



Universidade de Brasília

Faculdade UnB de Planaltina - FUP

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCA



**Comunidade zooplanctônica na planície de inundação do médio
Araguaia: estrutura, preditores e processos dispersivos**

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Ana Caroline Alcântara Missias

Brasília-DF
Dezembro/2024



Universidade de Brasília - UnB

Faculdade UnB de Planaltina - FUP

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCA

**Comunidade zooplanctônica na planície de inundação do médio
Araguaia: estrutura, preditores e processos dispersivos**

Ana Caroline Alcântara Missias

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito para obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental

Linha de pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília-DF

Dezembro/2024



BANCA EXAMINADORA

Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Presidente – Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

Dr. Luiz Felipe Salemi

Membro interno – Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

Dra. Carla Albuquerque de Sousa

Membro interno – Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais

Dr. Francisco Diogo Rocha Sousa

Membro externo - Universidade Federal de Jataí, Instituto de Biociências, Laboratório de Taxonomia Animal

Dra. Rafaela Vendrametto Granzotti

Membro externo – Universidade Federal de Goiás

Ficha Catalográfica

MM678c Missias, Ana Caroline Alcântara
Comunidade zooplanctônica na planície de inundação do
médio Araguaia: estrutura, preditores e processos
dispersivos / Ana Caroline Alcântara Missias; orientador
Ludgero Cardoso Galli Vieira. -- Brasília, 2024.
p.128

Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade de
Brasília, 2024.

1. Diversidade beta. 2. Diversidade biológica. 3.
Sistema rio-lagos. 4. Cheia. 5. Sistema lântico e
lótico. I. Vieira, Ludgero Cardoso Galli, orient.

À Edilson Nascimento (*in memoriam*).

Você acreditou em mim, e veja aonde eu cheguei. Que o céu esteja em festa!

AGRADECIMENTOS

Essa jornada começou em 2009, quando, ainda em passos embrionários, iniciei minha vida acadêmica na UnB de Planaltina. Quinze anos depois, aqui estou, concluindo o doutorado! Nesse percurso, me redescobri como mulher, pesquisadora e acadêmica. Vivenciei momentos de intensa alegria e aprendizado, mas também enfrentei fases que me fizeram querer desistir. Cada etapa superada para alcançar esse título exigiu muito de mim, e se cheguei até aqui, foi graças a uma rede de apoio extraordinária, composta por pessoas incríveis que me sustentaram nos momentos mais sombrios.

Aos meus queridos avós – Otília Missias, Milton Missias, Lucas João e Maria de Lourdes – exemplos vivos de bondade, generosidade e carinho. A coragem que tiveram ao deixar o Estado de origem em busca de uma educação melhor para seus filhos reverberou de forma profunda, impactando e moldando também a minha vida. Sou imensamente grata por me ensinarem, por meio de suas ações e valores, a importância do amor, da educação e do cuidado. Cada momento que compartilhamos é um tesouro inestimável. Amo vocês com todo o meu coração!

O apoio incondicional da minha mãe, Anarlene Alcântara, e do meu pai, Aurenildo Missias, foi essencial. Mãe e pai, obrigada por serem abrigo, por me lembrarem que família é o que permanece e por nunca duvidarem que este dia chegaria! Sou grata também às minhas irmãs, Aliny, Any Vitória e Ana Júlia Alcântara, fonte inesgotável de alegria, apoio e conforto. Agradeço também ao meu cunhado, Leonardo Alvares, pela sua gentileza, bondade e disposição em sempre ajudar. Obrigada pela paciência, amo vocês!

Agradeço ao meu orientador, Ludgero Vieira, que me guiou ao longo desses últimos 15 anos — desde a iniciação científica, passando pelo mestrado, até a conclusão do doutorado. Sua paixão pela ciência, pela limnologia e pelo rio Araguaia é contagiante e inspiradora. Relacionamentos de longa duração nunca são simples, sou grata por sua paciência, por respeitar nossas diferenças e por persistir na minha orientação, mesmo nos momentos conturbados.

Nos últimos dois anos, duas amigas se tornaram pilares na minha vida. Guilherme Sena é um presente inesquecível que o Araguaia me trouxe, sua amizade surgiu em um momento de profunda ressignificação na minha vida e teve um grande impacto sobre mim. Phillip Teles, por sua vez, foi uma luz no fundo do poço; graças às

nossas longas conversas sobre diversos aspectos da vida, consegui me manter firme para concluir esta jornada. Amigos, meu mais sincero agradecimento por tudo o que fizeram e representam para mim!

Agradeço aos docentes do PPGCA que contribuíram para a minha formação acadêmica. Meu reconhecimento especial ao Professor Dr. Antônio Felipe Couto Junior (*in memoriam*), cuja memória permanece como inspiração, e aos professores Dr. Luiz Felipe Salemi e Dra. Erina Vitória Rodrigues, que compartilharam sua genialidade e enriqueceram meu percurso como pesquisadora. Expresso também minha gratidão à Coordenação e à Secretaria do PPGCA, cuja dedicação demonstrou a importância desses órgãos na pós-graduação. Além disso, reconheço e enalteço o trabalho essencial dos funcionários do campus, especialmente os responsáveis pela limpeza e segurança patrimonial, que garantiram um ambiente universitário sempre bem cuidado. A dedicação, carinho e atenção foram indispensáveis ao longo dessa jornada. Um agradecimento especial ao senhor Brandão, por sua gentileza e pelas conversas cheias de carinho durante os momentos sagrados do cafezinho, e à Nelci Barbosa, que sempre me recebeu na portaria com um sorriso radiante e um abraço caloroso, transmitindo uma energia positiva que tornava os dias mais leves.

Agradeço à CAPES pelo apoio financeiro com a bolsa de doutorado, custeando os trabalhos de campo e os materiais necessários para o desenvolvimento da minha pesquisa. Sou especialmente grata ao projeto Biguá 2, que me proporcionou uma experiência única: a imersão ao longo de 15 dias no médio Rio Araguaia, me permitindo conhecer e coletar dados fundamentais para a tese. Também agradeço ao projeto Araguaia Vivo, que trouxe à tona os problemas ambientais e sociais que afetam esse rio tão importante para o nosso país.

Agradeço de coração ao grupo de pesquisadores que, ao longo desses anos, fizeram parte do Núcleo de Apoio e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (NEPAL): Carla Albuquerque, Cleber Kraus, Glauber Neves, Gleicon Brito, Gustavo Granjeiro, Hasley Rodrigo, Hugo Barbosa, Johnny Rodrigues, Leonardo Beserra, Maisa Vieira, Thalia Santana e Sérgio Fernandes. Conviver com vocês me ensinou uma lição valiosa: NÃO SE FAZ CIÊNCIA SOZINHA! As trocas diárias no laboratório trouxeram leveza e tornaram cada desafio mais suportável. Sou grata por tudo o que compartilhamos.

À Iara Fernandes, agradeço por não permitir que eu desistisse do meu sonho, por abraçar minha causa e apoiar meu pedido de reintegração no Programa. Agradeço também a Fabiula Amorim e ao Murilo pelo suporte durante esse período tão conturbado. Aproveito para fazer um apelo a todos os pós-graduandos: priorizem a saúde mental enquanto constroem seus trabalhos. A terapia é essencial nesse processo. Nesse sentido, agradeço ao Robson Dornelas pelo suporte psicológico oferecido nesta fase.

Outro elemento fundamental nesse processo foi o esporte. Encontrei na corrida de rua uma fonte de paz e descanso para a mente, que me ajudou a me reconectar e a aprender a ter paciência ao longo do processo. Ao ingressar na equipe do professor Lucas Gualberto, percebi a profunda relação entre a corrida e a vida acadêmica, ambas exigindo persistência, resiliência e propósito. Sou imensamente grata a todos da equipe pelo apoio e incentivo! Um agradecimento especial ao Professor Lucas Gualberto e aos amigos Antônio Derivaldo, Simone Gomes, Thiago Lima e Larissa Katenga, que me inspiraram tanto na corrida quanto na vida.

Agradeço profundamente aos amigos que sempre estiveram ao meu lado, torcendo pela conclusão do doutorado. Cada um, à sua maneira, me ofereceu palavras de incentivo e gestos de acolhimento: Ágatha Sousa, Pedro Martins, Fellipe Féo, Rodrigo Lima, João Pedro Alcântara, Yago Araújo, Giovana Martins, Brenda Servelim, Sandney Costa, Thaís Lino, Wilson Aleixo, Mariana Lessa, Jéssica Sampaio, Camila Fernandes, Natália Soares, Thiago Andrade, Lucas Corrêa, Sérgio Henrique, Natália Cristine, Rodrigo Xavier, Maria Elisa Soares, Juliana Bosco e Florisvaldo Azevedo. Vocês foram e continuam sendo incríveis!

“Ainda tô aqui, viva! Um pouco mais triste, mas muito mais forte.”

Obrigada, meu Deus! Gratidão, universo!

*“Para a menina que eu fui.
Para a mulher que eu me tornei.
Foi difícil, mas aprendemos a ancorar um navio no espaço.”*

SUMÁRIO

RESUMO	12
PALAVRAS-CHAVE	12
ABSTRACT	13
KEYWORDS	13
APRESENTAÇÃO.....	14
Referências	19
CAPÍTULO 01. Are backwaters stepping-stones for Zooplankton dispersal?	22
Abstract.....	22
Introduction	23
Methods	25
Study Area	25
Environmental and biological characterization	26
Data analysis.....	27
Results	28
Discussion.....	32
Conclusions	34
References	36
Supplementary Material	14
CAPÍTULO 02. Range expansion of <i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908) (Rotifera) throughout a biogeographic boundary between the Brazilian Savanna and the Amazon.....	20
Abstract.....	22
Keywords.....	22
Introduction	22
Material and Methods.....	25
Study area	25
Sampling and Laboratory Analysis	26
Statistical analysis	28
Results	28
Discussion.....	32
Conclusion and perspectives	34
Acknowledgments	35
Supplementary Material	36
References	39
CAPÍTULO 03. Contribuição de locais e espécies para a diversidade beta do zooplâncton em lagos de uma planície de inundação tropical.....	59

Resumo	59
Introdução	59
Material e métodos	62
Área de estudo	62
Coleta e identificação dos organismos zooplanctônicos	63
Análise de dados	64
Resultados.....	66
Discussão.....	72
Conclusões.....	74
Referências	75
Material Suplementar	84
Considerações Finais	95

RESUMO

A bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia é uma das mais importantes do Brasil, destaca-se pela diversidade de habitats e por abrigar a maior ilha fluvial do mundo. Esta tese investigou a distribuição espacial do zooplâncton no médio rio Araguaia, focando na dispersão zooplantônica e suas relações com variáveis ambientais e espaciais. A pesquisa foi estruturada em três capítulos: o primeiro capítulo abordou a dispersão do zooplâncton utilizando *steeping stones* e a possível preferência por habitats específicos analisando a distribuição das espécies entre o leito do rio, remansos e margens opostas. O objetivo foi entender se os remansos funcionam como “pontos provisórios” para a dispersão desses organismos. Embora os remansos não exerceram influência significativa para diferenciar os parâmetros do zooplâncton, fatores como dinâmica hidrológica e disponibilidade de recursos podem influenciar sutilmente sua distribuição. Além disso, encontramos espécies indicadoras associadas aos remansos. O segundo capítulo destaca a primeira aparição de uma espécie de rotífero invasora e exótica: *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), nas águas do médio rio Araguaia, evidenciando a necessidade de programas de monitoramento para o controle de espécies exóticas na região Centro-norte do Brasil. No terceiro capítulo, investigou-se a diversidade beta zooplantônica em lagos associados ao rio Araguaia, com o objetivo de compreender como a diversidade beta responde a processos em escalas local e regional. Para os dados de presença-ausência, o componente de substituição predominou. Já para os dados de abundância, observou-se um maior equilíbrio entre os componentes, embora a substituição ainda tenha sido dominante. A contribuição dos lagos foi significativa apenas com base nos dados de presença-ausência. Algumas espécies desempenharam um papel relevante na diversidade beta, porém, as amebas testáceas tiveram uma participação menos expressiva nesse contexto, evidenciando variações nas contribuições entre os diferentes grupos zooplantônicos. Essa tese evidencia lacunas no conhecimento sobre a comunidade zooplantônica na região do médio rio Araguaia. Os resultados obtidos são fundamentais para ampliar o entendimento dos padrões ecológicos do zooplâncton na bacia como um todo.

PALAVRAS-CHAVE: diversidade beta, diversidade biológica, sistema rio-lagos, cheia, sistema lântico e lótico

ABSTRACT

The Tocantins-Araguaia River Basin is one of the most important in Brazil, noted for its diverse habitats and hosting the largest fluvial island in the world. This thesis investigated the spatial distribution of zooplankton in the middle Araguaia River, focusing on zooplankton dispersal mechanisms and their relationships with environmental and spatial variables. The research is structured into three chapters: the first chapter addressed zooplankton dispersal using stepping stones and their potential preference for specific habitats, analyzing species distribution across backwater, main river channel and opposite margin. The objective was to determine whether backwaters act as "provisional points" for the dispersal of these organisms. We concluded that although backwaters do not significantly influence the differentiation of zooplankton parameters, factors such as hydrological dynamics and resource availability may subtly affect their distribution. Furthermore, we identified indicator species associated with backwaters. The second chapter highlights the first invasive and exotic rotifer specie *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), in the middle Araguaia River, emphasizing the need for monitoring programs to control exotic species in the Central-North region of Brazil. In the third chapter, we investigated zooplankton beta diversity in lakes associated with the Araguaia River, with the aim of understanding how beta diversity responds to processes at local and regional scales. For presence-absence data, the replacement component predominated. For bundance data, there was a more balanced contribution between components, although replacement remained dominant. The lakes contributed significantly only based on presence-absence data. Some species played a significant role in beta diversity; however, testate amoebae had a less prominent contribution in this context, highlighting variations in the contributions among different zooplankton groups. Finally, This thesis highlights gaps in knowledge about the zooplankton community in the middle Araguaia River region. The results obtained are essential to broaden the understanding of the ecological patterns of zooplankton in the basin as a whole.

KEYWORDS: beta diversity, biological diversity, river-lake systems, flood, lentic and lotic system.

APRESENTAÇÃO

A bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia é uma das principais do país, apresenta uma área de drenagem de 967.059 km², o que a torna a quarta maior bacia fluvial do continente (LATRUBESSE et al., 2019a; LATRUBESSE; STEVAUX, 2002a; MORAIS; AQUINO; LATRUBESSE, 2008). Ocupa 10,8% do território brasileiro, abrangendo os Estados de Goiás, Tocantins, Pará, Maranhão, Mato Grosso e Distrito Federal. Sua área de drenagem abrange o ecótono entre os biomas Cerrado e Amazônia, com 77% da superfície situada no bioma Cerrado e 23% no bioma Amazônico (DIAS CARDOSO; MARCUZZO, 2011).

O rio Araguaia, que integra a bacia Tocantins-Araguaia, é o principal afluente do rio Tocantins e se destaca por seus canais meandantes. Com uma extensão de 2.114 km e uma área de drenagem de 381.508 km², é um rio de sistema aberto, interage diretamente com o ambiente ao seu redor, permitindo que a água flua livremente e se conecte a outros corpos d'água (THORP et al., 2023). Sua principal característica é a alta sinuosidade, acompanhada pela notável migração lateral do canal fluvial (DE SOUZA CASTRO; DE-CAMPOS; ZANCOPE, 2019; NANSON; CROKE, 1992).

O canal do rio Araguaia juntamente com o rio Javaés, formam a maior ilha fluvial do mundo, localizada no médio rio Araguaia, conhecida como Planície do Bananal. Essa unidade sedimentar abrange aproximadamente 90.000 km², o que representa cerca de 23% da bacia fluvial (VALENTE; LATRUBESSE, 2020). A Ilha do Bananal é considerada uma zona úmida de importância internacional e está incluída na Convenção de Ramsar (RAMSAR CONVENTION, 1971).

O médio curso do rio Araguaia é marcado pela confluência de importantes tributários, como os rios Crixás, das Mortes e Cristalino (LATRUBESSE; STEVAUX, 2007), além de uma vasta planície de inundação repleta de lagos (MORAIS et al., 2005) originados pelo transbordamento periódico do rio principal (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; WANTZEN, 2004). Lagos, criados pelos pulsos de inundação, desempenham um papel crucial na manutenção e no funcionamento do ecossistema da planície (MORAIS et al., 2005). Além disso, a heterogeneidade promovida nesses ambientes contribui para uma maior diversidade de nichos (STARK et al., 2017).

A extensa malha hidrográfica da bacia Tocantins-Araguaia contribui para uma elevada riqueza e diversidade de organismos, tornando essa região um hotspot de biodiversidade (RAMSAR CONVENTION, 1971; GOPAL; JUNK, 2000). No entanto, diversas mudanças na estrutura da paisagem estão ocorrendo devido às atividades antrópicas, especialmente a conversão de áreas para monoculturas (COE et al., 2011; GARCIA et al., 2017). Esses impactos resultam em aumento da sedimentação e alterações na hidrologia do rio (VÖRÖSMARTY, 2002), o que ameaça as nascentes e afluentes (GARCIA et al., 2017; LATRUBESSE et al., 2009).

As atividades humanas alteram a estrutura espacial e biológica da bacia, prejudicando os ecossistemas lóticos (SALA, 2000) e provoca mudanças no habitat físico que podem comprometer as dinâmicas ecológicas dos organismos da região (ALLAN, 2004). Entre as comunidades biológicas potencialmente afetadas ao longo da bacia, destaca-se o zooplâncton (VIEIRA et al., 2017). O zooplâncton é frequentemente utilizado como ferramenta ecológica para avaliar a integridade dos ecossistemas aquáticos (RANRAG; ZADE, 2018a; RODRÍGUEZ et al., 2018; ZANNATUL; MUKTADIR, 2009). Esses estudos buscam compreender a distribuição das espécies em ambientes naturais e antropizados, uma vez que o zooplâncton responde rapidamente às alterações ambientais, servindo como um indicador eficaz das variações no ambiente aquático (CARNEIRO et al., 2013; JI; WANG; WANG, 2013).

Alterações na composição, riqueza, densidade e biomassa da comunidade zooplanctônica podem refletir mudanças no ecossistema. Além disso, esses organismos desempenham um papel crucial no funcionamento e na produtividade dos ecossistemas aquáticos, impactando diretamente a dinâmica dos nutrientes, o zooplâncton desempenha uma posição-chave nas teias tróficas, atuando como um elo fundamental entre os produtores primários e os níveis tróficos superiores (PAGANO et al., 2012). A relação do zooplâncton com fatores ambientais, espaciais e níveis tróficos (*bottom-up* e *top-down*) ressalta sua importância em estudos voltados para a conservação de ecossistemas aquáticos (DE-CARLI et al., 2019; PAGANO et al., 2012).

Em ambientes influenciados pelo pulso de inundação, os períodos de águas altas e baixas apresentam dinâmicas distintas. Durante as águas altas, ocorre uma homogeneização ambiental e biológica devido à maior conexão entre os diferentes habitats. Em contraste, durante as águas baixas, a redução das interconexões pode criar

barreiras que limitam essa homogeneização e a dispersão de organismos entre diferentes locais (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Nesse contexto, investigar a distribuição dos organismos por meio de análises espaciais é fundamental para compreender os padrões que controlam sua distribuição em determinados períodos (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Essa abordagem envolve a avaliação dos processos espaciais em conjunto com as características ambientais e sua influência na composição biológica. Nesse contexto, esta tese concentra-se em compreender os processos que influenciam a distribuição espacial da comunidade zooplancônica, identificando os fatores mais significativos para a sua distribuição ao longo da planície de inundação do médio rio Araguaia.

Uma das abordagens utilizadas para compreender a dinâmica espacial dos organismos entre habitats é o estudo da diversidade beta (PODANI; RICOTTA; SCHMERA, 2013a; WHITTAKER, 1960a, 1972a). A diversidade beta avalia a variação na composição de espécies entre diferentes locais, fornecendo insights valiosos sobre os padrões de biodiversidade em escala regional. Esse conceito é fundamental para quantificar tanto a diversidade local quanto a regional, além de medir o grau de diferenciação das espécies entre os locais amostrados. Ao fazê-lo, a diversidade beta reflete como a composição de espécies varia no espaço e no tempo. Essa análise permite identificar áreas que abrigam espécies exclusivas ou redundantes, ajudando a determinar locais prioritários para a conservação ambiental (LEGENDRE, 2014a; LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013a; PODANI; RICOTTA; SCHMERA, 2013a).

Diferentes interpretações de diversidade beta surgiram ao longo dos anos, e nesta pesquisa adotaremos a abordagem do grupo de pesquisa da família *Podani* (PODANI; RICOTTA; SCHMERA, 2013a; PODANI; SCHMERA, 2011a). Os componentes dessa família abordam a partição aditiva da diversidade beta utilizando matrizes de abundância e de presença-ausência de espécies, decompondo os índices de dissimilaridade em três componentes: substituição (*replacement*), diferença de riqueza (*richness difference*) e aninhamento (*nestedness*). O componente de aninhamento (*nestedness*) refere-se à relação entre as espécies de um local e um subconjunto de espécies estritamente relacionadas a outro local que apresenta maior riqueza (PODANI; SCHMERA, 2011a). As partições baseadas na presença e ausência de espécies são divididas em três elementos: similaridade, substituição relativa de espécies e diferença relativa de riqueza. Além disso, a partição da diversidade beta pode ser aplicada a dados de abundância, que são divididos

em: similaridade, substituição de abundâncias de espécies e diferenças relativas de abundâncias (PODANI; RICOTTA; SCHMERA, 2013a).

A avaliação da diversidade biológica é essencial para compreender os fatores que moldam a estruturação das comunidades de organismos (PAINA; GAMA MELAO, 2019). Neste estudo, buscamos explorar as relações entre variáveis ambientais e espaciais e os padrões de distribuição dos quatro principais grupos zooplanctônicos composto por protozoários (amebas testáceas), e metazoários (copépodes, cladóceros e rotíferos). Para isso, a tese foi organizada em três capítulos que integram diferentes abordagens para compreender os processos ecológicos que influenciam a composição e distribuição do zooplâncton na região.

Capítulo 01. Remansos são stepping-stones para a dispersão zooplanctônica?

Neste capítulo, investigamos a distribuição das espécies zooplanctônicas entre o meio do rio, remansos e a margem oposta no médio rio Araguaia. O objetivo é compreender se os remansos atuam como *stepping-stones* — “pontos provisórios” que facilitam a dispersão desses organismos.

Capítulo 02. Processo de invasão e rotas nas águas doces da América do Sul: primeiro registro da *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera, Brachionidae) no médio rio Araguaia

Aqui, destacamos o primeiro registro da espécie exótica *Kellicottia bostoniensis* no médio rio Araguaia, fornecendo um alerta para programas de monitoramento no eixo centro-norte do Brasil. Este capítulo discute o potencial impacto desse organismo invasor e suas possíveis rotas de entrada.

Capítulo 03. Contribuição de locais e espécies para a diversidade beta do zooplâncton em lagos de uma planície de inundação tropical

Neste capítulo, analisamos a contribuição da diversidade beta do zooplâncton para os lagos da planície de inundação do médio Araguaia. Avaliamos como os processos nas escalas de diversidade local e regional influenciam a variação das espécies nesses ambientes e identificamos os mecanismos por trás dessa variação.

Essa abordagem integrada permite uma visão abrangente sobre os padrões de biodiversidade zooplanctônica e os processos ecológicos associados ao médio rio Araguaia.

Referências

- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology evolution and systematics*, v. 35, p. 257–284, 2004.
- CARNEIRO, F. M. et al. Higher Taxa Predict Plankton Beta-diversity Patterns Across an Eutrophication Gradient. *Natureza & Conservação*, v. 11, n. 1, p. 43–47, jul. 2013.
- COE, M. T. et al. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry*, v. 105, n. 1–3, p. 119–131, 2011.
- CONVENTION, R. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat (Iran), 2 February 1971. UN Treaty Series, n. 14583, 1971.
- DE SOUZA CASTRO, W.; DE-CAMPOS, A. B.; ZANCOPÉ, M. H. C. A influência dos materiais das margens e da vegetação ciliar na erosão de meandros: o caso do rio Claro, afluente do rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 20, n. 3, 2019.
- DE-CARLI, B. P. et al. Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. *Limnetica*, v. 38, n. 1, p. 303–316, 2019.
- DIAS CARDOSO, M. R.; MARCUZZO, F. F. N. Estudo da morfologia areal da bacia do Rio Araguaia utilizando MDE ASTER. *Revista Geoaraguaia*, v. 1, n. 2, 2011.
- GARCIA, A. S. et al. Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. *Journal of environmental management*, v. 187, p. 16–23, 2017.
- GOPAL, B.; JUNK, W. J. Biodiversity in wetlands: an introduction. Em: *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Vol. 1. [s.l.] Backhuys Publishers, 2000. p. 1–10.
- JI, G.; WANG, X.; WANG, L. Planktonic Rotifers in a Subtropical Shallow Lake: Succession, Relationship to Environmental Factors, and Use as Bioindicators. *Scientific World Journal*, 2013.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, v. 106, n. 1, p. 110–127, 1989.
- JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. *Second international symposium on the management of large rivers for fisheries*. Anais...Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional, 2004.

LATRUBESSE, E. M. et al. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. *Geomorphology*, v. 113, n. 3–4, p. 239–252, 2009.

LATRUBESSE, E. M. et al. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, v. 1, n. 9, p. e77, 2019.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift fur Geomorphologie Supplementband*, p. 109–127, 2002.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. *Revista Geociências-UNG-Ser*, v. 5, n. 1, p. 65–73, 2007.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 11, p. 1324–1334, ago. 2014.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters*, v. 16, n. 8, p. 951–963, 2013.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Third ed. Amsterdam: Elsevier, 2012. v. 24

MORAIS, R. P. DE et al. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. 2005.

MORAIS, R. P. DE; AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M. Controles hidrogeomorfológicos nas unidades vegetacionais da planície aluvial do rio Araguaia, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 30, n. 4, p. 411–421, nov. 2008.

NANSON, G. C.; CROKE, J. C. A genetic classification of floodplains. *Geomorphology*, v. 4, n. 6, p. 459–486, 1992.

PAGANO, M. et al. Metazooplankton communities in the Ahe atoll lagoon (Tuamotu Archipelago, French Polynesia): Spatiotemporal variations and trophic relationships. *Marine Pollution Bulletin*, v. 65, n. 10–12, p. 538–548, 2012.

PAINA, K. DE A.; GAMA MELAO, M. DA G. Zooplankton community structure from tropical temporary ponds during a flood period. *LIMNETICA*, v. 38, n. 1, p. 189–211, 2019.

PODANI, J.; RICOTTA, C.; SCHMERA, D. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity*, v. 15, p. 52–61, 2013.

PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, v. 120, n. 11, p. 1625–1638, 2011.

- RANRAG, K. R.; ZADE, S. B. Rotifers as an indicator of water quality. 2018.
- RODRÍGUEZ, L. P. et al. Biomarkers employment in planktonic copepods for early management and conservation of aquatic ecosystems: The case of the 'Capo Peloro' lakes (southern Italy). *Regional Studies in Marine Science*, v. 18, p. 161–169, 2018.
- SALA, O. E. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 10 mar. 2000.
- STARK, J. et al. Does environmental heterogeneity drive functional trait variation? A test in montane and alpine meadows. *Oikos*, v. 126, n. 11, p. 1650–1659, 2017.
- THORP, J. H. et al. The ecological nature of whole river macrosystems: New perspectives from the riverine ecosystem synthesis. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 11, p. 1184433, 2023.
- VALENTE, C.; LATRUBESSE, E. Regional geomorphologic mapping of the Araguaia River Basin, Central Brazil. 2020.
- VIEIRA, L. C. G. et al. Sampling sufficiency for estimating zooplankton diversity in neotropical floodplain lakes. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, v. 22, n. 2, p. 190–196, 2017.
- VÖRÖSMARTY, C. J. Global water assessment and potential contributions from Earth Systems Science. *Aquatic Sciences*, v. 64, n. 4, p. 328–351, 2002.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, v. 21, n. 2–3, p. 213–251, 1972.
- ZANNATUL, F.; MUKTADIR, A. K. M. A Review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 10, p. 1815–1819, 2009.

CAPÍTULO 01. Are backwaters stepping-stones for Zooplankton dispersal?

MISSIAS, Ana Caroline Alcântara et al. Are backwaters stepping-stones for Zooplankton dispersal?

Capítulo submetido (06/12/2024) à revista **Aquatic Sciences**: Qualis A2 em Ciências Ambientais e fator de impacto (JCR): 2.0 (2023). * Capítulo formatado conforme regras de submissão da revista **Capítulo reestruturado em conformidade com as recomendações da banca examinadora

Are backwaters stepping-stones for Zooplankton dispersal?

Ana Caroline Alcântara Missias^{1*}, Phillip Teles Soares², Maisa Carvalho Vieira³, Hugo de Oliveira Barbosa², Hasley Rodrigo Pereira^{1,4}, Cleber Nunes Kraus¹, Leonardo Beserra da Silva¹, Ludgero Cardoso Galli Vieira¹

*Corresponding author: acbio.alcantara@gmail.com

¹ Universidade de Brasília, Faculdade de Planaltina, Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas, Vila Nossa Senhora de Fátima, Brasília, DF, Brazil, 73340-710

² Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Ecologia, Evolução e Conservação da Biodiversidade (INCT EECBio), Universidade Federal de Goiás (UFG), Campus Samambaia, Goiânia, Goiás, Brazil, 74690-900

³ Universidade Estadual de Goiás, Campus de Ciências Exatas e Tecnológicas, Br 153, 3105, Fazenda Barreiro do Meio, Anápolis, Goiás, Brazil. 75132-903

⁴Secretaria de Educação do Goiás - Centro de Ensino de Período Integral Estadual Doutor Mauá Cavalcante Sávio, R. Deocleciano Moreira Alves, S/N - St. Res. Pedro Ludovico, Anápolis, Goiás, Brazil, 75124-87

Abstract

Dispersal allows species to expand their ranges, mitigating the risk of local extinction. In this study, we investigated whether zooplankton community use stepping stones (temporary transitional areas between source and sink zones) as pathways for dispersal. The study was conducted in the middle Araguaia River, a large and important tropical floodplain, during flood season. We evaluated zooplankton density and richness in three distinct habitats: backwater, main river channel and opposite margin. To do so, we used generalized linear mixed models (GLMMs), we analyzed the effects of fixed (habitat types) and random (sampling units) variables. Additionally, we employed PERMANOVA and NMDS to evaluate community composition and IndVal analysis to identify species significantly associated with specific habitats. Our results indicated no statistically significant differences in zooplankton density or richness among the sampled habitats. However, indicator species such as *Pseudosida cf. ramosa*, *Brachionus angularis*, *Nebela collaris*, *Moinodaphnia macleay*, *Diffugia capreolata* and *Platyias leloupi* characterize the backwater environment. These findings suggest that stepping

stones did not exert a strong enough influence to markedly differentiate zooplankton parameters. Nonetheless, the observed trends indicate that factors such as hydrological dynamics and resource availability may be subtly influencing zooplankton distribution. Future studies should explore how environmental characteristics, spatial constraints, and seasonal factors affect these biotic communities in different floodplain environments.

