



Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Ciências Biológicas - IB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia - PGECL

Efeitos de fatores ambientais e espaciais na biodiversidade de microrganismos heterotróficos (amebas testáceas, rotíferos e microcrustáceos) associados às macrófitas aquáticas e ao plâncton em ecossistemas tropicais

Gustavo Fernandes Granjeiro
Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília-DF
2024



Universidade de Brasília – UnB
Instituto de Ciências Biológicas - IB
Programa de Pós-Graduação em Ecologia - PGECL

Efeitos de fatores ambientais e espaciais na biodiversidade de microrganismos heterotróficos (amebas testáceas, rotíferos e microcrustáceos) associados às macrófitas aquáticas e ao plâncton em ecossistemas tropicais

Gustavo Fernandes Granjeiro
Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia

Brasília-DF
2024

Identificação da proposta

Título	Efeitos de fatores ambientais e espaciais na biodiversidade de microrganismos heterotróficos (amebas testáceas, rotíferos e microcrustáceos) associados às macrófitas aquáticas e ao plâncton em ecossistemas tropicais
Autor	Gustavo Fernandes Granjeiro <i>Lattes:</i> http://lattes.cnpq.br/2415713880748352 <i>E-mail:</i> gustavogranjeiro@gmail.com
Grau	Doutorado
Instituições envolvidas	Universidade de Brasília Campus Darcy Ribeiro – Instituto de Ciências Biológicas (IB) Asa norte - DF, CEP 70910-900 Telefone: (61) 3107-2902 Campus Planaltina (FUP) Planaltina - DF, CEP 73345-010 Telefone: (61) 3107-8002

Agradecimentos

Em primeiro lugar, expresso minha gratidão à minha família, que sempre acreditou e apoiou meus sonhos ao longo da vida. Ao meu marido, Raflem Christian Matos dos Santos, que esteve ao meu lado incondicionalmente e sempre acreditou em meu potencial acadêmico, meu sincero agradecimento por todo o carinho, apoio e paciência durante este período desafiador.

Agradeço ao meu orientador, Ludgero C. G. Vieira, por sua orientação diligente e prontidão em me auxiliar sempre que necessário. Sua dedicação e comprometimento com a pesquisa científica ambiental é uma inspiração para mim. Agradeço profundamente à Thallia Santana e Leonardo Beserra por sua valiosa contribuição na coleta e processamento das amostras. Sou igualmente grato ao João Nabout, que generosamente forneceu as amostras essenciais para a realização de parte deste trabalho. Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro que tornou esta pesquisa possível. Minha gratidão se estende aos meus amigos do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (NEPAL), especialmente aos amigos de doutorado Leonardo Beserra e Johnny Rodrigues, que me deram muito apoio durante este período.

Não posso deixar de mencionar a importância do suporte psicológico e emocional que recebi ao longo desta trajetória. Agradeço profundamente à minha psicóloga, Hannah Haemer, e à minha psiquiatra, Alana Guidetti, por seu apoio essencial durante os momentos mais difíceis. Realizar um doutorado durante uma pandemia apresentou desafios únicos, como o isolamento social, a adaptação aos novos formatos de ensino remoto e as restrições de acesso aos laboratórios da UnB. Em meio a isso, tive que enfrentar momentos de dificuldade emocional, e o suporte proporcionado por essas profissionais foi fundamental para me ajudar a enfrentar o doutorado, permitindo-me perseverar e concluir esta etapa tão desafiadora da minha vida acadêmica.

A todos vocês, meu sincero e profundo agradecimento.

Resumo

A tese explora a biodiversidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas e ao plâncton em ecossistemas tropicais, enfatizando a influência de fatores ambientais e espaciais sobre essas comunidades. O estudo é dividido em dois capítulos. O primeiro investiga a diversidade de microrganismos associados às macrófitas aquáticas em lagos do médio rio Araguaia, destacando como fatores ambientais, paisagísticos e espaciais moldam essas comunidades. O segundo capítulo foca nas comunidades zooplanctônicas em ecossistemas ripários tropicais, examinando o papel dos diferentes preditores ambientais, paisagísticos e espaciais sobre a estrutura taxonômica dessas comunidades. Os resultados destacam a importância de fatores abióticos locais, como a qualidade da água, na estruturação das comunidades biológicas de microrganismos heterotróficos, sugerindo que as condições ambientais desempenham um papel importante na manutenção da biodiversidade desses organismos em ambientes tropicais aquáticos. A tese oferece contribuições para a conservação e manejo desses ecossistemas, enfatizando a necessidade de estudos contínuos para compreender as ameaças impostas por mudanças ambientais.

Palavras-chaves: biodiversidade aquática; perifíton; macrófitas aquáticas; zooplâncton; ecossistemas tropicais

Abstract

The thesis explores the biodiversity of heterotrophic microorganisms associated with aquatic macrophytes and plankton in tropical ecosystems, emphasizing the influence of environmental and spatial factors on these communities. The study is divided into two chapters. The first chapter investigates the diversity of microorganisms associated with aquatic macrophytes in lakes of the middle Araguaia River, highlighting how environmental, landscape, and spatial factors shape these communities. The second chapter focuses on zooplankton communities in tropical riparian ecosystems, examining the role of different environmental, landscape, and spatial predictors on the taxonomic structure of these communities. The results highlight the importance of local abiotic factors, such as water quality, in structuring biological communities, suggesting that environmental conditions play a significant role in maintaining biodiversity in tropical aquatic environments. The thesis offers contributions to the conservation and management of these ecosystems, emphasizing the need for ongoing studies to understand the threats posed by environmental changes.

Keywords: aquatic biodiversity; heterotrophic microorganisms; aquatic macrophytes; zooplankton; tropical ecosystems

Sumário

Apresentação geral	8
Referências bibliográficas	11
Capítulo 1. Influência de fatores ambientais, espaciais e paisagísticos na diversidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas durante a cheia em lagos do médio rio Araguaia.....	15
Resumo	15
1. Introdução	16
2. Material e métodos	19
2.1. Área de estudo	19
2.2. Coleta e identificação dos organismos	20
2.3. Variáveis locais	21
2.4. Variáveis espaciais	22
2.5. Variáveis de paisagem	22
2.6. Análise de dados	23
3. Resultados	24
4. Discussão	31
5. Conclusão	36
6. Referências bibliográficas	38
Capítulo 2. Influência de fatores ambientais e espaciais nas comunidades zooplanctônicas de ecossistemas ripários tropicais	50
Resumo	50
1. Introdução	51
2. Material e métodos	54
2.1. Área de estudo	54
2.2. Amostragem da comunidade zooplanctônica	55
2.3. Variáveis ambientais locais	55
2.4. Dados de paisagem	56
2.5. Dados espaciais	56
2.6. Procedimentos laboratoriais para identificações dos organismos	56
2.7. Análise de dados	57
3. Resultados	58
4. Discussão	63
5. Conclusão	67
6. Referências bibliográficas	68
Conclusão geral	78

Apresentação geral

A diversidade, complexidade e dinâmica dos ecossistemas aquáticos tropicais possuem características que permitem o estudo das interações ecológicas e da biodiversidade. Diante das intensas mudanças ambientais provocadas por atividades antrópicas, como desmatamento, poluição e alterações climáticas, é vital compreender essas interações biológicas para desenvolver estratégias eficazes de conservação e gestão sustentável (Davidson et al., 2012; Bustamante et al., 2016; Fletcher Jr et al., 2018). Neste contexto, esta tese foca na influência dos diferentes fatores ambientais, espaciais e paisagísticos sobre os microrganismos heterotróficos associados às macrófitas e presentes no plâncton, dois compartimentos biológicos fundamentais para os ecossistemas aquáticos.

O zooplâncton límnic, constituído por organismos heterotróficos como cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas, é importante para avaliações ecológicas da integridade dos ecossistemas aquáticos, pois podem refletir processos de filtragem ambiental e dispersão, que são determinantes na formação dos padrões de diversidade e distribuição das espécies. Esses organismos, que residem em colunas de água de ambientes tanto naturais quanto alterados por humanos, respondem de forma sensível a mudanças ambientais e servem como indicadores da saúde do ecossistema (Arias et al., 2022; Choi et al., 2023; de Souza Santos et al., 2024). As análises de sua distribuição, densidade e diversidade refletem a qualidade da água e o estado ecológico do ambiente, tornando o zooplâncton límnic uma ferramenta valiosa para o monitoramento ambiental e a identificação do impacto de perturbações antropogênicas (Picapedra et al., 2022; Guermazi et al., 2023; Sánchez, Cuesta, & Echevarría, 2024).

Ambientes lóticos, como rios e riachos, apresentam condições específicas de movimentação e fluxo contínuo, exigindo adaptações particulares das espécies que compõem o zooplâncton. Essas adaptações envolvem estratégias de desenvolvimento, reprodução e alimentação que permitem sua sobrevivência em ambientes com fluxo constante e características físicas e químicas muitas vezes desfavoráveis ao desenvolvimento de grandes populações. Devido à sua limitada capacidade natatória, esses organismos enfrentam o desafio constante de serem transportados pela correnteza, sendo comumente encontrados em micro-habitats mais calmos, como remansos ou zonas de menor fluxo.

A diversidade e abundância do zooplâncton em sistemas lóticos são influenciadas por uma variedade de fatores ambientais e limnológicos, bem como pela conectividade com áreas lênticas, o que resulta em uma dinâmica ecológica distinta da observada em ecossistemas de águas paradas. Ambientes lênticos, por outro lado, oferecem uma dinâmica ecológica que favorece a ocupação por organismos especializados, como macrófitas e substratos submersos. Esses habitats proporcionam suporte para a colonização de uma grande diversidade de organismos formadores do biofilme perifítico, além de espécies que vivem associadas a esses substratos.

O perifíton é uma comunidade complexa composta por algas, bactérias, fungos, protozoários e animais microscópicos, os quais se aderem a superfícies submersas, incluindo pedras, sedimentos e, notavelmente, macrófitas aquáticas. Estas últimas, crescendo nas margens ou dentro de corpos d'água, criam um substrato ideal para o perifíton devido à sua extensa área de contato e ao microambiente estável que proporcionam (Wetzel, 1983; Vadeboncoeur et al., 2006; Fernandes & Esteves, 2011). O perifíton atua como um produtor primário significativo e uma fonte alimentar para diversas espécies, além de desempenhar um papel crucial na filtragem e decomposição de matéria orgânica. A presença de microrganismos heterotróficos, como cladóceros, rotíferos, copépodes e amebas testáceas, associada ao perifíton é essencial para a degradação da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes, contribuindo para a diversidade e dinâmica ecológica da comunidade (Azim & Asaeda, 2005; Fernandes & Esteves, 2011; Schroeder et al., 2012).

Para investigar a ecologia dos microrganismos heterotróficos em diferentes compartimentos aquáticos, a teoria de metacomunidades, que explora como interações entre fatores locais e regionais moldam a diversidade e composição das comunidades biológicas, é relevante. Conforme Vellend (2010), quatro processos fundamentais influenciam a biodiversidade: seleção, deriva, dispersão e especiação. Estes processos interagem para determinar a distribuição e abundância de espécies em diferentes escalas. Além disso, o conceito de metacomunidades fornece um arcabouço para entender como a filtragem ambiental e a limitação de dispersão afetam comunidades aquáticas. O conceito de metacomunidades, desenvolvido por Leibold et al. (2004) e expandido por Chase et al. (2020), oferece uma base sólida para examinar como fatores espaciais e ambientais influenciam a dinâmica das espécies. Compreender essas interações é crucial para desenvolver estratégias de conservação que considerem a resiliência das comunidades frente às pressões ambientais, como desmatamento e mudanças climáticas.

Nesse sentido, o estudo das metacomunidades fornece uma base conceitual para analisar como as interações entre fatores locais e regionais afetam a diversidade e a distribuição das comunidades biológicas (Leibold et al., 2004; Holyoak, Leibold & Holt, 2005; Logue et al., 2011). Variáveis limnológicas, como temperatura, pH, turbidez e oxigênio dissolvido, juntamente com a conectividade entre habitats e o uso do solo, influenciam significativamente as comunidades aquáticas. Compreender essa dinâmica é essencial para uma conservação eficaz e uma gestão ambientalmente adequada de ecossistemas aquáticos (Geist, 2011; Heino et al., 2015; Liu et al., 2022).

Uma abordagem integrativa que utiliza análises de metacomunidades e estudos de diversidade beta permite uma compreensão detalhada das comunidades biológicas em ecossistemas ribeirinhos. Esses métodos revelam como fatores ambientais e espaciais influenciam a composição e distribuição das espécies, dos quais destacam-se processos como a filtragem ambiental e a limitação de dispersão, facilitando a identificação de padrões ecológicos essenciais para a biodiversidade (Tonkin, Heino, & Altermatt, 2018; Larsen et al., 2019; Dambros et al., 2020; Dong et al., 2021; Guzman et al., 2022; Zheng & Yin, 2023).

Adotando diferentes abordagens, esta pesquisa investiga como diferentes fatores moldam a composição e distribuição das comunidades de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas e presentes no compartimento planctônico. Esses organismos refletem a estrutura dos sistemas aquáticos, as condições ambientais, e servem como indicadores da saúde dos ecossistemas lênticos e lóticos.

A tese é estruturada em dois capítulos: o primeiro destaca o impacto dos fatores ambientais locais, de paisagem e espaciais sobre a diversidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas em lagos do médio rio Araguaia, enquanto o segundo examina as comunidades zooplanctônicas em ecossistemas ripários tropicais. Com isso, este estudo contribui para o entendimento dos padrões e processos ecológicos que sustentam a biodiversidade em ambientes aquáticos tropicais, proporcionando fundamentos para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação que promovam a resiliência desses ecossistemas frente às crescentes ameaças ambientais.

Referências bibliográficas

- Arias, M. J., Vaschetto, P. A., Marchese, M., Regaldo, L., & Gagneten, A. M. (2022). Benthic Macroinvertebrates and Zooplankton Communities as Ecological Indicators in Urban Wetlands of Argentina. *Sustainability*, *14*(7), 4045.
- Azim, M. E., & Asaeda, T. (2005). Periphyton structure, diversity and colonization. *Periphyton: ecology, exploitation and management*, *1*.
- Bustamante, M. M., Roitman, I., Aide, T. M., Alencar, A., Anderson, L. O., Aragão, L., ... & Vieira, I. C. (2016). Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Global change biology*, *22*(1), 92-109.
- Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S. (2020). Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1469*(1), 86-104.
- Choi, Y., Oh, H. J., Lee, D. H., Jang, M. H., Lee, K. L., Chang, K. H., & Kim, H. W. (2023). Current Utilization and Further Application of Zooplankton Indices for Ecosystem Health Assessment of Lake Ecosystems. *Sustainability*, *15*(14), 10950.
- Dambros, C., Zuquim, G., Moulatlet, G. M., Costa, F. R., Tuomisto, H., Ribas, C. C., ... & Magnusson, W. E. (2020). The role of environmental filtering, geographic distance and dispersal barriers in shaping the *turnover* of plant and animal species in Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, *29*, 3609-3634.
- Davidson, E. A., de Araújo, A. C., Artaxo, P., Balch, J. K., Brown, I. F., C. Bustamante, M. M., ... & Wofsy, S. C. (2012). The Amazon basin in transition. *Nature*, *481*(7381), 321-328.
- de Souza Santos, G., Diniz, L. P., Silva, E. E. C., de Paula, T. L. T., Gomes, P. C. S., Calvi, R. X., ... & Eskinazi-Sant'Anna, E. M. (2024). What drives zooplankton taxonomic and functional β diversity? A review of Brazilian rivers. *Hydrobiologia*, *851*(5), 1305-1318.

- Dong, R., Wang, Y., Lu, C., Lei, G., & Wen, L. (2021). The seasonality of macroinvertebrate β diversity along the gradient of hydrological connectivity in a dynamic river-floodplain system. *Ecological Indicators*, *121*, 107112.
- Fernandes, V. O., & Esteves, F. A. (2011). Comunidade perifítica. *Fundamentos de limnologia (FA Esteves, coord.)*. *Interciencia, Rio de Janeiro*, 447-460.
- Fletcher Jr, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., ... & Haddad, N. M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity?. *Biological conservation*, *226*, 9-15.
- Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, *11*(6), 1507-1516.
- Guermazi, W., El-khateeb, M., Abu-Dalo, M., Sallemi, I., Al-Rahahleh, B., Rekik, A., ... & Annabi-Trabelsi, N. (2023). Assessment of the zooplankton community and water quality in an artificial freshwater lake from a semi-arid area (Irbid, Jordan). *Water*, *15*(15), 2796.
- Guzman, L. M., Thompson, P. L., Viana, D. S., Vanschoenwinkel, B., Horvath, Z., Ptacnik, R., ... & Chase, J. M. (2022). Accounting for temporal change in multiple biodiversity patterns improves the inference of metacommunity processes. *Ecology*, *103*(6), e3683.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, *60*(5), 845-869.
- Holyoak, M., Leibold, M. A., & Holt, R. D. (Eds.). (2005). *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press.
- Larsen, S., Karaus, U., Claret, C., Sporcka, F., Hamerlík, L., & Tockner, K. (2019). Flooding and hydrologic connectivity modulate community assembly in a dynamic river-floodplain ecosystem. *PLoS One*, *14*(4), e0213227.

- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.
- Liu, B., Zhou, C., Zheng, L., Duan, H., Chen, Y., & Wang, G. (2022). Metacommunity concepts provide new insights in explaining zooplankton spatial patterns within large floodplain systems. *Water*, 14(1), 93.
- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., & Hillebrand, H. (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in ecology & evolution*, 26(9), 482-491.
- Picapedra, P. H. D. S., Fernandes, C., Baumgartner, G., & Sanches, P. V. (2022). Drivers of zooplankton spatial dynamics in a small neotropical river. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34, e13.
- Sánchez, F., Cuesta, F., & Echevarría, G. (2024). Zooplankton Temporal, Longitudinal, and Vertical Diversity Patterns in the Floodplains of the Western Amazon. *Water*, 16(8), 1166.
- Schroeder, F., Traunspurger, W., Pettersson, K., & Peters, L. (2012). Temporal changes in periphytic meiofauna in lakes of different trophic states. *Journal of Limnology*, 71(1).
- Tonkin, J. D., Heino, J., & Altermatt, F. (2018). Metacommunities in river networks: The importance of network structure and connectivity on patterns and processes. *Freshwater biology*, 63(1), 1-5.
- Vadeboncoeur, Y., Kalff, J., Christoffersen, K., & Jeppesen, E. (2006). Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 379-392.
- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, 85(2), 183-206.
- Wetzel, R. G. (1983). *Limnology* (No. DOE/EV/01599-235-Pt. 4; COO-1599-235-Pt. 4; COO-1599-234). Michigan State Univ., Hickory Corners (USA). WK Kellogg Biological Station.

Zheng, B., & Yin, X. (2023). Assembly mechanism of macroinvertebrate metacommunities and ecological factors of multiple aspects of beta diversity in a boreal river basin, China. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *11*, 1131403.

Capítulo 1. Influência de fatores ambientais, espaciais e paisagísticos na diversidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas durante a cheia em lagos do médio rio Araguaia

Resumo

Os lagos de planície de inundação do médio rio Araguaia representam ecossistemas dinâmicos, onde os ciclos hidrológicos influenciam significativamente as comunidades biológicas. Este estudo investiga o impacto de fatores ambientais, espaciais e de paisagem na diversidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas, com foco em rotíferos, amebas testáceas e microcrustáceos. Um total de 152 espécies foi identificado em 38 lagos de planície de inundação, sendo as amebas testáceas o grupo mais rico em espécies. A análise de redundância (RDA) revelou que fatores ambientais locais, como a química da água, desempenharam um papel significativo na explicação da diversidade beta, particularmente o componente de aninhamento, que foi mais dominante que a substituição de espécies. No entanto, preditores espaciais e de paisagem não influenciaram significativamente a estrutura da comunidade. Esses achados destacam a importância das condições ambientais locais na formação das comunidades de microrganismos e reforçam a necessidade de estratégias de conservação focadas na gestão da qualidade da água para manter a biodiversidade e a funcionalidade dos ecossistemas nesses ambientes de planície de inundação.

Palavras-chaves: Planície de inundação, perifíton, meiofauna cladóceros, copépodes, rotíferos, amebas testáceas

1. Introdução

A compreensão dos processos e dinâmicas ecológicas em ecossistemas aquáticos, especialmente nos sistemas lacustres das planícies de inundação, é fundamental para a conservação da biodiversidade e a funcionalidade desses ambientes. Estes ecossistemas são marcados por um ciclo dinâmico de cheias e secas, o qual influencia tanto a estrutura física do habitat quanto os processos ecológicos cruciais, como a dispersão de organismos e a ciclagem de nutrientes (Junk, Bayley & Sparks, 1989; Heiler et al., 1995; Drago, 2007).

O perifíton é uma comunidade complexa de organismos que vivem aderidos a superfícies submersas em ambientes aquáticos, como plantas aquáticas (macrófitas), pedras e outras estruturas. As macrófitas oferecem substratos estáveis e ricos em recursos, o que favorece uma rápida e diversificada colonização. Essa comunidade desempenha um papel crucial na ciclagem de nutrientes, na produção primária e como fonte de alimento para muitos organismos, sendo essencial para a manutenção da biodiversidade e da funcionalidade dos ecossistemas (Roberts et al., 2003; Biolo & Rodrigues, 2013; Leão, Esdar & Dunck, 2021). O desenvolvimento do perifíton em macrófitas em lagos de planícies de inundação é fortemente influenciado pelo regime hidrológico. Durante os períodos de cheia, a expansão das águas aumenta a disponibilidade de nutrientes e a mobilidade de organismos microscópicos, como algas, bactérias e fungos, que compõem o perifíton (Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004; Leandrini, Fonseca & Rodrigues, 2008; Algarte et al., 2009).

Esses microrganismos aderidos às macrófitas contribuem significativamente para a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, funcionando como uma importante fonte de alimento e sustentando diversas populações de organismos heterotróficos (Takeda et al., 2003), como rotíferos, amebas testáceas e microcrustáceos. Tais organismos desempenham papéis ecológicos essenciais, atuando na ciclagem de nutrientes e na produtividade primária, além de serem componentes-chave das redes tróficas. Esses organismos, ainda que compartilhem funções ecológicas, respondem de forma diferente a diferentes parâmetros ambientais (Carpenter & Lodge, 1986; Lemke et al., 2017; Schmid-Araya & Schmid, 2000; Lansac-Tôha et al., 2021; Denys & De Smet, 2023). Embora tradicionalmente estudados como parte do zooplâncton, esses organismos também utilizam as macrófitas como habitat, onde encontram proteção, local para reprodução e acesso a alimentos por meio do perifíton (Elmoor-Loureiro et al., 2023).

Para viver associados às macrófitas, esses microrganismos desenvolveram adaptações morfológicas que os ajudam a explorar os recursos fornecidos por essas plantas. As macrófitas não apenas oferecem proteção contra predadores, mas também criam um ambiente favorável para reprodução e alimentação, promovendo a biodiversidade e a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos (Azim & Asaeda, 2005; de Faria, Cardoso & da Motta Marques, 2017; Ogamba et al., 2023).

Neste contexto, a adoção de uma abordagem integrativa, que incorpora o conceito de metacomunidades, é fundamental, pois este método permite uma compreensão profunda de como a dispersão de microrganismos entre diferentes habitats aquáticos, bem como suas interações com fatores ambientais, espaciais e de paisagem, influenciam a composição dessas comunidades ao longo de gradientes espaciais. Tal abordagem auxilia na compreensão da complexidade dos ecossistemas de planícies de inundação, elucidando as dinâmicas e processos ecológicos que moldam sua biodiversidade única, o que é essencial para fundamentar estratégias eficazes de conservação e manejo (Cottenie, 2005; Holyoak, Leibold & Holt, 2005; Heino et al., 2015; Chase et al., 2020; Liu et al., 2022).

O conceito de metacomunidades descreve um conjunto de comunidades locais interconectadas pela dispersão de espécies através de uma paisagem ou ambiente, proporcionando uma estrutura teórica para compreender como padrões de diversidade biológica e processos ecológicos operam em escalas espaciais amplas. Este modelo enfoca a interação entre a dispersão de organismos e fatores locais, como competição e adaptação a condições ambientais específicas, bem como fatores regionais, incluindo conectividade e barreiras ao movimento. O estudo de metacomunidades permite explorar como a dinâmica populacional, colonização e extinção influenciam a configuração das comunidades ecológicas ao longo do tempo e espaço (Leibold et al., 2004; Holyoak, Leibold, & Holt, 2005; Logue et al., 2011).

Paralelamente, a diversidade beta é um conceito central em ecologia que quantifica as variações na composição de espécies entre comunidades em diferentes locais. Essa métrica é utilizada para entender a mudança ou substituição de espécies ao longo de gradientes ambientais ou geográficos, e é frequentemente desagregada em dois componentes principais: *turnover*, que indica a substituição de espécies entre comunidades, e *nestedness*, que reflete a perda de espécies ao longo de um gradiente. Analisar a diversidade beta permite identificar processos ecológicos, tais como dispersão de espécies e filtragem ambiental, que moldam a estrutura e composição das comunidades

biológicas (Jost, 2007; Baselga, 2010; Anderson et al., 2011; Legendre & De Cáceres, 2013; Godsoe, Bellingham & Moltchanova, 2022).

A interação entre os conceitos de metacomunidades e diversidade beta ajuda a entender como a conectividade entre habitats e processos ecológicos, como filtragem ambiental, dispersão de espécies e limitação de dispersão, contribuem para a variação nas comunidades biológicas. Esses processos influenciam a composição das espécies ao longo de gradientes ambientais, onde a filtragem ambiental seleciona espécies adaptadas a condições locais, enquanto a dispersão e a limitação de dispersão afetam a troca e a substituição de espécies entre diferentes habitats. A análise complementar desses conceitos explica as dinâmicas que estruturam e mantêm esses sistemas, orientando práticas de conservação e manejo. A aplicação dessas ideias oferece uma base teórica sólida para o desenvolvimento de estratégias de gestão que fomentem a resiliência dos ecossistemas, atenuando os impactos das atividades humanas e promovendo a estabilidade ecológica (Soininen, McDonald & Hillebrand, 2007; Heino et al., 2015; Soares et al., 2015; Tonkin et al., 2016; Leibold & Chase, 2018; Diniz, Petsch & Bonecker, 2021).

Nesse contexto, a pesquisa focada na compreensão dos processos que governam a dinâmica das comunidades de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas em ambientes lacustres é de suma importância. Investigar a interação entre fatores ambientais, espaciais e de paisagem na configuração dessas comunidades contribui para avanços científicos significativos e para a implementação de práticas de conservação e manejo eficazes. Esses esforços são indispensáveis para garantir a sustentabilidade dos recursos aquáticos e reforçar a resiliência dos ecossistemas diante das pressões antrópicas, assegurando assim, a preservação e estabilidade ecológica de habitats críticos (Wetzel, 2001; Cardinale et al., 2006; Pelletier et al., 2020; Cantonati et al., 2020; Bănăduc et al., 2022).

Sendo assim, o objetivo principal deste estudo é investigar os preditores determinantes da diversidade taxonômica e beta nas comunidades de microrganismos heterotróficos, constituídas por rotíferos, amebas testáceas e microcrustáceos, nos lagos da planície de inundação do médio Rio Araguaia. Este trabalho visa elucidar como as características físicas e químicas da água (preditores ambientais locais), os processos de dispersão (preditores espaciais) e o uso e ocupação do solo (preditores de paisagem) interagem e influenciam a composição e a estrutura dessas comunidades nos dinâmicos ecossistemas fluviais. Assim, delinea-se os seguintes objetivos específicos: (i) avaliar o

impacto dos diversos preditores sobre a estrutura taxonômica dos microrganismos heterotróficos; (ii) investigar como a interação entre esses preditores afeta a variação da diversidade beta e de seus componentes nessas comunidades.

Com base na constatação de que os microrganismos heterotróficos, incluindo rotíferos, amebas testáceas e microcrustáceos, possuem uma capacidade de dispersão limitada e ciclos de vida curtos, este estudo prevê que a estrutura e a diversidade dessas comunidades nos lagos da planície de inundação do médio Rio Araguaia são predominantemente moldadas por fatores ambientais locais, como as características físicas e químicas da água. Durante o período de cheias, prevê-se que o aumento da conectividade entre habitats intensifique os processos de dispersão, resultando em uma homogeneização ambiental mais acentuada e uma subsequente diminuição na diversidade beta, marcada pelo aumento do componente de *turnover*. Esse fenômeno, decorrente da ampla conectividade espacial durante as cheias, sugere que os preditores espaciais emergirão como os principais influenciadores da estrutura comunitária nesse período, desempenhando um papel crucial na configuração das metacomunidades.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

Em janeiro de 2019, foram amostrados 38 lagos situados na planície de inundação do médio rio Araguaia (Figura 1). Essa região se caracteriza por sua planície de inundação aluvial que se estende por uma extensão de 1.160 quilômetros (Aquino, Latrubesse & Souza Filho, 2009; Latrubesse & Stevaux, 2002). As coletas foram planejadas para ocorrer durante o período de águas altas, correspondente à cheia do rio. Durante esse período, esses lagos apresentam conexões com o rio Araguaia e seus afluentes, que incluem o rio Vermelho, rio Crixás, rio Cristalino, rio dos Peixes e rio das Mortes, tornando essa época do ano particularmente relevante para a coleta de dados e análises subsequentes.

A bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia, com uma extensão de aproximadamente 920.000 km² no território do Centro-Oeste brasileiro, abriga o rio Araguaia como o principal sistema fluvial em termos de área de drenagem (Aquino, Latrubesse & Souza Filho, 2009). No entanto, ao longo das últimas quatro décadas, o rio Araguaia tem enfrentado crescentes impactos resultantes das atividades humanas,

incluindo o aumento do desmatamento, a exploração mineral, a redução da vazão hídrica e a expansão da aquicultura (Latrubesse & Stevaux, 2006; Pelicice et al., 2021; dos Santos Teixeira, 2024). Esses fatores têm gerado desafios significativos para a conservação e preservação desse ecossistema aquático, destacando a necessidade de medidas de manejo e políticas de proteção para garantir a saúde ecológica da região.

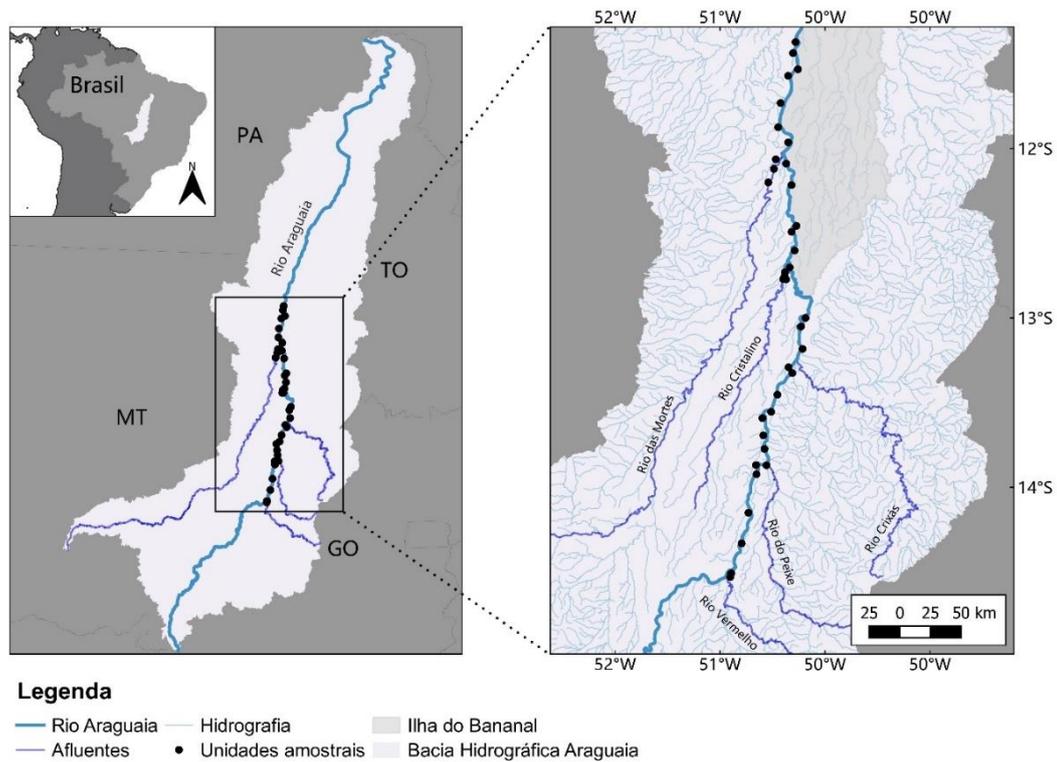


Figura 1. Unidades amostrais pertencentes a 36 lagos da planície de inundação do Médio Rio Araguaia e seus afluentes.

2.2. Coleta e identificação dos organismos

Em cada lago, foram coletadas 3 subamostras em bancos com diferentes espécies de macrófitas. Para isso, as macrófitas foram recolhidas, incluindo os pecíolos, folhas e raízes, por meio de um amostrador quadrado com área de 0,50m². Posteriormente, as macrófitas foram lavadas para retirar a comunidade aderida e o biofilme foi filtrado em rede com malha de 68 µm para posterior conservação em formol.

Para a identificação dos organismos e cálculos das densidades em microscópio, as amostras foram concentradas em 300 ml, dos quais 10% foram subamostrados com pipeta de Hensen-Stempel e contados em uma câmara tipo Sedgewick-Rafter, para obtenção do

quantitativo de indivíduos por espécies. De forma complementar, foram realizadas análises qualitativas por meio de novas subamostras até que não houvesse a ocorrência de novos táxons (HH, 1976).

2.3. Variáveis locais

Parte das variáveis ambientais foram medidas através de uma sonda multiparamétrica de marca Horiba, modelo U-50. Foram obtidos valores de temperatura (C°), condutividade (mS/cm), pH, potencial de oxirredução (ORPmV), turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido (mg/L e %). Adicionalmente foi avaliada a profundidade, por meio de um profundímetro, e transparência utilizando disco de secchi.

Também foram coletados e filtrados, *in situ*, 30 mL de água que foram destinados à análise da concentração de nutrientes utilizando a técnica da cromatografia. Cada amostra foi filtrada com auxílio de uma seringa, um adaptador de filtração e filtros de celulose com porosidade de 0,45 µm. As análises foram realizadas em cromatógrafo da marca Metrohm, utilizando-se colunas específicas para cátions (sódio, amônia, potássio, cálcio, magnésio), ânions (fluoreto, cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato, sulfato) e metais (cobre, zinco e ferro).

A clorofila foi medida no mesmo momento das coletas das variáveis ambientais e biológicas. Foi coletado 1 L de água nos primeiros 50 cm da coluna d'água. As amostras foram preservadas congeladas e mantidas no escuro utilizando-se papel laminado, até posterior filtração. No laboratório, as amostras foram filtradas no mesmo dia da coleta utilizando-se filtros Whatman GF/Cs. Os filtros foram embalados em papel alumínio, congelados e posteriormente foram analisadas as concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Para as variáveis locais relacionadas ao substrato, especificamente à cobertura de macrófitas, todas as espécies presentes nos *quadrats* foram coletadas e identificadas. A abundância de cada espécie foi estimada utilizando a escala de cobertura de Braun-Blanquet (valores 1-5). A avaliação das variáveis locais associadas às macrófitas foi realizada separadamente das demais variáveis ambientais devido à sua importância funcional nos ecossistemas aquáticos e à sua influência específica nas condições físicas de substrato no habitat. Por essa razão, a matriz de variáveis ambientais relacionada à abundância de macrófitas foi incluída para avaliar de forma detalhada o papel das macrófitas na estruturação das comunidades aquáticas e sua contribuição individual à variação na densidade das espécies estudadas.

