelta angusta</i>
Epiphanidae	<i>Epiphanis sp.</i> <i>Epiphanis cf. macrourus</i> <i>Epiphanis cf. clavatula</i>
Notommatidae	<i>Cephalodella sp.</i> <i>C. mucronata</i> <i>Cephalodella cf. gibba</i> <i>Notomata sp.</i>
Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i> <i>T. mucronata</i>
Trichocercidae	<i>Trichocerca cilindrica</i> <i>Trichocerca cylindrica</i> <i>chattoni</i> <i>T. capucina</i> <i>T. bicristata</i> <i>T. iernis</i> <i>T. cf. intermedia</i> <i>T. insignis</i> <i>T. pusilla</i> <i>T. similis</i> <i>Trichocerca sp.</i>
Sinchaetidae	<i>Polyarthra dolicoptera</i> <i>P. vulgaris</i> <i>Synchaeta pectinata</i> <i>S. stylata</i> <i>Ploesoma truncatum</i>
Filinidae	<i>Filinia longiseta</i> <i>F. opoliensis</i> <i>F. saltator</i> <i>F. terminalis</i>
Trichotridae	<i>Macrochaetus collinsi</i> <i>M. sericus</i> <i>Mangredium eudactylosum</i>
Mytilinidae	<i>Mytilina sp.</i> <i>M. macrocera</i>

		<i>M. ventralis</i>
	Proalidae	<i>Proales sp.</i>
<hr/>		
CLADÓCERA		
<hr/>		
	Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i> <i>Bosminopsis deitersi</i> <i>Bosmina freyi</i> <i>B. tubincen</i>
	Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> <i>C. cf. silvestris</i> <i>Daphnia gessneri</i> <i>Simocephalus serrulatus</i> <i>Simocephalus sp.</i> <i>Scapholeberis testudinaria</i> <i>S. cf. latirostris</i> <i>Scapholeberis sp.</i>
	Sididae	<i>Diaphanosoma (jovem)</i> <i>Diaphanosoma birgei</i> <i>D. spinulosum</i> <i>Pseudosida sp.</i>
	Chydoridae	<i>Alona sp.</i> <i>Alona affinis</i> <i>A. eximia</i> <i>A. gutata</i> <i>A. cf. verrucosa</i> <i>Alonella dadayi</i> <i>Chydorus eurynotus</i> <i>Disparalona dadayi</i> <i>Dunhenvedia odonroplax</i> <i>Ephemeroporus barroisi</i> <i>Euryalona brasiliensis</i> <i>Leydigia curvicornis</i> <i>Leidygia leidygia</i> <i>Leydigia sp.</i> <i>Niczmirnovilus fitzpaltriki</i> <i>Notoalona globulosa</i>
	Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>
	Macrothricidae	<i>Macrotrix cf spinosa</i> <i>M. cf. elegans</i> <i>Macrothrix sp.</i>
	Moinidae	<i>Moina minuta</i> <i>M. reticulata</i>
<hr/>		
COPÉPODA		
<hr/>		
	Cyclopidae	<i>Thermocyclops minutus</i> <i>T. decipiens</i> <i>Thermocyclos sp.</i> <i>Ectocyclops cf. rubencens</i>

Eucyclops cf. ensider
Eucyclops sp.
Macrocyclops albidus
Mesocyclops sp.
M. longisetus
M. meridianus
M. cf. mendocinus
Microcyclops cf anceps
Paracyclops cf chiltoni
Paracyclops sp.
Tropocyclops passinus
Cyclopoida sp.
Nauplio de cyclopoida
Copepoditode cyclopoida
Diaptomidae *Notodiaptomus sp.*
Notodiaptomus amazonicus
N. cearensis
Argirodiaptomus azevedoi
Nauplio de calanoida
Copepodito de calanoida