Keywords: Middle Araguaia River, tropical floodplain, Brazil, diversity, flood season

Introduction

Biological dispersal is a crucial mechanism in structuring metacommunities, as it enables species to expand their geographic range and reduces the risk of extinction caused by local fluctuations (Comins et al. 1980; Ye and Wang 2023). In this context, many species in aquatic environments, such as zooplankton species, disperse passively (Dias et al., 2016). Studies indicate that zooplankton can disperse through water flow, wind, rain, and animals (Havel & Shurin, 2004; Jeltsch et al., 2013; Parry et al., 2024a). Given the diversity of these mechanisms, it is believed that small organisms like zooplankton face no significant geographic barriers to dispersal, especially since many are cosmopolitan and considered ubiquitous (De Bie et al., 2012; Jenkins et al., 2007). On the other hand, some studies suggest that dispersal may be a limiting factor, as many microscopic organisms exhibit distinct biogeographic patterns (Bohonak & Jenkins, 2003; Heino et al., 2010; Vyverman et al., 2007). This highlights that the effectiveness of dispersal varies according to the multiple spatial and temporal scales analyzed (Jenkins et al., 2007; Parry et al., 2024b).

The efficiency of passive dispersal is linked to the size of the propagule, typically being greater for smaller propagules (Henrik Bruun & Poschlod, 2006; Soons et al., 2008; Vagvolgyi, 1975). Although the direct impact of these *stepping stones* on the overall dispersal range may be limited (Rocha et al., 2021), studies suggest they play a vital role in maintaining landscape connectivity and enhancing propagule movement range, thereby facilitating temporary colonization (Bodin & Saura, 2010; Pasinelli et al., 2011; Rubio & Saura, 2012; Saura et al., 2014). These stepping stones habitats, during dispersal, are crucial for reducing population isolation and promoting the survival of species that travel long distances (Herrera et al., 2017). However, the effectiveness of these stepping stones is influenced by several factors, such as the size and quality of the passage habitats (Saura

et al., 2014), the availability of these areas, their configuration, and the dispersal capacity of the species (Herrera et al., 2017; Hodgson et al., 2012).

Thus, zooplankton dispersal can occur in a single long-distance event; for example, in environments controlled by flood pulses, floods can homogenize species communities and transport them to locations distant from their source (Junk et al., 1989b; Junk & Wantzen, 2004). Alternatively, zooplankton may disperse through a series of small, consecutive events, utilizing intermediate habitat patches known as *stepping stones* (Saura et al., 2014).

In aquatic environments, the water regime strongly influences the dispersion and composition of communities (Forbes and Chase 2002; Chase 2007). Therefore, it may be another key factor in the formation of stepping stones and, consequently, influence the organization of biological communities. For example, in floodplains such as those of the Araguaia River in Brazil, backwaters and temporary lakes are formed due to seasonal droughts (Latrubesse & Stevaux, 2002; Lininger & Latrubesse, 2016). In these areas, reduced water velocity can promote the formation of zooplankton communities, which are better adapted to lentic environments, making river channels a stressful habitat for these organisms (Branco et al., 2023; Le Coz et al., 2018).

Although the concept of stepping stones has been widely studied in terrestrial environments (Coolen et al., 2020a; Nielsen et al., 2024; Saura et al., 2014), primarily focusing on habitat fragmentation, the formation of ecological corridors, restoration, and species conservation (Bănăduc et al., 2022; Coolen et al., 2020b; Karstens et al., 2022) its application in aquatic systems remains limited. Thus, the objective of this study is to evaluate whether the backwaters of the middle Araguaia River can act as *stepping stones* for the zooplankton Community. To achieve this, we aimed to answer the following questions: i) Are there differences in the composition, density, and richness of zooplankton species between backwaters, the river channel, and the opposite margin of the middle Araguaia River? ii) Which species are indicators of the backwater, river channel, and opposite margin environments?

We expect to find a different zooplankton composition in the backwaters, which are more lentic environments compared to the river channel and the opposite bank. Considering that stepping stones are transitional environments, they are expected to host

a smaller subset of species, but with viable populations capable of dispersing to more favorable habitats. Thus, we hypothesize that backwaters function as temporary stopping points in the dispersal of zooplankton organisms. Considering the different dispersal strategies (e.g. zoochory and anemochory), we suggest that indicator species of lotic environments, such as the river channel and the opposite margin, do not rely on stopping points during dispersal, while indicator species of backwaters utilize dispersal through consecutive events.

Methods

Study Area

This study was conducted in September of 2018, during the flood season. Fifteen transects were defined in the region of Cocalinho, a town in the state of Mato Grosso/Brazil, located in the middle Araguaia River, with a minimum distance of 30 km between them (Fig. 1).

The transects consist of a longitudinal section between the two opposite margins of the river, perpendicular to the direction of water flow. Each transect includes a lentic region (backwater) on one bank and two lotic regions: one at the center of the transect and the other on the bank opposite the lentic environment. Transect sampling was conducted along the main channel of the Araguaia River (Fig. 2). Biological and environmental samples were collected from each of the three regions of each transect, resulting in a total of 45 samples.

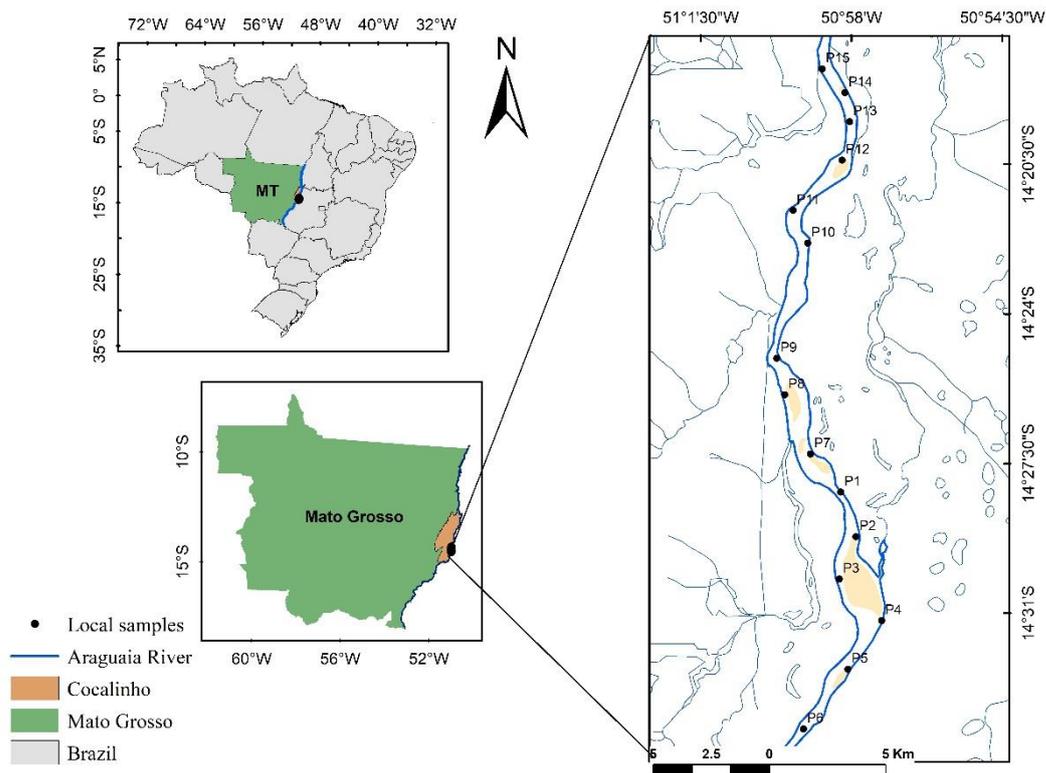


Figure 1. Sampling units of the Araguaia River, Mato Grosso, Brazil.

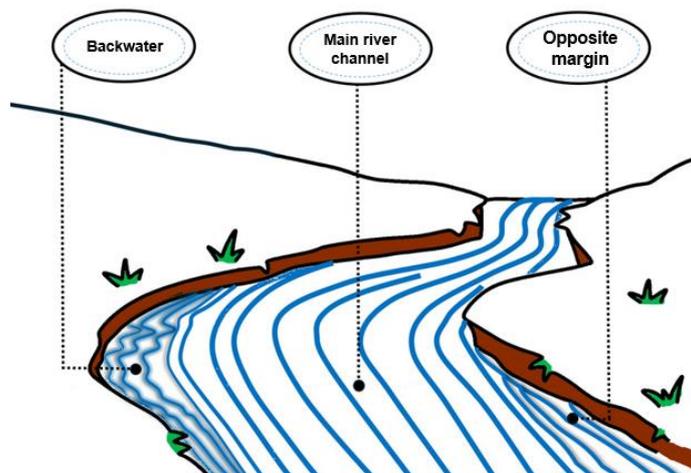


Figure 2. Sampling design showing the subpoints at each collection point (transect).

Environmental and biological characterization

For environmental characterization, limnological variables were measured in situ: temperature, turbidity, pH, dissolved oxygen (DO), conductivity, oxidation-reduction potential (ORP), and total dissolved solids (TDS) (Table SM1). These measurements were taken using a multiparameter sensor (Horiba U-50). Zooplankton organisms were collected by filtering 500 liters of subsurface water using a motor pump and also, using a

plankton net with a 68 μm mesh. The samples were preserved in a buffered solution containing borax and 4% formaldehyde.

For quantitative analysis, the collected material was concentrated to a known volume (at least 20 mL, adjusted based on the quantity of organisms and sediment). The samples were randomized for aliquot extraction using a Hensen-Stempel pipette (Bottrell et al. 1976). The aliquots were examined under an optical microscope using Sedgewick-Rafter chambers. For each sample, at least 200 individuals were counted, with a minimum of 50 representatives from each zooplankton group (testate amoebae, cladocerans, copepods, and rotifers). The qualitative analysis included the identification of species not recorded during the quantitative analysis, and samples with low abundance were analyzed in their entirety to ensure data representativeness. Organisms were identified to the lowest possible taxonomic level, typically at the species level, using specialized taxonomic keys: testate amoebae (Meisterfeld, 2002; Ogden & Hedley, 1980), cladocerans (Carvalho et al., 2024; Elmoor-Loureiro, 1997; Elmoor-Loureiro & Sousa, 2023), copepods (Amaral et al., 2022; Neves, 2011; Reid, 1985) and rotifers (Joko, 2011; José de Paggi et al., 2020; Segers, 1995, 2007), observing species found in Brazil (Elmoor-Loureiro et al., 2023). The results of screening was expressed in individuals per m^3 (Bottrell et al. 1976).

Data analysis

We analyzed density and richness of zooplankton species across different habitats (backwater, main river channel, and opposite margin). Density data were log-transformed using $\log(x+1)$, and larval and juvenile copepods were excluded from the richness data. Two Generalized Linear Mixed-Effects Models (GLMMs) were applied to assess these relationships. For density data, we assumed a normal distribution, whereas for richness data, a Poisson distribution with a logarithmic link function was used. These models are appropriate for handling data with intraclass correlation or multiple levels of variability (Bolker et al., 2009). This approach allows us to incorporate the framework of Generalized Linear Models (GLMs), applying both fixed and random variables we want to control within the model (Zuur et al., 2009). Habitats (backwater, main river channel, and opposite margin) were treated as fixed factors, while sampling points were included as random factors. Residual normality and heterogeneity were assessed using the

DHARMA package (Hartig & Hartig, 2017) and model overdispersion was evaluated with the *performance* package (Lüdecke et al., 2021).

For the analysis of community composition, species abundance data were standardized using *Hellinger* transformation, and *Bray-Curtis* distances were subsequently calculated with *decostand* and *vegdist* functions, respectively, both from the *vegan* package (Oksanen et al., 2007). A Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) (Anderson, 2001) was conducted, restricting permutations by sampling points (to account for repeated measures) using the *strata* argument. The analysis was performed with the *adonis2* function from the *vegan* package (Oksanen, Blanchet, Guillaume, et al., 2016; Oksanen et al., 2007). Pairwise comparisons were conducted using the *pairwise.adonis2* function with Bonferroni correction, provided by the *pairwiseAdonis* package (Martinez Arbizu, 2020). Subsequently, we employed *Non-Metric Multidimensional Scaling* (NMDS) to visualize the data using the *metaMDS* function from the *vegan* package (Oksanen, Blanchet, et al., 2016; Oksanen et al., 2007).

Finally, we conducted an *Indicator Species Analysis* (IndVal) to identify species that could serve as indicators for the different habitats compared. This analysis is valuable for detecting strong associations between species and environmental conditions or specific sample groups and is widely used in ecological studies (Dufrière & Legendre, 1997). The IndVal analysis was performed using the *multipatt* function (with 999 permutations) from the *indicspecies* package (De Cáceres et al., 2016). Species with significant IndVal values were interpreted as strongly associated with the specific site.

All analyses were performed using R Statistical Software (R Core Team, 2024).

Results

A total of 193 species were identified, including cladocerans (30 species), copepods (6 species), rotifers (93 species), and testate amoebae (63 species). Additionally, nauplii and copepodite developmental stages of Diaptomidae and Cyclopoida, as well as adult individuals of Calanoida Diaptomidae (females) and Copepoda Cyclopoida (males), were recorded (Table. SM2).

The sampling unit with the highest species richness was P9 (opposite margin), with 85 species, followed by P14 (backwater) and P15 (main river channel), both of which had 80 species. The total density was 920,380 individuals/m³, including larval and juvenile forms of copepods. Species with the highest densities were *Brachionus caudatus* f. *ahlstrom* (12.962 ind./m³), *Brachionus zahniseri* var. *gessneri* (6.880 ind./m³) and *Centropyxis aculeata* (5.672 ind./m³) (Table S1). The highest densities were recorded at P11 (backwater) with 19.578 ind./m³, P1 (backwater) with 12.178 ind./m³ and P6 (opposite margin) with 5.806 ind./m³. Conversely, the lowest densities were observed at P4 (opposite margin) with 184 ind./m³, P7 (main river channel) with 504 ind./m³ and P1 (main river channel) with 518 ind./m³.

Zooplankton density and richness did not vary significantly among the sampling units (Fig. 3A and 3B). A reduction in zooplankton density was observed on the opposite margin ($Z = -1.763$, $p = 0.078$) and in the main river channel compared to the backwater ($Z = -1.888$, $p = 0.059$); however, these reductions were not statistically significant. Similarly, richness was lower on the opposite margin ($Z = -1.453$, $p = 0.146$) and in the main river channel ($Z = -0.876$, $p = 0.381$), but these differences were also not significant (Table SM.2).

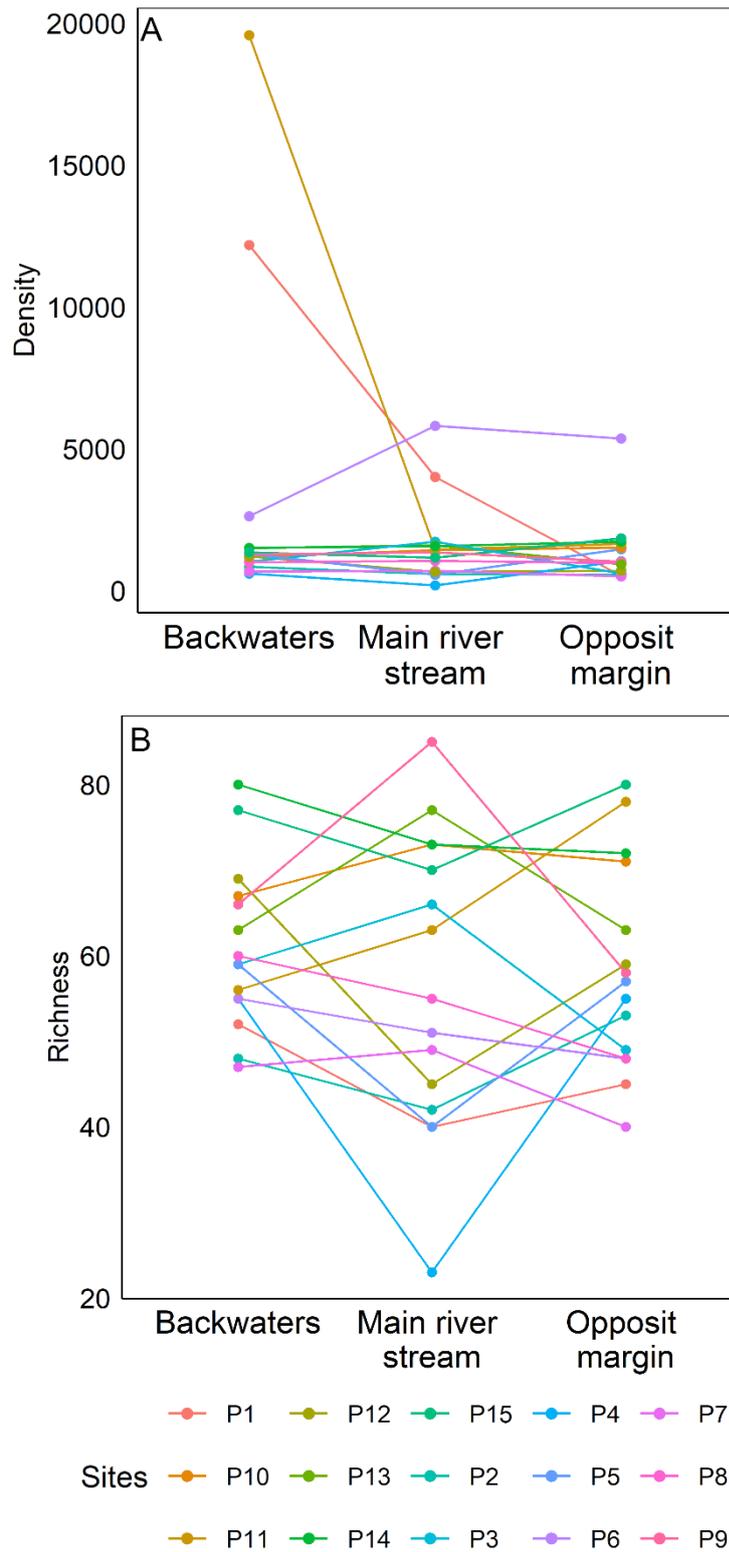


Figure 3. Variation in density (A) and richness (B) of zooplankton species in relation to the compared habitats (opposite margin, main river channel, and backwater).

PERMANOVA analysis revealed significant differences in zooplankton community composition between the backwater, mid-river, and opposite margin sites ($F_{42,2} = 1.105$; $p = 0.006$, Fig. 4). These differences were particularly evident in the comparison between the backwater and mid-river areas ($F_{28,1} = 1.462$; $p = 0.002$; Fig. 4) and between the backwater and opposite margin ($F_{28,1} = 1.179$; $p = 0.05$; Fig. 4).

Additionally, we identified that the species *Pseudosida* cf. *ramosa*, *Brachionus angularis*, *Nebela collaris*, *Moinodaphnia macleay*, *Diffugia capreolata*, *Platyias leloupi* are indicator species of the backwater area (Table 1). Between the middle of the river and the opposite margin, no significant difference in species composition was observed ($F_{28,1} = 0.632$; $p = 0.463$).

Table 1. Indicator value (IndVal) of zooplankton species *Only species with $p < 0.05$ are listed.

Group	Family	Species	IndVal	<i>p</i> value
Cladoceran	Daphniidae	<i>Moinodaphnia macleay</i> (King, 1853)	0.561	0.040
	Sididae	<i>Pseudosida</i> cf <i>ramosa</i> (Daday, 1904)	0.667	0.015
Rotifer	Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	0.649	0.010
		<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1957	0.516	0.035
Testate Amoebae	Diffugiidae	<i>Diffugia capreolata</i> Penard, 1902	0.542	0.035
	Hyalospheniidae	<i>Nebela collaris</i> Gomaa, 2013	0.638	0.020

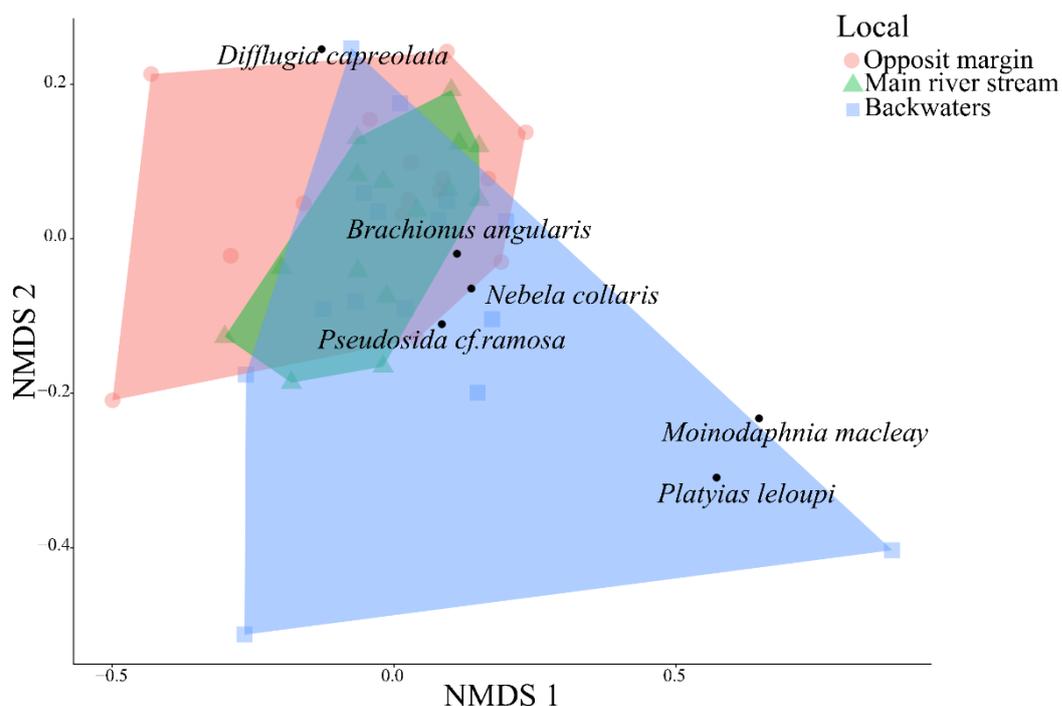


Figure 4. Non-metric Multi-Dimensional Scaling (NMDS) analysis highlighting differences in species composition among different sites, as determined by PERMANOVA. The species shown in the graph were identified as indicators for the backwater area, according to the Indicator Species Analysis ($p < 0.05$).

Discussion

River systems associated with floodplains exhibit a complex network of water bodies and dispersal routes (Junk et al. 1989; Junk and Wantzen 2004; Funk et al. 2013, 2023). This complexity can influence variations in the composition and abundance of zooplankton species (Dias et al. 2016; Chaparro et al. 2018; Brito et al. 2020). Here, the density and richness of zooplankton species showed homogeneity across habitats types. This similarity may reflect comparable environmental conditions, indicating a uniformity in the environment (Geng et al., 2022; Massicotte et al., 2014). The presence of generalist species, adapted to diverse environmental conditions, also contributes to this homogeneity (Schuler et al., 2017; Voelker & Swan, 2021). These species share traits that enable them to thrive under similar limnological conditions, promoting the formation of comparable communities (Diniz et al., 2021; Pereira et al., 2024). In this context, differences between microhabitats play a crucial role in the dynamics of the zooplankton community, emphasizing the importance of abiotic variables in shaping biodiversity and structuring ecosystems (Diniz et al., 2021; Gottschall et al., 2022; Pereira et al., 2024).

There were significant differences in zooplankton composition among the three environments, indicating that local conditions limiting the colonization or survival of these organisms. In backwaters, zooplankton abundance may be associated with their preference for lentic environments (Eramma et al., 2023a; Stephan et al., 2017). Moreover, the reduced turbulence in backwaters benefits species with limited swimming adaptations by providing longer residence times and a more stable environment for their survival (Michalec et al., 2017; Montiel-Martínez et al., 2015). These conditions also allow backwaters to serve as refuges from aquatic predators, reducing predation pressure on zooplankton and creating ideal conditions for their reproduction and growth (Burdis & Hoxmeier, 2011; Meerhoff et al., 2007; Sagrario et al., 2009). On the other hand, the middle of the river presents less favorable conditions for the permanence of zooplankton, due to the greater strength of the currents and the lower availability of shelter and nutrients (Hjøllo et al., 2021; Martínez-Rincón et al., 2024). These dynamics highlight the complexity of ecological interactions and the adaptability of these organisms to diverse environmental conditions. The presence of a rich network of biotic and abiotic interactions can influence community composition across different stretches of the river (Hébert et al., 2017; Litchman et al., 2013) contributing to the maintenance of similar species richness between these areas (Leibold et al. 2004; Brito et al. 2020; Cabral et al. 2020).

The species *Pseudosida cf. ramosa*, *Brachionus angularis*, *Nebela collaris*, *Moinodaphnia macleay*, *Diffflugia capreolata* and *Platyias leloupi* characterize the backwater environment. *Nebela collaris* and *Diffflugia capreolata* are testate amoebae, a polyphyletic group that plays a crucial role in organic matter decomposition, contributing to nutrient cycling and often serving as bioindicators of water quality (de Góes Cohn Freitas et al., 2022). *Pseudosida cf. ramosa* and *Moinodaphnia macleay* are cladocerans that act as primary consumers, feeding on phytoplankton (Dole-Olivier et al., 2000; Forró et al., 2007). *Brachionus angularis* and *Platyias leloupi* are rotifers known for their rapid reproduction in nutrient-rich environments, often linked to eutrophication (Wallace et al., 2021). The species *Pseudosida cf. ramosa*, *Brachionus angularis* and *Moinodaphnia macleay*, are typical of lentic environments, where calmer waters and high nutrient availability create favorable conditions. They thrive in habitats with aquatic vegetation and low turbulence, which enhance the stability and productivity of these ecosystems (Kobayashi et al. 2009; Park et al. 2023).

The presence of indicator species suggests that backwaters may be functioning as essential ecological niche (Appel et al., 2020; Padovesi-Fonseca et al., 2021), supporting organisms that exhibit specific plasticity to survive in these environments (Frances et al., 2021; Snell-Rood & Ehlman, 2021; Zhao et al., 2019). In this context, our findings are particularly significant for the conservation and management of aquatic ecosystems, as they highlight the critical role of backwaters as essential habitats for zooplankton species (Stephan et al. 2017; Eramma et al. 2023). The preservation of these environments is crucial for sustaining aquatic communities and maintaining the functional integrity of ecosystems, particularly in light of the hydrological changes driven by deforestation in the Araguaia River basin (Martins et al. 2021; Pelicice et al. 2021; dos Santos Teixeira et al. 2024).

Here, we did not observe a significant relationship between zooplankton groups and any specific area, suggesting that each region may exhibit unique characteristics that shape the composition of zooplankton communities. In this context, it is crucial for future studies to explore the relationship between zooplankton and environmental characteristics, while also considering the species' dispersal capacity in relation to space and time, as well as the significance of long-term research. Step by step, zooplankton will disperse throughout their habitats, with this process being influenced by complex interactions between biotic and abiotic factors that shape the community's composition.

Conclusions

Our results emphasize the complex interplay between the connectivity of floodplain environments and their biodiversity, reinforcing the presence of a sophisticated network of ecological interactions within these systems. Indicator species highlight the specialization of zooplankton in backwaters, illustrating how these habitats foster unique communities that are adapted to their specific conditions.

In this context, understanding dispersal processes is essential for the conservation and management of species, especially in areas such as the Araguaia River, which face anthropogenic environmental changes, since species mobility is a crucial factor for their survival in disturbance scenarios.

Therefore, we recommend that future studies on zooplankton dispersal explore the ecological mechanisms driving organism dispersal, offering critical insights for biodiversity conservation and the preservation of ecosystem health.

References

- Amaral, D. C., Bomfim, F. F., & Lansac-Toha, F. A. (2022). Environmental heterogeneity drives the distribution of copepods (Crustacea: Copepoda) in the Amazon, Araguaia, Pantanal, and Upper Paraná floodplains. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, *94*(2), e20191260.
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, *26*(1), 32–46.
- Appel, D. S., Gerrish, G. A., Fisher, E. J., & Fritts, M. W. (2020). Zooplankton sampling in large riverine systems: A gear comparison. *River Research and Applications*, *36*(1), 102–114.
- Bănăduc, D., Marić, S., Cianfaglione, K., Afanasyev, S., Somogyi, D., Nyeste, K., Antal, L., Koščo, J., Čaleta, M., & Wanzenböck, J. (2022). Stepping stone wetlands, last sanctuaries for European Mudminnow: How can the human impact, climate change, and non-native species drive a fish to the edge of extinction? *Sustainability*, *14*(20), 13493.
- Bodin, Ö., & Saura, S. (2010). Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecological Modelling*, *221*(19), 2393–2405.
- Bohonak, A. J., & Jenkins, D. G. (2003). Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters*, *6*(8), 783–796. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00486.x>
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J.-S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, *24*(3), 127–135.
- Bottrell, H. H., Duncan, a., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbrichtilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., & Weglenska, T. (1976). Review of some problems in Zooplankton production studies. *Norwegian Journal Of Zoology*, *24*(4), 419–456.
- Branco, C. W. C., Fintelman-Oliveira, E., & dos Santos Miranda, V. B. (2023). A review of functional approaches for the study of freshwater communities with a focus on zooplankton. *Hydrobiologia*, *850*(21), 4719–4744.
- Brito, M. T. da S., Heino, J., Pozzobom, U. M., & Landeiro, V. L. (2020a). Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. *Aquatic Sciences*, *82*(2), 43.
- Brito, M. T. da S., Heino, J., Pozzobom, U. M., & Landeiro, V. L. (2020b). Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. *Aquatic Sciences*, *82*(2), 43.
- Burdis, R. M., & Hoxmeier, R. J. H. (2011). Seasonal zooplankton dynamics in main channel and backwater habitats of the Upper Mississippi River. *Hydrobiologia*, *667*, 69–87.

- Cabral, C. R., Diniz, L. P., da Silva, A. J., Fonseca, G., Carneiro, L. S., de Melo Júnior, M., & Caliman, A. (2020). Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, *56*, 25.
- Carvalho, V. V., Elmoor-Loureiro, L. M. A., & Sousa, F. D. R. (2024). Cladocera (Crustacea; Branchiopoda) from the Brazilian Cerrado—the richness and species composition for Goiás state. *International Journal of Limnology*, *60*, 3.
- Chaparro, G., Horváth, Z., O’Farrell, I., Ptacnik, R., & Hein, T. (2018). Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater Biology*, *63*(4), 380–391.
- Chase, J. M. (2007). Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *104*(44), 17430–17434.
- Comins, H. N., Hamilton, W. D., & May, R. M. (1980). Evolutionarily stable dispersal strategies. *Journal of theoretical Biology*, *82*(2), 205–230.
- Coolen, J. W. P., Boon, A. R., Crooijmans, R., Van Pelt, H., Kleissen, F., Gerla, D., Beermann, J., Birchenough, S. N. R., Becking, L. E., & Luttikhuizen, P. C. (2020a). Marine stepping-stones: Connectivity of *Mytilus edulis* populations between offshore energy installations. *Molecular Ecology*, *29*(4), 686–703.
- Coolen, J. W. P., Boon, A. R., Crooijmans, R., Van Pelt, H., Kleissen, F., Gerla, D., Beermann, J., Birchenough, S. N. R., Becking, L. E., & Luttikhuizen, P. C. (2020b). Marine stepping-stones: Connectivity of *Mytilus edulis* populations between offshore energy installations. *Molecular Ecology*, *29*(4), 686–703.
- De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., Hampel, H., Denys, L., Vanhecke, L., & Van der Gucht, K. (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology letters*, *15*(7), 740–747.
- De Caceres, M., Jansen, F., & De Caceres, M. M. (2016). Package ‘indicspecies’. *indicators*, *8*(1).
- de Góes Cohn Freitas, Y., Ramos, B. R. D., da Silva, Y. G., Sampaio, G. S., Nascimento, L. da S., Branco, C. W. C., & Miranda, V. B. D. S. (2022). Testate amoebae: a review on their multiple uses as bioindicators. *Acta Protozoologica*, *61*, 1–9. <https://doi.org/10.4467/16890027AP.22.001.15671>
- Dias, J. D., Simões, N. R., Meerhoff, M., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Bonecker, C. C. (2016). Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, *781*, 109–125.
- Diniz, L. P., Braghin, L. de S. M., Pinheiro, T. S. A., Melo, P. A. M. de C., Bonecker, C. C., & Melo Junior, M. de. (2021). Environmental filter drives the taxonomic and functional β -diversity of zooplankton in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, *848*, 1881–1895.