2.4. Variáveis espaciais

As variáveis espaciais foram obtidas a partir de dados de latitude e longitude referentes aos pontos de cada lago utilizando a análise dbMEM – distance-based Moran's eigenvector maps (Borcard & Legendre, 2002). Esta análise utilizou autovetores de Moran baseados em uma matriz de distância geográfica para capturar padrões espaciais (Dray, Legendre & Peres-Neto, 2006; Legendre & Legendre, 2012). A execução desta análise foi realizada com a função `mite.dbmem` do pacote `adespatial` no programa R (Dray et al., 2017).

Para detectar a influência dos processos direcionais na dispersão, as variáveis espaciais foram obtidas utilizando o método de Autovetores Espaciais Assimétricos (AEM) proposto por Blanchet et al. (2011). Este método permitiu avaliar influências espaciais direcionais na variação da comunidade, convertendo dados relativos à conectividade, distância e conformação espacial dos pontos amostrados. Esta análise foi realizada com a função `aem` do pacote `adespatial`, no programa R (Dray et al., 2018).

2.5. Variáveis de paisagem

Para avaliar o uso e a ocupação do solo ao redor dos pontos de amostragem, utilizamos variáveis de paisagem derivadas de imagens de satélite obtidas via Google Earth, bem como um mapa de cobertura do solo da bacia do Rio Araguaia, fornecido pelo projeto MapBiomias. Os dados de cobertura do solo, inicialmente disponibilizados em formato matricial, foram reprojados para o sistema de coordenadas UTM SIRGAS 2000 22S, utilizando o software ArcGIS 10.8. As informações originais do MapBiomias continham doze classes de uso do solo, que foram reclassificadas e agrupadas para simplificar a análise e facilitar a interpretação dos resultados.

Após a reclassificação, os dados foram convertidos para o formato vetorial e integrados aos pontos de amostragem. Buffers de diferentes tamanhos (50, 100, 500, 1.000, 1.500 e 10.000 metros) foram criados ao redor de cada ponto para examinar a distribuição espacial do uso do solo em escalas variadas. Em seguida, foram calculados mapas de distância e os dados de uso do solo foram cruzados com os buffers delimitados,

com o objetivo de analisar a relação entre o uso do solo e os pontos de amostragem. Esses dados espaciais foram convertidos em porcentagens e incorporados às análises subsequentes.

Para identificar as escalas espaciais que melhor explicassem a variação das comunidades, foi realizada uma Análise de Redundância (RDA). Essa abordagem permitiu identificar as escalas espaciais mais relevantes para compreender o impacto do uso do solo na biodiversidade dos lagos estudados.

2.6. Análise de dados

Para obter maior parcimônia na seleção de variáveis preditoras, foi aplicado um teste de multicolinearidade entre as variáveis utilizando o Fator de Inflação da Variância (VIF). Posteriormente, foi realizado um processo de seleção de variáveis pelo método de *forward selection*, utilizando dois critérios de parada de seleção. Variáveis excluídas, mas reconhecidas na literatura científica por seu efeito significativo sobre a comunidade, foram reincorporadas na análise.

Para avaliar a influência de cada matriz preditora (ambiental, espacial e de paisagem) na matriz biológica, foi realizada uma Análise de Redundância (RDA) (Borcard, Gillet & Legendre, 2018). Em seguida, para cada preditor que explicou significativamente a variância na matriz biológica, foi executada a partição da variância com a Análise de Redundância Parcial (pRDA) para determinar a importância relativa dos fatores ambientais locais, espaciais e de paisagem ao longo dos lagos amostrados. A pRDA, uma extensão da análise de regressão múltipla, permite avaliar o quanto a matriz biológica é explicada por cada matriz preditora ou por um conjunto delas (Beisner et al., 2006).

A diversidade beta foi avaliada como a variação total nas matrizes de Sørensen. Para obter os valores da diversidade beta total, *nestedness* e *turnover*, de acordo com o método de Baselga, realizou-se uma transformação utilizando o método de Hellinger e empregou-se a função "beta.div.comp" do pacote "adespatial" (Dray et al., 2018). Para avaliar a singularidade de cada unidade amostral em termos de composição da comunidade, foi adotada a análise de Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) (Legendre & De Cáceres, 2013), utilizando a função "beta.div" do pacote "adespatial" (Dray et al., 2022).

Para a seleção das variáveis mais influentes em cada compartimento da diversidade beta (diversidade beta total, *turnover* e *nestedness*), aplicou-se a medida de colinearidade entre as variáveis e os fatores de inflação da variância (VIF), removendo aquelas com valores acima de 10. A seleção subsequente das variáveis foi realizada por meio da análise de *forward selection*, seguindo dois critérios de parada de seleção (Blanchet et al., 2008; Borcard et al., 2018), utilizando o pacote "adespatial" (Dray et al., 2022).

Após a seleção das variáveis, as Análises de Redundância baseadas na matriz de distância (dbRDA) foram conduzidas para investigar a influência dos preditores locais, espaciais e de paisagem nos diferentes compartimentos da diversidade beta (diversidade beta total, *turnover* e *nestedness*). Para essa análise, foi empregada a função "dbrda" do pacote "vegan" (Oksanen et al., 2013). Em casos em que mais de um preditor se mostrou significativo, a partição da variância foi realizada utilizando a função "varpart" do mesmo pacote (Oksanen et al., 2013).

Todas as análises foram realizadas no software estatístico R.

3. Resultados

Foram identificados 68.928 organismos, representando um total de 152 espécies distribuídas em 28 famílias (Tabela 2). Dentre essas espécies, 64 pertencem ao grupo das amebas testáceas, 42 cladóceros, 39 rotíferos e 7 copépodes. Observou-se que os pontos de coleta 14 e 16 se destacaram em termos de riqueza de espécies, com 150 e 147 espécies, respectivamente, enquanto o ponto 30 exibiu a menor riqueza, com 95 espécies (Figura 2). Quanto à densidade populacional, variou de 11.360 indivíduos por metro quadrado (no ponto 33) a 142.440 indivíduos por metro quadrado (no ponto 28), conforme demonstrado na Figura 3. É importante ressaltar que o grupo de amebas testáceas contribuiu de forma significativa tanto para a riqueza quanto para a densidade global de espécies.

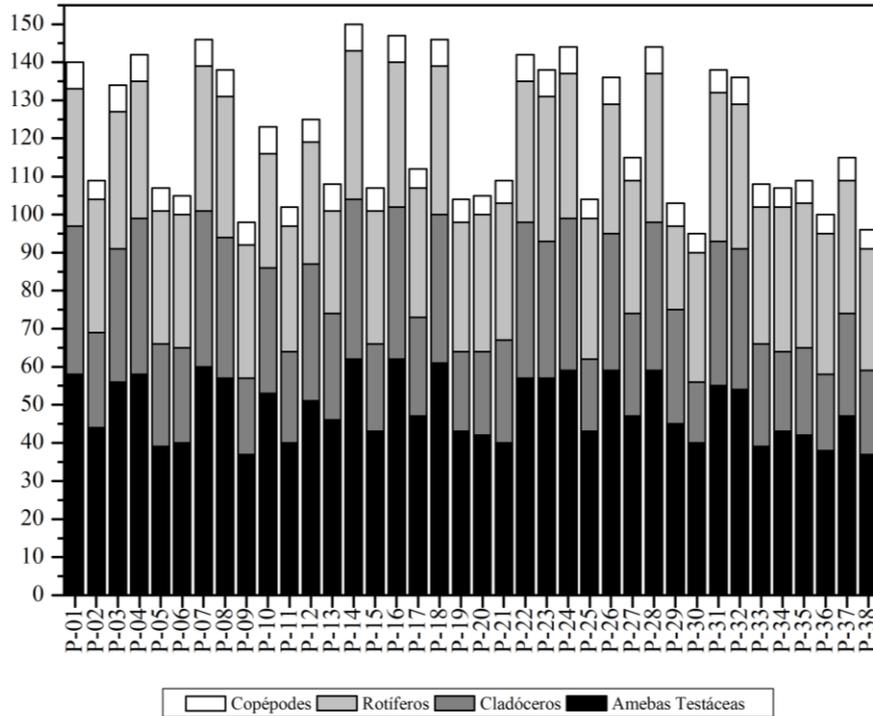


Figura 2. Riqueza de espécies de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas de 38 pontos (lagos) amostrados na planície de inundação do Médio Rio Araguaia.

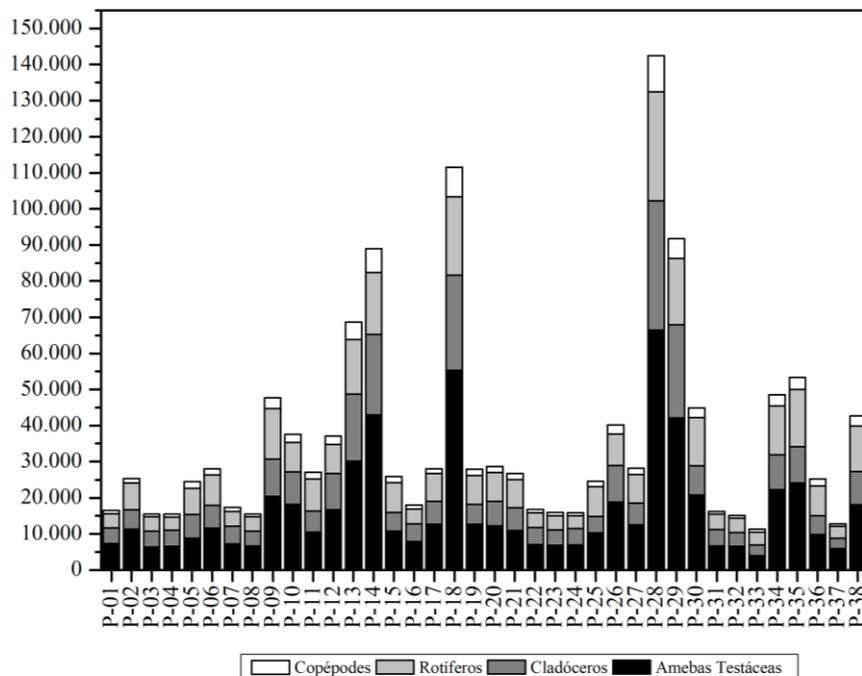


Figura 3. Densidade total de indivíduos (ind/m²) de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas de 38 pontos (lagos) amostrados na planície de inundação do Médio Rio Araguaia.

A RDA realizada com o propósito de avaliar a influência de cada matriz preditora (ambiental, espacial e de paisagem) na matriz biológica de dados taxonômicos, revelou que nenhuma matriz preditora explicou significativamente a variação da metacomunidade (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados da análise de redundância (RDA) para a comunidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas de 38 pontos (lagos) da planície de inundação do médio Rio Araguaia.

Preditores	R ² ajustado	<i>p</i>
Densidade X Locais (Ambientais)	-0,06	0,6
Densidade X Locais (Macrófitas)	-0,01	0,5
Densidade X Espaciais	0,01	0,2
Densidade X Paisagem (50m)	0,001	0,3
Densidade X Paisagem (500m)	0,002	0,8
Densidade X Paisagem (1000m)	-0,02	0,8
Densidade X Paisagem (1500m)	0,004	0,4
Densidade X Paisagem (10000m)	-0,02	0,8

A diversidade beta total na área de estudo foi calculada em 0,23, expressa em uma escala de 0 a 1. Um valor de 0 indica completa similaridade entre as comunidades, enquanto um valor de 1 representa completa dissimilaridade. No que se refere aos componentes da diversidade beta, a fração de *nestedness*, calculada em 0,12, desempenhou um papel dominante, contribuindo com 52% da diversidade beta total. A fração de *turnover*, com um valor de 0,11, representou a parcela restante, contribuindo com os 48% restantes.

Para a avaliação da diversidade beta, conduzimos uma Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA) empregando um conjunto de variáveis limnológicas (variáveis ambientais). Esse conjunto de variáveis foi capaz de explicar 46% ($p = 0,001$) da diversidade beta total. No que se refere ao componente de *nestedness*, procedemos a análise utilizando um conjunto de preditores formados pela Turbidez, Potencial de Oxidação (ORP), Oxigênio dissolvido (OD), Profundidade, Sódio e Fluoreto, o qual explicou 50% ($p = 0,001$) da parcela de *nestedness*. Por último, para a avaliação do componente de *turnover*, recorremos a um conjunto de variáveis composto por Turbidez, Profundidade, Potencial de Oxidação (ORP), Oxigênio dissolvido (OD), Zinco e fluoreto.

Novamente, esse subconjunto de preditores locais se mostrou significativo, explicando 29% ($p = 0,001$) do *turnover*.

Os preditores espaciais, de paisagem e o substrato (macrófitas) não demonstraram significância na explicação da diversidade beta ($p = 0,3$, $p = 0,5$ e $p = 0,3$, respectivamente). De maneira similar, o componente de *turnover* não apresentou explicação significativa por nenhum desses preditores ($p = 0,7$, $p = 0,4$ e $p = 0,8$, respectivamente). O compartimento de *nestedness* também seguiu o mesmo padrão, com valores de significância de $p = 0,6$, $p = 0,3$ e $p = 0,7$ para espacial, paisagem e substrato, respectivamente.

Tabela 2. Lista de espécies e densidades (ind/m²) encontradas na comunidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas de 38 pontos (lagos) da planície de inundação do médio Rio Araguaia.

Grupo	Família	Espécie	Média	SD
Amebas testáceas	Arcellidae	<i>Arcella conica</i>	461,58	592,58
		<i>Arcella costata</i>	280,53	293,14
		<i>Arcella crenulata</i>	356,84	424,99
		<i>Arcella gibbosa</i>	300,53	353,33
		<i>Arcella hemisphaerica</i>	277,89	382,65
		<i>Arcella mitrata</i>	195,26	199,73
		<i>Arcella vulgaris</i>	434,21	823,54
		<i>Galeripora dentata</i>	346,84	400,26
		<i>Galeripora discoides</i>	460,00	769,99
		<i>Galeripora megastoma</i>	155,79	170,08
	<i>Galeripora rota</i>	125,26	122,63	
	Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	413,16	672,05
		<i>Centropyxis constricta</i>	300,00	500,88
		<i>Centropyxis ecornis</i>	312,11	369,23
	Cryptodiffugiidae	<i>Cryptodiffugia compressa</i>	87,37	150,53
		<i>Cryptodiffugia crenulata</i>	61,05	96,13
		<i>Cryptodiffugia oviformis</i>	112,11	190,77
	Diffugiidae	<i>Cylindriefflugia acuminata</i>	231,05	267,45
		<i>Cylindriefflugia elegans</i>	354,21	365,06
		<i>Cylindriefflugia lanceolata</i>	222,11	250,78
<i>Difflugia gigantea</i>		73,68	79,32	
<i>Difflugia globulosa</i>		412,63	512,82	
<i>Difflugia kempnyi</i>		77,37	76,82	
<i>Difflugia oblonga</i>		384,74	452,12	
<i>Difflugia penardi</i>		354,74	425,73	
<i>Difflugia urceolata</i>	307,89	373,29		

Grupo	Família	Espécie	Média	SD
Cladóceros	Euglyphidae	<i>Euglypha acanthophora</i>	187,37	202,97
		<i>Euglypha ciliata</i>	175,26	121,79
		<i>Euglypha filifera</i>	304,74	334,27
		<i>Euglypha laevis</i>	388,95	462,45
		<i>Euglypha penardi</i>	288,42	352,39
		<i>Euglypha rotunda</i>	177,89	187,57
		<i>Euglypha strigosa</i>	186,84	119,23
		<i>Euglypha tuberculata</i>	385,79	469,00
	Heleoperidae	<i>Heleopera penardi</i>	191,05	174,62
		<i>Heleopera petricola</i>	257,89	232,32
		<i>Heleopera sphagni</i>	104,21	88,38
	Hyalospheniidae	<i>Hyalosphenia elegans</i>	107,37	97,11
		<i>Hyalosphenia ovalis</i>	76,32	73,23
		<i>Longinebela tubulosa</i>	135,79	96,67
		<i>Nebela collaris</i>	179,47	105,40
		<i>Nebela guttata</i>	95,26	65,84
		<i>Nebela rotunda</i>	228,95	165,11
		<i>Padaungiella lageniformis</i>	291,05	210,65
		<i>Porosia bigibbosa</i>	56,32	62,98
	Lesquereusiidae	<i>Quadrullella elegans</i>	242,63	169,76
		<i>Lesquereusia modesta</i>	144,21	113,83
	Netzeliidae	<i>Lesquereusia spiralis</i>	340,00	275,40
		<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	94,74	55,57
		<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	96,84	80,42
		<i>Cyclopyxis impressa</i>	266,32	198,84
		<i>Cyclopyxis intermedia</i>	97,89	86,38
		<i>Cyclopyxis kahli</i>	270,00	236,00
		<i>Cyclopyxis leidyi</i>	220,53	166,09
		<i>Cyclopyxis penardi</i>	122,63	91,75
<i>Netzelia corona</i>		484,74	424,30	
<i>Netzelia gramen</i>		380,00	334,44	
<i>Netzelia levanderi</i>		351,05	271,22	
<i>Netzelia lobostoma</i>		248,95	181,92	
<i>Netzelia mitrata</i>		447,89	378,42	
<i>Netzelia muriformis</i>		346,32	277,02	
<i>Netzelia oviformis</i>		482,11	416,69	
<i>Netzelia tuberculata</i>		345,26	270,14	
<i>Netzelia wailesi</i>		313,16	226,10	
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	77,37	77,79	
	<i>Bosmina longirostris</i>	96,32	124,74	
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	127,89	121,85	
Chidoridae	<i>Acroperus tupinamba</i>	141,05	124,37	
	<i>Alona dentifera</i>	341,58	354,39	
	<i>Alona guttata</i>	392,11	473,24	