- Dole-Olivier, M., Galassi, D. M. P., Marmonier, P., & Creuzé des Châtelliers, M. (2000). The biology and ecology of lotic microcrustaceans. *Freshwater biology*, *44*(1), 63–91.
- dos Santos Teixeira, A., Vieira, L. C. G., de Souza, C. A., Bernardi, J. V. E., & Monteiro, L. C. (2024). Evidence of water surface and flow reduction in the main hydrographic basin of the Brazilian savannah (Cerrado biome): The Araguaia river. *Hydrobiologia*, *851*(10), 2503–2518.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, *67*(3), 345–366.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A. (1997). *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A., & Sousa, F. D. R. (2023). Taxonomic Catalog of the Brazilian Fauna: Superorder Cladocera (Crustacea: Branchiopoda), taxonomic history, diversity and distribution. *Zoologia (Curitiba)*, *40*, e23020.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A., Sousa, F. D. R., Oliveira, F. R., Joko, C. Y., Perbiche-Neves, G., Da Silva, A. C. S., Silva, A. J., Ghidini, A. R., Meira, B. R., & Aggio, C. E. G. (2023). Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda in Brazil. *Limnologia*, *100*, 126008.
- Eramma, N., Lalita, H. M., Satishgouda, S., Jyothi, S. R., Venkatesh, C. N., & Patil, S. J. (2023a). Zooplankton productivity evaluation of lentic and lotic ecosystem. Em *Limnology-The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters*. IntechOpen.
- Eramma, N., Lalita, H. M., Satishgouda, S., Jyothi, S. R., Venkatesh, C. N., & Patil, S. J. (2023b). Zooplankton productivity evaluation of lentic and lotic ecosystem. Em *Limnology-The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters*. IntechOpen.
- Forbes, A. E., & Chase, J. M. (2002). The role of habitat connectivity and landscape geometry in experimental zooplankton metacommunities. *Oikos*, *96*(3), 433–440.
- Forró, L., Korovchinsky, N. M., Kotov, A. A., & Petrusek, A. (2007). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Freshwater Animal Diversity Assessment*, 177–184. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_19
- Frances, D. N., Barber, A. J., & Tucker, C. M. (2021). Trait–density relationships explain performance in cladoceran zooplankton. *Ecology*, *102*(4), e03294.
- Funk, A., Baldan, D., Bondar-Kunze, E., Brizuela, S. R., Kowal, J., & Hein, T. (2023). Connectivity as a driver of river-floodplain functioning: A dynamic, graph theoretic approach. *Ecological Indicators*, *154*, 110877.
- Funk, A., Schiemer, F., & Reckendorfer, W. (2013). Metacommunity structure of aquatic gastropods in a river floodplain: the role of niche breadth and drift propensity. *Freshwater Biology*, *58*(12), 2505–2516.

- Geng, Y., Li, M., Yu, R., Sun, H., Zhang, L., Sun, L., Lv, C., & Xu, J. (2022). Response of planktonic diversity and stability to environmental drivers in a shallow eutrophic lake. *Ecological Indicators*, *144*, 109560.
- Gottschall, F., Cesarz, S., Auge, H., Kovach, K. R., Mori, A. S., Nock, C. A., & Eisenhauer, N. (2022). Spatiotemporal dynamics of abiotic and biotic properties explain biodiversity–ecosystem–functioning relationships. *Ecological Monographs*, *92*(1), e01490.
- Hartig, F., & Hartig, M. F. (2017). Package ‘dharma’. *R package*.
- Havel, J. E., & Shurin, J. B. (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, *49*(4part2), 1229–1238.
- Hébert, M.-P., Beisner, B. E., & Maranger, R. (2017). Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*, *39*(1), 3–12. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068>
- Heino, J., Bini, L. M., Karjalainen, S. M., Mykrä, H., Soininen, J., Vieira, L. C. G., & Diniz-Filho, J. A. F. (2010). Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos*, *119*(1), 129–137.
- Henrik Bruun, H., & Poschod, P. (2006). Why are small seeds dispersed through animal guts: large numbers or seed size per se? *Oikos*, *113*(3), 402–411.
- Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., & Saura, S. (2017). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and conservation*, *26*, 3465–3479.
- Hjøllø, S. S., Hansen, C., & Skogen, M. D. (2021). Assessing the importance of zooplankton sampling patterns with an ecosystem model. *Marine Ecology Progress Series*, *680*, 163–176.
- Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Dytham, C., Travis, J. M. J., & Cornell, S. J. (2012). *The speed of range shifts in fragmented landscapes*.
- Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, N., Schröder, B., Buchmann, C. M., Mueller, T., & Blaum, N. (2013). Integrating movement ecology with biodiversity research—exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, *1*, 1–13.
- Jenkins, D. G., Brescacin, C. R., Duxbury, C. V., Elliott, J. A., Evans, J. A., Grablow, K. R., Hillegass, M., Lyon, B. N., Metzger, G. A., Olandese, M. L., Pepe, D., Silvers, G. A., Suresch, H. N., Thompson, T. N., Trexler, C. M., Williams, G. E., Williams, N. C., & Williams, S. E. (2007). Does size matter for dispersal distance? *Global Ecology and Biogeography*, *16*(4), 415–425. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00312.x>
- Joko, C. Y. (2011). *Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR)*. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5108>

- José de Paggi, S. B., Wallace, R., Fontaneto, D., & Marinone, M. C. (2020). Phylum Rotifera. Em *Thorpe and Covich's Freshwater Invertebrates* (p. 145–200). Elsevier.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989a). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110–127.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989b). The food pulse concept in river- floodplain systems. Em D. P. Dodge (Org.), *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)* (p. 110–127). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Junk, W. J., & Wantzen, K. M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. *Second international symposium on the management of large rivers for fisheries*, 117–149.
- Karstens, S., Dorow, M., Bochert, R., Stybel, N., Schernewski, G., & Mühl, M. (2022). Stepping stones along urban coastlines—improving habitat connectivity for aquatic fauna with constructed floating wetlands. *Wetlands*, 42(7), 76.
- Kobayashi, T., Shiel, R. J., King, A. J., & Miskiewicz, A. G. (2009). Freshwater zooplankton: diversity and biology. *Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality*, 157.
- Latrubesse, E. M., & Stevaux, J. C. (2002). Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Zeitschrift für Geomorphologie Supplementband*, 129, 109–127.
- Le Coz, M., Chambord, S., Souissi, S., Meire, P., Ovaert, J., Buffan-Dubau, E., Prygiel, J., Azémar, F., Sossou, A. C., & Lamothe, S. (2018). Are zooplankton communities structured by taxa ecological niches or by hydrological features? *Ecohydrology*, 11(5), e1956.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., & Tilman, D. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601–613.
- Lininger, K. B., & Latrubesse, E. M. (2016). Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil. *Catena*, 143, 90–101.
- Litchman, E., Ohman, M. D., & Kjørboe, T. (2013). Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35(3), 473–484. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of Open Source Software*, 6(60).
- Martinez Arbizu, P. (2020). pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. *R package version 0.4, 1*.

- Martínez-Rincón, R. O., Lora-Cabrera, Y., Morales-Zárate, M. V., Suárez-Morales, E., & Mendoza-Becerril, M. A. (2024). Landsat-derived environmental factors to describe habitat preferences and spatiotemporal distribution of zooplankton in La Paz Bay, Mexico. *Regional Studies in Marine Science*, *71*, 103380.
- Martins, P. R., Sano, E. E., Martins, E. S., Vieira, L. C. G., Salemi, L. F., Vasconcelos, V., & Júnior, A. F. C. (2021). Terrain units, land use and land cover, and gross primary productivity of the largest fluvial basin in the Brazilian Amazonia/Cerrado ecotone: The Araguaia River basin. *Applied Geography*, *127*, 102379.
- Massicotte, P., Frenette, J.-J., Proulx, R., Pinel-Alloul, B., & Bertolo, A. (2014). Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. *Landscape ecology*, *29*, 67–79.
- Meerhoff, M., Iglesias, C., De Mello, F. T., Clemente, J. M., Jensen, E., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2007). Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, *52*(6), 1009–1021.
- Meisterfeld, R. (2002). Testate amoebae with filopodia. *The illustrated guide to the protozoa*, *2*, 1054–1084.
- Michalec, F.-G., Fouxon, I., Souissi, S., & Holzner, M. (2017). Zooplankton can actively adjust their motility to turbulent flow. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(52), E11199–E11207.
- Montiel-Martínez, A., Ciros-Pérez, J., & Corkidi, G. (2015). Littoral zooplankton–water hyacinth interactions: habitat or refuge? *Hydrobiologia*, *755*, 173–182.
- Neves, G. P. (2011). *Copépodes planctônicos (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) em reservatórios e trechos lóticos da bacia do Rio da Prata (Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai): taxonomia, distribuição geográfica e alguns atributos ecológicos*.
- Nielsen, A. G., Fox, A. D., & Balsby, T. J. S. (2024). Black Woodpeckers *Dryocopus martius* use stepping stones between woodland units. *Bird Study*, 1–11.
- Ogden, C. G., & Hedley, R. H. (1980). *An Atlas of Freshwater Testate Amoebae*. Oxford University Press.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., & Wagner, H. (2016). Vegan: community ecology package. software. *Spectrum IEEE*.
- Oksanen, J., Blanchet, Guillaume, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2016). Vegan: Community Ecology Package. *R package version 2.4-0*.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, *10*, 631–637.

- Padovesi-Fonseca, C., de Souza Rezende, R., da Costa, D. F., & Martins-Silva, M. J. (2021). Spatial scales drive zooplankton diversity in savanna Cerrado streams. *Community Ecology*, 22(2), 249–259.
- Park, T., Lee, G., Shin, J., Park, J., Choi, B., Kim, D.-K., & Cha, Y. (2023). Changes in zooplankton community in response to a shift from lentic to lotic conditions in a regulated river. *Ecological Informatics*, 77, 102236.
- Parry, V., Kiemel, K., Pawlak, J., Eccard, J., Tiedemann, R., & Weithoff, G. (2024a). Drivers of zooplankton dispersal in a pond metacommunity. *Hydrobiologia*, 851(12), 2875–2893.
- Parry, V., Kiemel, K., Pawlak, J., Eccard, J., Tiedemann, R., & Weithoff, G. (2024b). Drivers of zooplankton dispersal in a pond metacommunity. *Hydrobiologia*, 851(12), 2875–2893.
- Pasinelli, G., Runge, J. P., Schiegg, K., Liu, J., Hull, V., Morzillo, A. T., & Wiens, J. A. (2011). Source-sink status of small and large wetland fragments and growth rate of a population network. *Cambridge Studies in Landscape Ecology*, 10, 216–238.
- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Akama, A., Andrade Filho, J. D., Azevedo-Santos, V. M., Barbosa, M. V. M., Bini, L. M., Brito, M. F. G., dos Anjos Candeiro, C. R., & Caramaschi, É. P. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68, 445–452.
- Pereira, A. L. A., de Carvalho, P., Granzotti, R. V., Vieira, L. C. G., & Bini, L. M. (2024). Temporal beta diversity increases with environmental variability in zooplankton floodplain communities. *Limnology*, 25(1), 1–10.
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org>
- Reid, J. W. (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*, 9, 17–143.
- Rocha, É. G. da, Brigatti, E., Niebuhr, B. B., Ribeiro, M. C., & Vieira, M. V. (2021). Dispersal movement through fragmented landscapes: the role of stepping stones and perceptual range. *Landscape Ecology*, 36(11), 3249–3267.
- Rubio, L., & Saura, S. (2012). Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: an analysis of simulated and real landscape data. *Ecological Complexity*, 11, 28–37.
- Sagrario, G., De LosÁNGELES, M., Balseiro, E., Ituarte, R., & Spivak, E. (2009). Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54(5), 1042–1053.
- Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. (2014). EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171–182.

- Schuler, M. S., Chase, J. M., & Knight, T. M. (2017). Habitat size modulates the influence of heterogeneity on species richness patterns in a model zooplankton community. *Ecology*, *98*(6), 1651–1659.
- Segers, H. (1995). Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6*. (HJ Dumont, T. Nogrady, eds). SPB Academic Publishing BV., 226 p.
- Segers, H. (2007). Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment* (p. 49–59). Springer.
- Snell-Rood, E. C., & Ehlman, S. M. (2021). Ecology and evolution of plasticity. *Phenotypic plasticity & evolution*, 139–160.
- Soons, M. B., Van Der Vlugt, C., Van Lith, B., Heil, G. W., & Klaassen, M. (2008). Small seed size increases the potential for dispersal of wetland plants by ducks. *Journal of Ecology*, *96*(4), 619–627.
- Stephan, L. R., Castilho-Noll, M. S. M., & Henry, R. (2017). Comparison among zooplankton communities in hydrologically different lentic ecosystems. *Limnetica*, *36*(1), 99–112.
- Vagvolgyi, J. (1975). Body size, aerial dispersal, and origin of the Pacific land snail fauna. *Systematic Biology*, *24*(4), 465–488.
- Voelker, N., & Swan, C. M. (2021). The interaction between spatial variation in habitat heterogeneity and dispersal on biodiversity in a zooplankton metacommunity. *Science of the Total Environment*, *754*, 141861.
- Vyverman, W., Verleyen, E., Sabbe, K., Vanhoutte, K., Sterken, M., Hodgson, D. A., Mann, D. G., Juggins, S., Vijver, B. Van de, & Jones, V. (2007). Historical processes constrain patterns in global diatom diversity. *Ecology*, *88*(8), 1924–1931.
- Wallace, R. L., Walsh, E. J., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2021). A meta-analysis of benthic rotifer community structure as a function of lake trophic state. *Aquatic Ecology*, *55*(4), 1297–1304.
- Zhao, C., Shao, N., Yang, S., Ren, H., Ge, Y., Zhang, Z., Zhao, Y., & Yin, X. (2019). Integrated assessment of ecosystem health using multiple indicator species. *Ecological Engineering*, *130*, 157–168.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574). Springer.

Supplementary Material

Table SM1. Data for limnological variables collected from sampling units.

SU	Environment	Temp (°C)	Turb (NTU)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Cond (μS.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	ORP
P1-A	Backwater	28.52	18.5	7.5	8.17	0.032	0.021	189
P1-B	Main river channel	28.29	20.8	7.4	8.8	0.032	0.021	188
P1-C	Opposite margin	29.87	20.2	7.3	9.3	0.032	0.021	197
P2-A	Backwater	28.76	20.8	6.9	8.82	0.032	0.021	217
P2-B	Main river channel	28.42	20.3	7.3	9.6	0.032	0.021	175
P2-C	Opposite margin	28.74	22.1	7.1	7.53	0.032	0.021	202
P3-A	Backwater	28.58	21.8	7.5	8.51	0.032	0.021	190
P3-B	Main river channel	28.47	21.1	7.9	9.25	0.032	0.021	170
P3-C	Opposite margin	28.64	22.8	7.3	8.69	0.031	0.021	197
P4-A	Backwater	29.46	20.7	6.8	7.63	0.034	0.02	226
P4-B	Main river channel	28.79	22.9	7.8	7.85	0.032	0.022	176
P4-C	Opposite margin	29.17	27	7	9.43	0.032	0.021	216
P5-A	Backwater	29.13	28.2	7.7	8.84	0.032	0.021	184
P5-B	Main river channel	28.65	22.9	8.1	11	0.031	0.021	213
P5-C	Opposite margin	28.68	20.7	7.6	9.59	0.032	0.02	155
P6-A	Backwater	28.59	37.8	7.2	6.29	0.031	0.021	216
P6-B	Main river channel	28.87	19.3	7.3	11.04	0.031	0.02	171
P6-C	Opposite margin	29.03	22.4	7.8	10.01	0.032	0.02	180
P7-A	Backwater	26.96	21.3	7.5	4.94	0.031	0.021	209
P7-B	Main river channel	27.41	29.3	7.7	11.4	0.031	0.02	211
P7-C	Opposite margin	27.4	20.1	7.6	12.08	0.031	0.02	199
P8-A	Backwater	27.31	32.3	7.2	11.25	0.032	0.02	200
P8-B	Main river channel	27.46	21.1	7.5	10.83	0.031	0.021	185

SU	Environment	Temp (°C)	Turb (NTU)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Cond (μS.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	ORP
P8-C	Opposite margin	27.46	20.9	7.3	10.15	0.031	0.02	188
P9-A	Backwater	27.5	21.6	6.8	9.33	0.032	0.021	221
P9-B	Main river channel	27.73	25.3	6.8	10.35	0.031	0.021	220
P9-C	Opposite margin	27.74	22.9	7.6	9.78	0.031	0.02	165
P10-A	Backwater	28.66	25.9	7.5	6.18	0.033	0.021	166
P10-B	Main river channel	28.02	19.4	7.6	6.77	0.031	0.02	163
P10-C	Opposite margin	28.29	20.5	7.4	8.17	0.031	0.02	172
P11-A	Backwater	28.85	23.4	7.4	8.97	0.032	0.021	179
P11-B	Main river channel	28.33	19.1	7.6	9.17	0.032	0.02	185
P11-C	Opposite margin	28.45	21.7	7.5	8.88	0.032	0.021	182
P12-A	Backwater	28.78	31	7.6	8.59	0.032	0.021	173
P12-B	Main river channel	28.32	18.2	7.7	8.68	0.031	0.02	170
P12-C	Opposite margin	28.3	19.4	7.6	8.44	0.031	0.02	186
P13-A	Backwater	29.96	35	7.7	8.07	0.033	0.021	165
P13-B	Main river channel	28.49	20	7.9	8.72	0.032	0.02	164
P13-C	Opposite margin	28.75	24.5	7.7	7.69	0.032	0.021	185
P14-A	Backwater	28.81	23.5	7.9	8.84	0.032	0.021	165
P14-B	Main river channel	28.7	20.7	7.9	8.64	0.032	0.021	163
P14-C	Opposite margin	29.01	20.4	7.8	8.45	0.032	0.021	167
P15-A	Backwater	28.97	21.2	7.5	8.33	0.032	0.021	193
P15-B	Main river channel	28.77	24.3	8	8.84	0.031	0.02	167
P15-C	Opposite margin	29.08	26.6	7.9	8.12	0.032	0.021	172

Table SM2. Mean density of zooplankton taxa identified for each sampling local. (A) backwater (B) main river channel (C) opposite margin

Groups	Familys	Species	Mean (A)	Mean (B)	Mean (C)
Cladocera	Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	3,3	7,2	6,3
		<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Müller, 1785)	2,7	4,4	5,7
		<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953	5,1	8,5	8,5
		<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	214,0	26,0	35,1
	Chydoridae	<i>Alona (Biapertura) ossiani</i> Sinev, 1998	0,0	0,0	0,1
		<i>Alona yara</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	0,0	0,1	0,1
		<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	0,1	0,1	0,0
		<i>Anthalona neotropica</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Debastiani-Júnior, 2015	0,1	0,3	0,3
		<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	0,0	0,0	0,1
		<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	0,1	0,1	0,0
		<i>Coronatella monacantha</i> (Sars, 1901)	0,3	1,7	0,1
		<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936	0,0	0,1	0,1
		<i>Magnospina dentifera</i> (Sars, 1901)	0,0	0,1	0,0
		<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	1,3	0,4	0,1
		<i>Picripleuroxus similis</i> (Vávra, 1900)	0,0	0,1	0,0
		Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1885	0,5	1,7
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Müller, 1785)		0,4	0,1	0,1
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902		0,0	0,0	0,1
	<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)		3,5	5,3	4,3
	Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	3,5	4,9	3,5
	Macrothricidae	<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901	0,1	0,3	0,3
		<i>Macrothrix</i> sp Baird, 1843	0,0	0,1	0,1
		<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	0,1	0,4	0,0
	Moinidae	<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	8,8	18,7	29,2
		<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	51,6	33,3	31,1
		<i>Moinodaphnia macleay</i> (King, 1853)	1,1	2,5	3,2
Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981	6,1	1,3	0,9	
	<i>Diaphanosoma</i> sp Fischer, 1850	0,1	0,1	0,1	
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	2,1	0,0	0,8	
	<i>Pseudosida cf ramosa</i> (Daday, 1904)	0,4	1,3	2,4	
Copepod	Cyclopidae	Copepoda cyclopoida (macho)	0,0	0,0	0,1
		Copepodito cyclopidae	8,5	4,8	3,7
		<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer, 1936.	20,9	0,5	0,4
		<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	6,4	8,8	8,8
		Nauplii cyclopidae	181,9	16,1	23,1
		<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	2,0	7,6	4,9
		<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	22,5	11,5	16,1

Groups	Familys	Species	Mean (A)	Mean (B)	Mean (C)		
		<i>Argyrodiaptomus sp</i> Brehm, 1933	0,1	0,0	0,0		
	Diaptomida e	Calonoida Diaptomidae (fêmea) Baird, 1850	1,7	0,7	0,1		
		Copepodito diaptomidae	4,3	5,6	3,5		
		Nauplii diaptomidae	6,5	0,5	2,0		
		<i>Notodiaptomus amazonicus</i> (Wright, 1935)	0,1	0,0	0,4		
	Harpacticoida	<i>Harpacticoida</i> G. O. Sars, 1903	2,9	3,9	3,3		
	Asplanchni dae	<i>Asplanchna herricki</i> Guerne, 1888	116,8	7,1	12,1		
		<i>Asplanchna siebold</i> (Leydig, 1854)	20,7	4,5	4,1		
		<i>Asplanchna sp</i> Gosse, 1850	0,0	0,1	0,0		
	Bdelloidea	<i>Bdelloidea</i>	140,4	116,0	115,2		
		<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	0,0	0,3	0,0		
		<i>Plationus patulus macracanthus</i> (Daday, 1905)	2,0	0,0	0,0		
		<i>Plationus patulus patulus</i> (Müller, 1786)	2,7	1,3	2,3		
		<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1957	0,3	0,3	0,0		
		<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0,4	0,0	0,1		
		<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	0,3	0,3	0,1		
		<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	6,1	6,3	5,1		
		<i>Brachionus bidentata f inermis</i> Rousselet, 1906	1,3	0,3	0,0		
		<i>Brachionus bidentatus</i> Anderson, 1889	15,3	16,1	21,1		
		<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885	3,3	3,1	5,7		
		<i>Brachionus calyciflorus borgerti</i> Apstein, 1907	0,4	3,1	0,0		
		<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	38,4	19,7	19,6		
		<i>Brachionus caudatus f ahlstrom</i> Ahlstrom 1940	410,7	232,7	220,8		
Rotifera	Brachionida e	<i>Brachionus caudatus f austrogenitus</i> Ahlstrom 1940	63,2	38,1	22,1		
		<i>Brachionus caudatus f insuetus</i> Ahlstrom, 1940	138,8	5,7	7,5		
		<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1914	24,8	12,7	16,0		
		<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	12,9	7,1	4,9		
		<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	53,1	17,7	25,1		
		<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i> Hermann, 1783	40,7	31,1	38,4		
		<i>Brachionus zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	5,2	6,7	5,7		
		<i>Brachionus zahniseri var. gessneri</i> (Hauer, 1956)	374,7	37,3	46,7		
		<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	1,5	0,7	0,9		
		<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	8,0	7,6	8,7		
		<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	27,3	15,2	27,7		
		<i>Keratella lenzi</i> Hauer, 1953	0,8	0,8	0,1		
		<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	14,5	9,1	18,7		
			Collotheceid ae	<i>Collothecca sp</i> Harring, 1913	1,7	0,9	0,9
			Conochilida e	<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	11,5	11,2	5,2
				<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	9,7	5,5	6,4

Groups	Familys	Species	Mean (A)	Mean (B)	Mean (C)
Dicranophoridae		<i>Dicranophorus epicharis</i> Harring & Myers, 1928	0,1	0,1	0,1
		<i>Dicranophorus forcipatus</i> (O.F. Muller, 1773)	0,1	0,0	0,0
Epiphanidae		<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1831)	0,0	0,0	0,3
		<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	0,0	0,0	0,5
		<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	0,1	0,3	0,0
Euchlanidae		<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0,1	0,1	0,0
		<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1830	0,1	0,3	0,3
		<i>Euchlanis meneta</i> Myers, 1930	1,7	1,5	0,4
Flosculariidae		<i>Ptygura cf wilsonii</i> (Anderson & Shephard, 1892)	0,3	0,0	0,1
		<i>Ptygura cf. pedunculata</i> Edmondson, 1939	0,4	0,0	0,1
		<i>Sinantherina semibullata</i> (Thorpe, 1889)	0,0	0,4	0,0
Gastropodiidae		<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)	0,1	2,0	3,6
		<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	2,0	0,1	0,0
		<i>Gastropus stylifer</i> Imhof, 1891	6,8	6,8	1,7
Hexarthridae		<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)	29,1	2,8	2,1
		<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	140,1	4,1	12,0
Lecanidae		<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	4,9	2,8	4,8
		<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	2,1	0,9	1,1
		<i>Lecane haliclysta</i> Harring & Myers, 1926	0,3	0,3	0,0
		<i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)	0,1	0,3	0,1
		<i>Lecane imbricata</i> Carlin, 1939	0,1	0,0	0,1
		<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0,0	0,1	0,0
		<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	0,3	0,0	0,1
		<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0,8	0,0	0,0
		<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0,1	0,5	0,3
		<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	7,1	3,6	5,1
		<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956	4,9	4,8	8,3
		<i>Lecane robertsonae</i> Segers, 1993	0,4	0,1	0,1
		<i>Lecane</i> sp1 Nitzsch, 1827	0,1	0,1	0,0
<i>Lecane</i> sp2 Nitzsch, 1827	0,3	0,0	0,0		
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	5,6	5,3	1,5		
Lepadellidae		<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	0,1	0,1	0,0
Mytilinidae		<i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938	0,1	0,4	0,0
		<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	0,1	0,0	0,0
		<i>Mytilina crassipes</i> (Lucks, 1912)	0,0	0,0	0,1
		<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	0,0	0,1	0,0
Notommataidae		<i>Cephalodella</i> sp Bory de St. Vincent, 1826	0,1	0,0	0,3
		<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	3,6	1,1	1,2
		<i>Notommata saccigera</i> Ehrenberg, 1830	7,7	1,6	5,3
		<i>Notommata</i> sp Ehrenberg, 1830	0,3	0,0	3,2

Groups	Familys	Species	Mean (A)	Mean (B)	Mean (C)		
	Synchaetida ^e	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	112,1	3,3	9,9		
		<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	20,3	1,1	3,2		
		<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	0,8	0,3	0,0		
		<i>Synchaeta</i> sp Ehrenberg, 1832	0,0	0,0	0,3		
		<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	92,3	8,3	9,5		
Testudinelli dae		<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	1,6	4,4	1,1		
Trichocerci dae		<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	1,5	0,3	0,0		
		<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	1,3	0,8	0,8		
		<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	1,9	0,9	1,9		
		<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	1,3	2,5	1,3		
		<i>Trichocerca iernis</i> (Gosse, 1887)	0,0	0,0	0,1		
		<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	0,0	0,0	0,3		
		<i>Trichocerca</i> sp Lamarck, 1801	0,1	0,0	0,0		
		<i>Trichocerca tigris</i> (Müller, 1786)	0,1	0,0	0,0		
Trichotriida ^e		<i>Macrochaetus collinsii</i> (Gosse, 1867)	0,1	0,0	0,0		
		<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	0,5	2,0	0,0		
Trochosphaeridae		<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	169,9	29,3	31,6		
		<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	9,9	0,7	1,1		
		<i>Filinia pejleri</i> Hutchinson, 1964	0,0	0,0	0,3		
		<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	118,3	101,7	114,3		
Testate Amoebae	Arcellidae	<i>Arcella brasiliensis</i> Cunha, 1913	0,3	0,0	0,0		
		<i>Arcella conica</i> (Playfair, 1918)	4,9	2,9	2,4		
		<i>Arcella costata</i> Ehrenberg, 1847	3,1	7,3	1,2		
		<i>Arcella crenulata</i> Deflandre, 1928	0,1	0,0	0,0		
		<i>Arcella gibbosa</i> Penard, 1890	1,3	2,8	2,9		
		<i>Arcella hemisphaerica</i> Perty, 1852	0,5	0,1	0,3		
		<i>Arcella hemisphaerica</i> var <i>undulata</i> Deflandre, 1928	0,0	0,0	0,4		
		<i>Arcella mitrata</i> Leidy, 1876	1,5	0,1	0,1		
		<i>Arcella</i> sp1 Ehrenberg, 1832	0,0	0,0	0,1		
		<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	58,8	61,9	71,2		
		<i>Galeripora dentata</i> (Ehrenberg, 1830) n. comb.	2,1	1,1	3,9		
		<i>Galeripora discoides</i> (Ehrenberg, 1871) González-Miguéns et al., 2021	19,2	20,3	20,9		
		<i>Galeripora megastoma</i> (Penard, 1902) n. comb.	0,5	0,5	0,1		
		Centropyxi dae		<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838)	109,3	113,2	155,6
				<i>Centropyxis aerophila</i> Deflandre, 1929	0,0	0,0	0,5
				<i>Centropyxis ecornis</i> (Ehrenberg, 1841)	15,3	12,7	15,9
				<i>Centropyxis hirsuta</i> Deflandre, 1929	1,6	1,9	3,1
				<i>Centropyxis marsupiformis</i> (Wallich, 1864) Deflandre, 1929 pars	0,7	0,1	0,7
				<i>Centropyxis minuta</i> (Deflandre, 1929)	0,0	0,0	0,5

Groups	Familys	Species	Mean (A)	Mean (B)	Mean (C)
Difflogiidae		<i>Cucurbitella dentata</i> LeClerc, 1815	4,9	8,1	4,3
		<i>Cucurbitella mespiliformis</i> Penard, 1902	3,5	1,9	2,0
		<i>Difflogia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	2,9	2,0	6,4
		<i>Difflogia ampla</i> Rampi, 1950	1,9	0,3	0,7
		<i>Difflogia capreolata</i> Penard, 1902	0,1	0,0	0,1
		<i>Difflogia cf pyriformis</i> Perty, 1849	0,0	0,3	6,7
		<i>Difflogia compressa</i> (Leidy, 1879) Gauthier-Lièvre et Thomas, 1958	0,0	0,9	0,0
		<i>Difflogia corona</i> Wallich, 1864	0,0	0,3	0,0
		<i>Difflogia cylindrus</i> (Thomas, 1953) Ogden, 1983	0,4	0,0	1,1
		<i>Difflogia decloitrei</i> Godeanu, 1972	1,5	2,0	1,7
		<i>Difflogia difficilis</i> Thomas, 1954	0,7	0,4	0,4
		<i>Difflogia elegans</i> Penard, 1890	2,3	0,5	3,3
		<i>Difflogia globularis</i> (Wallich, 1864) Chardez, 1956	0,0	0,0	0,1
		<i>Difflogia globulosa</i> (Dujardin, 1837) Penard, 1902	2,4	6,0	6,3
		<i>Difflogia labiosa</i> Wailes, 1919	0,7	4,7	5,1
		<i>Difflogia levanderi</i> Playfair, 1918	2,7	1,2	38,7
		<i>Difflogia limnetica</i> (Levander, 1900) Penard, 1902	0,4	1,5	1,5
		<i>Difflogia lithophila</i> (Penard, 1902)	1,7	4,1	4,3
		<i>Difflogia lobostoma</i> Leidy, 1879	14,3	8,9	20,5
		<i>Difflogia minuta</i> Rampi, 1950	0,1	0,0	0,0
		<i>Difflogia oblonga</i> Ehrenberg, 1838	25,9	34,0	64,0
		<i>Difflogia parva</i> (Thomas, 1954)	0,0	0,0	0,7
		<i>Difflogia penardi</i> Hopkinson, 1909	1,5	1,3	1,2
		<i>Difflogia pyriformis</i> Perty, 1849	0,0	0,0	1,7
		<i>Difflogia shurmani</i> van Oye, 1932	0,1	0,5	0,4
		<i>Difflogia sp</i> Leclerc, 1815	0,0	0,5	0,5
<i>Difflogia sp2</i> Leclerc, 1815	0,1	0,0	0,0		
<i>Difflogia sp3</i> Leclerc, 1815	0,0	0,1	0,1		
		<i>Pontigulasia cf compressa</i> (Carter, 1864)	0,9	0,0	0,1
Euglyphidae		<i>Euglypha acanthophora</i> (Ehrenberg, 1841)	2,0	0,1	2,1
		<i>Euglypha denticulata</i> Brown, 1912	0,1	0,0	0,1
Heleoperidae		<i>Heleopera sphagni</i> Leidy, 1874	0,0	0,0	0,4
Hyalosphenidae		<i>Nebela collaris</i> (Ehrenberg, 1848) sensu Kosakyan et Gomaa, 2013	0,1	0,3	0,5
		<i>Quadrulella cf. symmetrica</i> (Wallich, 1863) Kosakyan et al., 2016	1,1	2,4	0,9
Lesquereusiidae		<i>Lesquereusia modesta</i> Rhumbler, 1895	0,0	0,1	0,0
		<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)	2,7	2,8	5,2

Groups	Familys	Species	Mean (A)	Mean (B)	Mean (C)
		<i>Netzelia corona</i> (Wallich, 1864) Gooma et al., 2017	0,5	2,8	1,5
		<i>Netzelia gramen</i> (Penard, 1902) Gomaa et al., 2017	0,7	0,0	0,0
	Netzelidae	<i>Netzelia muriformis</i> (Gauthier-Lièvre et Thomas, 1958)	0,0	0,0	1,3
		<i>Netzelia</i> sp Ogden, 1979	0,7	0,0	0,0
		<i>Netzelia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	1,3	1,1	1,2
		<i>Netzelia wailesi</i> (Ogden, 1980) Meisterfeld, 1984	0,4	0,4	0,1
	Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday, 1905) Da Cunha, 1913	26,3	49,9	52,4
		<i>Cyclopyxis kahli</i> (Deflandre, 1929)	0,3	0,7	0,5

Table SM 3. Results of the GLMMs for each of the sampled sites (backwater, opposite bank, main channel). For each model, the number of sites (N1) and the AIC, k and the selected random effect with the variance and standard deviation are provided. For the intercept and the selected variables, the estimate, standard error (SE), Z value and p value are presented.

Binomial negative GLMM (density)

N1 = 15

AIC: 759.7; k: 4

Random effect: Sites (var = 0.4121; SD = 0.642)

	Estimate	SE	Z value	P value
Intercept	7.5551	0.2309	32.727	< 0.001
Opposit Margin	-0.3927	0.2228	-1.763	0.078
Main river stream	-0.4295	0.2275	-1.888	0.0591

Poisson GLMM (richness)

N1 = 15

AIC: 359.8; k: 3

Random effect: Sites (var = 0.02799; SD = 0.1673)

	Estimate	SE	Z value	P value
Intercept	4.09472	0.0545	75.126	< 0.001
Opposit Margin	-0.06915	0.04759	-1.453	0.146
Main river stream	-0.04137	0.04725	-0.876	0.381

CAPÍTULO 02. Range expansion of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) throughout a biogeographic boundary between the Brazilian Savanna and the Amazon

GOMES, Ana Caroline Alcântara Missias et al. Range expansion of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) throughout a biogeographic boundary between the Brazilian savanna and the Amazon. *Aquatic Sciences*, v. 84, n. 2, p. 28, 2022.

Capítulo publicado na revista **Aquatic Sciences**: Qualis A2 em Ciências Ambientais e fator de impacto (JCR): 2.0 (2023).

Range expansion of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) throughout a South American major river, a biogeographic boundary between the Brazilian savanna and the Amazon

Ana Caroline Alcântara Missias Gomes*¹, Rafael Lacerda Macêdo², Leonardo Fernandes Gomes¹, Luiz Felipe Machado Velho^{3,4}, Odete Rocha², Ludgero Cardoso Galli Vieira¹

*Corresponding author: acgomes.unb@gmail.com

¹Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (NEPAL), Faculdade UnB de Planaltina (FUP), Universidade de Brasília (UnB), Área Universitária 1, Vila Nossa Senhora de Fátima, 73345-010 – Universidade de Brasília (UnB), Planaltina – DF, Brasília, Brazil.

²Department of Ecology and Evolutionary Biology, Federal University of São Carlos - UFSCar, São Carlos, SP, Brazil.

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), Universidade Estadual de Maringá (UEM), Av. Colombo, 5790, Campus Universitário, Maringá- PR 87020-900, Brazil.

⁴ Universidade Cesumar - UniCesumar. Programa de Pós-graduação em Tecnologias Limpas (PPGTL)/Instituto Cesumar de Ciência, Tecnologia e Inovação (ICETI). Av. Guedner 1610, Maringá, PR. CEP 87050-900, Brazil.

Declarations

Funding: ACAMG and RLM would like to thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) for his PhD's scholarship and financial support (Finance Code 001). This study received financial support from the Decanato de Pesquisa e Inovação (DPI) of the University of Brasilia (UnB), through the Edital DPI - UnB N° 04/2019.

Conflicts of interest/Competing interests: The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose. The authors have no conflicts of interest to declare that are relevant to the content of this article. All authors certify that they have no affiliations with or involvement in any organization or entity with any financial interest or non-financial interest in the subject matter or materials discussed in this manuscript. The authors have no financial or proprietary interests in any material discussed in this article.

Availability of data and material: We are in favor of leaving all our data public so that there is data transparency.

Code availability: Not applicable.

Abstract

The pervasive invasive rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) is herein reported for the first time in the main channel of the Araguaia River, one of the most important floodplains systems in the Brazilian savanna, acting even as an ecological corridor between the savanna and the Amazon biomes. Regarding the occurrence of *K. bostoniensis* in the Araguaia River, as far as we know, the density values and body length were the lowest registered in non-native areas, suggesting the initial phase of the invasion process and possible morphological adaptations to recruit populations in flowing water conditions. Its wide environmental tolerance and high dispersal ability, especially in stepping stones created by the meandering river, would increase population growth and the rapid spread of *K. bostoniensis* throughout Brazilian basins. Human-mediated ecosystem transformations of major rivers facilitated this North American rotifer's relatively rapid range expansion in Neotropical basins during the past decade through impoundments and diversions. Such environmental changes allowed this species to utilize newly transformed ecosystems for population recruitment and dispersal, favoring the propagation of this organism in the environment. We further anticipate continued dispersion of *K. bostoniensis* to other Brazilian basins considering the connection between rivers, the unidirectional flow of the Araguaia River, ballast water discharge and dispersion via migratory birds or other zoochoric species, highlighting the need for persistent monitoring upstream and downstream of this freshwater ecotone.

Keywords: Araguaia river, aquatic invasions, Brachionidae, new records, stepping stones

Introduction

Biological invasions have countless impacts on aquatic ecosystems (CHAFFIN et al., 2016; VILÀ; HULME, 2017) and they are directly associated with problems related to biodiversity conservation (SCHLAEPFER, 2018). Invasive alien species (IAS) peculiarly exert multiple effects on aquatic ecosystems, potentially disrupting trophic interactions (BRITTON et al., 2018; THIELTGES et al., 2013), producing biotic homogenization (CASTRO et al., 2020) and thus threatening ecological processes globally (SIMBERLOFF, 2013). However, invasive species depend not only on suitable

habitats to increase their demography but also on the invader's ability to reach the site in sufficient number to establish a founding population (SIMBERLOFF, 2013), a more easily to overcome assignment for parthenogenetic species, which depend on a single individual to proliferate.

In addition, some studies show that disturbed environments such as impounded rivers and degraded basins are more prone to biological invasions (CATFORD; BODE; TILMAN, 2018; NOVOA et al., 2020; VAN RIPER et al., 2019) due to decreases in biotic resilience and resistance of native assemblages, disturbed by these impacts (JOHNSON; OLDEN; VANDER ZANDEN, 2008). In this sense, the early detection of alien species restricted to assessing their environmental requirements and their routes and pathways may increase the efficiency of monitoring and mitigation programs (LENNOX et al., 2015; RICCIARDI et al., 2020).

Despite the relevance of monitoring alien species, the zooplankton community poses a challenge for these records due to the complex and specialized work required for species identification (EJSMONT-KARABIN, 2019). As a result, several publications have a long time lapse from its samplings (ARNEMO et al., 1968; LAZAREVA; ZHDANOVA, 2014)(Arnemo et al. 1968; Lazareva and Zhdanova 2014; Macedo et al. 2020).

Kellicottia bostoniensis is among the most successful invasive zooplankton species, occurring in South America (DE PAGGI, 2002; MACEDO et al., 2020), Europe (ARNEMO et al., 1968; BALVAY, 1994; PEJLER, 1998), and some lakes and reservoirs in Russia (LAZAREVA; ZHDANOVA, 2014; ZHDANOVA; DOBRYNIN, 2011). This rotifer was first recorded in Brazil in the 1990's, in the Reservoir of Segredo, Iguaçu river (AGOSTINHO; GOMES, 1997; LOPES et al., 1997). In Brazil, it occurs within three freshwater ecoregions and in higher densities in oligotrophic waters (MACEDO et al.,

2020). This species was included as invasive of Brazilian continental waters by the Ministry of the Environment (LATINI et al., 2016), however, the loosening of Brazilian environmental policies has favored the introduction of non-native species (COELHO; HENRY, 2017; ESCOBAR, 2021).

In the Neotropical region, the introduction of *K. bostoniensis* is related to resting eggs propagule transported by migratory birds (FIGUEROLA; GREEN; SANTAMARÍA, 2003). However, ballast water discharge should also be considered (ARNEMO et al., 1968). Resting eggs are resistant to starvation, survive desiccation and are physically and chemically stress-tolerant (GARCÍA-ROGER; CARMONA; SERRA, 2005), sustaining long-distance dispersal and abrupt climatic shifts. In addition, there are other characteristics suggested to increase the invasiveness of this species: i) multiple dispersal vectors (water flow, fish, airborne) (MORENO; PÉREZ-MARTÍNEZ; CONDE-PORCUNA, 2019); ii) presence of anterior and posterior spines to avoid predation (BARNHISEL, 1991; BASHEVKIN; MORGAN, 2020) and iii) parthenogenetic reproduction.

Researches have been focused on measuring the impacts of established non-native plankton populations. These species try to dominate native communities, reducing local biodiversity. Moreover, these species are related to the interruption of the trophic cascade and, often, generate economic impacts. However, there is little information about invasive plankton species' distribution range and autecology, especially in developing countries (DEXTER et al., 2020). As far as we know, no impacts are assumed to alter species composition and ecosystem functioning until this moment. However, some studies observed impacts on microbial food web components (OLIVEIRA et al., 2019). *K. bostoniensis* can cause impacts that can be indirect and more difficult to detect. Therefore, they should be further investigated in more detail.

In the present study, we analyzed the potential dispersal pathways of *K. bostoniensis* in the Araguaia river basin, one of the most important floodplains in the Brazilian savanna, acting as an ecological corridor between the savanna and Amazon biomes (GARCIA et al., 2017; LATRUBESSE et al., 2019a). We correlated the distribution and population densities of *K. bostoniensis* data with environmental and limnological data along the Araguaia River. Finally, regarding the *K. bostoniensis* invasion success in Neotropical areas, we aim to identify autecological drivers of range expansion and related morphological constraints to better support monitoring programs in the Araguaia basin and the Central-Northern Brazilian axis.

Material and Methods

Study area

Sampling took place along the Araguaia River, around the city of Cocalinho, Mato Grosso State. This area is in the Tocantins-Araguaia ecoregion and includes the entire drainage basins of the Tocantins and Araguaia rivers. The Araguaia River, a major effluent of the Tocantins River, has a mean annual discharge of 1.680 m³/s. It contains many seasonal lagoons, marshes, and islands, including Ilha do Bananal, the largest fluvial island in the world. The terrestrial habitats are highly heterogeneous, and the landscape ranges from Amazon lowland moist forests to dry forest and savanna scrub vegetation (regionally known as Cerrado) (LATRUBESSE; STEVAUX, 2002a; MORAIS et al., 2005). It should be noted that there are no water flow impoundments throughout the Araguaia River's main flow.

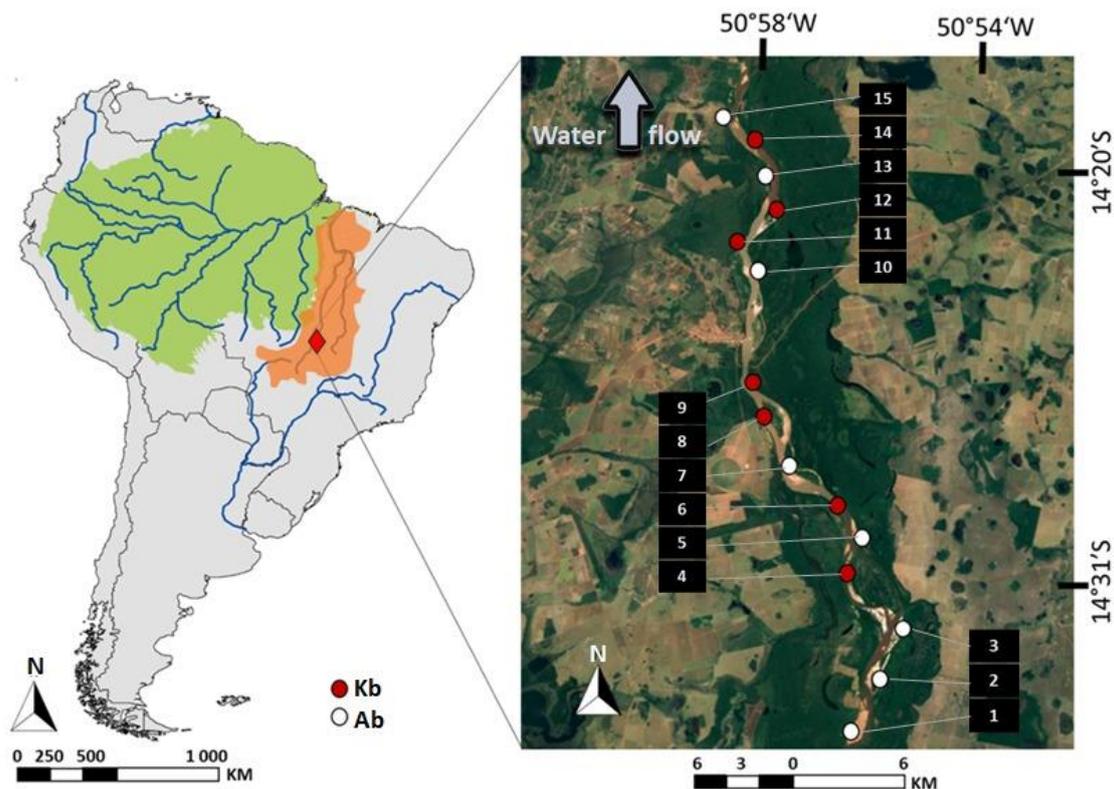


Figure 1. South America's major watersheds, highlighting the Amazon basin (green shade) and the Araguaia-Tocantins basin (orange shade). Sampling units (1-15, from southern to northern) in the Araguaia River's main channel, vicinity of Cocalinho, Brazil. Red (Kb) and white (Ab) circles indicate the presence and absence of *Kellicottia bostoniensis*, respectively.

Sampling and Laboratory Analysis

We chose 15 stretches of the river over 30 km in September 2018. We obtained three zooplankton samples in each stretch, one on the right bank, one on the left bank and one in the center of the river channel (Figure 1). It is noteworthy that in each selected stretch, one of the banks was always a lentic environment while the others (another bank and river channel) were lotic environments, from now on called: backwaters (A), main river channel (B) and opposite margin (C). Therefore, we obtained 45 zooplankton community samples along the Araguaia River. 500L of water was filtered in each sample using a motor pump and plankton net of 68 μ m pore size. We preserved the specimens using a solution of borax-buffered 4% formaldehyde.

We quantified the zooplankton using a Sedgewick-Rafter counting chamber in an optical microscope. We took aliquots from the samples with a standardized volume using a *Hensen-Stempel* pipette for quantitative and qualitative analysis. We fully counted the samples with a low number of individuals. The total number of organisms was expressed in individuals per m^3 (BOTTRELL et al. 1976). *Kellicottia bostoniensis* were identified following Paggi (DE PAGGI et al., 2020; DE PAGGI, 2002) and Joko (JOKO, 2011a). We carried a morphological analysis of the *K. bostoniensis* populations (Figure 2 A, B) using the scheme shown in Figure 2 C to investigate ecological plasticity (LAZAREVA; ZHDANOVA, 2014; MACEDO et al., 2019).

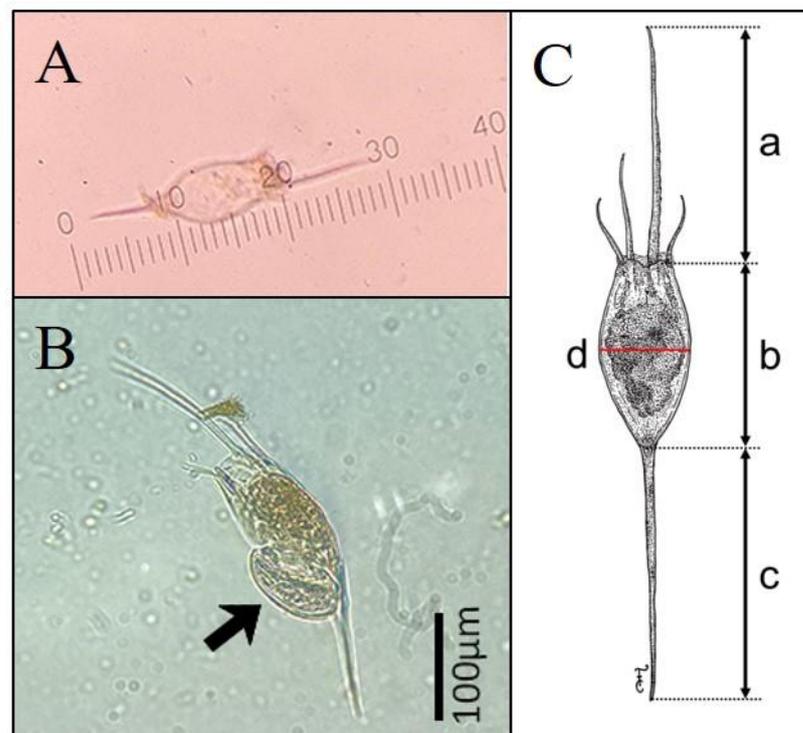


Figure 2. *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908): (A) dorsal view under 10x magnification; (B) lateral view of a female specimen carrying an egg (black arrow); (C) measurement details: total body length (a+b+c), anterior spine (a), posterior spine (c), lorica length (b), lorica width (d).

Finally, environmental variables were obtained in each site using a multiparameter probe (*Horiba U-50*): water temperature (WT, °C), dissolved oxygen (DO, mg.L⁻¹), electrical conductivity (EC, μS.cm⁻¹), oxidation-reduction potential (ORP, mV), total dissolved solids (TDS, mg.L⁻¹), turbidity (NTU) and pH.

Statistical analysis

To order data from locations with and without invasive species, we performed a Principal Component Analysis (PCA) with standardized environmental variables: water temperature (WT, °C), dissolved oxygen (DO, mg.L⁻¹), electrical conductivity (EC, μS.cm⁻¹), oxidation-reduction potential (ORP, mV), total dissolved solids (TDS, mg.L⁻¹), turbidity (NTU) and pH, using the *vegan* package (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012b; OKSANEN et al., 2016c). We carried out the PCA analysis using the function *rda* from the *vegan* package (OKSANEN et al., 2016c) and graphical representation with the *ggplot2* package (WICKHAM, 2011).

We evaluated whether the environmental characteristics at the sampling points that showed the occurrence of *K. bostoniensis* differed from the points where the species was not found using a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) using distance matrices. For this, the variables by sampling units were also standardized and, after this step, transformed into a matrix of Euclidean distances to finally be submitted to PERMANOVA by *adonis2* function from the *vegan* package (OKSANEN et al., 2016c). We performed an ANOVA of repeated measures to assess whether there was a difference in the density of *K. bostoniensis* individuals between points A, B and C.

We performed all analyses using the R software (R CORE TEAM, 2021).

Results

Considering the sampling units where *Kellicottia bostoniensis* occurred, we found a total of 46 ind.m⁻³. Backwaters showed the highest abundance of *Kellicottia bostoniensis* (22 ind.m⁻³), followed by the opposite margin (14 ind.m⁻³), while the lowest abundances found were in the main river channel (10 ind.m⁻³). Despite the main river channel having the lowest abundances, there was a higher occurrence of the species (individuals found in 5 main river channel sampling units). On the other hand, we found higher abundances in more lentic environments (backwaters) (Tables 1 and SM1).

The sampling units along the Araguaia River had high concentrations of dissolved oxygen (8.1-10.15 mg.L⁻¹), neutral and weakly alkaline pH (7.2-7.8), very low conductivity (0.031-0.032 μ S.cm⁻¹), and temperature between 27.74 and 28.58 °C (Tables 1 and SM1).

Table 1. Mean and standard deviation of limnological environmental variables. Backwaters (**A**); main river stream (**B**); and opposite margin (**C**). **Temp**: water temperature (°C); **Turb**: turbidity (NTU); **pH**: hydrogen potential; **DO**: dissolved oxygen (mg.L⁻¹); **Cond**: electrical conductivity (μ S.cm⁻¹); **TDS**: total dissolved solids (mg.L⁻¹); **ORP**: oxidation-reduction potential (mV).

		Temp (°C)	Turb (NTU)	pH	DO (mg.L ⁻¹)	Cond (μ S.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	ORP (mV)
A	Mean	28.589	25.533	7.376	8.184	0.032	0.021	192.87
	SD	0.790	5.934	0.339	1.496	0.001	0.000	21.18
B	Mean	28.315	21.647	7.611	9.396	0.031	0.021	181.40
	SD	0.467	2.900	0.338	1.306	0.001	0.001	19.01
C	Mean	28.574	22.147	7.514	9.087	0.032	0.021	184.20
	SD	0.668	2.316	0.272	1.165	0.001	0.001	16.32

The first two axes of the PCA explained 55.1% of the variation in the entire data set (Figure 3). In the first axis (29.61%), the most important variables were dissolved

oxygen, conductivity, temperature and total dissolved solids. ORP and pH mainly ordinated the second axis (25.50%). Both axes of the PCA give an idea of the predominant characteristics favoring the presence of this invading organism.

There were no environmental differences between the sampling units where *K. bostoniensis* occurred and did not occur (PERMANOVA: $R^2 = 0.06$, $F = 2.722$, $P = 0.099$). Furthermore, there was also no difference in the density of *K. Bostoniensis* between regions A, B and C ($F = 2,684$; $P = 0.094$).

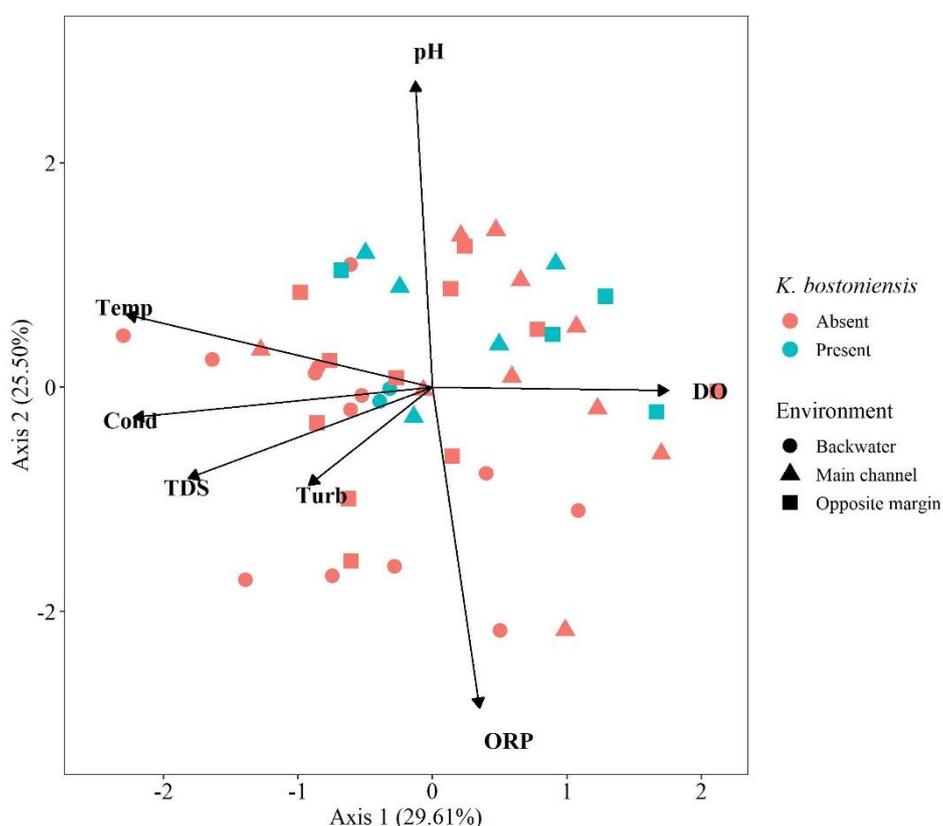


Figure 3 Principal Component Analysis showing the variation of the abiotic variables at different types of river environments and sites that describe the presence or absence of *K. bostoniensis*.

The morphometric measurements of the 11 specimens of *K. bostoniensis* (Figure 2) obtained were: mean total body size ($a+b+c = 256 \mu\text{m}$), mean total anterior spine ($a=$

94.5 μm), mean total posterior spine ($c = 59.1 \mu\text{m}$), mean total lorica length ($b = 102.7 \mu\text{m}$) and mean total lorica width ($d = 48.2 \mu\text{m}$) (Table 2).

Table 2. Morphometric measurement of 11 specimens found of *Kellicottia bostoniensis*. We performed the measures under ten times magnification in an optical microscope. Measurements: anterior spine length (**a**), lorica length (**b**), posterior spine length (**c**) lorica width (**d**) and total body length (**sum of a+b+c**); Environments: backwaters (**A**), main river stream (**B**), opposite margin (**C**).

Specimen	Sample units	a	b	c	d	a+b+c
<i>K.b 1</i>	P1. A	10	10	8	5	28
<i>K.b 2</i>	P1. A	11	10	7	5	28
<i>K.b 3</i>	P1. A	8	10	6	5	25
<i>K.b 4</i>	P1. A	11	11	6	5	27
<i>K.b 5</i>	P8. C	9	11	5	4	24
<i>K.b 6</i>	P9. C	8	11	5	5	24
<i>K.b 7</i>	P12. B	9	10	6	4	25
<i>K.b 8</i>	P12. C	11	11	7	5	28
<i>K.b 9</i>	P14. B	8	9	4	5	22
<i>K.b 10</i>	P14. C	10	11	6	5	26
<i>K.b 11</i>	P15. C	9	9	5	5	24
Mean (μm)		94.5	102.7	59.1	48.2	256
SD (μm)		12.14	7.86	11.36	4.05	20.18

Table 3. Comparison of published data (in literature) of the variation of the collected *Kellicottia bostoniensis* measurements. Mean values are expressed in micrometers (μm).

Anterior spine (μm)	Posterior spine (μm)	Total body (μm)	lorica length	Locality	References
150	130	380	NA	Lake Ô.Vattern	(ARNEMO et al., 1968)
136–150	118–130	360–380	NA	NA	(KOSTE, 1988a)
139	123	374	109	Lake Devesset	(BALVAY, 1994)
115	90	306	101	Furnas	(LANDA; DEL AGUILA; PINTO- COELHO, 2002)
108	74	285	105	Lake Nado reservoir	(BEZERRA- NETO et al., 2004)
90–115	NA	260–310	NA	Paraná River	(DE PAGGI, 2002)
140–155	NA	355–420	NA	Uruguay River	(DE PAGGI, 2002)
138	108	358	NA	Sozh River floodplain	(VEZHNAVETS; LITVINOVA, 2015)
131–170	119–167	366–436	NA	RLA Reservoir- Brazil	(MACEDO et al., 2020)
130–155	130–170	298–325	NA	VIG Reservoir- Brazil	(MACEDO et al., 2020)
95–140	110–120	275–308	NA	FUN Reservoir- Brazil	(MACEDO et al., 2020)
94.5	59.1	256	102.7	Araguaia River	Our results

Discussion

This is the first record of the non-native rotifer *Kellicottia bostoniensis* on the Araguaia River floodplain. In this study, *K. bostoniensis* was related to slightly higher values of pH and dissolved oxygen in the main river channel and opposite margin. However, there were no environmental differences between the samplings sites. Furthermore, as far as we know, abundance values were the lowest registered in the literature regarding invaded ranges (46 ind.m⁻³). The distribution of *Kellicottia bostoniensis* abundance in South America is generally an average of 64.69 ind.m⁻³ (de Fátima Bomfim et al. 2016).

We expected the backwaters would contribute to the *K. bostoniensis* population development. However, our results did not corroborate this prediction. There was no

environmental difference from the locations where *Kellicottia bostoniensis* occurred. Lentic or semi-lentic waters enhance the colonization of plankton species (GRACOROZA et al., 2020; PICAPEDRA et al., 2020) and act as stepping stones for low-quality habitat areas (BAUM et al., 2004; SAURA; BODIN; FORTIN, 2014). In addition, the architecture and morphometry of the environment can also favor the colonization of aquatic species due to the structural complexity provided to these organisms (WARFE; BARMUTA, 2004).

Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through connected habitats (FORMAN, 1995; SAURA; BODIN; FORTIN, 2014), especially when environmental modifications caused by climate changes and human-mediated impacts are persistent (BAUM et al., 2004). In this context, stepping-stone patches are also relevant to discuss the dispersal of invasive species in aquatic ecosystems (HAVEEL et al., 2015).

Some studies demonstrated that *Kellicottia bostoniensis* has a high tolerance range for limnological and climatic conditions (MACEDO et al., 2020; MANTOVANO et al., 2021). Higher *K. bostoniensis* abundances were found in the hypolimnion of invaded lakes in Sweden, where the lowest oxygen limit was 2.4 mg.L⁻¹ (ARNEMO et al., 1968). In contrast, dense populations in high oxygenated waters in epilimnion layers were found on a tropical reservoir (MACEDO et al., 2019). *K. bostoniensis* were also found in acid waters and at very low values of conductivity 5.3-6.5 (mS.m⁻¹) and 25 °C (ARNEMO et al., 1968; ELORANTA, 1988; LAZAREVA; ZHDANOVA, 2014; ZHDANOVA; DOBRYNIN, 2011).