Grupo	Família	Espécie	Média	SD
		<i>Alona ossiani</i>	345,26	374,07
		<i>Alonella clathratula</i>	160,53	157,52
		<i>Alonella dadayi</i>	372,11	424,32
		<i>Anthalona verrucosa</i>	352,63	413,97
		<i>Chydorus eurynotus</i>	344,74	380,85
		<i>Chydorus pubescens</i>	214,74	296,20
		<i>Chydorus sphaericus</i>	85,26	97,19
		<i>Coronatella monacantha</i>	43,16	59,36
		<i>Coronatella poppei</i>	533,68	461,83
		<i>Dadaya macrops</i>	231,58	233,69
		<i>Euryalona brasiliensis</i>	307,89	363,90
		<i>Flavalona margipluma</i>	94,74	71,87
		<i>Flavalona iheringula</i>	82,11	89,00
		<i>Graptoleberis testudinaria</i>	90,00	89,03
		<i>Leberis davidi</i>	79,47	61,77
		<i>Leydigiopsis curvirostris</i>	164,21	147,63
		<i>Notoalona sculpta</i>	53,68	59,64
		<i>Ovalona glabra</i>	230,53	134,72
		<i>Oxyurella ciliata</i>	172,63	174,28
		<i>Oxyurella longicaudis</i>	73,16	82,61
		<i>Picripleuroxus similis</i>	88,42	65,09
	Daphniidae	<i>Ceriodaphinia cornuta</i>	391,58	435,83
		<i>Daphnia gessneri</i>	448,95	352,36
		<i>Simocephalus latirostris</i>	190,00	198,07
	Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus sordidus</i>	71,05	82,58
		<i>Ilyocryptus spinifer</i>	287,89	341,24
	Macrothricidae	<i>Grimaldina brazzai</i>	205,26	215,93
		<i>Macrothrix elegans</i>	187,37	184,69
		<i>Macrothrix spinosa</i>	228,95	253,76
		<i>Macrothrix squamosa</i>	77,37	76,86
		<i>Streblocerus pygmaeus</i>	112,11	116,01
	Moinidae	<i>Moina micrura</i>	274,74	280,19
		<i>Moina minuta</i>	301,58	261,00
		<i>Simocephalus serrulatus</i>	242,11	208,96
	Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i>	156,84	165,08
		<i>Pseudosida bidentata</i>	218,95	223,76
	Bdelloidea	Bdelloidea	107,37	155,93
Rotíferos	Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i>	225,79	133,01
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	266,32	175,68
		<i>Brachionus caudatus</i>	465,79	378,66
		<i>Brachionus dolabratus</i>	495,79	422,20
		<i>Brachionus falcatus</i>	399,47	323,18
		<i>Brachionus mirus</i>	331,05	248,22
		<i>Brachionus zahniseri</i>	544,21	464,62

Grupo	Família	Espécie	Média	SD
		<i>Keratella americana</i>	312,11	211,13
		<i>Keratella cochlearis</i>	367,37	276,34
		<i>Platyonus patulus</i>	305,26	214,36
		<i>Platyais quadricornis</i>	123,68	80,49
	Conochilidae	<i>Conochilus coenobasis</i>	516,32	426,91
		<i>Conochilus unicornis</i>	120,00	68,38
	Epiphanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	94,21	70,63
		<i>Lecane bulla</i>	273,68	170,07
		<i>Lecane cornuta</i>	261,58	165,04
		<i>Lecane furcata</i>	118,95	87,71
		<i>Lecane halicylsta</i>	125,79	79,69
	Lecanidae	<i>Lecane hornemanni</i>	112,63	70,94
		<i>Lecane luna</i>	141,05	109,69
		<i>Lecane lunaris</i>	296,84	197,01
		<i>Lecane papuana</i>	98,42	62,10
		<i>Lecane quadridentata</i>	192,11	129,37
		<i>Lecane stichaea</i>	118,42	65,32
	Lepadellidae	<i>Colurella colurus</i>	107,37	81,74
		<i>Colurella obtusa</i>	88,95	81,98
		<i>Colurella sulcata</i>	73,16	79,59
	Mytilinidae	<i>Lepadella patella</i>	88,42	61,85
		<i>Mytilina mucronata</i>	114,21	78,57
		<i>Mytilina ventralis</i>	108,95	88,88
	Synchaetidae	<i>Polyarthra minor</i>	108,95	66,45
		<i>Polyarthra vulgaris</i>	473,68	366,76
	Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	263,16	180,09
	Trichocercidae	<i>Trichocerca bidens</i>	258,95	160,20
		<i>Trichocerca elongata</i>	262,11	156,52
		<i>Trichocerca inermis</i>	123,68	77,21
		<i>Trichocerca similis</i>	465,26	344,13
		<i>Trichotria tetractis</i>	93,16	71,28
Copépodes		Copepodids	184,21	115,25
		Nauplii	626,32	570,50
	Cyclopidae	<i>Microcyclops anceps</i>	460,53	541,02
		<i>Thermocyclops decipiens</i>	177,89	155,53
		<i>Thermocyclops minutus</i>	308,42	274,92
	Diaptomidae	Nauplii	486,84	445,62
		<i>Notodiaptomus henseni</i>	84,74	71,84

4. Discussão

Os resultados proporcionam uma visão abrangente sobre a ecologia dos microrganismos heterotróficos associados às macrófitas em lagos da planície de inundação do médio Rio Araguaia. A diversidade biológica, representada por 152 espécies pertencentes a quatro grupos taxonômicos distintos nos 38 lagos estudados, destaca a importância da compreensão dessa comunidade. Das espécies identificadas, as amebas testáceas se destacam como o grupo com maior riqueza e densidade de espécies, desempenhando um papel fundamental na estrutura dessas comunidades de microrganismos.

A predominância das amebas testáceas nessas comunidades é atribuída a várias características adaptativas que lhes conferem vantagens competitivas. Sua versatilidade na adaptação a diferentes condições, mobilidade, capacidade de busca por alimentos, ciclos de vida curtos e reprodução rápida contribuem para seu sucesso (Jeon, 2012; Marcisz et al., 2020; Silva et al., 2022). Além disso, sua tolerância a mudanças ambientais e sua capacidade de se alimentar de diversas fontes desempenham um papel crucial. Em ambientes com ausência de predadores dominantes também podem ser um fator-chave na manutenção de suas populações, consolidando seu papel na riqueza e densidade da comunidade (González-Miguéns et al., 2022; Freitas et al., 2022; Picapedra; Fernandes; Baumgartner, 2019).

As variações na riqueza de espécies e na densidade populacional entre os pontos de coleta, comumente, estão relacionadas a uma série de fatores (Yang, 2015; Van Der Plas, 2019). As condições ambientais, como nutrientes, pH, temperatura e luminosidade, criam nichos ecológicos que favorecem diferentes espécies, resultando em uma diversidade variada (Leibold, 1999; Zhao, 2008). As características do substrato, moldadas pelas macrófitas aquáticas, proporcionam habitats únicos para o perifíton, permitindo a colonização por espécies adaptadas a estes ambientes específicos. Além disso, influências espaciais, como a conectividade entre habitats aquáticos, afetam a dispersão dos microrganismos (Hinojosa-Garro, 2010; Dos Santos; Ferragut; De Mattos Bicudo, 2013; Zhang et al., 2013).

No entanto, a análise de RDA indicou que nenhum dos preditores examinados demonstrou significância estatística na explicação da variação na metacomunidade. Isso contradiz a nossa hipótese e os achados de alguns estudos que mostram que os fatores ambientais desempenham um papel central na determinação da estrutura da comunidade

em ecossistemas aquáticos (García-Girón et al., 2020; Holomuzki Feminella & Power, 2010; Dodds, 2002).

Esses achados indicam que a estrutura da comunidade desses microrganismos pode não ser fortemente captada pelos fatores ambientais locais, espaciais ou de paisagem considerados na análise em uma escala mais ampla. No entanto, isso não significa que esses fatores sejam irrelevantes para a ecologia dessas comunidades. É possível que fatores não incluídos na análise, como a complexidade espacial das macrófitas ou as condições ambientais específicas dos micro-habitats dentro do lago, desempenhem um papel importante na variação da estrutura comunitária (Warfe & Barmuta, 2006; Choi et al., 2014; do Nascimento Filho, Gama & do Nascimento Moura, 2021). Avaliações em escalas mais finas, que considerem a heterogeneidade local e microambiental, podem ser necessárias para compreender melhor as interações entre os fatores ambientais e a estrutura dessas comunidades. Um estudo de Aleixo et al. (2024), por exemplo, demonstrou que a abundância de microcrustáceos foi positivamente influenciada pela complexidade do habitat proporcionada pelas macrófitas.

Uma outra possível explicação reside na natureza dinâmica desses ambientes de planície de inundação, onde os pulsos de inundação criam variações significativas nas condições, tornando as comunidades mais resilientes a influências específicas do momento (Tonkin, 2016; Colloff; Baldwin, 2010). Além disso, a elevada conectividade entre habitats aquáticos durante as cheias pode promover uma maior mistura de espécies, contribuindo para uma estrutura mais homogênea (Petsch et al., 2021; Thomaz; Bini; Bozelli, 2007). No entanto, são necessárias mais pesquisas para compreender as complexas interações entre esses fatores e a estrutura da comunidade de microrganismos heterotróficos aquáticos em cenários de inundação sazonal.

Essa aparente independência em relação aos fatores locais, espaciais e de paisagem levanta questões intrigantes sobre os mecanismos subjacentes que moldam a diversidade e a distribuição desses microrganismos em lagos de planície de inundação. A compreensão mais profunda das forças que moldam essa metacomunidade requer uma investigação adicional e uma consideração mais abrangente de potenciais preditores, bem como um olhar crítico sobre as interações ecológicas que podem estar ocorrendo no sistema.

Em relação à análise da diversidade beta, os resultados fornecem uma compreensão sobre a variação da diversidade beta, seus componentes e determinantes em comunidades de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas nos

lagos do médio rio Araguaia. A diversidade beta total observada foi relativamente baixa (0,23) em uma escala de 0 a 1, sugerindo uma similaridade moderada. Durante o período de águas altas, as comunidades tenderam a ser homogêneas entre os diferentes lagos analisados. A análise dos componentes da diversidade beta revelou que o *nestedness* desempenhou um papel ligeiramente mais dominante (0,12) do que o *turnover* (0,11), contribuindo com 52% e 48% da diversidade beta total, respectivamente. Isso sugere que a maior parte das variações entre as comunidades pode ser atribuída à perda ou ganho de espécies amplamente distribuídas, ao invés da substituição de espécies únicas entre os locais. Assim, as comunidades compartilham uma parcela substancial de suas espécies, mas distinguem-se na presença de algumas espécies exclusivas.

Nossos resultados corroboraram a hipótese de que a diversidade beta seria menor e que ocorreria uma homogeneização espacial durante a inundação, como geralmente encontrado em outros estudos (Thomaz et al., 2007; Bozelli et al., 2015; Lopes et al., 2014). A observação de que as comunidades são relativamente homogêneas era esperada, pois, em geral, a variabilidade ambiental que resulta em comunidades mais heterogêneas aumenta durante a seca. Uma maior heterogeneidade permite a ocupação de diferentes nichos por espécies, promovendo uma maior substituição de espécies (Simões et al., 2013; Maloufi et al., 2016). Por outro lado, os períodos de inundação podem causar homogeneização biótica e de condições de habitats, aumentando a similaridade na composição de espécies em sistemas aquáticos. Isso ocorre porque a conexão entre ambientes contribui para uma maior troca de espécies entre lagos conectados durante este período (Thomaz et al., 2007; Cottenie et al., 2003; Simões et al., 2013).

A Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA) demonstrou que um conjunto específico de variáveis ambientais foi capaz de explicar uma parte considerável da diversidade beta total (46%, $p = 0,001$). As variáveis incluídas, como transparência, sólidos totais dissolvidos (TDS), sódio, profundidade, sulfato, fosfato, cobre, zinco, magnésio e potássio, representam condições ambientais locais que influenciam a composição e estrutura das comunidades de microrganismos heterotróficos. Isso sugere que as condições físico-químicas da água são críticas para a composição das comunidades e demonstram ter um impacto significativo na diversidade beta na região de estudo. A transparência e os sólidos totais dissolvidos são indicadores críticos da qualidade da água, afetando diretamente a disponibilidade de luz e nutrientes, elementos essenciais para o crescimento do perifíton. Algumas variáveis ambientais foram importantes para explicar a diversidade beta, corroborando vários outros estudos que mostraram que a variação

ambiental é um importante impulsionador dos padrões de diversidade beta (Korhonen, Soininen & Hillebrand, 2010; Alahuhta et al., 2017; Ruhí et al., 2017).

Os componentes *turnover* e *nestedness* também foram influenciados por essas variáveis, mas em graus variados. No componente de *nestedness*, os preditores selecionados, incluindo turbidez, potencial de oxidação (ORP), oxigênio dissolvido (OD), profundidade, sódio e fluoreto, explicaram 50% da variação ($p = 0,001$). A turbidez e o potencial de oxidação são indicativos de processos biogeoquímicos em curso, influenciando a disponibilidade de oxigênio e nutrientes na água. A profundidade e a concentração de sódio também podem afetar a estratificação da água e a distribuição de nutrientes, impactando a comunidade de microrganismos. Para o componente de *turnover*, as variáveis turbidez, profundidade, ORP, OD, zinco e fluoreto explicaram 29% da variação ($p = 0,001$). A menor explicação do *turnover* em comparação com a *nestedness* sugere que a substituição de espécies é menos influenciada pelos fatores locais analisados, indicando que outras variáveis não incluídas no estudo podem estar desempenhando um papel mais significativo ou que existem processos estocásticos prevalentes na estruturação da comunidade.

Os preditores ambientais podem ser os mecanismos dominantes que estruturam a diversidade aquática durante as cheias, pois as espécies experimentam uma variedade de condições ambientais que alteram a distinção das manchas de habitat (Pedruski & Arnott, 2011). Dessa forma, as condições abióticas restringem sua distribuição espacial de algumas espécies. Isso demonstra que a diversidade beta está relacionada à variabilidade ambiental (Stendera & Johnson, 2005; Declerck et al., 2011), contribuindo para o aumento da diversidade. Nas planícies aluviais, as condições abióticas locais são o primeiro componente a ser alterado por uma inundação e podem limitar ou favorecer algumas espécies (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Thomaz, Bini & Bozelli, 2007).

Por outro lado, os preditores espaciais, de paisagem e de substrato local (macrófitas) não demonstraram significância na explicação da diversidade beta total nem de seus componentes de *turnover* e *nestedness*. Essa ausência de significância pode indicar que, durante o período de águas altas, as comunidades são relativamente homogêneas nos lagos amostrados, que há uma grande conectividade espacial, e que a estrutura espacial e as características da paisagem ao redor dos lagos do médio rio Araguaia são relativamente uniformes (Junk, Bayley & Sparks, 1989; Ward et al., 2002; Thomaz, Bini & Bozelli, 2007). Alternativamente, isso pode sugerir que os processos

locais têm uma influência predominante sobre a variação na diversidade beta das comunidades de microrganismos heterotróficos.

Esses achados sugerem que a variação na diversidade beta das comunidades avaliadas é principalmente influenciada por fatores ambientais locais durante o período de cheia, como os fatores físicos e químicos da água, reforçando a importância direta das condições abióticas na determinação da composição dessas comunidades. A predominância da *nestedness* sobre o *turnover* implica que intervenções que modifiquem a qualidade da água de maneira uniforme podem ter um impacto significativo na perda ou ganho de espécies, enquanto a substituição de espécies pode ser menos afetada por tais mudanças (Baselga, 2010; Soininen, Baiser et al., 2012; Heino & Wang, 2018). Futuros estudos poderiam explorar uma gama mais ampla de variáveis ambientais, incluindo fatores biológicos, para obter uma compreensão mais abrangente dos mecanismos que influenciam a diversidade beta e seus componentes.

O estudo de Pereira et al. (2024), realizado na planície de inundação do Araguaia, revelou que a diversidade beta temporal do zooplâncton foi principalmente impulsionada pelo aumento na abundância entre os períodos de cheia e seca, destacando a importância da variação hidrológica na dinâmica das comunidades em planícies aluviais. Petsch et al. (2021) destacam a importância de explorar simultaneamente as diversidades beta espaciais e temporais em ecossistemas complexos e dinâmicos, como planícies de inundação. Investigar essa variação temporal pode fornecer uma compreensão mais profunda sobre a estabilidade das comunidades de microrganismos heterotróficos associados a macrófitas e os efeitos das perturbações sazonais. A variação hidrológica é essencial para entender a dinâmica comunitária, pois as espécies mudam constantemente, indicando um mecanismo de renovação cíclica da biota aquática ao longo do tempo. Assim, estudos de metacomunidade ou diversidade β baseados em instantes únicos podem mascarar processos ecológicos críticos, percebidos apenas em períodos prolongados (Fernandes et al., 2014; Benincà et al., 2015).

A alta riqueza e densidade de espécies podem estar relacionadas à heterogeneidade de habitats proporcionada por diferentes espécies de macrófitas e à variabilidade das características físicas e químicas da água presentes nos bancos de macrófitas. Estudos demonstraram que a presença de macrófitas aquáticas aumenta a riqueza de espécies (Lansac-Tôha et al., 2004; Van den Brink, Van Katwijk & Van der Velde, 1994; Burdis & Hoxmeier, 2011). Entre os organismos coletados, muitos possuem estruturas específicas para viverem associados às macrófitas. Por exemplo, o pé dos

rotíferos facilita a fixação à vegetação litorânea (Green, 2003). Cladóceros da família Chydoridae, comuns em regiões litorâneas com macrófitas (Quade, 1969; Adamczuk, 2014), colonizam esses habitats utilizando raspagem mecânica para coletar partículas fixadas no perifíton (Dole-Olivier et al., 2000; Helvécio, 2008; Lansac-Tôha, Velho & Bonecker, 2003).

Apesar de nosso estudo não ter mostrado uma relação direta da comunidade com as macrófitas, em geral, já foi demonstrado que muitas dessas espécies preferem leitos de macrófitas, pois, ao criarem microhabitats, afetam a proporção de grupos funcionais nos ecossistemas (Natalia, 2005; Heino, 2008; Thomaz & Cunha, 2010; Bolduc, Bertolo & Pinel-Alloul, 2016; Viana, 2016). A inclusão de zonas litorâneas aumenta o conhecimento da biodiversidade de organismos, que tem sido tipicamente baseado em estudos de zonas pelágicas, e pode ter implicações para o planejamento de conservação de lagos de planície. Portanto, estudar os organismos associados às macrófitas é essencial para compreender melhor o funcionamento do ecossistema, já que a presença de macrófitas é um dos muitos fatores que podem levar à variação na riqueza de espécies (Almeida et al., 2007; Maia-Barbosa, Peixoto & Guimarães, 2008; Fontaneto & Plewka, 2021; Mimouni, Pinel-Alloul & Beisner, 2015).

Além disso, os estudos devem continuar explorando os impactos ambientais nas planícies de inundação que podem comprometer sua funcionalidade natural. A alta exploração dos recursos naturais, a poluição da água, a degradação dos habitats e a invasão de espécies representam ameaças significativas à biodiversidade, favorecendo a homogeneização biótica (Tockner et al., 2002; Rahel, 2002; Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004; Dudgeon et al., 2006).

5. Conclusão

Esta pesquisa trouxe novas perspectivas para a compreensão da ecologia dos microrganismos heterotróficos associados às macrófitas em lagos da planície de inundação do médio Rio Araguaia. A riqueza e densidade de espécies observadas reforçam o papel crucial desses organismos na estruturação e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Embora a Análise de Redundância (RDA) não tenha identificado significância estatística para os preditores ambientais, espaciais ou de paisagem, esses resultados não devem ser interpretados como uma falta de influência dessas variáveis. Pelo contrário, eles sugerem que a dinâmica dos ambientes de planície de inundação,

marcada por pulsos de inundação, cria um cenário em que fatores temporais e hidrológicos não captados na pesquisa tenham um impacto forte e complexo sobre as comunidades biológicas do que aqueles examinados nesta escala.

A homogeneização das comunidades durante os períodos de cheia, refletida na baixa diversidade beta, evidencia a influência dos pulsos de inundação na organização ecológica dessas comunidades. O ligeiro predomínio do *nestedness* sobre o *turnover* sugere que a variação entre as comunidades se deve, em grande parte, à presença ou ausência de espécies amplamente distribuídas, ao invés da substituição por espécies endêmicas ou raras. Esse padrão destaca a importância das condições abióticas locais da água como determinantes da estrutura comunitária, enquanto fatores espaciais, de paisagem e o tipo de substrato (macrófitas) mostraram-se menos significativos nesta análise. No entanto, esses resultados indicam que a complexidade das interações ecológicas em ecossistemas de planície de inundação exige abordagens integrativas que considerem escalas temporais e espaciais distintas.

Esses achados podem contribuir para a gestão da biodiversidade em planícies de inundação, ressaltando a importância da qualidade da água para a diversidade microbiana, afetada por variações ambientais e intervenções humanas. Estudos futuros devem explorar os mecanismos que regulam essa diversidade e investigar fatores hidrológicos e conectividade espacial para combater a fragmentação, promovendo estratégias de manejo que preservem as funções ecológicas e a integridade desses ecossistemas diante das mudanças globais.

6. Referências bibliográficas

- Adamczuk, M. (2014). Niche separation by littoral-benthic Chydoridae (Cladocera, Crustacea) in a deep lake-potential drivers of their distribution and role in littoral-pelagic coupling. *Journal of Limnology*, 73(3).
- Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., & Gomes, L. C. (2004). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams.
- Alahuhta, J., Kosten, S., Akasaka, M., Auderset, D., Azzella, M. M., Bolpagni, R., ... & Heino, J. (2017). Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. *Journal of Biogeography*, 44(8), 1758-1769.
- Aleixo, M. H. F., Possamai, L. C., de Castro, K. S. P., Yofukuji, K. Y., Cardozo, A. L. P., & Fugii, R. (2024). Habitat complexity versus habitat heterogeneity: Invertebrates prefer macrophyte stands with intermediate biomass and high functional diversity. *Freshwater Biology*, 69(9), 1278-1291.
- Alarte, V. M., Siqueira, N. S., Murakami, E. A., & Rodrigues, L. (2009). Effects of hydrological regime and connectivity on the interannual variation in taxonomic similarity of periphytic algae. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 609-616.
- Almeida, V. L. D. S., Larrazábal, M. E. L. D., Moura, A. D. N., & Melo Júnior, M. D. (2006). Rotifera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96, 445-451.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., ... & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, 14(1), 19-28.
- Aquino, S., Latrubesse, E. M., & de Souza Filho, E. E. (2009). Caracterização hidrológica e geomorfológica dos afluentes da Bacia do Rio Araguaia. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 10(1).
- Azim, M. E., & Asaeda, T. (2005). Periphyton structure, diversity and colonization. *Periphyton: ecology, exploitation and management*, 1.

Baiser, B., Olden, J. D., Record, S., Lockwood, J. L., & McKinney, M. L. (2012). Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1748), 4772-4777.

Bănăduc, D., Simić, V., Cianfaglione, K., Barinova, S., Afanasyev, S., Öktener, A., ... & Curtean-Bănăduc, A. (2022). Freshwater as a sustainable resource and generator of secondary resources in the 21st century: Stressors, threats, risks, management and protection strategies, and conservation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(24), 16570.

Baselga, A. (2010). Partitioning the *turnover* and *nestedness* components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.

Baselga, A. (2010). Partitioning the *turnover* and *nestedness* components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.

Beisner, B. E., Peres-Neto, P. R., Lindström, E. S., Barnett, A., & Longhi, M. L. (2006). The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, 87(12), 2985-2991.

Benincà, E., Ballantine, B., Ellner, S. P., & Huisman, J. (2015). Species fluctuations sustained by a cyclic succession at the edge of chaos. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(20), 6389-6394.

Biolo, S., & Rodrigues, L. (2013). Structure of the periphytic algae associated with a floating macrophyte in an open lake on the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 35(4), 513-519.

Blanchet, F. G., Legendre, P., Maranger, R., Monti, D., & Pepin, P. (2011). Modelling the effect of directional spatial ecological processes at different scales. *Oecologia*, 166, 357-368.

Bolduc, P., Bertolo, A., & Pinel-Alloul, B. (2016). Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. *Hydrobiologia*, 778, 151-165.

Borcard, D., & Legendre, P. (2002). All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological modelling*, 153(1-2), 51-68.

- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2, p. 688). New York: Springer.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). Spatial analysis of ecological data. *Numerical ecology with R*, 299-367.
- Bozelli, R. L., Thomaz, S. M., Padial, A. A., Lopes, P. M., & Bini, L. M. (2015). Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753, 233-241.
- 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. D. S., Heino, J., Pozzobom, U. M., & Landeiro, V. L. (2020). 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.
- Cantonati, M., Poikane, S., Pringle, C. M., Stevens, L. E., Turak, E., Heino, J., ... & Znachor, P. (2020). Characteristics, main impacts, and stewardship of natural and artificial freshwater environments: consequences for biodiversity conservation. *Water*, 12(1), 260.
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Emmett Duffy, J., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443(7114), 989-992.
- Cardoso, L. D. S., Faria, D. M. D., Crossetti, L. O., & da Motta Marques, D. (2019). Phytoplankton, periphyton, and zooplankton patterns in the pelagic and littoral regions of a large subtropical shallow lake. *Hydrobiologia*, 831, 119-132.
- Carpenter, S. R., & Lodge, D. M. (1986). Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic botany*, 26, 341-370.

- Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S. (2020). Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 86-104.
- Choi, J. Y., Jeong, K. S., Kim, S. K., La, G. H., Chang, K. H., & Joo, G. J. (2014). Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological informatics*, 24, 177-185.
- Colloff, M. J., & Baldwin, D. S. (2010). Resilience of floodplain ecosystems in a semi-arid environment. *The Rangeland Journal*, 32(3), 305-314.
- Cottenie, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters*, 8(11), 1175-1182.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N., & De Meester, L. (2003). Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84(4), 991-1000.
- de Faria, D. M., Cardoso, L. D. S., & da Motta Marques, D. (2017). Epiphyton dynamics during an induced succession in a large shallow lake: wind disturbance and zooplankton grazing act as main structuring forces. *Hydrobiologia*, 788, 267-280.
- Declerck, S. A., Coronel, J. S., Legendre, P., & Brendonck, L. (2011). Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. *Ecography*, 34(2), 296-305.
- Denys, L., & De Smet, W. H. (2023). Diversity, composition and environmental Relations of periphytic rotifer assemblages in lentic freshwater bodies (Flanders, Lower Belgium). *Diversity*, 15(12), 1214.
- Diniz, L. P., Petsch, D. K., & Bonecker, C. C. (2021). Zooplankton β diversity dynamics and metacommunity structure depend on spatial and temporal scales in a Neotropical floodplain. *Freshwater Biology*, 66(7), 1328-1342.
- do Nascimento Filho, S. L., Gama, W. A., & do Nascimento Moura, A. (2021). Effect of the structural complexity of aquatic macrophytes on epiphytic algal, macroinvertebrates, and their interspecific relationships. *Aquatic Sciences*, 83, 1-14.
- Dodds, W. K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Elsevier.

Dole-Olivier, M. J., 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.

Dos Santos, T. R., Ferragut, C., & de Mattos Bicudo, C. E. (2013). Does macrophyte architecture influence periphyton? Relationships among *Utricularia foliosa*, periphyton assemblage structure and its nutrient (C, N, P) status. *Hydrobiologia*, *714*, 71-83.

Drago, E. C. (2007). The physical dynamics of the river–lake floodplain system. In *The Middle Paraná River: limnology of a subtropical wetland* (pp. 83-122). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., & Dray, M. S. (2017). *adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis*. [Google Scholar].

Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological modelling*, *196*(3-4), 483-493.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, *81*(2), 163-182.

Elmoor-Loureiro, L. M. A., Sousa, F. D. R., Oliveira, F. R., Joko, C. Y., Perbiche-Neves, G., Da Silva, A. C. S., ... & Simões, N. R. (2023). Towards a synthesis of the biodiversity of freshwater Protozoa, Rotifera, Cladocera, and Copepoda in Brazil. *Limnologia*, *100*, 126008.

Fernandes, I. M., Henriques-Silva, R., Penha, J., Zuanon, J., & Peres-Neto, P. R. (2014). Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. *Ecography*, *37*(5), 464-475.

Fontaneto, D., & Plewka, M. (2021). Phylum Rotifera. In *Invertebrate Zoology* (pp. 265-278). CRC Press.

- Freitas, Y. D. G. C., Ramos, B. R. D., Silva, Y. G., Sampaio, G. S., Nascimento, L. D. S., Castelo Branco, C. W., & Miranda, V. B. D. S. (2022). Testate amoebae: a review on their multiple uses as bioindicators. *Acta Protozool*, *61*, 1-49.
- García-Girón, J., Heino, J., García-Criado, F., Fernández-Aláez, C., & Alahuhta, J. (2020). Biotic interactions hold the key to understanding metacommunity organisation. *Ecography*, *43*(8), 1180-1190.
- Godsoe, W., Bellingham, P. J., & Moltchanova, E. (2022). Disentangling niche theory and beta diversity change. *The American Naturalist*, *199*(4), 510-522.
- González-Miguéns, R., Soler-Zamora, C., Villar-Depablo, M., Todorov, M., & Lara, E. (2022). Multiple convergences in the evolutionary history of the testate amoeba family Arcellidae (Amoebozoa: Arcellinida: Sphaerothecina): when the ecology rules the morphology. *Zoological Journal of the Linnean Society*, *194*(4), 1044-1071.
- Green, J. (2003). Associations of planktonic and periphytic rotifers in a tropical swamp, the Okavango Delta, Southern Africa. *Hydrobiologia*, *490*(1), 197-209.
- Heiler, G., Hein, T., Schiemer, F., & Bornette, G. (1995). Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management*, *11*(3-4), 351-361.
- Heino, J. (2008). Patterns of functional biodiversity and function-environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanography*, *53*(4), 1446-1455.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, *60*(5), 845-869.
- Helvécio, L. D. (2008). Seasonal fluctuations of the microcrustacean assemblages in the littoral zone of Lake Dom Helvécio (Parque Estadual do Rio Doce, MG). *Acta Limnol. Bras*, *20*(3), 213-219.
- HH, B. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw J Zool*, *24*, 419-456.
- Hinojosa-Garro, D., Mason, C. F., & Underwood, G. J. (2010). Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow

water bodies under contrasting land management. *Fundamental and applied limnology*, 177(1), 19.

Holomuzki, J. R., Feminella, J. W., & Power, M. E. (2010). Biotic interactions in freshwater benthic habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 220-244.

Holyoak, M., Leibold, M. A., & Holt, R. D. (Eds.). (2005). *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press.

Jeon, K. (Ed.). (2012). *The biology of amoeba*. Elsevier.

Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Kairesalo, T., & Perrow, M. R. (1998). Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (pp. 91-114). New York, NY: Springer New York.

Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), 2427-2439.

Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.

Korhonen, J. J., Soininen, J., & Hillebrand, H. (2010). A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology*, 91(2), 508-517.

Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C., Velho, L. M., & Lima, A. F. (2004). Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 145-190.

Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Bonecker, C. C. (2003). Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 231-242.

Lansac-Tôha, F. M., Quirino, B. A., Souza, Y. R., Lansac-Tôha, F. A., Velho, L. F. M., & Baumgartner, M. T. (2021). The commonality of core biological groups across freshwater food webs. *Limnology and Oceanography*, 66(4), 1459-1474.

- Latrubesse, E. M., & STEVAUX, J. C. (2006). Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. *Revista Geociências-UNG-Ser*, 5(1), 65-73.
- Latrubesse, E. M., & STEVAUX, J. C. (2006). Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do Rio Araguaia, Brasil Central. *Revista Geociências-UNG-Ser*, 5(1), 65-73.
- Leandrini, J. A., Fonseca, I. A., & Rodrigues, L. (2008). Characterization of habitats based on algal periphyton biomass in the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 503-509.
- Leão, H., Esdar, L. C. R., & Dunck, B. (2021). The role of macrophyte architecture in driving periphytic algal communities in a lowland river in the Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Botany*, 44(1), 263-272.
- Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters*, 16(8), 951-963.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (Vol. 24). Elsevier.
- Leibold, M. A. (1999). Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research*, 1(1), 73-95.
- Leibold, M. A., & Chase, J. M. (2018). *Metacommunity ecology, volume 59*. Princeton University Press.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.
- Lemke, M. J., Paver, S. F., Dungey, K. E., Velho, L. F. M., Kent, A. D., Rodrigues, L. C., ... & Randle, M. R. (2017). Diversity and succession of pelagic microorganism communities in a newly restored Illinois River floodplain lake. *Hydrobiologia*, 804, 35-58.
- Liu, B., Zhou, C., Zheng, L., Duan, H., Chen, Y., & Wang, G. (2022). Metacommunity concepts provide new insights in explaining zooplankton spatial patterns within large floodplain systems. *Water*, 14(1), 93.

- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., & Hillebrand, H. (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in ecology & evolution*, 26(9), 482-491.
- Lopes, P. M., Bini, L. M., Declerck, S. A., Farjalla, V. F., Vieira, L. C., Bonecker, C. C., ... & Bozelli, R. L. (2014). Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PloS one*, 9(10), e109581.
- Maia-Barbosa, P. M., Peixoto, R. S., & Guimarães, A. S. (2008). Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1069-1078.
- Maloufi, S., Catherine, A., Mouillot, D., Louvard, C., Couté, A., Bernard, C., & Troussellier, M. (2016). Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper β -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61(5), 633-645.
- Marcisz, K., Jassey, V. E., Kosakyan, A., Krashevskaya, V., Lahr, D. J., Lara, E., ... & Fournier, B. (2020). Testate amoeba functional traits and their use in paleoecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 575966.
- Mimouni, E. A., Pinel-Alloul, B., & Beisner, B. E. (2015). Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 18, 1353-1372.
- Natalia, K. K. (2005). On body size and habitat selection in rotifers in a macrophyte-dominated lake Budzyńskie, Poland. *Aquatic Ecology*, 39, 447-454.
- Neiff, J. J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6), 424-441.
- Ogamba, E. N., Iyiola, A. O., Yarkwan, B., & Adetola, B. O. (2023). Potentials, threats, and sustainable conservation strategies of plankton and macrophytes. In *Sustainable Utilization and Conservation of Africa's Biological Resources and Environment* (pp. 85-117). Singapore: Springer Nature Singapore.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9), 1-295.
- Pedruski, M. T., & Arnott, S. E. (2011). The effects of habitat connectivity and regional heterogeneity on artificial pond metacommunities. *Oecologia*, 166, 221-228.

- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Akama, A., Andrade Filho, J. D., Azevedo-Santos, V. M., Barbosa, M. V. M., ... & Zuanon, J. (2021). Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68, 445-452.
- Pelletier, M. C., Ebersole, J., Mulvaney, K., Rashleigh, B., Gutierrez, M. N., Chintala, M., ... & Lane, C. (2020). Resilience of aquatic systems: review and management implications. *Aquatic sciences*, 82, 1-25.
- 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.
- Petsch, D. K., Cottenie, K., Padial, A. A., Dias, J. D., Bonecker, C. C., Thomaz, S. M., & Melo, A. S. (2021). Floods homogenize aquatic communities across time but not across space in a Neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 83, 1-11.
- Picapedra, P. H. D. S., Fernandes, C., & Baumgartner, G. (2019). Structure and ecological aspects of zooplankton (Testate amoebae, Rotifera, Cladocera and Copepoda) in highland streams in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31, e5.
- Quade, H. W. (1969). Cladoceran faunas associated with aquatic macrophytes in some lakes in northwestern Minnesota. *Ecology*, 50(2), 170-179.
- Rahel, F. J. (2002). Homogenization of freshwater faunas. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1), 291-315.
- Roberts, E., Kroker, J., Körner, S., & Nicklisch, A. (2003). The role of periphyton during the re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 506, 525-530.
- Ruhí, A., Datry, T., Sabo, J.L., 2017. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. *Conserv. Biol.* 31 (6), 1459–1468
- Schmid-Araya, J. M., & Schmid, P. E. (2000). Trophic relationships: integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology*, 44(1), 149-163.
- Silva, Y. G. D., Sampaio, G. S., Ramos, B. R. D. O., Freitas, Y. D. G. C., Nascimento, L., Branco, C. W. C., & Miranda, V. B. D. S. (2022). Testate amoebae (Amorphea,

Amoebozoa, Cercozoa) as bioindicators: a scientometric review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34, e20.

Simoës, N. R., Dias, J. D., Leal, C. M., de Souza Magalhães Braghin, L., Lansac-Tôha, F. A., & Bonecker, C. C. (2013). Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. *Aquatic Sciences*, 75, 607-617.

Simões, N. R., Lansac-Tôha, F. A., & Bonecker, C. C. (2013). Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *International Review of Hydrobiology*, 98(1), 24-33.

Soares, C. E. A., Velho, L. F. M., Lansac-Toha, F. A., Bonecker, C. C., Landeiro, V. L., & Bini, L. M. (2015). The likely effects of river impoundment on beta-diversity of a floodplain zooplankton metacommunity. *Natureza & Conservação*, 13(1), 74-79.

Soininen, J., Heino, J., & Wang, J. (2018). A meta-analysis of *nestedness* and *turnover* components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 96-109.

Soininen, J., McDonald, R., & Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30(1), 3-12.

Stendera, S. E., & Johnson, R. K. (2005). Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 50(8), 1360-1375.

Takeda, A. M., Souza-Franco, G. D., Melo, S. D., & Monkolski, A. (2003). Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: EDUEM*, 243-260.

Thomaz, S. M., & Cunha, E. R. D. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 218-236.

Thomaz, S. M., Bini, L. M., & Bozelli, R. L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1-13.

Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation*, 29(3), 308-330.

- Tonkin, J. D., Stoll, S., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2016). Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos*, *125*(5), 686-697.
- Van den Brink, F. W. B., Van Katwijk, M. M., & Van der Velde, G. (1994). Impact of hydrology on phyto-and zooplankton community composition in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Journal of Plankton Research*, *16*(4), 351-373.
- Van Der Plas, F. (2019). Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, *94*(4), 1220-1245.
- Viana, D. S., Figuerola, J., Schwenk, K., Manca, M., Hobæk, A., Mjelde, M., ... & Santamaría, L. (2016). Assembly mechanisms determining high species turnover in aquatic communities over regional and continental scales. *Ecography*, *39*(3), 281-288.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater biology*, *47*(4), 517-539.
- Warfe, D. M., & Barmuta, L. A. (2006). Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia*, *150*, 141-154.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.
- Yang, Z., Liu, X., Zhou, M., Ai, D., Wang, G., Wang, Y., ... & Lundholm, J. T. (2015). The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Scientific reports*, *5*(1), 15723.
- Zhang, N., Li, H., Jeppesen, E., & Li, W. (2013). Influence of substrate type on periphyton biomass and nutrient state at contrasting high nutrient levels in a subtropical shallow lake. *Hydrobiologia*, *710*, 129-141.
- Zhao, J., Ramin, M., Cheng, V., & Arhonditsis, G. B. (2008). Plankton community patterns across a trophic gradient: the role of zooplankton functional groups. *Ecological modelling*, *213*(3-4), 417-436.

Capítulo 2. Influência de fatores ambientais e espaciais nas comunidades zooplanctônicas de ecossistemas ripários tropicais

Resumo

As comunidades zooplanctônicas desempenham um papel crucial nas dinâmicas tróficas de ecossistemas ripários tropicais, atuando como bioindicadores de mudanças ambientais. Este estudo investiga a influência de fatores ambientais locais, variáveis de paisagem e estruturas espaciais na composição das comunidades zooplanctônicas em riachos do bioma Cerrado. Amostramos 28 riachos com diferentes intensidades de uso da terra e analisamos suas características ambientais. A análise de redundância (RDA) revelou que fatores ambientais como oxigênio dissolvido, condutividade e pH tiveram o impacto mais significativo na estrutura das comunidades zooplanctônicas. Em contrapartida, variáveis de paisagem e espaciais mostraram menor influência. Os resultados destacam a importância das condições ambientais locais na formação dessas comunidades e fornecem insights para a gestão dos recursos hídricos e a conservação da biodiversidade em ecossistemas ripários tropicais.

Palavras-chaves: impactos antrópicos, paisagem, riachos, fatores ambientais, Cerrado

1. Introdução

Dentre os diversos ecossistemas aquáticos, os riachos desempenham um papel essencial, pois fornecem serviços ecossistêmicos cruciais para o bem-estar humano e a sustentabilidade ambiental. Caracterizados por processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos complexos, esses sistemas regulam o fluxo de água, moldam a paisagem e sustentam uma rica biodiversidade (Meyer et al., 1999; Dodds & Oakes, 2008; Allan, Castillo & Capps, 2021). Além disso, atuam como importantes fontes para ecossistemas adjacentes, o que facilita a migração e dispersão de espécies e contribui para a manutenção da biodiversidade regional (Vannote et al., 1980; Gomi, Sidle & Richardson, 2002; Allan, 2004; Thorp & Covich, 2010).

As zonas ripárias, ecótonos que conectam ecossistemas terrestres e aquáticos, desempenham um papel vital na manutenção da biodiversidade e na funcionalidade dos ecossistemas aquáticos tropicais (Gregory et al., 1991; Pedraza et al., 2021; Rusnák et al., 2022). Essas interações dinâmicas são fundamentais não apenas para a qualidade da água e a vida aquática, mas também para a mitigação de poluentes e a preservação da heterogeneidade dos habitats (Naiman & Decamps, 1997; Riis et al., 2020; Kupilas et al., 2021). Entretanto, intervenções humanas, como desmatamento e mudanças no uso do solo, têm facilitado a entrada de nutrientes e poluentes nos sistemas aquáticos. Essas ações podem alterar as dinâmicas físicas, químicas e biológicas desses ecossistemas, e resultar em perda de habitat e impactos negativos sobre a biota local (Reis et al., 2017; Sługocki et al., 2019; Josué et al., 2021).

Diante dessas pressões, a biodiversidade dos riachos e os serviços ecossistêmicos que eles fornecem estão sob ameaça. Perturbações antrópicas intensas, como poluição e uso inadequado do solo, alteram parâmetros limnológicos, como turbidez, concentração de nutrientes e oxigênio dissolvido, além de modificar a estrutura física dos habitats, afetando diretamente a composição e organização das comunidades biológicas (Malmqvist & Rundle, 2002; Dudgeon et al., 2006; Picapedra, Fernandes & Baumgartner, 2019). Consequentemente, os organismos aquáticos podem servir como indicadores valiosos em programas de monitoramento e informar estratégias de conservação destinadas a mitigar seus impactos (Faquim et al., 2021)

O zooplâncton desempenha um papel crucial na transferência de energia dentro da cadeia alimentar e na ciclagem de nutrientes, sendo um indicador sensível de mudanças ambientais. Estudos anteriores mostraram alterações na composição, diversidade e

abundância do zooplâncton em resposta a perturbações humanas (Lampert & Sommer, 2007; Jakhar, 2013; Gomes et al., 2020; Faquim et al., 2021; Castilho-Noll et al., 2023). Devido à sua diversidade taxonômica, ciclo de vida curto e variabilidade fisiológica, o zooplâncton é particularmente sensível a variáveis limnológicas, como pH, temperatura, oxigênio dissolvido e presença de metais pesados, que afetam diretamente sua sobrevivência e reprodução (Gannon & Stemberger, 1978; Picapedra, Fernandes & Sanches, 2020; Bomfim et al., 2024). Além disso, variáveis espaciais, como a conectividade entre habitats e a heterogeneidade do ambiente, e paisagísticas, como o uso do solo e a vegetação circundante, influenciam sua dispersão e a disponibilidade de recursos, moldando a composição e estrutura dessas comunidades (Beisner et al., 2006; Heino et al., 2015; Santos et al., 2016).

Dada a vulnerabilidade das comunidades zooplanctônicas a alterações na qualidade dos habitats e na disponibilidade de recursos, o estudo dessas comunidades é fundamental, especialmente em regiões impactadas por atividades humanas, como no bioma Cerrado, um dos hotspots mundiais de biodiversidade (Brum et al., 2019; Latrubesse et al., 2019; Picapedra et al., 2020; Shen et al., 2021; Pimentel Lino Carneiro, Santos Nogueira & Soares dos Santos, 2023). Nesse contexto, investigar as comunidades aquáticas, como o zooplâncton, pode contribuir para a compreensão dos efeitos da conversão e uso do solo em ecossistemas aquáticos adjacentes (de Mello et al., 2020; Hasan et al., 2020; Tanaka, Minggat & Roseli, 2021).

Estudos de zooplâncton em riachos são raros, uma vez que a natureza lótica desses ambientes pode restringir a persistência das espécies (Allan & Castillo, 2007; Wellnitz & Poff, 2001). No entanto, os riachos também oferecem microhabitats adequados para o zooplâncton, como poças e áreas marginais com águas lentas, que permitem a colonização desses organismos (Thorp & Covich, 2010). Perturbações humanas, como mudanças no uso da terra ao redor dos riachos, podem influenciar as condições do rio e a disponibilidade de microhabitats essenciais para o zooplâncton (Heino et al., 2009). Esses impactos também afetam variáveis hidrológicas, como a velocidade da água, que influencia a dispersão passiva desses organismos (Cottenie, 2005). Assim, as perturbações e a dispersão humana podem interagir na determinação da montagem da comunidade zooplanctônica em uma escala de metacomunidade (Logue et al., 2011). Abordar essas múltiplas escalas é crucial para melhorar nossa capacidade de usar o zooplâncton como bioindicador (Beisner et al., 2006).

O conceito de metacomunidade, que descreve grupos de comunidades locais interconectadas pela dispersão de múltiplas espécies interativas, é crucial para entender as dinâmicas ecológicas em sistemas aquáticos. A estrutura dessa teoria permite explorar como processos locais e espaciais influenciam a presença de espécies em habitats conectados (Leibold et al., 2004; Holyoak, Leibold & Holt, 2005; Logue et al., 2011). A teoria das metacomunidades busca explicar como a dispersão de organismos entre diferentes manchas de habitat interage com a dinâmica local na estruturação das comunidades e como os gradientes ambientais podem influenciar as propriedades demográficas das espécies, moldando a estrutura das comunidades locais (Mouquet & Loreau, 2003; Cottenie, 2005; Mihaljevic, 2012).

Nos ecossistemas fluviais, a aplicação do conceito de metacomunidade permite investigar a interação entre processos ambientais locais, como a qualidade da água e o uso do solo, e processos espaciais, como a conectividade dos habitats, na estruturação das comunidades (Brown & Swan, 2010; Heino et al., 2015; Tonkin, Heino & Altermatt, 2018). Estudos indicam que a estruturação das metacomunidades é altamente complexa e moldada por múltiplos fatores, destacando a intrincada rede de interações que governam as dinâmicas dessas comunidades aquáticas (Cid et al., 2020; Lansac-Tôha et al., 2021; Gálvez et al., 2022).

Embora a dispersão desempenhe um papel crucial na estruturação de comunidades locais, evidenciando a importância de compreender suas taxas e a dinâmica resultante (Cadotte, Fortner & Fukami, 2006; Howeth & Leibold, 2010; Hanly & Mittelbach, 2017), alguns estudos também indicam que fatores ambientais locais podem ser suficientemente fortes para selecionar conjuntos distintos e heterogêneos de espécies, mesmo em presença de dispersão (Cottenie et al., 2003; Howeth & Leibold, 2010). Além disso, processos regionais e locais que moldam a estrutura das comunidades em ambientes naturais podem ser significativamente alterados em áreas sob intervenção humana, onde o manejo de habitats e o uso e ocupação do solo modificam as interações entre espécies e suas respostas a gradientes ambientais (Dormann et al., 2007; Ekroos, Heliölä & Kuussaari, 2010; Maloney & Weller, 2011).

Especificamente no estudo do zooplâncton em riachos, a aplicação do conceito de metacomunidade é um campo em construção, ainda repleto de lacunas a serem preenchidas à respeito dos preditores das comunidades. As comunidades zooplânctônicas, devido à sua sensibilidade às variações ambientais e seu papel crucial na cadeia alimentar, oferecem uma oportunidade valiosa para investigar como fatores ambientais, espaciais e

paisagísticos interagem para moldar a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas fluviais (Cottenie et al., 2003; Havel & Shurin, 2004; Voelker & Swan, 2021). Compreender a estrutura e o funcionamento das metacomunidades é essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de restauração ou preservação da biodiversidade (Heino, 2013; Tonkin, 2014; Tonkin et al., 2016).

Considerando o papel do zooplâncton como indicador de mudanças ambientais e o impacto contínuo das alterações no uso do solo, este estudo tem como objetivo avaliar a importância relativa das variáveis ambientais locais, paisagísticas e espaciais na determinação da composição e estrutura das comunidades zooplanctônicas de riachos do Cerrado. Espera-se que os fatores ambientais locais exerçam a maior influência, refletindo diretamente nas condições imediatas que afetam essas populações. Compreender essas dinâmicas é essencial para desenvolver estratégias eficazes de conservação e gestão dos recursos hídricos, promovendo a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos na região.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Paranaíba, situada na região central do Brasil, especificamente entre as longitudes 45°W e 53°W e latitudes 15°S e 20°S. A bacia abrange uma área de 222.600 km², dos quais 63,2% (147.761 km²) estão localizados no sul do Estado de Goiás (CBH Paranaíba, 2021). Foram selecionados 28 riachos na sub-bacia do rio Piracanjuba, um tributário do rio Paranaíba. Esses riachos estão inseridos em áreas de Cerrado com variadas fitofisionomias e intensa conversão da paisagem. Os riachos foram padronizados em termos de declividade e substrato, sendo todos de 3ª ordem (Dodds & Oakes, 2008), e apresentam gradientes de impacto variáveis em relação ao uso do solo, desde áreas altamente preservadas com matas ripárias nativas até locais fortemente impactados pela urbanização e atividades agropecuárias. As coletas foram realizadas em 2018, durante o período de estiagem.

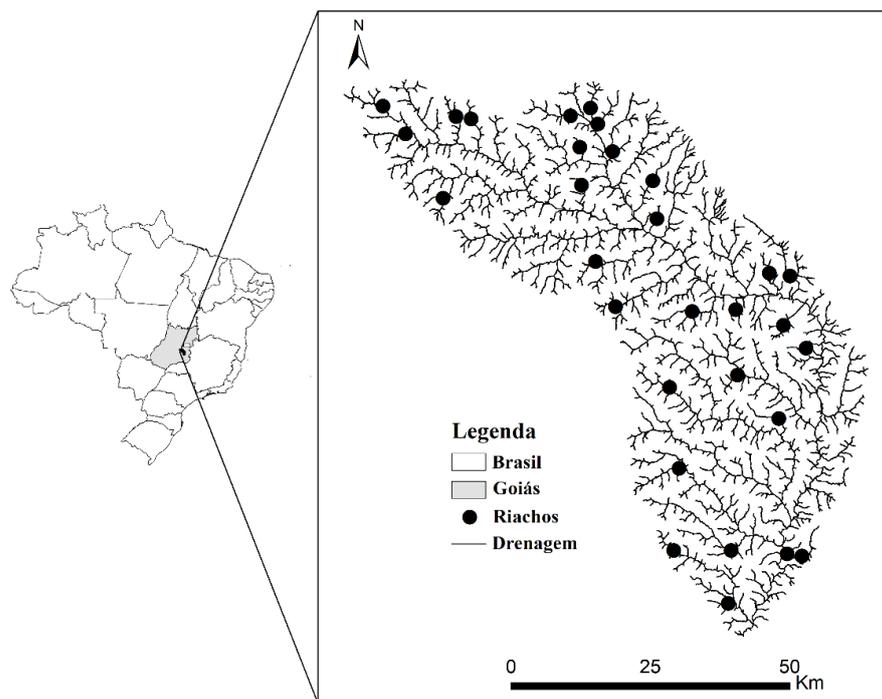


Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a localização dos riachos amostrados ao longo da sub-bacia do Rio Piracanjuba, região sul do Estado de Goiás (Brasil).

2.2. Amostragem da comunidade zooplanctônica

Em cada ponto de amostragem, o zooplâncton foi coletado ao longo de transectos de 10 metros, abrangendo diferentes regiões dos riachos, como áreas de remanso e corredeira. Utilizou-se uma rede com malha de 20 μm para filtrar um volume total de 350 litros de água. O material coletado foi então fixado em uma solução de formaldeído a 5%, tamponada com tetraborato de sódio.