Another relevant feature contributing to the high invasiveness of this species is the ability to perform rapid morphological plasticity (SCHRÖDER; GILBERT, 2004; STELZER, 2002; ZHANG; HOLLANDER; HANSSON, 2017). Despite the few reports

on morphometric variation among invaded populations of *K. bostoniensis*, total body length and spines size are known to vary across temperature, pH and eutrophication gradient. We found the smallest body size recorded in Brazilian waters (LANDA; DEL AGUILA; PINTO-COELHO, 2002; MACEDO et al., 2020). Biometric measures are closely related to functional attributes and ecological fitness (HÉBERT; BEISNER; MARANGER, 2016; HEBERT; BEISNER; MARANGER, 2016; SCHMID-ARAYA et al., 2020), in addition to the tradeoffs between growth and dispersion rates. The smaller an organism is, the greater is the passive dispersion ability and the susceptibility to distribution in these new spaces (DIAS et al., 2016b). Also, biometric measures are an efficient way to collect co-varied characteristics in a single dimension (WOODWARD et al., 2005) and to explain the relationship with biomass (SCHMID-ARAYA et al., 2020), energy transfer in aquatic habitats (VINCENT et al., 2020) and predation (DIEL et al., 2020).

Although specific studies are needed to evaluate the possible dispersal paths of invasive species in Neotropical regions, the presence of the rotifer *Kellicottia bostoniensis* in the Araguaia River basin is a strong indication that the species can reach the Amazon basin. However, biological invasion by planktonic organisms remains poorly studied due to difficulties in taxonomy and identification issues (EJSMONT-KARABIN, 2019), time-lapse detection (MACEDO et al., 2020) and poorly studied biomes in developing countries, such as the Brazilian savanna (LANNES et al., 2020; ROSA, 2020), demonstrating potential invasion to non-native regions (MANTOVANO et al., 2021).

Conclusion and perspectives

This study provided an observational framework on invasiveness features of the small invader *Kellicottia bostoniensis* and a newly invaded area of a Neotropical

floodplain system, the Araguaia River basin. Owing to extreme pervasive characteristics such as size variability, resting eggs, community dominance, rapid proliferation from one individual, high environmental tolerance, and persistence in flowing waters, it is likely that *Kellicottia bostoniensis* will reach other Brazilian basins, including the Amazon basin. Finally, identifying the routes and pathways of *K. bostoniensis* in Neotropical basins is fundamental to design strategies for anticipating future invasions and understand the ecological and evolutionary mechanisms involved in the invasion success of this rotifer.

Acknowledgments

ACAM and RLM would like to thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) for his PhD's scholarship and financial support (Finance Code 001). This study received financial support from the Decanato de Pesquisa e Inovação (DPI) of the University of Brasilia (UnB), through the Edital DPI - UnB N° 04/2019.

Supplementary Material

TSM1. Raw data of the limnological and environmental variables together with the presence / absence data of *K. bostoniensis* in the sampling units

SU	<i>K. bostoniensis</i>	Environment	Temp (°C)	Turb (NTU)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Cond (µS.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	ORP
P1-A	Present	Backwater	28.52	18.5	7.5	8.17	0.032	0.021	189
P1-B	Present	Main river channel	28.29	20.8	7.4	8.8	0.032	0.021	188
P1-C	Absent	Opposite margin	29.87	20.2	7.3	9.3	0.032	0.021	197
P2-A	Absent	Backwater	28.76	20.8	6.9	8.82	0.032	0.021	217
P2-B	Absent	Main river channel	28.42	20.3	7.3	9.6	0.032	0.021	175
P2-C	Absent	Opposite margin	28.74	22.1	7.1	7.53	0.032	0.021	202
P3-A	Present	Backwater	28.58	21.8	7.5	8.51	0.032	0.021	190
P3-B	Present	Main river channel	28.47	21.1	7.9	9.25	0.032	0.021	170
P3-C	Absent	Opposite margin	28.64	22.8	7.3	8.69	0.031	0.021	197
P4-A	Absent	Backwater	29.46	20.7	6.8	7.63	0.034	0.02	226
P4-B	Absent	Main river channel	28.79	22.9	7.8	7.85	0.032	0.022	176
P4-C	Absent	Opposite margin	29.17	27	7	9.43	0.032	0.021	216
P5-A	Absent	Backwater	29.13	28.2	7.7	8.84	0.032	0.021	184
P5-B	Absent	Main river channel	28.65	22.9	8.1	11	0.031	0.021	213
P5-C	Absent	Opposite margin	28.68	20.7	7.6	9.59	0.032	0.02	155
P6-A	Absent	Backwater	28.59	37.8	7.2	6.29	0.031	0.021	216
P6-B	Absent	Main river channel	28.87	19.3	7.3	11.04	0.031	0.02	171
P6-C	Absent	Opposite margin	29.03	22.4	7.8	10.01	0.032	0.02	180
P7-A	Absent	Backwater	26.96	21.3	7.5	4.94	0.031	0.021	209
P7-B	Absent	Main river channel	27.41	29.3	7.7	11.4	0.031	0.02	211
P7-C	Absent	Opposite margin	27.4	20.1	7.6	12.08	0.031	0.02	199
P8-A	Absent	Backwater	27.31	32.3	7.2	11.25	0.032	0.02	200

SU	<i>K. bostoniensis</i>	Environment	Temp (°C)	Turb (NTU)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Cond (µS.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	ORP
P8-B	Absent	Main river channel	27.46	21.1	7.5	10.83	0.031	0.021	185
P8-C	Present	Opposite margin	27.46	20.9	7.3	10.15	0.031	0.02	188
P9-A	Absent	Backwater	27.5	21.6	6.8	9.33	0.032	0.021	221
P9-B	Absent	Main river channel	27.73	25.3	6.8	10.35	0.031	0.021	220
P9-C	Present	Opposite margin	27.74	22.9	7.6	9.78	0.031	0.02	165
P10-A	Absent	Backwater	28.66	25.9	7.5	6.18	0.033	0.021	166
P10-B	Absent	Main river channel	28.02	19.4	7.6	6.77	0.031	0.02	163
P10-C	Absent	Opposite margin	28.29	20.5	7.4	8.17	0.031	0.02	172
P11-A	Absent	Backwater	28.85	23.4	7.4	8.97	0.032	0.021	179
P11-B	Present	Main river channel	28.33	19.1	7.6	9.17	0.032	0.02	185
P11-C	Absent	Opposite margin	28.45	21.7	7.5	8.88	0.032	0.021	182
P12-A	Absent	Backwater	28.78	31	7.6	8.59	0.032	0.021	173
P12-B	Present	Main river channel	28.32	18.2	7.7	8.68	0.031	0.02	170
P12-C	Present	Opposite margin	28.3	19.4	7.6	8.44	0.031	0.02	186
P13-A	Absent	Backwater	29.96	35	7.7	8.07	0.033	0.021	165
P13-B	Absent	Main river channel	28.49	20	7.9	8.72	0.032	0.02	164
P13-C	Absent	Opposite margin	28.75	24.5	7.7	7.69	0.032	0.021	185
P14-A	Absent	Backwater	28.81	23.5	7.9	8.84	0.032	0.021	165
P14-B	Present	Main river channel	28.7	20.7	7.9	8.64	0.032	0.021	163

SU	<i>K. bostoniensis</i>	Environment	Temp (°C)	Turb (NTU)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Cond (μS.cm ⁻¹)	TDS (mg.L ⁻¹)	ORP
P14-C	Present	Opposite margin	29.01	20.4	7.8	8.45	0.032	0.021	167
P15-A	Absent	Backwater	28.97	21.2	7.5	8.33	0.032	0.021	193
P15-B	Absent	Main river channel	28.77	24.3	8	8.84	0.031	0.02	167
P15-C	Absent	Opposite margin	29.08	26.6	7.9	8.12	0.032	0.021	172

References

- AGATHOKLEOUS, E. et al. Ecological risks in a 'plastic' world: a threat to biological diversity? **Journal of hazardous materials**, v. 417, p. 126035, 2021.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. 1997.
- ALLAN, J. D. Life History Patterns in Zooplankton. **The American Naturalist**, v. 110, n. 971, p. 165–180, 1976.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual review of ecology evolution and systematics**, v. 35, p. 257–284, 2004.
- AMARAL, D. C.; BOMFIM, F. F.; LANSAC-TOHA, F. A. Environmental heterogeneity drives the distribution of copepods (Crustacea: Copepoda) in the Amazon, Araguaia, Pantanal, and Upper Paraná floodplains. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, n. 2, p. e20191260, 2022.
- AMARAL, D. C.; DE FÁTIMA BOMFIM, F.; LANSAC-TÔHA, F. A. Drivers of zooplankton functional and taxonomic β -diversity in two neotropical floodplains: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, p. 1–18, 2024a.
- AMARAL, D. C.; DE FÁTIMA BOMFIM, F.; LANSAC-TÔHA, F. A. Drivers of zooplankton functional and taxonomic β -diversity in two neotropical floodplains: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, p. 1–18, 2024b.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006.
- APPEL, D. S. et al. Zooplankton sampling in large riverine systems: A gear comparison. **River Research and Applications**, v. 36, n. 1, p. 102–114, 2020.
- AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M.; DE SOUZA FILHO, E. E. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 10, n. 1, 2009.
- AQUINO, S.; STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do rio Araguaia. **Revista brasileira de geomorfologia**, v. 6, n. 2, 2005.
- ARNEMO, R. et al. The dispersal in Swedish waters of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet)(Rotatoria). **Oikos**, p. 351–358, 1968.
- BALVAY, G. First record of the rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) in France. **Journal of plankton research**, v. 16, n. 8, p. 1071–1074, 1994.

BĂNĂDUC, D. et al. Stepping stone wetlands, last sanctuaries for European Mudminnow: How can the human impact, climate change, and non-native species drive a fish to the edge of extinction? **Sustainability**, v. 14, n. 20, p. 13493, 2022.

BARNHISEL, D. R. Zooplankton spine induces aversion in small fish predators. **Oecologia**, v. 88, n. 3, p. 444–450, 1991.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, jan. 2010.

BASELGA, A.; LEPRIEUR, F. Comparing methods to separate components of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 9, p. 1069–1079, set. 2015.

BASHEVKIN, S. M.; MORGAN, S. G. Predation and competition. **Developmental Biology and Larval Ecology: Volume 7**, p. 360, 2020.

BAUM, K. A. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676, 2004.

BEZERRA-NETO, J. F. et al. The exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)(Rotifera: Brachionidae) in the zooplankton community in a tropical reservoir. **Lundiana: International Journal of Biodiversity**, v. 5, n. 2, p. 151–153, 2004.

BODIN, Ö.; SAURA, S. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 19, p. 2393–2405, 2010.

BOHONAK, A. J.; JENKINS, D. G. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. **Ecology Letters**, v. 6, n. 8, p. 783–796, ago. 2003.

BOLKER, B. M. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009.

BOMFIM, SCHWIND, BONECKER, L.-T. Variação Espacial De Rotíferos Planctônicos : Diversidade E Riqueza De. p. 45–56, 2015.

BOTTRELL, H. H. et al. Review of some problems in Zooplankton production studies. **Norwegian Journal Of Zoology**, v. 24, n. 4, p. 419–456, 1976a.

BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norw. J.**, p. 419–456, 1976b.

BRANCO, C. W. C.; FINTELMAN-OLIVEIRA, E.; DOS SANTOS MIRANDA, V. B. A review of functional approaches for the study of freshwater communities with a focus on zooplankton. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 21, p. 4719–4744, 2023.

BRITO, M. T. DA S. et al. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 2, p. 43, 2020a.

BRITO, M. T. DA S. et al. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 2, p. 43, 2020b.

BRITO, M. T. DA S. et al. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 2, p. 43, 2020c.

BRITTON, J. R. et al. Trophic consequences of introduced species: Comparative impacts of increased interspecific versus intraspecific competitive interactions. **Functional ecology**, v. 32, n. 2, p. 486–495, 2018.

BURDIS, R. M.; HOXMEIER, R. J. H. Seasonal zooplankton dynamics in main channel and backwater habitats of the Upper Mississippi River. **Hydrobiologia**, v. 667, p. 69–87, 2011.

CABRAL, C. R. et al. **Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat**. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. **Anais...EDP Sciences**, 2020.

CARNEIRO, F. M. et al. Higher Taxa Predict Plankton Beta-diversity Patterns Across an Eutrophication Gradient. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 1, p. 43–47, jul. 2013.

CARVALHO, J. C. et al. Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. **Oikos**, v. 122, n. 6, p. 825–834, 2013.

CARVALHO, R. A.; TERESA, F. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. The effect of riverine networks on fish β -diversity patterns in a Neotropical system. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 2, p. 515–529, 2021.

CASTRO, S. A. et al. Partitioning β -diversity reveals that invasions and extinctions promote the biotic homogenization of Chilean freshwater fish fauna. **Plos one**, v. 15, n. 9, p. e0238767, 2020.

CATFORD, J. A.; BODE, M.; TILMAN, D. Introduced species that overcome life history tradeoffs can cause native extinctions. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1–7, 2018.

CATLIN, A. K.; COLLIER, K. J.; DUGGAN, I. C. Zooplankton generation following inundation of floodplain soils: effects of vegetation type and riverine connectivity. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 1, p. 76–86, 2016a.

CATLIN, A. K.; COLLIER, K. J.; DUGGAN, I. C. Zooplankton generation following inundation of floodplain soils: effects of vegetation type and riverine connectivity. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 1, p. 76–86, 2016b.

CHAFFIN, B. C. et al. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 399–407, 2016.

CHAPARRO, G. et al. Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 4, p. 380–391, 2018.

CHASE, J. M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 44, p. 17430–17434, 2007.

COE, M. T. et al. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1–3, p. 119–131, 2011.

COE, M. T. et al. The forests of the Amazon and Cerrado moderate regional climate and are the key to the future. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1940082917720671, 2017.

COELHO, P. N.; HENRY, R. The small foreigner: new laws will promote the introduction of non-native zooplankton in Brazilian aquatic environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.

COMINS, H. N.; HAMILTON, W. D.; MAY, R. M. Evolutionarily stable dispersal strategies. **Journal of theoretical Biology**, v. 82, n. 2, p. 205–230, 1980.

CONVENTION, R. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat (Iran), 2 February 1971. **UN Treaty Series**, n. 14583, 1971.

COOLEN, J. W. P. et al. Marine stepping-stones: Connectivity of *Mytilus edulis* populations between offshore energy installations. **Molecular Ecology**, v. 29, n. 4, p. 686–703, 2020a.

COOLEN, J. W. P. et al. Marine stepping-stones: Connectivity of *Mytilus edulis* populations between offshore energy installations. **Molecular Ecology**, v. 29, n. 4, p. 686–703, 2020b.

DE BIE, T. et al. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. **Ecology letters**, v. 15, n. 7, p. 740–747, 2012.

DE CÁCERES, M. et al. The variation of tree beta diversity across a global network of forest plots. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 12, p. 1191–1202, 2012.

DE CACERES, M.; JANSEN, F.; DE CACERES, M. M. Package ‘indicspecies’. **indicators**, v. 8, n. 1, 2016.

DE FÁTIMA BOMFIM, F. et al. Geographical spread of the invasive species *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879) and *K. bostoniensis* (Rousselet, 1908): A scientometric approach. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 38, n. 1, p. 29–36, 2016.

DE GÓES COHN FREITAS, Y. et al. Testate amoebae: a review on their multiple uses as bioindicators. **Acta Protozoologica**, v. 61, p. 1–9, 2022.

- DE LIMA KEPPE, I. et al. Does the Serial Discontinuity Concept apply to microcrustaceans in the presence of a large reservoir along a tropical river? 2024.
- DE MATTOS SCARAMUZZA, C. A. et al. Land-use and land-cover mapping of the Brazilian Cerrado based mainly on Landsat-8 satellite images. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, 2017.
- DE PAGGI, S. B. J. et al. Phylum Rotifera. Em: **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**. [s.l.] Elsevier, 2020. p. 145–200.
- DE PAGGI, S. J. New data on the distribution of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)(Rotifera: Monogononta: Brachionidae): its presence in Argentina. **Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology**, v. 241, n. 4, p. 363–368, 2002.
- DE SOUZA CASTRO, W.; DE-CAMPOS, A. B.; ZANCOPÉ, M. H. C. A influência dos materiais das margens e da vegetação ciliar na erosão de meandros: o caso do rio Claro, afluente do rio Araguaia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 3, 2019.
- DE SOUZA SANTOS, G. et al. What drives zooplankton taxonomic and functional β diversity? A review of Brazilian rivers. **Hydrobiologia**, v. 851, n. 5, p. 1305–1318, 2024a.
- DE SOUZA SANTOS, G. et al. What drives zooplankton taxonomic and functional β diversity? A review of Brazilian rivers. **Hydrobiologia**, v. 851, n. 5, p. 1305–1318, 2024b.
- DE-CARLI, B. P. et al. Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. **Limnetica**, v. 38, n. 1, p. 303–316, 2019.
- DEXTER, E. et al. Zooplankton invasion on a grand scale: insights from a 20-yr time series across 38 Northeast Pacific estuaries. **Ecosphere**, v. 11, n. 5, p. e03040, 2020.
- DIAS CARDOSO, M. R.; MARCUZZO, F. F. N. Estudo da morfologia areal da bacia do Rio Araguaia utilizando MDE ASTER. **Revista Geoaraguaia**, v. 1, n. 2, 2011.
- DIAS, J. D. et al. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 781, p. 109–125, 2016a.
- DIAS, J. D. et al. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 781, n. 1, p. 109–125, 26 nov. 2016b.
- DIEL, P. et al. Knowing the enemy: Inducible defences in freshwater zooplankton. **Diversity**, v. 12, n. 4, p. 147, 2020.
- DINIZ, L. P. et al. Environmental filter drives the taxonomic and functional β -diversity of zooplankton in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 1881–1895, 2021.

DINIZ, L. P. et al. A prolonged drought period reduced temporal β diversity of zooplankton, phytoplankton, and fish metacommunities in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 5, p. 1073–1089, 2023.

DINIZ, L. P.; PETSCH, D. K.; BONECKER, C. C. Zooplankton β diversity dynamics and metacommunity structure depend on spatial and temporal scales in a Neotropical floodplain. **Freshwater Biology**, v. 66, n. 7, p. 1328–1342, 2021.

DOLE-OLIVIER, M. et al. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. **Freshwater biology**, v. 44, n. 1, p. 63–91, 2000.

DOS SANTOS TEIXEIRA, A. et al. Evidence of water surface and flow reduction in the main hydrographic basin of the Brazilian savannah (Cerrado biome): The Araguaia river. **Hydrobiologia**, v. 851, n. 10, p. 2503–2518, 2024.

DRAY, S. et al. **Adespatial: multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.0-9.** , 2017.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.

EJSMONT-KARABIN, J. Does the world need faunists? Based on rotifer (Rotifera) occurrence reflections on the role of faunistic research in ecology. **International Review of Hydrobiology**, v. 104, n. 3–4, p. 49–56, 2019.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. et al. Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda in Brazil. **Limnologia**, v. 100, p. 126008, 2023a.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. et al. Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda in Brazil. **Limnologia**, v. 100, p. 126008, 2023b.

ELORANTA, P. **Kellicottia bostoniensis (Rousselet), a planktonic rotifer species new to Finland.** Annales Zoologici Fennici. **Anais...JSTOR**, 1988.

ERAMMA, N. et al. Zooplankton productivity evaluation of lentic and lotic ecosystem. Em: **Limnology-The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters.** [s.l.] IntechOpen, 2023a.

ERAMMA, N. et al. Zooplankton productivity evaluation of lentic and lotic ecosystem. Em: **Limnology-The Importance of Monitoring and Correlations of Lentic and Lotic Waters.** [s.l.] IntechOpen, 2023b.

ESCOBAR, H. ‘A hostile environment.’ Brazilian scientists face rising attacks from Bolsonaro’s regime. **Science**, 7 abr. 2021.

- FIGUEROLA, J.; GREEN, A. J.; SANTAMARÍA, L. Passive internal transport of aquatic organisms by waterfowl in Doñana, south-west Spain. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 427–436, 2003.
- FORBES, A. E.; CHASE, J. M. The role of habitat connectivity and landscape geometry in experimental zooplankton metacommunities. **Oikos**, v. 96, n. 3, p. 433–440, 2002.
- FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape ecology**, v. 10, n. 3, p. 133–142, 1995.
- FORRÓ, L. et al. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. **Freshwater Animal Diversity Assessment**, p. 177–184, 26 abr. 2007.
- FRANCES, D. N.; BARBER, A. J.; TUCKER, C. M. Trait–density relationships explain performance in cladoceran zooplankton. **Ecology**, v. 102, n. 4, p. e03294, 2021.
- FUNK, A. et al. Connectivity as a driver of river-floodplain functioning: A dynamic, graph theoretic approach. **Ecological Indicators**, v. 154, p. 110877, 2023.
- FUNK, A.; SCHIEMER, F.; RECKENDORFER, W. Metacommunity structure of aquatic gastropods in a river floodplain: the role of niche breadth and drift propensity. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 12, p. 2505–2516, 2013.
- GARCIA, A. S. et al. Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. **Journal of environmental management**, v. 187, p. 16–23, 2017.
- GARCÍA-ROGER, E. M.; CARMONA, M. J.; SERRA, M. Deterioration patterns in diapausing egg banks of *Brachionus* (Müller, 1786) rotifer species. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 314, n. 2, p. 149–161, 2005.
- GENG, Y. et al. Response of planktonic diversity and stability to environmental drivers in a shallow eutrophic lake. **Ecological Indicators**, v. 144, p. 109560, 2022.
- GIANUCA, A. T. et al. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 525–533, 2017.
- GIANUCA, A. T. et al. Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 183–194, 2018.
- GOPAL, B.; JUNK, W. J. Biodiversity in wetlands: an introduction. Em: **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Vol. 1.** [s.l.] Backhuys Publishers, 2000. p. 1–10.
- GOTTSCHALL, F. et al. Spatiotemporal dynamics of abiotic and biotic properties explain biodiversity–ecosystem–functioning relationships. **Ecological Monographs**, v. 92, n. 1, p. e01490, 2022.

- GRACO-ROZA, C. et al. Downstream transport processes modulate the effects of environmental heterogeneity on riverine phytoplankton. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 135519, 2020.
- GRANJEIRO, G. F. et al. Influence of land use, occupation, and riparian zones on zooplankton diversity in Cerrado streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 36, p. e34, 2024.
- HARTIG, F.; HARTIG, M. F. Package ‘dharma’. **R package**, 2017.
- HAVEL, J. E. et al. Aquatic invasive species: challenges for the future. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 147–170, 2015.
- HAVEL, J. E.; SHURIN, J. B. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 4part2, p. 1229–1238, 2004.
- HÉBERT, M.-P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. **Journal of Plankton Research**, v. 39, n. 1, p. 3–12, 2016.
- HEBERT, M.-P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. A meta-analysis of zooplankton functional traits influencing ecosystem function. **Ecology**, v. 97, n. 4, p. 1069–1080, 2016.
- HÉBERT, M.-P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. **Journal of Plankton Research**, v. 39, n. 1, p. 3–12, 1 jan. 2017.
- HEINO, J. et al. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? **Oikos**, v. 119, n. 1, p. 129–137, 2010.
- HENRIK BRUUN, H.; POSCHLOD, P. Why are small seeds dispersed through animal guts: large numbers or seed size per se? **Oikos**, v. 113, n. 3, p. 402–411, 2006.
- HERRERA, L. P. et al. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. **Biodiversity and conservation**, v. 26, p. 3465–3479, 2017.
- HJØLLO, S. S.; HANSEN, C.; SKOGEN, M. D. Assessing the importance of zooplankton sampling patterns with an ecosystem model. **Marine Ecology Progress Series**, v. 680, p. 163–176, 2021.
- HODGSON, J. A. et al. The speed of range shifts in fragmented landscapes. 2012.
- JELTSCH, F. et al. Integrating movement ecology with biodiversity research-exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. **Movement Ecology**, v. 1, p. 1–13, 2013.

JENKINS, D. G. et al. Does size matter for dispersal distance? **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 4, p. 415–425, 2007.

JL, G.; WANG, X.; WANG, L. Planktonic Rotifers in a Subtropical Shallow Lake: Succession, Relationship to Environmental Factors, and Use as Bioindicators. **Scientific World Journal**, 2013.

JOHNSON, P. T. J.; OLDEN, J. D.; VANDER ZANDEN, M. J. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 357–363, 2008.

JOKO, C. Y. Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR). 2011a.

JOKO, C. Y. Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR). 2011b.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110–127, 1989a.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The food pulse concept in river-foodplain systems. Em: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)**. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989b. p. 110–127.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The food pulse concept in river-foodplain systems. Em: DODGE, D. P. (Ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)**. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989c. p. 110–127.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110–127, 1989d.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. **The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update**. Second international symposium on the management of large rivers for fisheries. **Anais...**Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional ..., 2004a.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. **The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update**. Second international symposium on the management of large rivers for fisheries. **Anais...**Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional ..., 2004b.

KARSTENS, S. et al. Stepping stones along urban coastlines—improving habitat connectivity for aquatic fauna with constructed floating wetlands. **Wetlands**, v. 42, n. 7, p. 76, 2022.

KOBAYASHI, T. et al. Freshwater zooplankton: diversity and biology. **Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality**, v. 157, 2009.

KOSTE, W. Rotatoria die rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt–
Monogononta. 2. Auflage **neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart, 1978a.**

KOSTE, W. **Rotatoria: Die Radertiere Mitteleuropas.** Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger, 1978b.

KOSTE, W. Über die Rotatorien einiger Stillgewässer in der Umgebung der Biologischen Station Panguana im tropischen Regenwald in Peru. **Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas**, v. 10, n. 3, p. 303–325, 1988a.

KOSTE, W. Über die Rotatorien einiger Stillgewässer in der Umgebung der Biologischen Station Panguana im tropischen Regenwald in Peru. **Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas**, v. 10, n. 3, p. 303–325, 1988b.

LANDA, G. G.; DEL AGUILA, L. M. R.; PINTO-COELHO, R. M. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)(Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, p. 313–319, 2002.

LANNES, L. S. et al. Species richness both impedes and promotes alien plant invasions in the Brazilian Cerrado. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1–9, 2020.

LATINI, A. O. et al. Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil. **Brasília: MMA**, p. 791, 2016.

LATRUBESSE, E. M. et al. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. **Geomorphology**, v. 113, n. 3–4, p. 239–252, 2009.

LATRUBESSE, E. M. et al. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, p. e77, 2019a.

LATRUBESSE, E. M. et al. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, p. e77, 2019b.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. **Zeitschrift für Geomorphologie Supplementband**, p. 109–127, 2002a.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. **Zeitschrift für Geomorphologie Supplementband**, n. 129, p. 109–127, 2002b.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. **Revista Geociências-UNG-Ser**, v. 5, n. 1, p. 65–73, 2007.

LAZAREVA, V. I.; ZHDANOVA, S. M. American rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)(Rotifera: Brachionidae) in reservoirs of the Upper Volga basin. **Inland water biology**, v. 7, n. 3, p. 259–263, 2014.

LAZARINA, M. et al. Replacement drives native β -diversity of British avifauna, while richness differences shape alien β -diversity. **Diversity and Distributions**, v. 29, n. 1, p. 61–74, 2023.

LE COZ, M. et al. Are zooplankton communities structured by taxa ecological niches or by hydrological features? **Ecohydrology**, v. 11, n. 5, p. e1956, 2018.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1324–1334, ago. 2014a.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 11, p. 1324–1334, ago. 2014b.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology letters**, v. 16, n. 8, p. 951–963, 2013a.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology letters**, v. 16, n. 8, p. 951–963, 2013b.

LEGENDRE, P.; GAUTHIER, O. Statistical methods for temporal and space–time analysis of community composition data. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1778, p. 20132728, 2014.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Third ed. Amsterdam: Elsevier, 2012a. v. 24

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Third edit ed. [s.l.] Elsevier, 2012b. v. 24

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

LENNOX, R. et al. Improving science-based invasive species management with physiological knowledge, concepts, and tools. **Biological invasions**, v. 17, n. 8, p. 2213–2227, 2015.

- LEPRIEUR, F. et al. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecology letters**, v. 14, n. 4, p. 325–334, 2011.
- LININGER, K. B.; LATRUBESSE, E. M. Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil. **Catena**, v. 143, p. 90–101, 2016.
- LITCHMAN, E.; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research**, v. 35, n. 3, p. 473–484, 1 maio 2013.
- LOBO, M. T. M. P. S. et al. Biological index based on epiphytic diatom assemblages is more restrictive than the physicochemical index in water assessment on an Amazon floodplain, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 10642–10657, 2020.
- LOPES, P. M. et al. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. **PloS one**, v. 9, n. 10, p. e109581, 2014.
- LOPES, R. M. et al. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. **Reservatório de Segredo: Bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá, Brazil**, p. 3–60, 1997.
- LOPES, V. G. et al. Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. **Limnology**, v. 20, p. 121–130, 2019.
- LÜDECKE, D. et al. performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, 2021.
- MACEDO, R. L. et al. Zooplankton community attributes in an oligo-mesotrophic reservoir: A comparative study of two sampling strategies. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 1, 2019.
- MACEDO, R. L. et al. Small in size but rather pervasive: the spread of the North American rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) through Neotropical basins. **BioInvasions Records**, v. 9, n. 2, p. 287–302, 2020.
- MANTOVANO, T. et al. Ecological niche models predict the potential distribution of the exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) across the globe. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 2, p. 299–309, 2021.
- MARTINEZ ARBIZU, P. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. **R package version 0.4**, v. 1, 2020.
- MARTÍNEZ-RINCÓN, R. O. et al. Landsat-derived environmental factors to describe habitat preferences and spatiotemporal distribution of zooplankton in La Paz Bay, Mexico. **Regional Studies in Marine Science**, v. 71, p. 103380, 2024.

MARTINS, P. R. et al. Terrain units, land use and land cover, and gross primary productivity of the largest fluvial basin in the Brazilian Amazonia/Cerrado ecotone: The Araguaia River basin. **Applied Geography**, v. 127, p. 102379, 2021.

MASSICOTTE, P. et al. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. **Landscape ecology**, v. 29, p. 67–79, 2014.

MEERHOFF, M. et al. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 6, p. 1009–1021, 2007.

MICHALEC, F.-G. et al. Zooplankton can actively adjust their motility to turbulent flow. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 52, p. E11199–E11207, 2017.

MICHELS, E. et al. Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds. **Hydrobiologia**, v. 442, n. 1–3, p. 117–126, 2001.

MONTIEL-MARTÍNEZ, A.; CIROS-PÉREZ, J.; CORKIDI, G. Littoral zooplankton–water hyacinth interactions: habitat or refuge? **Hydrobiologia**, v. 755, p. 173–182, 2015.

MORAIS, R. P. DE et al. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. 2005.

MORAIS, R. P. DE; AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M. Controles hidrogeomorfológicos nas unidades vegetacionais da planície aluvial do rio Araguaia, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 4, p. 411–421, nov. 2008.

MORAIS, M. A. V. et al. Regionalization of reference streamflows for the Araguaia River basin in Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 41, n. 3, p. 829–846, 2020.