2.3. Variáveis ambientais locais

As variáveis limnológicas locais foram mensuradas utilizando sensores portáteis (Manta 2 model sub 4.0), incluindo condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), fluxo da água (m/s), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, saturação de oxigênio (%), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e turbidez (NTU). Complementarmente, os níveis de fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrogênio total ($\mu\text{g}/\text{L}$), ortofosfato ($\mu\text{g}/\text{L}$), nitrato ($\mu\text{g}/\text{L}$) e clorofila ($\mu\text{g}/\text{L}$) foram determinados em laboratório a partir de amostras de água coletadas.

2.4. Dados de paisagem

O uso do solo foi analisado utilizando um buffer ripário de 100 metros de cada ponto amostral. Essas métricas foram derivadas usando imagens do Mapbiomas (tipo Landsat de 30 m de resolução, 2018) e processadas no software ArcGIS para classificar e quantificar o uso do solo em percentuais de cada categoria do uso de solo (considerando o buffer ripário e a drenagem) sendo: Formação florestal (FF); Formação savânica (FS); Floresta plantada (FP); Formação campestre (FC); Pastagem (P); Cultura anual e perene (CAP); Infraestrutura urbana (IFU) e Áreas não vegetadas (ANV). Uma vez classificado, o uso do solo foi convertido em porcentagem (%) considerando a quantidade de pixel de cada tipo de uso do solo.

2.5. Dados espaciais

Para a obter as variáveis de dados espaciais, as coordenadas geográficas de cada ponto amostral foram convertidas para o sistema cartesiano usando a função geoXY do pacote SoDA (Chambers, 2014). Utilizou-se a técnica de Mapa de Autovetores de Moran (dbMEM) baseada na distância (Legendre & Legendre, 2012) para analisar as variáveis espaciais. Além disso, para explorar os processos direcionais de dispersão, empregou-se o método de Autovetores Espaciais Assimétricos (AEM), conforme proposto por Blanchet et al. (2011), facilitando a avaliação das influências espaciais direcionais na variação da comunidade. Essa análise foi realizada utilizando a função aem do pacote adespatial no software R (Dray et al., 2019).

2.6. Procedimentos laboratoriais para identificações dos organismos

Em laboratório, as amostras de zooplâncton foram submetidas a processos de filtragem utilizando uma malha de 20 μm e posteriormente concentradas a um volume de 100 mL. Deste total, 10 mL foram subamostrados utilizando uma pipeta tipo Hensen-Stempel. As subamostras foram então examinadas em uma câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico para contagem e identificação dos organismos.

Para assegurar a completa amostragem taxonômica, procedeu-se a análises qualitativas adicionais, onde novas subamostras foram preparadas e examinadas

sucessivamente até que a adição de novos táxons à lista de identificação cessasse, garantindo que a diversidade de espécies presentes nas amostras fosse adequadamente representada.

A identificação dos organismos baseou-se em suas características morfológicas distintas, utilizando chaves taxonômicas específicas para cada grupo de zooplâncton (rotíferos, cladóceros, copépodes e amebas testáceas). Este método de identificação permitiu uma classificação precisa dos organismos, essencial para as análises subsequentes de biodiversidade e ecologia da comunidade zooplanctônica.

2.7. Análise de dados

Inicialmente, as variáveis ambientais foram padronizadas utilizando a transformação de Hellinger para dados biológicos (Legendre & Gallagher, 2001) e a padronização para dados ambientais, garantindo a comparabilidade entre as variáveis.

Para avaliar a influência isolada de cada matriz preditora (matrizes ambiental, de paisagem e espacial) na composição das comunidades zooplanctônicas (matriz biológica), foram realizadas Análises de Redundância (RDA). Na RDA ambiental, a matriz de dados biológicos foi relacionada às variáveis ambientais locais (Borcard, Gillet & Legendre, 2011). O ajuste do modelo foi avaliado utilizando o coeficiente de determinação ajustado (R^2 ajustado) e a significância do modelo foi testada através de uma Análise de Variância (ANOVA) baseada em permutação (Legendre, Oksanen & ter Braak, 2011). Na RDA de paisagem, a matriz de dados biológicos foi relacionada às variáveis de paisagem de uso do solo e cobertura vegetal, seguindo o mesmo procedimento de avaliação e teste de significância. Para a RDA espacial, utilizou-se a técnica de Mapa de Autovetores de Moran (dbMEM) na função AEM do pacote Adespatial (Dray, Legendre & Peres-Neto, 2006) para modelar a influência de variáveis espaciais, relacionando a matriz de dados biológicos às variáveis espaciais obtidas, com avaliação e teste de significância similares.

Os resultados das análises RDA foram compilados em uma tabela, incluindo os valores de R^2 e R^2 ajustado para cada conjunto de variáveis preditoras, bem como os valores de p das análises de permutação. Adicionalmente, foi realizada uma análise detalhada de RDA com o objetivo de identificar e compreender as principais variáveis ambientais que influenciam a distribuição das espécies zooplanctônicas, permitindo uma visualização mais clara das associações entre as espécies e as variáveis ambientais locais

de seus respectivos habitats. Foram calculadas as pontuações (scores) para as espécies, os centroides e as setas das variáveis (Borcard, Gillet & Legendre, 2011).

As análises dos dados foram realizadas utilizando o software R.

3. Resultados

Foram identificadas 72 espécies de zooplâncton nos pontos amostrados, distribuídas em 23 famílias (Tabela 2). Do total de espécies, 31 foram amebas testáceas, 15 foram cladóceros, 19 foram rotíferos e 7 foram copépodes. A riqueza de espécies entre os locais amostrados variou de 9 espécies no (ponto 9) a 68 espécies (ponto 11) (Figura 2). A densidade variou de 1857 ind/m³ (ponto 22) a 11600 ind/m³ (ponto 13) (Figura 3). Em geral, as amebas testáceas contribuíram com a maior densidade, seguidas por rotíferos, cladóceros e copépodes.

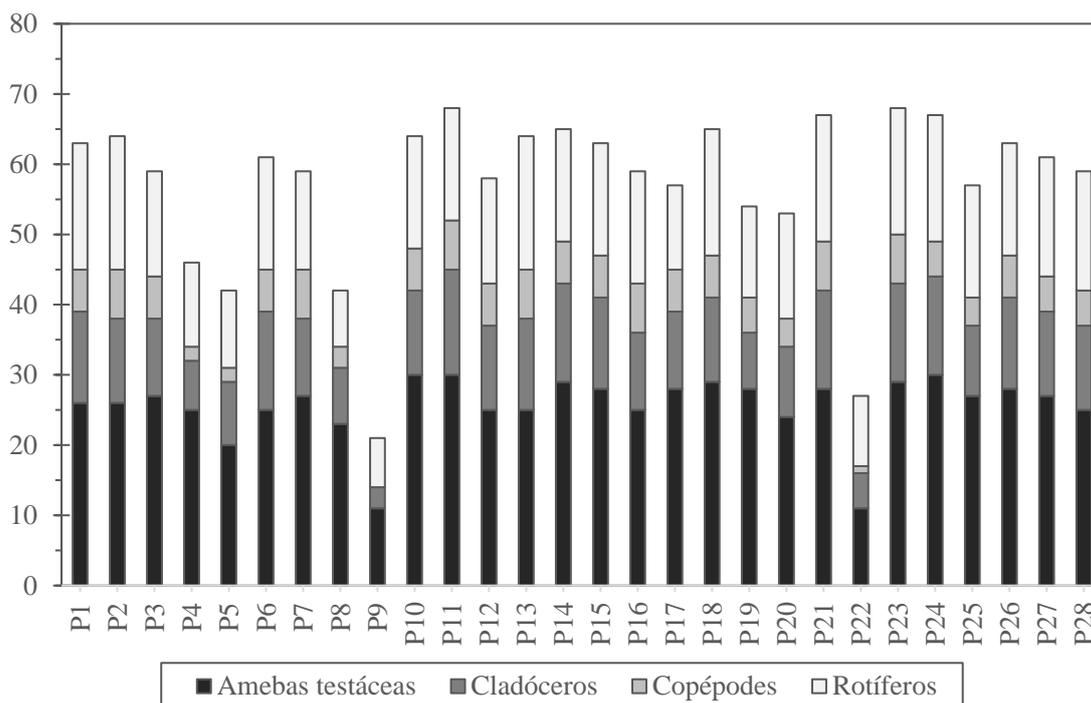


Figura 2. Riqueza de espécies pertencentes ao zooplâncton de 28 pontos amostrados nos riachos localizados na sub-bacia do rio Piracanjuba.

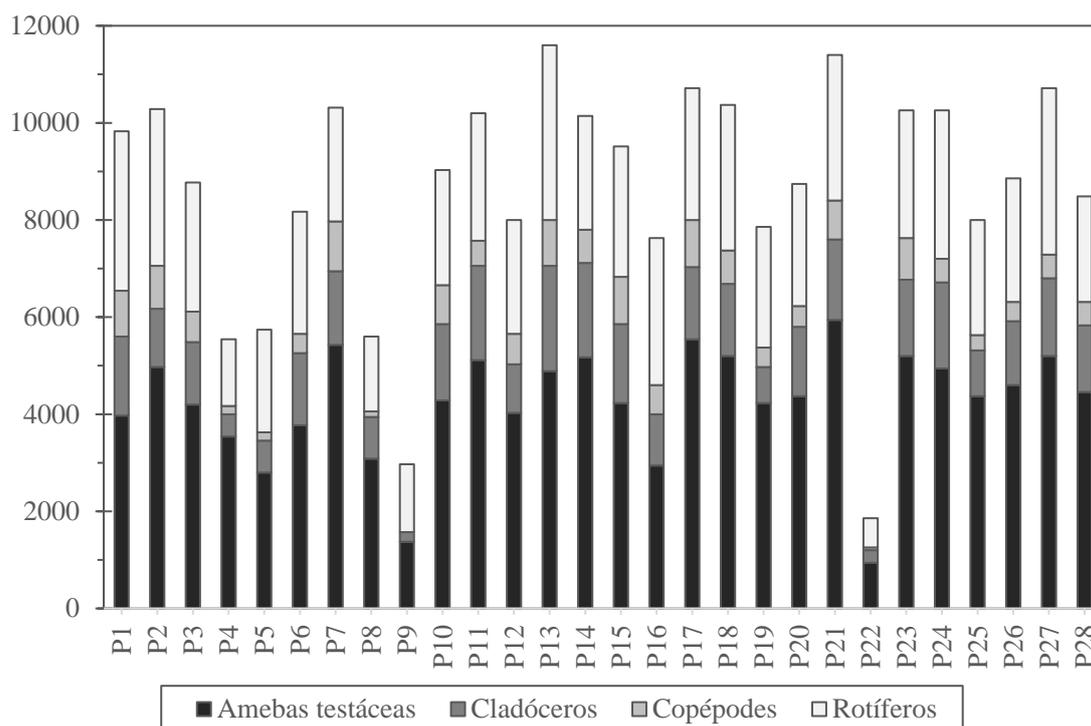


Figura 3. Densidade total de indivíduos (ind/m³) pertencentes ao zooplâncton de 28 pontos amostrados nos riachos localizados na sub-bacia do rio Piracanjuba.

A Análise de Redundância (RDA) realizada para avaliar a influência das variáveis ambientais, de paisagem e espaciais (Tabela 1) revelou que as variáveis ambientais explicaram uma proporção significativa da variação na composição das comunidades zooplanctônicas (R^2 ajustado = 0,1179, $p = 0,035$). Em contraste, a RDA utilizando variáveis de paisagem não forneceu uma explicação significativa para a variação na composição dessas comunidades (R^2 ajustado = 0,0301, $p = 0,212$). Da mesma forma, a RDA espacial não indicou uma estrutura espacial significativa na composição das comunidades zooplanctônicas (R^2 ajustado = 0,0296, $p = 0,123$).

Tabela 1. Resultados das análises de redundância (RDA) das comunidades zooplanctônicas em relação às variáveis ambientais, de paisagem e espaciais. A tabela apresenta os valores de R^2 , R^2 ajustado e os valores de p das análises.

Preditor	R^2	R^2 ajustado	p-value
Ambiental	0,48	0,12	0,03
Paisagem	0,32	0,03	0,21
Espacial	0,24	0,03	0,12

O biplot da Análise de Redundância (RDA) (Figura 4) destaca as variáveis ambientais mais relevantes para explicar a variação nas comunidades zooplanctônicas. O Eixo 1 explicou 11,77% da variação nos dados, enquanto o Eixo 2 capturou 8,56%. O gráfico evidenciou que variáveis como oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond), pH, temperatura (Temp) e fósforo total (PT) foram determinantes na variação das comunidades. O pH e o fósforo total se correlacionaram positivamente com o Eixo 2 enquanto, no Eixo 1, o oxigênio dissolvido mostrou correlação negativa, a condutividade, fluxo e temperatura apresentaram correlações positivas.

O comprimento e a direção das setas no biplot refletem a magnitude e a direção dessas influências, destacando a importância relativa de cada variável ambiental na organização das espécies. Embora o pH e o fósforo total tenham destacado diferenças nas comunidades ao longo do Eixo 2, variáveis como profundidade e turbidez tiveram uma influência menos significativa na separação das espécies. Espécies como *Lecane cornuta* e *Netzelia wailesi* foram associadas a ambientes com maior concentração de íons dissolvidos e temperaturas mais elevadas. A espécie *Arcella hemisphaerica* mostrou uma associação com a variável OP. Além disso, *Diffugia globulosa* apresentou associação com o fósforo total, enquanto *Lecane curvicornis* foi relacionada à turbidez.

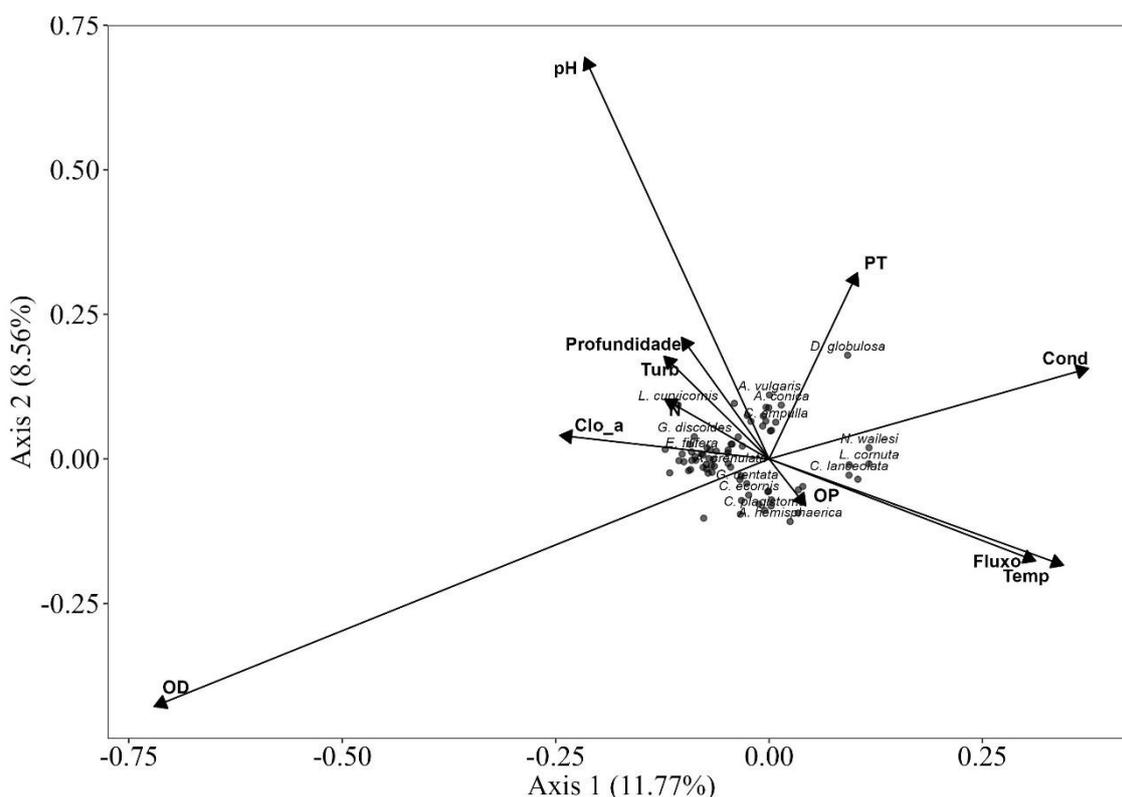


Figura 4. Análise de Redundância (RDA) mostrando a relação entre as comunidades zooplanctônicas e as variáveis ambientais nos riachos localizados na sub-bacia do rio Piracanjuba. Os eixos RDA1 e RDA2 explicam, respectivamente, 11,8% e 8,6% da variação total na composição das comunidades zooplanctônicas. As setas representam as variáveis ambientais e a direção e magnitude de sua influência. As espécies de zooplâncton estão representadas pontos indicando sua relação com as variáveis ambientais.

Tabela 2. Lista de espécies encontradas na comunidade zooplanctônica pertencentes aos 28 pontos amostrados nos riachos localizados na sub-bacia do rio Piracanjuba.