MORENO, E.; PÉREZ-MARTÍNEZ, C.; CONDE-PORCUNA, J. M. Dispersal of rotifers and cladocerans by waterbirds: seasonal changes and hatching success. **Hydrobiologia**, v. 834, n. 1, p. 145–162, 2019.

NABOUT, J. C. et al. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). **Hydrobiologia**, v. 575, p. 455–461, 2007.

NANSON, G. C.; CROKE, J. C. A genetic classification of floodplains. **Geomorphology**, v. 4, n. 6, p. 459–486, 1992.

NEVES, G. P. Copépodes planctônicos (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) em reservatórios e trechos lóticos da bacia do Rio da Prata (Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai): taxonomia, distribuição geográfica e alguns atributos ecológicos. 2011.

- NIELSEN, A. G.; FOX, A. D.; BALSBY, T. J. S. Black Woodpeckers *Dryocopus martius* use stepping stones between woodland units. **Bird Study**, p. 1–11, 2024.
- NOVOA, A. et al. Invasion syndromes: a systematic approach for predicting biological invasions and facilitating effective management. **Biological Invasions**, v. 22, n. 5, p. 1801–1820, 2020.
- NUNES, C. A. et al. High temporal beta diversity in an ant metacommunity, with increasing temporal functional replacement along the elevational gradient. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 571439, 2020.
- OGDEN, C. G. The biology and ultrastructure of an agglutinate testate amoeba *Diffugia geosphaira* sp. nov. (Protozoa, Rhizopoda). **Archiv für Protistenkunde**, v. 140, n. 2–3, p. 141–150, 1991.
- OGDEN, C. G.; CG, O. Observations on the systematics of the genus *Diffugia* in Britain (Rhizopoda, Protozoa). 1983.
- OGDEN, C. G.; HEDLEY, R. H. **An Atlas of Freshwater Testate Amoebae**. London: Oxford University Press, 1980a.
- OGDEN, C. G.; MEISTERFELD, R. The taxonomy and systematics of some species of *Cucurbitella*, *Diffugia* and *Netzelia* (Protozoa: Rhizopoda); with an evaluation of diagnostic characters. **European journal of protistology**, v. 25, n. 2, p. 109–128, 1989.
- OGDEN, G. G.; HEDLEY, R. H. An atlas of freshwater testate amoebae. **Soil Science**, v. 130, n. 3, p. 176, 1980b.
- OKSANEN, J. et al. The vegan package. **Community ecology package**, v. 10, p. 631–637, 2007.
- OKSANEN, J. et al. Vegan: Community Ecology Package. **R package version 2.4-0**, 2016a.
- OKSANEN, J. et al. Vegan: community ecology package. software. **Spectrum IEEE**, 2016b.
- OKSANEN, J. et al. Vegan: Community Ecology Package. **R package version 2.4-0**, 2016c.
- OLIVEIRA, F. R. et al. Effects of the exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) on the microbial food web components. **Aquatic Ecology**, v. 53, n. 4, p. 581–594, 2019.
- PADOVESI-FONSECA, C. et al. Spatial scales drive zooplankton diversity in savanna Cerrado streams. **Community Ecology**, v. 22, n. 2, p. 249–259, 2021.
- PAGANO, M. et al. Metazooplankton communities in the Ahe atoll lagoon (Tuamotu Archipelago, French Polynesia): Spatiotemporal variations and trophic relationships. **Marine Pollution Bulletin**, v. 65, n. 10–12, p. 538–548, 2012.

PAINA, K. DE A.; GAMA MELAO, M. DA G. Zooplankton community structure from tropical temporary ponds during a flood period. **LIMNETICA**, v. 38, n. 1, p. 189–211, 2019.

PAQUETTE, C.; GREGORY-EAVES, I.; BEISNER, B. E. Multi-scale biodiversity analyses identify the importance of continental watersheds in shaping lake zooplankton biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 48, n. 9, p. 2298–2311, 2021.

PARK, T. et al. Changes in zooplankton community in response to a shift from lentic to lotic conditions in a regulated river. **Ecological Informatics**, v. 77, p. 102236, 2023.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, v. 9, n. 2, p. 110–118, abr. 2016.

PARRY, V. et al. Drivers of zooplankton dispersal in a pond metacommunity. **Hydrobiologia**, v. 851, n. 12, p. 2875–2893, 2024a.

PARRY, V. et al. Drivers of zooplankton dispersal in a pond metacommunity. **Hydrobiologia**, v. 851, n. 12, p. 2875–2893, 2024b.

PASINELLI, G. et al. Source-sink status of small and large wetland fragments and growth rate of a population network. **Cambridge Studies in Landscape Ecology**, n. 10, p. 216–238, 2011.

PEJLER, B. History of rotifer research in northern Europe. **Hydrobiologia**, v. 387, p. 1–8, 1998.

PELICICE, F. M. et al. Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. **Environmental Management**, v. 68, p. 445–452, 2021.

PEREIRA, A. L. A. et al. Temporal beta diversity increases with environmental variability in zooplankton floodplain communities. **Limnology**, v. 25, n. 1, p. 1–10, 2024.

PICAPEDRA, P. H. S. et al. A long-term study on zooplankton in two contrasting cascade reservoirs (Iguaçu River, Brazil): effects of inter-annual, seasonal, and environmental factors. **PeerJ**, v. 8, p. e8979, 2020.

PODANI, J.; RICOTTA, C.; SCHMERA, D. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. **Ecological Complexity**, v. 15, p. 52–61, 2013a.

PODANI, J.; RICOTTA, C.; SCHMERA, D. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. **Ecological Complexity**, v. 15, p. 52–61, 2013b.

- PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. **Oikos**, v. 120, n. 11, p. 1625–1638, 2011a.
- PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. **Oikos**, v. 120, n. 11, p. 1625–1638, 2011b.
- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2021.
- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2024.
- RANRAG, K. R.; ZADE, S. B. Rotifers as an indicator of water quality. 2018a.
- RANRAG, K. R.; ZADE, S. B. Rotifers as an indicator of water quality. 2018b.
- RICCIARDI, A. et al. Four priority areas to advance invasion science in the face of rapid environmental change. **Environmental Reviews**, n. ja, 2020.
- ROCHA, É. G. DA et al. Dispersal movement through fragmented landscapes: the role of stepping stones and perceptual range. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 11, p. 3249–3267, 2021.
- ROCHA, M. P. et al. Limitations of beta diversity in conservation site selection. **Ecological Indicators**, v. 154, p. 110732, 2023.
- RODRÍGUEZ, L. P. et al. Biomarkers employment in planktonic copepods for early management and conservation of aquatic ecosystems: The case of the ‘Capo Peloro’ lakes (southern Italy). **Regional Studies in Marine Science**, v. 18, p. 161–169, 2018.
- ROSA, C. A. Savannah for sale: is there hope for neotropical biodiversity on private, Brazilian properties. **Anim. Conserv**, v. 10, 2020.
- RUBIO, L.; SAURA, S. Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: an analysis of simulated and real landscape data. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 28–37, 2012.
- RUHÍ, A.; DATRY, T.; SABO, J. L. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. **Conservation Biology**, v. 31, n. 6, p. 1459–1468, 2017.
- SAGRARIO, G. et al. Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 5, p. 1042–1053, 2009.
- SALA, O. E. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 Science, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 10 mar. 2000.

- SANTOS, J. B. O. et al. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 764, p. 171–186, 2016.
- SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014a.
- SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014b.
- SCHLAEPFER, M. A. Do non-native species contribute to biodiversity? **PLoS biology**, v. 16, n. 4, p. e2005568, 2018.
- SCHMID-ARAYA, J. M. et al. Biomass and production of freshwater meiofauna: a review and a new allometric model. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 2681–2703, 2020.
- SCHNEIDER, B. et al. The importance of local environmental, hydrogeomorphological and spatial variables for beta diversity of macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. **Journal of Vegetation Science**, v. 30, n. 2, p. 269–280, 2019.
- SCHRÖDER, T.; GILBERT, J. J. Transgenerational plasticity for sexual reproduction and diapause in the life cycle of monogonont rotifers: intraclonal, intraspecific and interspecific variation in the response to crowding. **Functional Ecology**, v. 18, n. 3, p. 458–466, 2004.
- SCHULER, M. S.; CHASE, J. M.; KNIGHT, T. M. Habitat size modulates the influence of heterogeneity on species richness patterns in a model zooplankton community. **Ecology**, v. 98, n. 6, p. 1651–1659, 2017.
- SCOWN, M.; THOMS, M. C.; DE JAGER, N. R. Measuring spatial patterns in floodplains: A step towards understanding the complexity of floodplain ecosystems. **River science: Research and management for the 21st century**, p. 103–131, 2016.
- SEGERS, H. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6.** (HJ Dumont, T. Nogrady, eds). **SPB Academic Publishing BV.**, 226 p., 1995.
- SEGERS, H. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. Em: **Freshwater Animal Diversity Assessment**. [s.l.] Springer, 2007. p. 49–59.
- SILVA, W. M. DA. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. 2003.
- SILVA, Y. G. DA et al. Testate amoebae (Amorphea, Amoebozoa, Cercozoa) as bioindicators: a scientometric review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, p. e20, 2022.

SIMBERLOFF, D. **Invasive species: what everyone needs to know.** [s.l.] Oxford University Press, 2013.

SIMÕES, N. R. et al. Drivers of zooplankton beta diversity in natural shallow lakes and artificial reservoirs in the Neotropics. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 17, p. 3705–3717, 2022.

SNELL-ROOD, E. C.; EHLMAN, S. M. Ecology and evolution of plasticity. **Phenotypic plasticity & evolution**, p. 139–160, 2021.

SOCOLAR, J. B. et al. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? **Trends in ecology & evolution**, v. 31, n. 1, p. 67–80, 2016.

SOONS, M. B. et al. Small seed size increases the potential for dispersal of wetland plants by ducks. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 4, p. 619–627, 2008.

STARK, J. et al. Does environmental heterogeneity drive functional trait variation? A test in montane and alpine meadows. **Oikos**, v. 126, n. 11, p. 1650–1659, 2017.

STEEDMAN, H. F. **Zooplankton Fixation and Preservation.** [s.l.: s.n.]. v. 34

STELZER, C.-P. Phenotypic plasticity of body size at different temperatures in a planktonic rotifer: mechanisms and adaptive significance. **Functional Ecology**, p. 835–841, 2002.

STELZER, C.-P. Evolution of rotifer life histories. **Hydrobiologia**, v. 546, n. 1, p. 335–346, 2005.

STEPHAN, L. R.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; HENRY, R. Comparison among zooplankton communities in hydrologically different lentic ecosystems. **Limnetica**, v. 36, n. 1, p. 99–112, 2017.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017.

THIELTGES, D. W. et al. Parasites as prey in aquatic food webs: implications for predator infection and parasite transmission. **Oikos**, v. 122, n. 10, p. 1473–1482, 2013.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 1–13, 2007a.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 1–13, 2007b.

THORP, J. H. et al. The ecological nature of whole river macrosystems: New perspectives from the riverine ecosystem synthesis. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 1184433, 2023.

VAGVOLGYI, J. Body size, aerial dispersal, and origin of the Pacific land snail fauna. **Systematic Biology**, v. 24, n. 4, p. 465–488, 1975.

VALENTE, C.; LATRUBESSE, E. Regional geomorphologic mapping of the Araguaia River Basin, Central Brazil. 2020.

VAN RIPER, C. J. et al. Human-nature relationships and normative beliefs influence behaviors that reduce the spread of aquatic invasive species. **Environmental management**, v. 63, n. 1, p. 69–79, 2019.

VEZHNAVETS, V. V; LITVINOVA, A. G. First record of the north American rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) from the Sozh River, Belarus. **Russian journal of biological invasions**, v. 6, n. 2, p. 135–136, 2015.

VICTORERO, L. et al. Species replacement dominates megabenthos beta diversity in a remote seamount setting. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 4152, 2018.

VIEIRA, L. C. G. et al. Sampling sufficiency for estimating zooplankton diversity in neotropical floodplain lakes. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 22, n. 2, p. 190–196, 2017.

VILÀ, M.; HULME, P. E. **Impact of biological invasions on ecosystem services**. [s.l.] Springer, 2017. v. 12

VINCENT, F. et al. Trait-dependency of trophic interactions in zooplankton food webs. **Oikos**, v. 129, n. 6, p. 891–902, 2020.

VOELKER, N.; SWAN, C. M. The interaction between spatial variation in habitat heterogeneity and dispersal on biodiversity in a zooplankton metacommunity. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 141861, 2021.

VÖRÖSMARTY, C. J. Global water assessment and potential contributions from Earth Systems Science. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 4, p. 328–351, 2002.

VYVERMAN, W. et al. Historical processes constrain patterns in global diatom diversity. **Ecology**, v. 88, n. 8, p. 1924–1931, 2007.

WALLACE, R. L. et al. A meta-analysis of benthic rotifer community structure as a function of lake trophic state. **Aquatic Ecology**, v. 55, n. 4, p. 1297–1304, 2021.

WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. **OECOLOGIA**, v. 141, n. 1, p. 171–178, 2004.

WHITTAKER, R. H. A study of summer foliage insect communities in the Great Smoky Mountains. **Ecological monographs**, v. 22, n. 1, p. 2–44, 1952.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960a.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960b.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2–3, p. 213–251, 1972a.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2–3, p. 213–251, 1972b.

WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 3, n. 2, p. 180–185, 2011.

WOODWARD, G. et al. Body size in ecological networks. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 7, p. 402–409, 2005.

XUE, F. et al. Floodplain lakes: Linking hydrology to ecology and conservation. **Earth-Science Reviews**, v. 258, p. 104967, 2024.

ZANNATUL, F.; MUKTADIR, A. K. M. A Review: potentiality of zooplankton as bioindicator. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 10, p. 1815–1819, 2009.

ZHANG, H.; HOLLANDER, J.; HANSSON, L.-A. Bi-directional plasticity: rotifer prey adjust spine length to different predator regimes. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 2017.

ZHAO, C. et al. Integrated assessment of ecosystem health using multiple indicator species. **Ecological Engineering**, v. 130, p. 157–168, 2019.

ZHAO, K. et al. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 96–104, 2017.

ZHDANOVA, S. M.; DOBRYNIN, A. E. *Kellicotia bostoniensis* (Rousselet, 1908)(Rotifera: Brachionidae) in Waterbodies of European Russia. **Inland Water Biology**, v. 4, n. 1, p. 39–46, 2011.

ZUUR, A. F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. [s.l.] Springer, 2009. v. 574

CAPÍTULO 03. Contribuição de locais e espécies para a diversidade beta do zooplâncton em lagos de uma planície de inundação tropical

Resumo

1. As diversas abordagens oferecidas pelas avaliações de diversidade beta e seus componentes — substituição de espécies e diferenças de riqueza — permitem entender os padrões de distribuição de espécies entre pares de locais. Além disso, essas análises ajudam na identificação de áreas prioritárias para monitoramento e conservação.

2. Aqui, avaliamos a contribuição da diversidade beta zooplanctônica e suas respostas a processos nas escalas de diversidade (local e regional). Para isso, buscamos responder às seguintes perguntas: **(I)** Quais são os padrões e as contribuições dos diferentes lagos e tributários para a diversidade beta do médio rio Araguaia? **(II)** Quais são os locais e as espécies que mais contribuem para a diversidade beta regional? Para responder a essas questões, realizamos amostragens ambientais e coletas de organismos zooplanctônicos em 50 lagos permanentes, localizados nas margens oeste e leste do rio Araguaia, além de alguns de seus tributários, durante o período de águas altas. Para avaliar a contribuição dos lagos para a diversidade beta zooplanctônica, calculamos os componentes de diversidade beta utilizando a perspectiva da família Podani. Analisamos dados de presença-ausência com a dissimilaridade de Jaccard e dados de abundância com a dissimilaridade de Ruzicka. Calculamos os índices LCBD e SCBD para identificar locais e espécies chave para a diversidade. As análises foram realizadas no software R.

3. Resultados: Nos dados de presença-ausência, a variação na composição zooplanctônica foi explicada principalmente pela substituição de espécies, enquanto, nos dados de abundância, pela diferença nas quantidades das espécies. A diversidade beta foi maior nos dados de abundância. Seis lagos contribuíram significativamente para a diversidade beta. Os rotíferos foram os principais responsáveis pela diversidade beta. Os resultados destacam a importância dos grupos taxonômicos para a diversidade beta, proporcionando uma compreensão das dinâmicas ecológicas locais e auxiliam no desenvolvimento de estratégias para gestão ambiental e conservação de ecossistemas aquáticos.

Palavras-chaves: Família Podani, partição da diversidade beta, LCBD, SCBD, rio Araguaia

Introdução

Estudos pioneiros sobre diversidade biológica demonstraram que a composição das comunidades pode variar ao longo de gradientes espaciais ou temporais, influenciada por variações ambientais, processos dispersivos e interações biológicas (WHITTAKER, 1960, 1972). Desde então, a análise da diversidade biológica tornou-se uma ferramenta

crucial para entender os processos que geram e mantêm os padrões ecológicos em diferentes ecossistemas (AGATHOKLEOUS et al., 2021; DINIZ et al., 2023; DINIZ; PETSCH; BONECKER, 2021; LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013; LEGENDRE; GAUTHIER, 2014). Com o desenvolvimento das técnicas e conceitos relacionados a diversidade, foi possível avaliar a organização espacial e temporal das comunidades, permitindo compreender se os diferentes locais dentro de um mesmo habitat possuem diferentes padrões ecológicos (DINIZ et al., 2023; DINIZ; PETSCH; BONECKER, 2021; GIANUCA et al., 2018).

A variação na composição de espécies entre locais em uma determinada região é chamado de diversidade beta (WHITTAKER, 1960). Essa métrica de diversidade é comumente representada por meio de índices de similaridade/dissimilaridade entre locais (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006; BASELGA, 2010; BASELGA; LEPRIEUR, 2015; CARVALHO et al., 2013) e tem sido utilizada em estudos com diferentes organismos, como macroinvertebrados aquáticos (JIANG et al., 2024a), peixes (ALEIXO et al., 2023; JIANG et al., 2024b), fitoplâncton (FRAU et al., 2023) e zooplâncton (PEREIRA et al., 2024).

Para avaliar os componentes da diversidade beta, destaca-se a abordagem de Podani e colaboradores (2013; 2011), que utiliza a partição aditiva da diversidade beta para integrar dados de abundância e presença-ausência de espécies. Outra metodologia, proposta por Legendre e De Cáceres (2013), foca na singularidade ecológica por meio dos indicadores “Local Contributions to Beta Diversity” (LCBD) e “Species Contributions to Beta Diversity” (SCBD). O LCBD mede a exclusividade ecológica das comunidades em cada local, enquanto o SCBD avalia a contribuição de cada espécie para essa singularidade, considerando fatores como nicho ecológico e ocupação. Essas métricas são fundamentais para identificar locais e espécies prioritários em estratégias de conservação, restauração e monitoramento ambiental (LEGENDRE; GAUTHIER, 2014; SOCOLAR et al., 2016).

A abordagem da diversidade beta é especialmente relevante para o estudo da diversidade biológica em planícies de inundação (AMARAL; DE FÁTIMA BOMFIM; LANSAC-TÔHA, 2024a; LOBO et al., 2020; XUE et al., 2024), pois permite identificar e compreender os mecanismos que moldam os padrões estruturais, biológicos e ambientais desses sistemas dinâmicos (SCHNEIDER et al., 2019; THOMAZ; BINI; BOZELLI, 2007a). Nesse contexto, a diversidade beta se destaca como uma ferramenta indispensável para a análise dessas interações, possibilitando a investigação de como e

quais fatores ecológicos influenciam a composição biológica e a funcionalidade desses ambientes (AMARAL; DE FÁTIMA BOMFIM; LANSAC-TÔHA, 2024a; CARVALHO et al., 2013; DE SOUZA SANTOS et al., 2024a).

Lagos situados em planícies de inundação apresentam alta adaptabilidade às variações hidrológica (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; WANTZEN, 2004; XUE et al., 2024). Durante o período de cheia, quando o volume de água é maior, eles conectam-se ao canal principal do rio, promovendo maior homogeneidade biológica e ambiental (SCOWN; THOMS; DE JAGER, 2016; THOMAZ; BINI; BOZELLI, 2007b). Além disso, o aumento do volume de água favorece a dispersão passiva de organismos de menor dimensão, como fitoplâncton e zooplâncton, devido ao fluxo da água (DIAS et al., 2016).

Nas últimas décadas, a planície de inundação do Rio Araguaia, situada no planalto central brasileiro, tem passado por profundas mudanças hidrológicas, sobretudo devido ao desmatamento na sua bacia hidrográfica (DE MATTOS SCARAMUZZA et al., 2017; DOS SANTOS TEIXEIRA et al., 2024; LATRUBESSE et al., 2019; PELICICE et al., 2021; STRASSBURG et al., 2017). Entre os impactos mais notáveis estão o aumento do uso da água para irrigação e o crescente interesse na exploração do potencial hidrelétrico. Propostas para a construção de barragens têm intensificado a pressão sobre os recursos hídricos da região (COE et al., 2017; LATRUBESSE et al., 2019; LININGER; LATRUBESSE, 2016).

A bacia do rio Araguaia desempenha um papel crucial ao sustentar a planície de inundação mais biodiversa e complexa do Cerrado (PELICICE et al., 2021; STRASSBURG et al., 2017). No entanto, do ponto de vista ecológico, o Rio Araguaia permanece subexplorado. Estudos existentes destacam a importância do pulso de inundação para a estruturação e dinâmica dos ecossistemas da região (CARVALHO; TERESA; TEJERINA-GARRO, 2021; LININGER; LATRUBESSE, 2016; NABOUT et al., 2007) e evidenciam um gradiente longitudinal de diversidade ao longo do continuum do rio. Apesar desses desafios impostos pelas atividades humanas, o Rio Araguaia continua sendo o maior rio de fluxo livre na zona de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia. Porém, há uma lacuna significativa no entendimento dos padrões ecológicos da bacia. Investigações mais aprofundadas são indispensáveis para ampliar o conhecimento sobre os mecanismos que regulam a biodiversidade aquática no Araguaia. Essa compreensão é essencial para subsidiar ações de conservação e gestão sustentável, assegurando a preservação de um dos mais importantes ecossistemas fluviais do Brasil.

Neste estudo, utilizamos a diversidade zooplanctônica como preditora dos padrões ecológicos baseados na diversidade beta. O zooplâncton se destaca como preditor/indicador ecológico devido ao seu curto ciclo de vida e baixa dispersão ativa, tornando-o altamente sensível às variações nas condições ambientais e igualmente sensível às diferenças causadas pelas mudanças hidrológicas sazonais (ALLAN, 1976; MICHELS et al., 2001; PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016). Dessa forma, buscamos responder às seguintes perguntas: **(1)** Existem diferenças na contribuição dos diferentes lagos associados ao rio principal e lagos associados aos tributários para a diversidade no trecho do médio Araguaia? **(2)** Existem espécies e locais-chave para a diversidade regional? Nossa hipótese é que lagos conectados ao rio principal apresentam uma maior diversidade de espécies zooplanctônicas devido à intensa troca de água durante os períodos de cheia. Em contraste, os lagos tributários tendem a ser mais isolados, apresentando organismos mais especializados, influenciados por características geomorfológicas específicas. Além disso, acreditamos que a diversidade local e regional ao longo do médio Araguaia está intimamente relacionada a espécies e locais-chave que desempenham papéis fundamentais na manutenção desse ecossistema.

Material e métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia estende-se por aproximadamente 770,000 km² no território do Centro-Oeste brasileiro, e o rio Araguaia, com extensão aproximada de 2.627 km, é o principal sistema fluvial que drena a bacia (AQUINO; LATRUBESSE; DE SOUZA FILHO, 2009; MORAIS et al., 2020). Latrubesse e Stevaux (2002) realizaram uma completa caracterização hidrológica e geomorfológica da bacia, dividindo o Rio Araguaia em três regiões: alto, médio e baixo Araguaia (LATRUBESSE; STEVAUX, 2002). O alto Araguaia drena uma área de 36.400 km² e se desenvolve da cabeceira, até a cidade de Registro do Araguaia, enquanto o trecho do baixo Araguaia começa após a localidade de Conceição do Araguaia e segue até a confluência com o rio Tocantins, com extensão aproximada de 500 km. O Médio Araguaia é o maior trecho, abrangendo desde a cidade de Registro do Araguaia até Conceição do Araguaia com uma extensão de 1.160 km (AQUINO; STEVAUX; LATRUBESSE, 2005; LATRUBESSE; STEVAUX, 2002).

A região do médio Araguaia abrange a maior área de drenagem da bacia, está situada em uma planície aluvial com uma extensão superior a 300.000 km². Todas as unidades amostrais deste estudo estão localizadas no trecho do médio Araguaia (Figura 1), onde foram coletadas 50 amostras em janeiro de 2019, durante o período de águas altas (cheia do rio). O desenho amostral inclui lagos associados a calhas principais do rio Araguaia (32 amostras), assim como lagos pertencentes aos rios tributários (18 amostras).

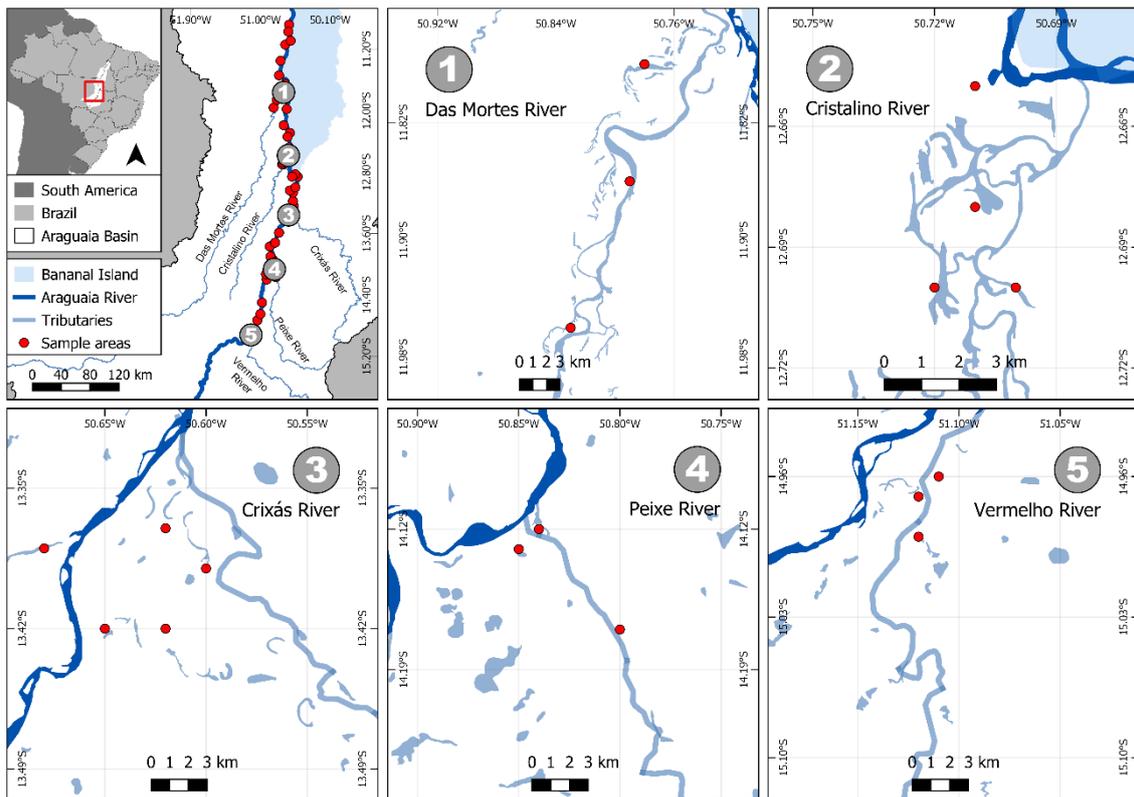


Figura 1. Unidades amostrais correspondentes a 50 lagos da planície de inundação do Médio Rio Araguaia, incluindo lagos associados aos rios tributários. *Os pontos vermelhos indicam as unidades amostrais, enquanto os números de 1 a 5 destacam áreas ampliadas dos rios tributários.

Coleta e identificação dos organismos zooplanctônicos

Em todas as unidades amostrais, coletamos uma amostra da comunidade zooplanctônica a 0,5 m de profundidade utilizando uma rede de plâncton com malha de 68 μ m. As coletas foram realizadas filtrando 1.000 litros de água por meio da rede, com o auxílio de uma motobomba. As amostras foram preservadas em solução de formaldeído a 4%, tamponadas com tetraborato de sódio (bórax) (STEEDMAN, 1976) e armazenadas em frascos de polietileno.

Para a identificação dos organismos e a estimativa de suas densidades, as amostras foram concentradas em volumes variando entre 50 e 120 mL. Desses volumes, até 10% foi subamostrado com uma pipeta *Hensen-Stempel* e depositado em uma câmara tipo *Sedgewick-Rafter*, sendo posteriormente analisado sob um microscópio óptico (ampliação de 400x). Adicionalmente, foram realizadas análises qualitativas por meio de novas subamostras até que não fossem observados novos taxa. Os resultados de densidade foram expressos em indivíduos por metro cúbico (ind/m^3) (BOTTRELL et al., 1976). Para a identificação dos organismos zooplanctônicos, as características morfológicas foram observadas ao microscópio e comparadas com as informações contidas em chaves de identificação específicas para cada grupo: e.g. amebas testáceas (OGDEN, 1991; OGDEN; CG, 1983; OGDEN; HEDLEY, 1980a,OGDEN; MEISTERFELD, 1989), cladóceros (CARVALHO; ELMOOR-LOUREIRO; SOUSA, 2024; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; ELMOOR-LOUREIRO; SOUSA, 2023), copépodes (NEVES, 2011; SILVA, 2003) e rotíferos (JOKO, 2011; KOSTE, 1978a, 1978b, 1988; SEGERS, 1995, 2007; STELZER, 2005), observando as espécies presentes no Brasil (ELMOOR-LOUREIRO et al., 2023a).

Análise de dados

Para avaliar a contribuição dos diferentes lagos, calculamos os valores de diversidade beta e seus respectivos componentes com base na perspectiva da família Podani. Para os dados de presença-ausência, utilizamos a dissimilaridade de Jaccard, enquanto, para os dados de abundância, utilizamos a dissimilaridade de Ruzicka. Os índices da família Podani decompõem a diversidade beta em três componentes: *richness difference* (diferença de riqueza), geralmente associado a dados de presença e ausência, que avalia a variação na composição da comunidade entre os diferentes locais; *replacement* (substituição), que analisa conjuntamente a variabilidade das espécies e a variabilidade na abundância das espécies entre os locais; e *nestedness* (aninhamento), que avalia quanto a composição da comunidade de um local pode ser um subconjunto da composição de outro local.

A diferença de riqueza refere-se ao fato de que uma comunidade em um determinado local pode conter mais espécies do que outra em um local diferente. Essa diferença pode refletir a diversidade de nichos disponíveis ao longo do eixo de amostragem ou em toda a área de estudo (LEGENDRE, 2014). A substituição de espécies,

por sua vez, está relacionada à tendência das espécies de se substituírem ao longo de gradientes ecológicos (WHITTAKER, 1952). A taxa com que essa substituição ocorre depende da tolerância ecológica (amplitude de nicho) das espécies, mostrando que há ganhos e perdas simultâneos de espécies devido à filtragem ambiental (LEPRIEUR et al., 2011). Assim, o componente de substituição, pode refletir a influência das variáveis que controlam os gradientes ecológicos na estrutura da comunidade (LEGENDRE, 2014; LEGENDRE; GAUTHIER, 2014). Para essa análise, utilizamos a função *beta.div.comp* do pacote *adespatial* (DRAY et al., 2017).

Para avaliar a existência de locais e/ou espécies chave para a diversidade, calculamos os índices LCBD e SCBD, conforme descrito por (LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013). O cálculo do índice LCBD foi estendido para incluir tanto a substituição (ReplLCBD), quanto a diferença de riqueza de espécies (RichDiffLCBD) da família Podani (Legendre 2014). Dessa forma, os índices LCBD medem a excepcionalidade de cada local, em comparação com os demais, em termos de substituição ou diferença de riqueza (ou abundância). Esses índices podem ser testados quanto à significância por permutações aleatórias, preservando atributos do local, como a riqueza total de espécies ou o número de indivíduos (DE CÁCERES et al., 2012). Os locais foram considerados significativos quando, após a correção de Holm, apresentaram $p \leq 0,05$. Para realizar as análises, utilizamos a função *beta.div* do pacote *adespatial* (DRAY et al., 2017).

Devido a uma limitação matemática, não é possível calcular as contribuições das diferentes espécies para a diversidade beta (SCBD) diretamente a partir de matrizes de dissimilaridade. Para esse cálculo, é necessário utilizar os dados brutos de abundância, os quais devem ser previamente transformados por meio da transformação de *Hellinger* (veja Legendre e De Cáceres 2013, para maiores detalhes). Os valores de SCBD indicam a variabilidade das espécies (para mais ou para menos), em relação à média entre os locais, e, assim, consideramos relevantes as espécies que apresentaram valores de SCBD acima da média. Normalmente, os locais onde as espécies apresentam valores mais elevados de SCBD são também aqueles com maior abundância e dominância na comunidade, tendendo a apresentar índices LCBD mais altos (LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013).

Todas as análises foram realizadas na linguagem de programação estatística R (R CORE TEAM, 2024).

Resultados

No total, registramos 3.708.781.324 organismos zooplancônicos, distribuídos entre 198 espécies. A maior riqueza de organismos foi observada na unidade amostral 33 (lago associado ao Rio Cristalino), enquanto a menor riqueza foi registrada em um dos lagos associados ao Rio Araguaia, especificamente na unidade amostral 12 (Figura MS. 1). Em termos de densidade, os maiores valores foram encontrados na unidade amostral 47 (lago associado ao Rio Araguaia), enquanto as menores densidades foram observadas nas unidades amostrais 9 (lago associado ao Rio dos Peixes) e 40 (lago associado ao Rio Araguaia), respectivamente (Figura MS 1).

Nos dados de presença-ausência, analisados pelo índice de Jaccard (família Podani), o componente de substituição de espécies (Replacement - Repl) predominou sobre a diversidade beta em relação à diferença de riqueza de espécies (Richness Difference - RichDiff), como evidenciado pela maior proporção $\text{Repl/Bdt} = 0,67$ em comparação a $\text{RichDiff/Bdt} = 0,33$. Por outro lado, nos dados de abundância, avaliados pelo índice de Ruzicka, o componente mais relevante foi a diferença nas abundâncias das espécies (Abundance Difference - AbDif), com a proporção $\text{AbDif/Bdt} = 0,69$, superior à proporção do componente de substituição de abundâncias ($\text{Repl/Bdt} = 0,31$) (Tabela 1).

Assim, considerando apenas a presença ou ausência das espécies, a variação na composição da comunidade zooplancônica entre os locais é explicada, em maior parte, pela substituição de espécies (Repl) do que pela diferença de riqueza entre os locais (RichDiff). Em contrapartida, quando analisadas as abundâncias, a variação na composição da comunidade é dominada pela diferença nas quantidades das espécies (AbDif), sendo menor a influência da substituição de espécies (Repl). Além disso, a diversidade beta foi maior nos dados de abundância do que nos de presença-ausência, o que reforça que as diferenças na composição zooplancônica entre os locais da região amostrada ocorrem predominantemente pela variação nas abundâncias das espécies, e não pela substituição entre elas.

Tabela 1. Particionamento da diversidade beta com valores de presença e ausência (Jaccard) e abundância (Ruzicka) *P/A: presença/ausência Bdt: diversidade beta total, Repl: substituto, Diff: diferença, Repl/Bdt: substituição/diversidade beta total e Diff/Bdt: diferença/diversidade beta total.

	Bdt	Repl	RichDiff	Repl/Bdt	RichDif/Bdt
P/A	0.29	0.20	0.10	0.67	0.33
Abundância	0.42	0.13	0.29	0.31	0.69

Nos dados de presença-ausência (Figura 2A), os pontos apresentaram uma concentração intermediária entre substituição de espécies (Repl) e similaridade, com maior dispersão ao longo do eixo de diferença de riqueza (RichDiff), sugerindo variações consideráveis na composição de espécies entre os locais. Por outro lado, nos dados de abundância (Figura 2B), observou-se uma distribuição mais concentrada nos eixos de substituição de abundâncias (Repl) e similaridade, indicando que a substituição de espécies, em termos de abundância, desempenha um papel mais significativo nas diferenças entre as comunidades, enquanto a diferença de abundância (AbDif) tem uma contribuição menos expressiva.

A menor variabilidade na composição da comunidade entre os locais, quando consideradas apenas a presença e ausência das espécies, é evidenciada pela concentração dos pontos amostrados acima de 50% no eixo de similaridade (Figura 2A). No entanto, não foram observados pontos acima de 80% de similaridade, nem acima de 80% de substituição de espécies, indicando limites para a homogeneidade e substituição nesses dados. Em contraste, o gráfico baseado em abundâncias revela maior dispersão dos pontos, com predominância abaixo de 30% de similaridade (indicando alta diversidade beta) e acima de 80% no eixo AbDif. A maioria dos pontos está localizada abaixo de 40% de similaridade e acima de 60% de AbDif, evidenciando que a variabilidade nas abundâncias das espécies é o principal fator que influencia as diferenças na composição da comunidade zooplanctônica entre os locais (Figura 2B).

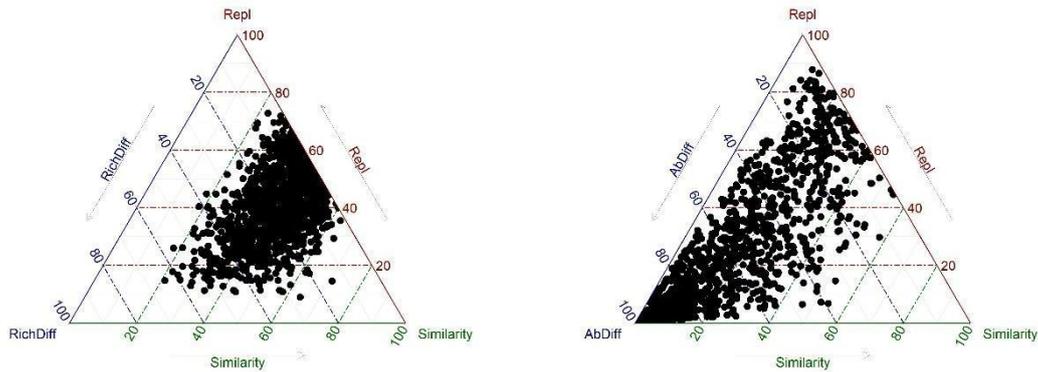


Figura 2. Gráfico simplex da proporção de elementos da partição de diversidade beta por par de unidade amostral para valores de (A) presença-ausência e (B) abundância. *RichDiff: diferença de riqueza e Repl: substituição de espécies.

A avaliação da Contribuição Local para a Beta Diversidade (LCBD) revelou que apenas seis lagos contribuíram de forma significativa (não aleatória) para a beta diversidade total, considerando a mudança na presença e ausência das espécies (matriz de Jaccard) (Tabela MS.1). Dentre esses lagos, é notável que apenas a unidade amostral P2 está localizada no lado leste do rio, no tributário Rio Vermelho, enquanto os demais lagos estão situados na região oeste do Rio Araguaia. Para os dados de abundância, a unidade amostral P40 foi a única a apresentar contribuição significativa ($p = 0,05$) para a beta diversidade. O LCBD baseado nos dados de presença e ausência variou de 0,014 a 0,027, com 21 locais apresentando valores acima da média (0,019). Dentre esses, seis locais foram significativos: dois associados ao Rio Araguaia e os demais distribuídos nos tributários – um no Rio das Mortes, um no Rio dos Peixes e dois no Rio Vermelho (Figura 3). Já o LCBD calculado com base nos dados de abundância (matriz de Ruzicka) variou de 0,016 a 0,026, com 27 locais apresentando valores superiores à média (0,019). Contudo, apenas uma unidade amostral, localizada no Rio Araguaia, apresentou contribuição significativa ($p < 0,05$) para a beta diversidade (Figura 4).

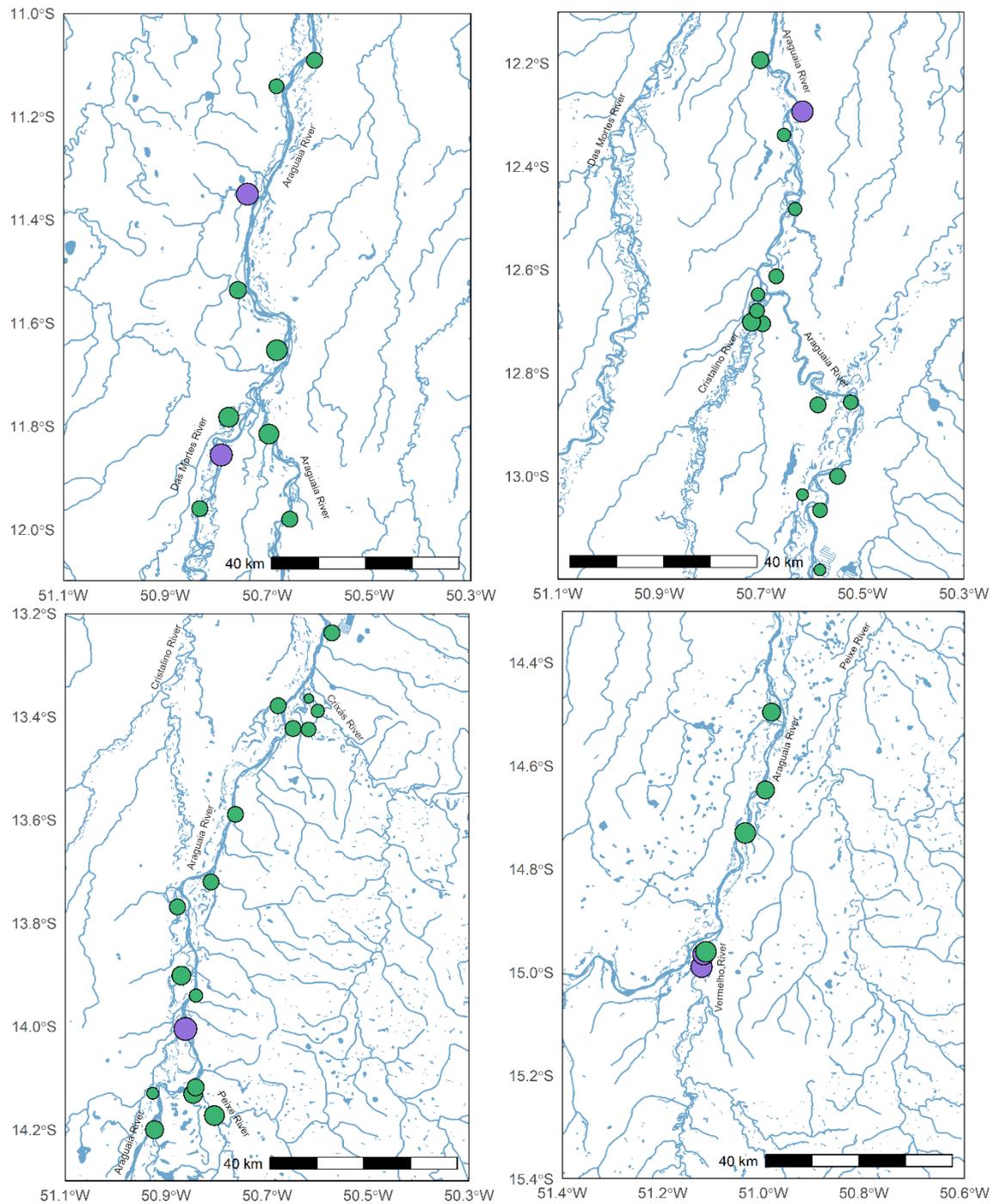


Figura 3. Contribuição local para a diversidade beta (LCBD) para dados de presença/ausência de zooplâncton com matriz de Jaccard. *O tamanho de cada círculo é proporcional ao valor de LCBD. Círculos verdes representam valor > 0,05 e roxos representam valor < 0,05.

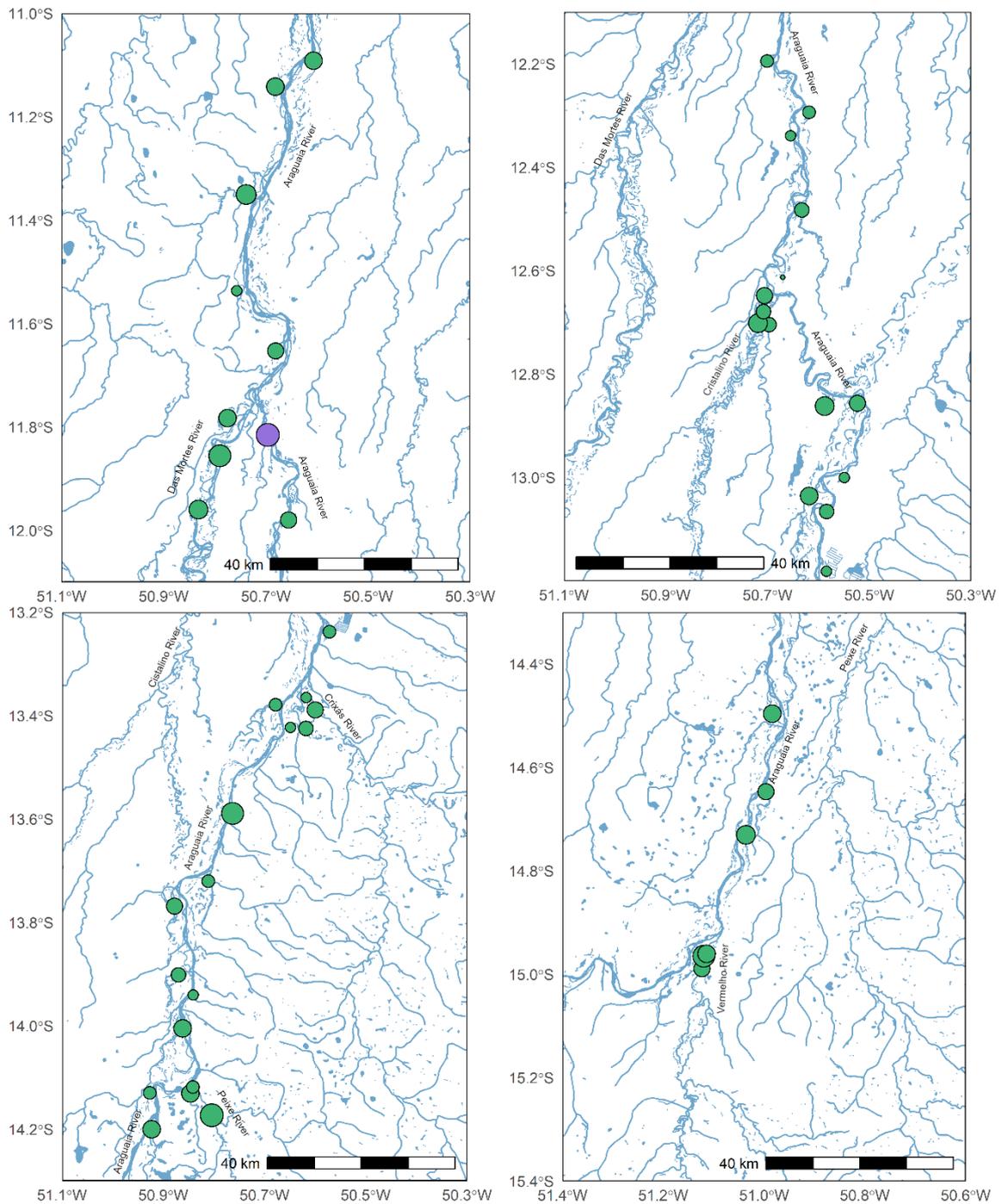


Figura 4. Contribuição local para a diversidade beta (LCBD) para dados de abundância de zooplâncton com matriz de Ruzicka. *O tamanho de cada círculo é proporcional ao valor de LCBD. Círculos verdes representam valor $> 0,05$ e roxos representam valor $< 0,05$.

A avaliação da Contribuição das Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) mostrou que o grupo de maior contribuição foi o dos Rotíferos, com 19 espécies responsáveis por um total de 0,419 do SCBD (Tabela 4). As espécies de Rotíferos que mais se destacaram foram *Brachionus dolabratus* (Harring, 1914), *Brachionus falcatus* (Zacharias, 1898), *Brachionus zahniseri* (Ahlstrom, 1934), *Brachionus zahniseri* var.

gessneri (Hauer, 1956), *Conochilus coenobasis* (Skorikov, 1914), *Testudinella mucronata* (Gosse, 1886) e *Testudinella patina* (Hermann, 1783). Entre os Cladóceros, 8 espécies contribuíram com 0,251 do SCBD, destacando-se *Bosminopsis deitersi* (Richard, 1895), *Moina micrura* (Kurz, 1875) e *Moina minuta* (Hansen, 1899). Em relação aos Copépodes, 7 espécies contribuíram com 0,155 do SCBD, com destaque para *Microcyclops anceps* (Richard, 1897) e os náuplios de Cyclopidae (Rafinesque, 1815). Por fim, as Amebas Testáceas apresentaram uma contribuição mais discreta, com apenas 4 espécies representando 0,032 do SCBD (Tabela MS.2).

Discussão

O estudo dos componentes da diversidade beta oferece contribuições importantes sobre a estrutura e a dinâmica das comunidades ecológicas nos ecossistemas aquáticos (RUHÍ; DATRY; SABO, 2017; SOCOLAR et al., 2016). Aqui, o componente de substituição predominou sobre a diferença de riqueza, sugerindo que as mudanças na composição de espécies entre diferentes locais são mais significativas do que a variação na quantidade de espécies presentes, ou seja, embora a riqueza de espécies possa ser semelhante em diferentes áreas, as espécies efetivamente presentes variam consideravelmente (NUNES et al., 2020; VICTORERO et al., 2018). A substituição de espécies é um dos principais motores da diversidade, pois a perda de uma única espécie pode afetar a composição de espécies, ou seja, quais espécies estão presentes é um fator que influencia a estrutura da comunidade (GIANUCA et al., 2017; LAZARINA et al., 2023). Essa discrepância entre os dados de presença-ausência e abundância destaca a importância de se analisar múltiplas métricas para entender melhor a estrutura das comunidades (AMARAL; DE FÁTIMA BOMFIM; LANSAC-TÔHA, 2024b; NUNES et al., 2020).

A contribuição significativa de determinados lagos (2, 12, 30, 43 e 47) sugere que esses locais possuem uma composição de espécies distinta em relação aos outros (ROCHA et al., 2023), o que pode refletir variações ambientais específicas que favorecem determinadas espécies de zooplâncton (DE SOUZA SANTOS et al., 2024b; LOPES et al., 2019). Fatores como a qualidade da água, a disponibilidade de nutrientes e as características físicas dos lagos podem explicar essas diferenças (LOPES et al., 2014; SIMÕES et al., 2022). No caso do lago 2, sua localização no lado leste do rio, em contraste com os demais lagos no lado oeste, pode ser um fator importante, já que a variação geográfica pode influenciar tanto a diversidade quanto a abundância do zooplâncton (CABRAL et al., 2020; PAQUETTE; GREGORY-EAVES; BEISNER, 2021; SANTOS et al., 2016), devido a diferenças nos ecossistemas adjacentes, como a vegetação ripária (CATLIN; COLLIER; DUGGAN, 2016a; GRANJEIRO et al., 2024) a presença de afluentes e a topografia local. Além disso, a distinção entre os locais 2 e 43, pertencentes a diferentes lagos associados (Rio Vermelho e Rio das Mortes, respectivamente), sugere que as interações hidrológicas (PAQUETTE; GREGORY-EAVES; BEISNER, 2021; SIMÕES et al., 2022) e os fluxos de nutrientes variam consideravelmente entre esses sistemas, impactando diretamente a composição do zooplâncton. Essas diferenças

reforçam a ideia de que as condições ecológicas locais e a conectividade entre os corpos d'água são fundamentais para compreender a dinâmica do zooplâncton (CATLIN; COLLIER; DUGGAN, 2016b; ZHAO et al., 2017)

A média de contribuição das espécies e a média de ocorrência superior a 0,005 indicam que a maioria das espécies é relativamente comum nos locais amostrados, mas algumas desempenham um papel mais significativo na estrutura da comunidade. Sugerindo que algumas espécies exercem um impacto desproporcional na dinâmica da comunidade (BRITO et al., 2020). Entre os cladóceros, as espécies *Bosminopsis deitersi*, *Moina micrura* e *Moina minuta* contribuíram para a diversidade beta. Essas espécies são frequentemente podem servir como indicadores de condições ecológicas específicas (DE LIMA KEPPE et al., 2024). Sua contribuição para a diversidade beta sugere que desempenham papéis cruciais nas redes alimentares, influenciando a produtividade primária e a ciclagem de nutrientes (ELMOOR-LOUREIRO et al., 2023b). Para os copépodes, as espécies *Microcyclops anceps* e os nauplídeos da família Cyclopidae foram fundamentais na estrutura da comunidade zooplanctônica. Como predadores e presas, os copépodes têm um papel vital nas cadeias alimentares aquáticas, e sua presença pode ser um indicador da saúde do ecossistema (AMARAL; BOMFIM; LANSAC-TOHA, 2022). Além disso, a dinâmica de abundância desses organismos pode refletir a disponibilidade de recursos e a competição entre espécies. Os rotíferos *Brachionus dolabratus* e *Brachionus falcatus* são conhecidos por sua ampla distribuição e adaptabilidade em ambientes de água doce (BOMFIM, SCHWIND, BONECKER, 2015; RANRAG; ZADE, 2018). Por fim, as amebas testáceas apresentaram uma contribuição discreta. Embora façam parte da comunidade zooplanctônica, seu papel nas interações tróficas ou na estrutura da comunidade pode ser mais limitado, possivelmente devido a condições ambientais específicas que não favorecem sua abundância ou diversidade (DE GÓES COHN FREITAS et al., 2022; SILVA et al., 2022).

Em resumo, nossos dados demonstram como a presença-ausência e a abundância das espécies interagem com os componentes da diversidade beta, proporcionando uma compreensão mais profunda da estrutura das comunidades nesses habitats. Estudos futuros devem abordar lacunas importantes, como a análise das variações na composição das comunidades ao longo de todo o ano, considerando as flutuações sazonais no fluxo do rio e como o zooplâncton responde a mudanças ambientais e pressões antrópicas, ampliando nosso entendimento sobre a resiliência dos ecossistemas aquáticos e

promovendo ações mais eficazes para sua preservação. Esses esforços contribuirão para uma visão mais abrangente e dinâmica das interações ecológicas e da estrutura das comunidades nesses ecossistemas aquáticos.

Conclusões

Os resultados distintos obtidos a partir dos dados de abundância e presença-ausência destacam a relevância da composição de espécies na estrutura da comunidade zooplanctônica. Contudo, o maior equilíbrio observado nos dados de abundância indica que a quantidade de indivíduos também desempenha um papel fundamental para uma análise mais abrangente. Essa abordagem integrada, que considera tanto a composição quanto a abundância, é essencial para uma compreensão mais ampla das comunidades e pode subsidiar estratégias de conservação e manejo mais eficazes.

Compreender quais espécies contribuem de forma mais significativa para a diversidade beta é igualmente essencial para programas de monitoramento e conservação. Espécies-chave pode atuar como indicadores da saúde do ecossistema, e sua preservação é fundamental para manter a integridade dos habitats aquáticos.

Os resultados obtidos oferecem uma visão detalhada da estrutura da comunidade zooplanctônica e destacam o papel crucial de diferentes grupos taxonômicos na diversidade beta. Essa compreensão facilita a análise das dinâmicas ecológicas locais e pode orientar estratégias de gestão ambiental e conservação em ecossistemas aquáticos.

Referências

AGATHOKLEOUS, E. et al. Ecological risks in a ‘plastic’ world: a threat to biological diversity? *Journal of hazardous materials*, v. 417, p. 126035, 2021.

ALEIXO, M. H. F. et al. Influence of species invasion, seasonality, and connectivity on fish functional and taxonomic beta-diversity in a Neotropical floodplain. *Biological Invasions*, v. 25, n. 10, p. 3237–3251, 2023.

ALLAN, J. D. Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*, v. 110, n. 971, p. 165–180, 1976.

AMARAL, D. C.; BOMFIM, F. F.; LANSAC-TOHA, F. A. Environmental heterogeneity drives the distribution of copepods (Crustacea: Copepoda) in the Amazon, Araguaia, Pantanal, and Upper Paraná floodplains. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 94, n. 2, p. e20191260, 2022.

AMARAL, D. C.; DE FÁTIMA BOMFIM, F.; LANSAC-TÔHA, F. A. Drivers of zooplankton functional and taxonomic β -diversity in two neotropical floodplains: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, p. 1–18, 2024a.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006.

AQUINO, S.; LATRUBESSE, E. M.; DE SOUZA FILHO, E. E. Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 10, n. 1, 2009.

AQUINO, S.; STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do rio Araguaia. *Revista brasileira de geomorfologia*, v. 6, n. 2, 2005.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 1, p. 134–143, jan. 2010.

BASELGA, A.; LEPRIEUR, F. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 6, n. 9, p. 1069–1079, set. 2015.

BOMFIM, SCHWIND, BONECKER, L.-T. Variação Espacial De Rotíferos Planctônicos : Diversidade E Riqueza De. p. 45–56, 2015.

BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J.*, p. 419–456, 1976.

BRITO, M. T. DA S. et al. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. *Aquatic Sciences*, v. 82, n. 2, p. 43, 2020.

CABRAL, C. R. et al. Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology. Anais...EDP Sciences*, 2020.

CARVALHO, J. C. et al. Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos*, v. 122, n. 6, p. 825–834, 2013.

CARVALHO, R. A.; TERESA, F. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. The effect of riverine networks on fish β -diversity patterns in a Neotropical system. *Hydrobiologia*, v. 848, n. 2, p. 515–529, 2021.

CARVALHO, V. V.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; SOUSA, F. D. R. Cladocera (Crustacea; Branchiopoda) from the Brazilian Cerrado—the richness and species composition for Goiás state. *International Journal of Limnology*, v. 60, p. 3, 2024.

CATLIN, A. K.; COLLIER, K. J.; DUGGAN, I. C. Zooplankton generation following inundation of floodplain soils: effects of vegetation type and riverine connectivity. *Marine and Freshwater Research*, v. 68, n. 1, p. 76–86, 2016a.

CATLIN, A. K.; COLLIER, K. J.; DUGGAN, I. C. Zooplankton generation following inundation of floodplain soils: effects of vegetation type and riverine connectivity. *Marine and Freshwater Research*, v. 68, n. 1, p. 76–86, 2016b.

COE, M. T. et al. The forests of the Amazon and Cerrado moderate regional climate and are the key to the future. *Tropical Conservation Science*, v. 10, p. 1940082917720671, 2017.

DE CÁCERES, M. et al. The variation of tree beta diversity across a global network of forest plots. *Global Ecology and Biogeography*, v. 21, n. 12, p. 1191–1202, 2012.

DE GÓES COHN FREITAS, Y. et al. Testate amoebae: a review on their multiple uses as bioindicators. *Acta Protozoologica*, v. 61, p. 1–9, 2022.

DE LIMA KEPPE, I. et al. Does the Serial Discontinuity Concept apply to microcrustaceans in the presence of a large reservoir along a tropical river? 2024.

DE MATTOS SCARAMUZZA, C. A. et al. Land-use and land-cover mapping of the Brazilian Cerrado based mainly on Landsat-8 satellite images. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 69, n. 6, 2017.

DE SOUZA SANTOS, G. et al. What drives zooplankton taxonomic and functional β diversity? A review of Brazilian rivers. *Hydrobiologia*, v. 851, n. 5, p. 1305–1318, 2024a.

DIAS, J. D. et al. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, v. 781, p. 109–125, 2016.

DINIZ, L. P. et al. A prolonged drought period reduced temporal β diversity of zooplankton, phytoplankton, and fish metacommunities in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, v. 850, n. 5, p. 1073–1089, 2023.

DINIZ, L. P.; PETSCH, D. K.; BONECKER, C. C. Zooplankton β diversity dynamics and metacommunity structure depend on spatial and temporal scales in a Neotropical floodplain. *Freshwater Biology*, v. 66, n. 7, p. 1328–1342, 2021.

DOS SANTOS TEIXEIRA, A. et al. Evidence of water surface and flow reduction in the main hydrographic basin of the Brazilian savannah (Cerrado biome): The Araguaia river. *Hydrobiologia*, v. 851, n. 10, p. 2503–2518, 2024.

DRAY, S. et al. *Adespatial: multivariate multiscale spatial analysis*. R package version 0.0-9. , 2017.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. 1997.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. et al. Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda in Brazil. *Limnologia*, v. 100, p. 126008, 2023a.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; SOUSA, F. D. R. Taxonomic Catalog of the Brazilian Fauna: Superorder Cladocera (Crustacea: Branchiopoda), taxonomic history, diversity and distribution. *Zoologia (Curitiba)*, v. 40, p. e23020, 2023.

FRAU, D. et al. Eutrophication as a homogenizer process of phytoplankton β -diversity in lowland streams. *Limnologica*, v. 99, p. 126058, 2023.

GIANUCA, A. T. et al. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology*, v. 98, n. 2, p. 525–533, 2017.

GIANUCA, A. T. et al. Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. *Ecography*, v. 41, n. 1, p. 183–194, 2018.

GRANJEIRO, G. F. et al. Influence of land use, occupation, and riparian zones on zooplankton diversity in Cerrado streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 36, p. e34, 2024.

JIANG, X. et al. Eutrophication modifies the relationships between multiple facets of macroinvertebrate beta diversity and geographic distance in freshwater lakes. *Diversity and Distributions*, v. 30, n. 5, p. e13830, 2024a.

JIANG, X. et al. Disentangling the effects of geographic distance, environment and history on beta diversity of freshwater fish at a biogeographical crossroads. *Journal of Environmental Management*, v. 355, p. 120490, 2024b.

JOKO, C. Y. *Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR)*. 2011.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The food pulse concept in river- foodplain systems. Em: DODGE, D. P. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989. p. 110–127.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. *Second international symposium on the management of large rivers for fisheries*. Anais...Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional, 2004.

KOSTE, W. *Rotatoria die rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt–Monogononta*. 2. Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart, 1978a.

KOSTE, W. Rotatoria: Die Radertiere Mitteleuropas. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger, 1978b.

KOSTE, W. Über die Rotatorien einiger Stillgewässer in der Umgebung der Biologischen Station Panguana im tropischen Regenwald in Peru. Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas, v. 10, n. 3, p. 303–325, 1988.

LATRUBESSE, E. M. et al. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. Conservation Science and Practice, v. 1, n. 9, p. e77, 2019.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. Zeitschrift für Geomorphologie Supplementband, n. 129, p. 109–127, 2002.

LAZARINA, M. et al. Replacement drives native β -diversity of British avifauna, while richness differences shape alien β -diversity. Diversity and Distributions, v. 29, n. 1, p. 61–74, 2023.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography, v. 23, n. 11, p. 1324–1334, ago. 2014.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. Ecology letters, v. 16, n. 8, p. 951–963, 2013.

LEGENDRE, P.; GAUTHIER, O. Statistical methods for temporal and space–time analysis of community composition data. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 281, n. 1778, p. 20132728, 2014.

LEPRIEUR, F. et al. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. Ecology letters, v. 14, n. 4, p. 325–334, 2011.

LININGER, K. B.; LATRUBESSE, E. M. Flooding hydrology and peak discharge attenuation along the middle Araguaia River in central Brazil. Catena, v. 143, p. 90–101, 2016.

LOBO, M. T. M. P. S. et al. Biological index based on epiphytic diatom assemblages is more restrictive than the physicochemical index in water assessment on an Amazon floodplain, Brazil. Environmental Science and Pollution Research, v. 27, p. 10642–10657, 2020.

LOPES, P. M. et al. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PloS one*, v. 9, n. 10, p. e109581, 2014.

LOPES, V. G. et al. Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. *Limnology*, v. 20, p. 121–130, 2019.

MICHELS, E. et al. Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia*, v. 442, n. 1–3, p. 117–126, 2001.

MORAIS, M. A. V. et al. Regionalization of reference streamflows for the Araguaia River basin in Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 41, n. 3, p. 829–846, 2020.

NABOUT, J. C. et al. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, v. 575, p. 455–461, 2007.

NEVES, G. P. Copépodes planctônicos (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) em reservatórios e trechos lóticos da bacia do Rio da Prata (Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai): taxonomia, distribuição geográfica e alguns atributos ecológicos. 2011.

NUNES, C. A. et al. High temporal beta diversity in an ant metacommunity, with increasing temporal functional replacement along the elevational gradient. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 8, p. 571439, 2020.

OGDEN, C. G. The biology and ultrastructure of an agglutinate testate amoeba *Diffugia geosphaira* sp. nov. (Protozoa, Rhizopoda). *Archiv für Protistenkunde*, v. 140, n. 2–3, p. 141–150, 1991.

OGDEN, C. G.; CG, O. Observations on the systematics of the genus *Diffugia* in Britain (Rhizopoda, Protozoa). 1983.

OGDEN, C. G.; HEDLEY, R. H. *An Atlas of Freshwater Testate Amoebae*. London: Oxford University Press, 1980a.

OGDEN, C. G.; MEISTERFELD, R. The taxonomy and systematics of some species of *Cucurbitella*, *Diffugia* and *Netzelia* (Protozoa: Rhizopoda); with an evaluation of diagnostic characters. *European journal of protistology*, v. 25, n. 2, p. 109–128, 1989.

OGDEN, G. G.; HEDLEY, R. H. An atlas of freshwater testate amoebae. *Soil Science*, v. 130, n. 3, p. 176, 1980b.

PAQUETTE, C.; GREGORY-EAVES, I.; BEISNER, B. E. Multi-scale biodiversity analyses identify the importance of continental watersheds in shaping lake zooplankton biogeography. *Journal of Biogeography*, v. 48, n. 9, p. 2298–2311, 2021.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 2, p. 110–118, abr. 2016.

PELICICE, F. M. et al. Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, v. 68, p. 445–452, 2021.

PEREIRA, A. L. A. et al. Temporal beta diversity increases with environmental variability in zooplankton floodplain communities. *Limnology*, v. 25, n. 1, p. 1–10, 2024.

PODANI, J.; RICOTTA, C.; SCHMERA, D. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity*, v. 15, p. 52–61, 2013.

PODANI, J.; SCHMERA, D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, v. 120, n. 11, p. 1625–1638, 2011.

R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. 2024.

RANRAG, K. R.; ZADE, S. B. Rotifers as an indicator of water quality. 2018.

ROCHA, M. P. et al. Limitations of beta diversity in conservation site selection. *Ecological Indicators*, v. 154, p. 110732, 2023.

RUHÍ, A.; DATRY, T.; SABO, J. L. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. *Conservation Biology*, v. 31, n. 6, p. 1459–1468, 2017.

SANTOS, J. B. O. et al. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 764, p. 171–186, 2016.

SCHNEIDER, B. et al. The importance of local environmental, hydrogeomorphological and spatial variables for beta diversity of macrophyte assemblages in a Neotropical floodplain. *Journal of Vegetation Science*, v. 30, n. 2, p. 269–280, 2019.

SCOWN, M.; THOMS, M. C.; DE JAGER, N. R. Measuring spatial patterns in floodplains: A step towards understanding the complexity of floodplain ecosystems. *River science: Research and management for the 21st century*, p. 103–131, 2016.

SEGERS, H. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6*. (HJ Dumont, T. Nogrady, eds). SPB Academic Publishing BV., 226 p., 1995.

SEGERS, H. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. Em: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. [s.l.] Springer, 2007. p. 49–59.

SILVA, W. M. DA. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. 2003.

SILVA, Y. G. DA et al. Testate amoebae (Amorphea, Amoebozoa, Cercozoa) as bioindicators: a scientometric review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 34, p. e20, 2022.

SIMÕES, N. R. et al. Drivers of zooplankton beta diversity in natural shallow lakes and artificial reservoirs in the Neotropics. *Hydrobiologia*, v. 849, n. 17, p. 3705–3717, 2022.

SOCOLAR, J. B. et al. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution*, v. 31, n. 1, p. 67–80, 2016.

STEEDMAN, H. F. Zooplankton Fixation and Preservation. [s.l.: s.n.]. v. 34

STELZER, C.-P. Evolution of rotifer life histories. *Hydrobiologia*, v. 546, n. 1, p. 335–346, 2005.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, v. 579, n. 1, p. 1–13, 2007a.

VICTORERO, L. et al. Species replacement dominates megabenthos beta diversity in a remote seamount setting. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 4152, 2018.

WHITTAKER, R. H. A study of summer foliage insect communities in the Great Smoky Mountains. *Ecological monographs*, v. 22, n. 1, p. 2–44, 1952.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, v. 21, n. 2–3, p. 213–251, 1972.

XUE, F. et al. Floodplain lakes: Linking hydrology to ecology and conservation. *Earth-Science Reviews*, v. 258, p. 104967, 2024.

ZHAO, K. et al. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. *Ecological Indicators*, v. 73, p. 96–104, 2017.

Material Suplementar

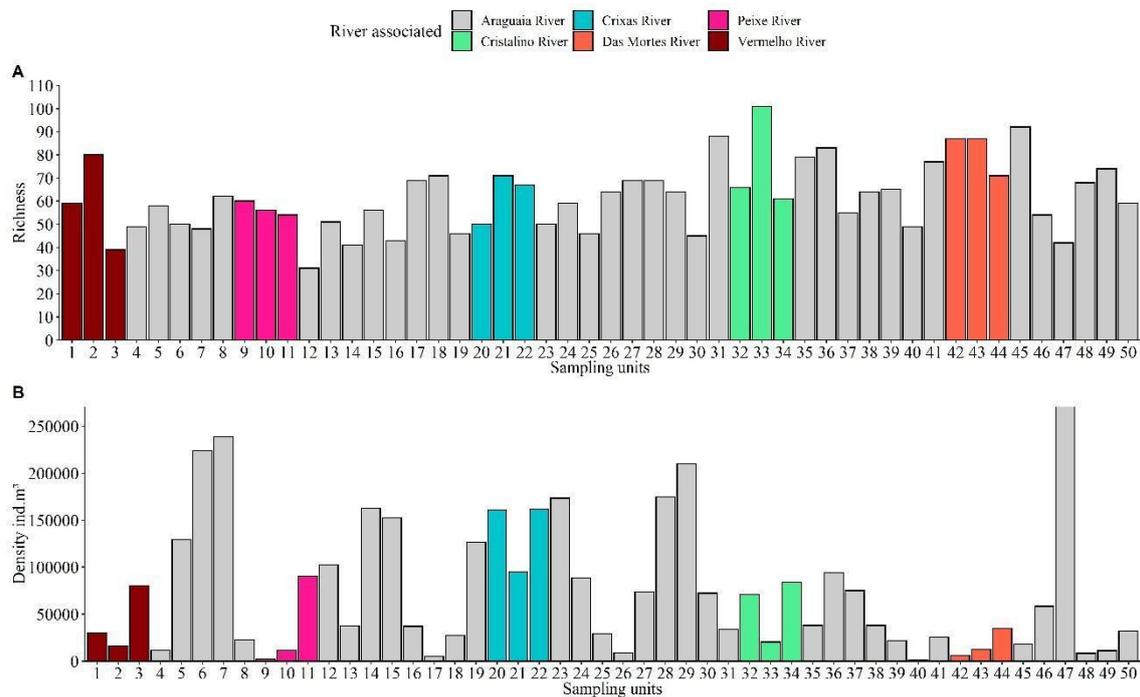


Figura MS.1. Riqueza (A) e densidade (B) do zooplâncton registradas nos 50 lagos amostrados.

Tabela MS.2. Contribuição local para a diversidade beta (LCBD) para dados de presença/ausência de zooplâncton com matriz de Jaccard e dados de abundância com matriz de Ruzicka das unidades amostrais que apresentaram resultados significativos para dados de presença-ausência ou abundância. Valores significativos estão em negrito *UA: unidade amostral

UA	Jaccard	P	Ruzicka	P
1	0.025	0.041	0.020	1.000
2	0.025	0.050	0.025	0.324
3	0.024	0.168	0.021	1.000
4	0.024	0.101	0.022	1.000
5	0.021	1.000	0.020	1.000
6	0.021	1.000	0.021	1.000
7	0.021	1.000	0.021	1.000
8	0.016	1.000	0.018	1.000
9	0.023	0.566	0.026	0.074
10	0.022	1.000	0.021	1.000
11	0.020	1.000	0.018	1.000
12	0.027	0.005	0.021	1.000
13	0.017	1.000	0.017	1.000
14	0.022	1.000	0.019	1.000
15	0.019	1.000	0.020	1.000
16	0.019	1.000	0.018	1.000
17	0.019	1.000	0.025	0.322

UA	Jaccard	P	Ruzicka	P
18	0.019	1.000	0.017	1.000
19	0.019	1.000	0.018	1.000
20	0.017	1.000	0.020	1.000
21	0.015	1.000	0.017	1.000
22	0.018	1.000	0.019	1.000
23	0.019	1.000	0.018	1.000
24	0.016	1.000	0.017	1.000
25	0.018	1.000	0.019	1.000
26	0.016	1.000	0.021	1.000
27	0.019	1.000	0.017	1.000
28	0.018	1.000	0.020	1.000
29	0.014	1.000	0.019	1.000
30	0.025	0.024	0.018	1.000
31	0.017	1.000	0.020	1.000
32	0.019	1.000	0.019	1.000
33	0.021	1.000	0.022	1.000
34	0.018	1.000	0.019	1.000
35	0.018	1.000	0.016	1.000
36	0.017	1.000	0.019	1.000
37	0.019	1.000	0.022	1.000
38	0.017	1.000	0.017	1.000
39	0.020	1.000	0.018	1.000
40	0.023	0.566	0.026	0.050
41	0.019	1.000	0.020	1.000
42	0.019	1.000	0.022	1.000
43	0.026	0.015	0.025	0.529
44	0.023	1.000	0.021	1.000
45	0.024	0.227	0.020	1.000
46	0.020	1.000	0.017	1.000
47	0.026	0.019	0.023	1.000
48	0.018	1.000	0.021	1.000
49	0.019	1.000	0.021	1.000
50	0.017	1.000	0.018	1.000

Grupo	Espécies	SCBD		
Cladocera	<i>Bosmina hagmanni</i>	0.019	Tabela Contribuição de espécies para a diversidade beta (SCBD) para a comunidade	MS.2.
	<i>Bosmina longirostris</i>	0.017		
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	0.094		
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0.009		
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	0.006		
	<i>Grimaldina freyi</i>	0.005		
	<i>Moina micrura</i>	0.052		
	<i>Moina minuta</i>	0.049		
Copepoda	Cyclopidae copepodit	0.007	zooplanctônica do Rio Araguaia e lagos associados	
	Cyclopidae Nauplii	0.068		
	Diaptomidae copepodit	0.006		
	Diaptomidae Nauplii	0.017		
	<i>Microcyclops anceps</i>	0.028		
	<i>Thermocyclops decipiens</i>	0.013		
	<i>Thermocyclops minutus</i>	0.016		
Rotifera	<i>Asplanchna herrick</i>	0.018		
	Bdelloidea	0.006		
	<i>Brachionus caudatus f. ahstromi</i>	0.019		
	<i>Brachionus caudatus var austrogenitus</i>	0.008		
	<i>Brachionus dolabratus</i>	0.032		
	<i>Brachionus falcatus</i>	0.05		
	<i>Brachionus mirus</i>	0.009		
	<i>Brachionus zahniseri</i>	0.072		
	<i>Brachionus zahniseri var gessneri</i>	0.053		
	<i>Conochilus coenobasis</i>	0.035		
	<i>Filinia longiseta</i>	0.013		
	<i>Hexarthra mira</i>	0.007		
	<i>Keratella americana</i>	0.008		
	<i>Lecane bulla</i>	0.017		
	<i>Lecane curvicornis</i>	0.006		
<i>Plationus patulus var macrocanthus</i>	0.01			
<i>Platyias quadricornis</i>	0.009			
<i>Testudinella mucronata</i>	0.024			
<i>Testudinella patina</i>	0.023			
Tecameba	<i>Arcella conica</i>	0.008		
	<i>Arcella vulgaris</i>	0.006		
	<i>Cucurbitella dentata</i>	0.011		
	<i>Diffugia lobostoma</i>	0.007		

Tabela MS.3. Densidade média e desvio padrão dos taxa zooplanctônicos identificados

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão	
Amebas Testáceas	Arcellidae	<i>Arcella brasiliensis</i> Cunha, 1913	4,5	12,3	
		<i>Arcella conica</i> (Playfair, 1918)	56,7	172,1	
		<i>Arcella costata</i> Ehrenberg, 1847	24,6	70,3	
		<i>Arcella costata</i> var. <i>angulosa</i> (Perty, 1852)	1,6	11,3	
		<i>Arcella crenulata</i> Deflandre, 1928	0,2	1,4	
		<i>Arcella gibbosa</i> Penard, 1890	22,9	70,0	
		<i>Arcella hemisphaerica</i> Perty, 1852	17,3	60,3	
		<i>Arcella hemisphaerica undulata</i> Deflandre, 1928	7,1	32,8	
		<i>Arcella mitrata</i> Leidy, 1876	5,2	35,4	
		<i>Arcella mitrata</i> var. <i>spectabilis</i> Deflandre, 1928	0,5	2,9	
		<i>Arcella rotundata</i> var. <i>alta</i> Playfair, 1918	0,2	1,4	
		<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1830	90,9	122,9	
		<i>Arcella vulgaris</i> var. <i>undulata</i> Deflandre 1928	0,4	2,8	
		<i>Galeripora dentata</i> (Ehrenberg, 1830) González-Miguéns et al., 2021	0,9	5,1	
		<i>Galeripora discoides</i> (Ehrenberg, 1871) González-Miguéns et al., 2021	12,4	41,8	
		<i>Galeripora megastoma</i> (Penard, 1902) González-Miguéns et al., 2021	1,9	8,7	
		<i>Galeripora rota</i> (Daday, 1905) González-Miguéns et al., 2021	0,0	0,2	
		Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838)	35,9	80,1
			<i>Centropyxis constricta</i> (Ehrenberg, 1841) Penard, 1902	2,1	10,9
	<i>Centropyxis ecornis</i> (Ehrenberg, 1841)		7,3	19,5	
<i>Centropyxis hirsuta</i> Deflandre, 1929	0,3		1,4		
Diffugiidae	<i>Diffugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838	0,1	0,2		
	<i>Diffugia ampla</i> Rampi, 1950	0,0	0,2		

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão
		<i>Diffugia capreolata</i> Penard, 1902	0,0	0,1
		<i>Diffugia decloitrei</i> Godeanu, 1972	0,0	0,1
		<i>Diffugia elegans</i> Penard, 1890	11,5	25,4
		<i>Diffugia globulosa</i> (Dujardin, 1837) Penard, 1902	12,4	31,7
		<i>Diffugia helvetica</i> Heuscher, 1885	5,0	20,4
		<i>Diffugia kempnyi</i> (Stepanek, 1953) Gauthier-Lièvre et Thomas, 1958	0,2	1,3
		<i>Diffugia levanderi</i> Playfair, 1917	0,2	1,4
		<i>Diffugia lobostoma</i> Leidy, 1879	632,5	1139,3
		<i>Diffugia oblonga</i> Ehrenberg, 1831	0,2	1,4
		<i>Diffugia penardi</i> Cash and Hopkinson, 1909	1,7	6,5
		<i>Diffugia</i> sp1 Leclerc, 1815	2,4	14,2
		<i>Diffugia urceolata</i> Carter, 1864	2,3	6,1
		<i>Netzelia corona</i> (Wallich, 1864) Gooma et al., 2017	32,8	62,9
		<i>Netzelia gramen</i> (Penard, 1902) Gomaa et al., 2017	63,7	124,3
		<i>Netzelia muriformis</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 1958)	22,4	134,3
		<i>Netzelia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	5,4	18,7
		<i>Cucurbitella mespiliformis</i> Penard, 1902	160,7	629,1
		<i>Curcubitella dentata</i> Penard, 1902	79,1	191,7
		<i>Euglypha acanthophora</i> Ehrenberg, 1841	6,7	22,9
	Euglyphidae	<i>Euglypha</i> cf. <i>denticulata</i> Brown, 1912.	0,2	1,4
		<i>Euglypha</i> cf. <i>laevis</i> (Ehrenberg, 1845) Perty, 1849	0,1	0,8
	Heleoperidae	<i>Heleopera sphagni</i> Leidy, 1874	3,0	15,8
	Lesquereusiida e	<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)	19,8	75,3
	Trigonopyxida e	<i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday, 1905) Da Cunha, 1913	4,4	14,0
Cladocera	Bosminidae	<i>Bosmina (Liederobosmina) hagmanni</i> Stingelin, 1904	1360,2	5852,7

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão
		<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller, 1776)	692,4	1775,7
		<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953	165,4	573,3
		<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	6032,2	10697,9
		<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	1,2	8,5
		<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	6,4	23,2
		<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	1,1	4,1
		<i>Biapertura ossiani</i> (Sinev, 1998)	0,7	2,4
		<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	3,4	21,3
		<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	0,6	4,2
		<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	1,8	8,3
		<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller, 1776)	9,1	25,3
		<i>Coronatella monacantha</i> (Sars, 1901)	0,4	2,8
	Chydoridae	<i>Flavalona cf. margipluma</i> (Sousa, Santos, Güntzel, Diniz, Melo Junior & Elmoor-Loureiro, 2015)	0,0	0,1
		<i>Flavalona iheringula</i> (Kotov & Sinev, 2004)	0,0	0,1
		<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	0,0	0,1
		<i>Leberis davidi</i> (Richard, 1895)	0,1	0,3
		<i>Leydigiopsis curvirostris</i> Sars, 1901	1,6	9,5
		<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)	5,4	18,3
		<i>Oxyurella longicaudis</i> (Birge, 1910)	0,5	2,0
		<i>Picripleuroxus similis</i> (Vávra, 1900)	0,2	1,4
		<i>Prendalona julietae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2023	1,2	4,7
		<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars (1885)	482,7	953,4
	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Müller, 1785)	20,3	79,3
		<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	210,8	790,7
		<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	0,2	1,1

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão	
Copepoda		<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0,9	3,6	
	Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus</i> sp G.O.Sars, 1861	0,0	0,1	
		<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	15,4	48,7	
	Macrothricidae	<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	44,4	276,0	
		<i>Streblocerus pygmaeus</i> Sars, 1901	1,6	7,3	
	Moinidae	<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	4877,5	8178,0	
		<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	6016,2	9144,8	
		<i>Moina</i> sp Baird, 1850	0,4	2,8	
	Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981	314,0	568,2	
		<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen, 1899	24,3	80,6	
		<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	20,7	127,3	
		<i>Pseudosida</i> sp Herrick (1884)	106,6	422,9	
			Copepodito cyclopidae	704,9	1099,0
			<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer, 1936	245,5	960,9
			<i>Mesocyclops</i> sp G. O. Sars, 1914	0,8	4,5
	Cyclopidae		<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	4388,0	6058,0
			Nauplius cyclopida	17534,7	17488,8
			<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	1320,3	1810,2
			<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	1879,0	2789,6
			<i>Thermocyclops</i> sp Kiefer, 1927	0,8	3,7
			Copepodito calonoida	497,7	1133,7
	Diaptomidae		<i>Dactylodiaptomus pearsei</i> (Wright S., 1927)	0,0	0,1
			Nauplius calonoida	1606,0	3262,3
		<i>Notodiaptomus amazonicus</i> (Wright, 1935)	27,5	78,3	
		<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl 1894	3,2	15,8	

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão	
Rotifera		<i>Notodiaptomus</i> sp Kiefer, 1936.	2,2	8,3	
		<i>Notodiaptomus spiniger</i> Brian 1925	7,5	53,0	
		Ordem	Harpacticoida Sars, 1903	59,5	165,0
		Asplanchnidae	<i>Asplanchna herricki</i> Guerne, 1888	481,0	1924,9
			<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	0,2	1,4
			<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	63,9	212,9
			<i>Asplanchna</i> sp Gosse, 1850	0,4	2,8
		Brachionidae	<i>Brachionus angularis angularis</i> Gosse, 1851	0,2	1,4
			<i>Brachionus calyciflorus</i> f. <i>amphiceros</i> Ehrenberg, 1838	0,6	4,2
			<i>Brachionus calyciflorus</i> f. <i>anuraciformis</i> Brehm, 1909	1,2	8,5
			<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	118,9	681,7
			<i>Brachionus caudatus</i> f. <i>ahstromi</i> Ahlstrom, 1934	891,9	2262,7
			<i>Brachionus caudatus</i> f. <i>insuetus</i> Ahlstrom, 1940	47,9	330,8
			<i>Brachionus caudatus</i> var <i>caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	1,2	8,5
			<i>Brachionus caudatus</i> var. <i>austrogenitus</i> Ahlstrom, 1940	151,3	479,3
			<i>Brachionus caudatus vulgatus</i> Ahlstrom , 1940	0,7	4,3
			<i>Brachionus dolabratus</i> Harring, 1914	3237,4	7824,5
			<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	3855,5	8320,9
			<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	627,2	1861,5
			<i>Brachionus mirus</i> f. <i>angustus</i> Koste, 1972	142,0	954,4
			<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	29,9	98,9
			<i>Brachionus zahniseri</i> Ahlstrom, 1934	2423,6	6590,6
			<i>Brachionus zahniseri</i> var <i>gessneri</i> Hauer, 1956	4057,2	23733,1
		<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	755,0	1881,3	
		<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	367,3	819,4	
		<i>Keratella lenzi</i> Hauer, 1953	45,9	122,1	

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão
		<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	19,2	45,4
		<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	1,0	7,1
		<i>Plationus patulus macracanthus</i> (Daday, 1905)	28,4	48,7
		<i>Plationus patulus patulus</i> (Müller, 1786)	607,7	1256,6
		<i>Platyas leloupi</i> (Gillard, 1957)	22,1	107,3
		<i>Platyas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	19,5	54,4
		<i>Platyas quadricornis</i> var. <i>brevispinus</i> Daday, 1905	1,7	6,5
		<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	6,0	29,7
	Classe	Bdelloidea Hudson, 1884	133,6	177,1
	Conochilidae	<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	3460,9	8691,5
		<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	5,5	32,5
	Dicranophoridae	<i>Dicranophorus</i> sp Nitzsch, 1827	0,0	0,1
		<i>Encentrum flexile</i> Godske Eriksen, 1968	0,0	0,3
	Epiphanidae	<i>Epiphanes clavatula</i> (Ehrenberg, 1832)	5,6	17,3
		<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	0,9	3,2
	Euchlanidae	<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	0,7	3,1
		<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	6,1	18,3
		<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1830	7,3	17,0
		<i>Euchlanis meneta</i> Myers, 1930	6,6	30,1
		<i>Euchlanis</i> sp Ehrenberg, 1830	0,9	4,8
	Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	120,6	246,6
		<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	63,6	155,1
		<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	77,3	176,0
	Flosculariidae	<i>Ptygura pedunculata</i> (Edmondson, 1939)	50,6	162,6
	Gastropodidae	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)	38,1	225,4
		<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	220,0	452,3

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão	
		<i>Gastropus stylifer</i> Imhof, 1891	26,7	109,5	
	Hexarthridae	<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)	279,5	1045,0	
		<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	388,3	1038,6	
		<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	135,7	350,8	
		<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	23,2	49,7	
		<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	84,1	158,5	
		<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	12,8	65,2	
		<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)	1,0	5,5	
		<i>Lecane haliclysta</i> Harring & Myers, 1926	0,7	4,2	
		<i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)	0,0	0,1	
		<i>Lecane imbricata</i> Carlin, 1939	0,6	4,2	
		<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	29,4	85,3	
		Lecanidae	<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	2,4	7,1
			<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0,6	2,7
	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)		14,4	39,6	
	<i>Lecane melini</i> Thomasson, 1953		0,4	2,0	
	<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)		0,1	0,3	
	<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)		21,1	121,8	
	<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956		39,8	160,2	
	<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)		1,3	4,3	
	<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913		4,1	13,0	
	<i>Lecane ungulata</i> (Gosse, 1887)		3,0	17,5	
	Lepadellidae	<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	8,5	31,5	
		<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	1,0	4,2	
		<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	15,9	34,8	
	Mytilinidae	<i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938	17,3	117,4	

Grupos	Famílias	Espécies	Média	Desvio Padrão
		<i>Mytilina macrocera</i> (Jennings, 1894)	1,0	7,1
		<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	0,2	1,4
		<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	1,8	9,0
		<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)	54,6	264,0
	Notommatidae	<i>Notommata saccigera</i> Ehrenberg, 1830	5,0	21,9
		<i>Notommata</i> sp Ehrenberg, 1830	105,5	247,0
		<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	66,8	124,9
	Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	49,2	85,5
		<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	13,8	43,3
		<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	215,6	768,2
	Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	203,5	743,2
		<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	7,0	16,4
		<i>Trichocerca bidens</i> Lucks, 1912	21,9	38,6
		<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	9,1	22,9
		<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	6,1	35,4
		<i>Trichocerca flagellata</i> Hauer, 1937	1,4	6,3
	Trichocercidae	<i>Trichocerca gillard</i> (Gillard, 1952)	3,7	16,6
		<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	6,7	23,6
		<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	1,6	8,9
		<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	12,7	30,6
		<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	5,8	14,4
	Trichotriidae	<i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)	9,0	36,4

Considerações Finais

O zooplâncton desempenha papel singular no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, atuando como elo essencial no fluxo de matéria e energia nas cadeias tróficas. O estudo desse grupo, associado aos aspectos ecológicos de um ecossistema, é fundamental para compreender as relações entre o ambiente e os fatores locais que influenciam a composição e a variação das espécies.

Embora já existam diversos estudos sobre o tema, ainda há lacunas significativas no entendimento dos mecanismos que determinam a distribuição espacial e temporal do zooplâncton. Essa questão torna-se ainda mais relevante ao considerar a interação desse grupo em ambientes dinâmicos, como planícies de inundação tropicais. Reconhecendo a influência das variáveis ambientais e locais sobre a comunidade zooplanctônica, torna-se indispensável avaliar sua estruturação sob a perspectiva da diversidade beta. Essa abordagem permite uma análise mais aprofundada das diferenças entre localidades, proporcionando uma compreensão mais ampla dos padrões de variação espacial e das dinâmicas ecológicas que moldam essas comunidades.

Os resultados do primeiro capítulo revelaram que não houve variações significativas na densidade e na riqueza de zooplâncton entre a margem oposta, o canal principal e o remanso no médio Rio Araguaia. Contudo, espécies de diferentes grupos zooplanctônicos foram identificadas como indicadoras do habitat de remanso, incluindo *Pseudosida cf. ramosa*, *Brachionus angularis*, *Nebela collaris*, *Moinodaphnia macleay*, *Diffugia capreolata* e *Platyias leloupi*). Esses padrões destacam a importância dos habitats de remanso para a manutenção da diversidade zooplanctônica em sistemas fluviais. Além disso, a identificação de espécies indicadoras reforça o papel desses habitats no desenvolvimento de estratégias de conservação e monitoramento ambiental.

O segundo capítulo reporta, pela primeira vez, a presença do rotífero invasor *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) no médio Rio Araguaia. As maiores frequências dessa espécie foram registradas em locais com temperaturas médias mais baixas, pH elevado e maior concentração de oxigênio dissolvido, especialmente em áreas de alta hidrodinâmica. Curiosamente, a maior abundância ocorreu em habitats de remanso. Esses achados destacam a necessidade de monitoramento contínuo deste ecótono de água doce, visto que os valores de abundância e o comprimento corporal de

K. bostoniensis foram os mais baixos já relatados em áreas não nativas, sugerindo que o processo de invasão está em estágio inicial.

No terceiro capítulo, ao analisar a diversidade beta das comunidades, a composição das espécies (substituição) e as abundâncias relativas de cada espécie desempenham papéis distintos, dependendo do tipo de dados analisados (presença-ausência ou abundância). Para os dados de presença-ausência, a substituição de espécies (replacement) foi o principal fator que influenciou a variação entre as comunidades. Já para os dados de abundância, a variação foi mais impactada pelas diferenças nas abundâncias das espécies. Os locais que contribuíram acima da média para a diversidade beta (LCBD) estão predominantemente localizados nos tributários do Rio Araguaia, com alguns pontos em lagos associados ao rio. A abundância das espécies revelou-se relativamente estável, com exceção de um local específico no Rio Araguaia. Entre as espécies que contribuíram acima da média para a diversidade beta (SCBD), os grupos de cladóceros, copépodes e rotíferos desempenharam os papéis mais significativos. Em contrapartida, as amebas testáceas apresentaram uma contribuição mais modesta, indicando uma influência menor nas variações da diversidade beta local.

Por fim, concluímos que este trabalho possui significativa relevância científica, especialmente por sua aplicabilidade no monitoramento biológico. As planícies de inundação tropicais, são reconhecidas como áreas de importância internacional e protegidas sob o status de Sítio Ramsar, destacam-se por sua relevância para a conservação e o uso sustentável, reforçando a necessidade de pesquisas que valorizem e protejam esses ecossistemas. Contudo, ainda existem lacunas substanciais no estudo do zooplâncton na planície do Araguaia, evidenciando a necessidade de investigações futuras que aprofundem o conhecimento sobre essa comunidade e sua interação com o espaço, o tempo e os ambientes circundantes. Com base nessas recomendações, será possível fornecer informações valiosas para embasar políticas públicas mais eficazes, promovendo a conservação do zooplâncton e a preservação de áreas essenciais para sua sobrevivência. Esse esforço contribuirá para a manutenção da biodiversidade e do equilíbrio ecológico do médio Rio Araguaia, assegurando a saúde e a sustentabilidade desses ambientes fundamentais.