Grupo	Família	Espécie	Média	SD
Amebas testáceas	Arcellidae	<i>Arcella conica</i>	141,84	83,43
		<i>Arcella crenulata</i>	136,73	83,44
		<i>Arcella hemisphaerica</i>	166,33	113,36
		<i>Arcella vulgaris</i>	176,53	136,60
		<i>Galeripora dentata</i>	117,35	84,83
		<i>Galeripora discoides</i>	180,61	136,86
		<i>Galeripora megastoma</i>	130,61	88,33
	Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	108,16	72,22

Grupo	Família	Espécie	Média	SD	
Cladóceros		<i>Centropyxis aculeata oblonga</i>	151,02	89,72	
		<i>Centropyxis ecornis</i>	137,76	100,71	
		<i>Centropyxis constricta</i>	100,00	75,58	
		<i>Centropyxis discoides</i>	95,92	75,37	
		<i>Centropyxis gibba</i>	104,08	89,65	
		<i>Centropyxis plagistoma</i>	136,73	88,52	
		Cyphoderiidae	<i>Cyphoderia ampulla</i>	84,69	75,44
		Difflogiidae	<i>Cylindriflugia elegans</i>	204,08	137,26
			<i>Cylindriflugia lanceolata</i>	165,31	113,06
			<i>Difflogia cylindrus</i>	192,86	151,10
			<i>Difflogia distenda</i>	143,88	125,35
			<i>Difflogia globulosa</i>	161,22	119,76
			<i>Difflogia gramen</i>	231,63	122,21
			<i>Difflogia oblonga</i>	186,73	135,21
			<i>Erugomicula bidens</i>	229,59	147,60
		Euglyphidae	<i>Euglypha acanthophora</i>	83,67	65,56
			<i>Euglypha filifera</i>	106,12	72,52
			<i>Euglypha rotunda</i>	92,86	67,33
		Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia modesta</i>	102,04	65,85
			<i>Lesquereusia spiralis</i>	83,67	75,77
		Netzeliidae	<i>Netzelia oviformis</i>	82,65	79,26
	<i>Netzelia tuberculata</i>		111,22	89,26	
	<i>Netzelia wailesi</i>		96,94	78,72	
	Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	108,16	84,86	
		<i>Bosmina tubicen</i>	128,57	78,48	
		<i>Bosminopsis deitersi</i>	66,33	46,12	
	Chydoridae	<i>Alona guttata</i>	100,00	71,50	
		<i>Alona intermedia</i>	80,61	67,81	
		<i>Alona verrucosa</i>	107,14	80,98	
		<i>Alonella dadayi</i>	56,12	53,79	
		<i>Chydorus eurynotus</i>	104,08	65,72	
		<i>Chydorus pubescens</i>	117,35	67,91	
	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	131,63	92,36	
	Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	47,96	42,99	
	Macrothricidae	<i>Macrothrix elegans</i>	61,22	45,06	
	Moinidae	<i>Moina minuta</i>	83,67	71,47	
	Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i>	45,92	57,83	
		<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	55,10	48,99	
Copépodes	Cyclopidae	<i>Thermocyclops decipiens</i>	68,37	47,61	
		<i>Thermocyclops minutus</i>	92,86	76,53	
		<i>Thermocyclops</i> sp.	128,57	89,36	
		Copepodito	51,02	53,02	

Grupo	Família	Espécie	Média	SD
Rotíferos	Diaptomidae	Nauplio	65,31	45,12
		<i>Notodiaptomus</i> sp.	98,98	77,78
		Copepodito	61,22	50,32
	Brachionidae	<i>Brachionus dolabratus</i>	208,16	101,01
		<i>Brachionus falcatus</i>	214,29	142,77
		<i>Keratella americana</i>	59,18	44,25
		<i>Keratella cochlearis</i>	197,96	125,62
		<i>Keratella lenzi</i>	47,96	44,05
		<i>Keratella tropica</i>	46,94	50,74
	Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	202,04	119,22
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	187,76	123,19
		<i>Lecane cornuta</i>	134,69	102,68
		<i>Lecane curvicornis</i>	200,00	133,95
		<i>Lecane leontina</i>	189,80	123,20
		<i>Lecane lunaris</i>	201,02	124,32
		<i>Lecane quadridentata</i>	203,06	120,17
		<i>Lecane signifera</i>	131,63	104,57
		Lepadellidae	<i>Lepadella</i> sp.	54,08
	Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	65,31	54,85
	Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>	62,24	54,55
<i>Trichocerca similis</i>		48,98	41,03	
Trichotriidae	<i>Macrochaetus</i> sp.	43,88	51,91	

4. Discussão

Visto que riachos são sistemas lóticos com alta velocidade de corrente, eles limitam fortemente o estabelecimento de populações tipicamente planctônicas, resultando em uma composição específica de espécies. Nesses ambientes, há uma maior troca de organismos entre os compartimentos aquáticos, o que leva a uma grande contribuição de organismos bentônicos ou litorâneos (Lansac-Tôha et al., 2009). Em ambientes tipicamente lênticos, o zooplâncton é normalmente dominado por rotíferos e microcrustáceos, como cladóceros e copépodes. No entanto, em ambientes lóticos, as amebas testáceas têm uma presença notável na composição zooplânctônica (Picapedra, Fernandes & Baumgartner, 2019), como evidenciado pelos resultados deste estudo.

As amebas testáceas constituíram o grupo mais representativo, tanto em termos de riqueza quanto de densidade. Isso se deve possivelmente às características hidrodinâmicas dos riachos analisados, que são rasos, com canais estreitos e com fluxo de água relativamente alto. Essas condições intensificam as interações entre o

compartimento planctônico e o sedimento, habitat preferencial das amebas testáceas, promovendo uma maior presença desses organismos nas amostras planctônicas. Além disso a velocidade da corrente pode ser relevante na determinação dos padrões de distribuição espacial da abundância de amebas testáceas, já que o fluxo contínuo da água facilita o transporte partículas, criando condições propícias para o desenvolvimento e a colonização desses organismos (Velho et al., 2004; Fulone et al., 2008; Aggio et al., 2022).

Estudos indicam que, em ecossistemas aquáticos, a composição taxonômica das comunidades de microrganismos é geralmente influenciada por fatores locais, como condições limnológicas e bióticas, devido à importância dos fatores abióticos e bióticos em nível local (Thorp & Covich, 2010). Os resultados deste estudo indicam que a estrutura das comunidades zooplanctônicas em ecossistemas ripários tropicais, especificamente na sub-bacia do rio Piracanjuba, é predominantemente determinada por variáveis ambientais locais, enquanto fatores de paisagem e espaciais mostraram-se menos influentes. Portanto, nossa hipótese de que os fatores ambientais locais têm uma maior importância na predição e estruturação das metacomunidades zooplanctônicas foi corroborada.

As características físico-químicas da água, como fator determinante para explicar a variação da composição taxonômica das comunidades de microrganismos aquáticos, estão em conformidade com diversos estudos na literatura, que geralmente destacam o ambiente local como fundamental para determinar a composição do zooplâncton (Pinel-Alloul et al., 1995; Declerck et al., 2011).

Em contraste, mesmo que os componentes espaciais e de paisagem também possam desempenhar um papel considerável sobre a biota (Beisner et al., 2006; Johnson & Host, 2010; Santos et al., 2016), estas variáveis não tiveram um impacto significativo na variação da composição das comunidades zooplanctônicas. Este resultado sugere que, embora a paisagem circundante e a conectividade espacial possam influenciar algumas comunidades biológicas (Stein, Gerstner & Kreft, 2014; Padial et al., 2014; Gomes et al., 2020), no caso das comunidades zooplanctônicas dos riachos avaliados, os fatores ambientais locais são mais determinantes.

A variável de paisagem relacionada aos diferentes tipos de cobertura do solo não influenciou a composição das comunidades de zooplâncton. Neste caso, acredita-se que a área estudada não foi suficientemente grande para capturar extremos na heterogeneidade ambiental, nem para impor limitações à dispersão do zooplâncton (Stein, Gerstner &

Kreft, 2014; Heino et al., 2015). Portanto, a ausência de relação entre a composição do zooplâncton e a cobertura do solo pode ser atribuída a diversos outros fatores, como fatores estocásticos ou fatores que não foram capturados no presente estudo, que podem exercer uma forte influência sobre a comunidade (Chase, 2007).

Além disso, os organismos zooplanctônicos possuem nichos tróficos variados, o que lhes confere uma notável resiliência às pressões antrópicas. Essa diversidade de nichos permite que eles se adaptem e prosperem mesmo em ambientes mais degradados, resultando em uma composição comunitária relativamente estável diante de tais pressões (Lampert & Sommer, 2007; Gonzalez & Loreau, 2009; Martins et al., 2024). A alta mobilidade e capacidade de dispersão dos zooplânctons também desempenham um papel crucial, permitindo que esses organismos colonizem rapidamente novas áreas e se distribuam amplamente. Essa mobilidade pode atenuar os efeitos das variáveis espaciais, contribuindo para a ausência de uma estrutura espacial significativa nas comunidades zooplanctônicas observadas (Shurin, 2000; Michels et al., 2001; De Meester et al., 2005).

Contrastando com os achados do presente estudo, Gomes et al. (2020) e Rocha et al. (2020) avaliaram a importância relativa de diferentes preditores na estrutura das metacomunidades zooplanctônicas e constataram que o espaço é o principal determinante da estruturação dessas comunidades, enquanto os preditores ambientais não apresentaram explicação significativa. Também estudando comunidades zooplanctônicas de riachos tropicais, Missias-Gomes et al. (2020) e Granjeiro et al. (2024) mostraram que as variáveis ambientais e espaciais não tiveram efeito significativo sobre as comunidades zooplanctônicas de riachos tropicais, sugerindo uma forte influência de fatores estocásticos (por exemplo, nascimento, mortalidade, colonização e extinção) na estrutura dessas comunidades, o que pode camuflar a influência de fatores locais e espaciais.

A diferença nos resultados entre estudos semelhantes pode ser explicada pela complexa interação entre fatores ambientais e espaciais que moldam as metacomunidades zooplanctônicas. Em riachos, variações na conectividade, na qualidade da água e nas condições do habitat podem gerar respostas diferentes do zooplâncton. Isso indica que esses organismos reagem de forma única a diferentes contextos ambientais, e a previsibilidade de suas dinâmicas depende de uma abordagem integrada que considere múltiplas escalas. Os riachos são ambientes complexos, influenciados por uma variedade de fatores que variam espacial e temporalmente, como o solo, a vegetação, a descarga de sedimentos, o escoamento superficial e a descarga de águas subterrâneas (Thorp, Thoms, & Delong, 2006). A ausência de explicação de alguns preditores pode indicar que as

comunidades zooplanctônicas são moldadas por processos ecológicos mais complexos, como interações bióticas ou estocásticas, que não foram capturados pelos preditores, mas que podem exercer influência significativa sobre essas comunidades (Cottenie et al., 2003).

A ausência de influência significativa de variáveis espaciais e de paisagem também sugere que a conservação com foco na melhoria da qualidade da água seria mais influente na biodiversidade do zooplâncton. Outros grupos aquáticos têm sido bons indicadores de perturbação em áreas terrestres ao redor de riachos (por exemplo, peixes e macroinvertebrados) (Barbosa et al., 2019; Dala-Corte et al., 2020). Assim, diferentes grupos aquáticos podem fornecer informações complementares sobre as consequências da perturbação humana ocorrendo em diferentes escalas (Faquim et al., 2021).

A análise dos dados revelou que variáveis locais, como oxigênio dissolvido (OD), condutividade e pH, influenciaram a modelagem das comunidades zooplanctônicas (Wetzel, 2001; Dodds & Whiles, 2010). O oxigênio dissolvido (OD), essencial para a respiração aeróbica das espécies de zooplâncton (Strickland & Parsons, 1972), apresentou uma correlação negativa com a composição das comunidades. Isso pode indicar que, nas áreas amostradas, espécies mais tolerantes a condições de menor oxigênio dissolvido foram favorecidas (Hutchinson, 1957).

Por outro lado, a condutividade, que mede a concentração de íons dissolvidos na água, apresentou uma correlação positiva, sugerindo que ambientes com maior condutividade podem estar associados à presença de espécies adaptadas a essas condições. Essa variável reflete a concentração de sais e minerais, favorecendo organismos mais tolerantes a ambientes com maior carga de nutrientes e íons dissolvidos (Hauer & Lamberti, 2011; Wetzel & Likens, 2000).

Quanto ao pH, embora o gráfico tenha mostrado uma correlação positiva com o Eixo 2, sua influência pareceu ser mais sutil em comparação com outras variáveis. Ainda assim, o pH pode ter desempenhado um papel relevante em determinados processos bioquímicos e fisiológicos, afetando a estrutura das comunidades de forma menos direta, mas não menos importante (Goldman & Horne, 1983; Wetzel, 2001). A relação do pH com a variação nas comunidades, portanto, pode estar mais relacionada a interações específicas entre as espécies e o ambiente local, exigindo uma análise mais aprofundada para determinar seu impacto total.

Por fim, este estudo contribui para a compreensão dos determinantes ecológicos das comunidades zooplanctônicas em riachos tropicais, destacando que as variáveis

ambientais locais relacionados a qualidade da água, foram os principais fatores que influenciaram a composição e estrutura dessas comunidades. Os resultados fornecem uma base para futuras investigações sobre os impactos das mudanças ambientais nessas comunidades, principalmente no contexto atual de mudanças ambientais globais e alterações climáticas causadas por atividades antropogênicas. Pesquisas futuras poderiam expandir esta abordagem incorporando análises temporais para avaliar como as comunidades zooplanctônicas respondem a variações ambientais ao longo do tempo. Além disso, explorar um maior número de interações entre variáveis ambientais e biológicas poderia oferecer uma compreensão mais abrangente das dinâmicas dessas comunidades. Em suma, os achados deste estudo demonstram a importância das características físico-químicas da água na estruturação das comunidades zooplanctônicas e destacam a necessidade de estratégias de gestão focadas na qualidade da água para a conservação dos ecossistemas aquáticos tropicais.

5. Conclusão

Este estudo destaca a preeminência das variáveis ambientais locais na estruturação das comunidades zooplanctônicas em ecossistemas ripários tropicais, sugerindo que os resultados se alinham principalmente ao paradigma de filtragem ambiental das metacomunidades. Esses achados reforçam a importância das condições físico-químicas da água na determinação da composição e funcionamento dessas comunidades, enquanto as variáveis espaciais e de paisagem mostraram-se menos influentes.

A pesquisa não apenas avança a compreensão sobre os fatores ecológicos que moldam as comunidades zooplanctônicas, mas também destaca a relevância dessas descobertas para a conservação e gestão de ecossistemas aquáticos tropicais. Além disso, os resultados indicam que, devido à complexidade dessas comunidades, novas pesquisas poderiam se beneficiar de uma análise mais aprofundada das dinâmicas temporais e das interações entre variáveis ambientais e biológicas, visando uma compreensão mais abrangente das forças que regem as comunidades zooplanctônicas.

6. Referências bibliográficas

- Aggio, C. E. G., Oliveira, F. R., Progênio, M., Bello, J. R., Lansac-Tôha, F. M., & Velho, L. F. M. (2022). The zooplankton of tropical streams: is it determinism or stochasticity that drives the spatial and temporal patterns in community structure?. *Community Ecology*, 23(2), 219-229.
- Algarte, V. M., Rodrigues, L., Landeiro, V. L., Siqueira, T., & Bini, L. M. (2014). Variance partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter?. *Hydrobiologia*, 722, 279-290.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35(1), 257-284.
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Nature.
- Barbosa, H. D. O., Borges, P. P., Dala-Corte, R. B., Martins, P. T. D. A., & Teresa, F. B. (2019). Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fisheries Management and ecology*, 26(2), 119-130.
- Beisner, B. E., Peres-Neto, P. R., Lindström, E. S., Barnett, A., & Longhi, M. L. (2006). The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, 87(12), 2985-2991.
- Bomfim, F. F., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., & Michelan, T. S. (2024). What do we know about zooplankton occurrence and distribution in Neotropical streams? A systematic review of published studies in Brazil. *Hydrobiologia*, 1-12.
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R* (Vol. 2, p. 688). New York: springer.
- Brown, B. L., & Swan, C. M. (2010). Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 571-580.

- Brum, F. T., Pressey, R. L., Bini, L. M., & Loyola, R. (2019). Forecasting conservation impact to pinpoint spatial priorities in the Brazilian Cerrado. *Biological Conservation*, 240, 108283.
- Cadotte, M. W., Fortner, A. M., & Fukami, T. (2006). The effects of resource enrichment, dispersal, and predation on local and metacommunity structure. *Oecologia*, 149, 150-157.
- Castilho-Noll, M. S. M., Perbiche-Neves, G., dos Santos, N. G., Schwind, L. T. F., Lansac-Tôha, F. M., da Silva, A. C. S., ... & Simões, N. R. (2023). A review of 121 years of studies on the freshwater zooplankton of Brazil. *Limnologica*, 100, 126057.
- Chase, J. M. (2007). Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(44), 17430-17434.
- Cid, N., Bonada, N., Heino, J., Cañedo-Argüelles, M., Crabot, J., Sarremejane, R., ... & Datry, T. (2020). A metacommunity approach to improve biological assessments in highly dynamic freshwater ecosystems. *BioScience*, 70(5), 427-438.
- Cottenie, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters*, 8(11), 1175-1182.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N., & De Meester, L. (2003). Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84(4), 991-1000.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N., & De Meester, L. (2003). Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84(4), 991-1000.
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., ... & Roque, F. D. O. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1391-1402.
- De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van De Meutter, F., De Bie, T., ... & Brendonck, L. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 15(6), 715-725.

de Mello, K., Taniwaki, R. H., de Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., ... & Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 110879.

Declerck, S. A., Coronel, J. S., Legendre, P., & Brendonck, L. (2011). Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. *Ecography*, 34(2), 296-305.

Dodds, W. K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Elsevier.

Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2008). Headwater influences on downstream water quality. *Environmental management*, 41, 367-377.

Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., ... & Zobel, M. (2007). Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 774-787.

Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological modelling*, 196(3-4), 483-493.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., L ev eque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.

Ekroos, J., Heli l a, J., & Kuussaari, M. (2010). Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 459-467.

Faquim, R. C. P., Machado, K. B., Teresa, F. B., Oliveira, P. H. F. D., Granjeiro, G. F., Galli Vieira, L. C., & Nabout, J. C. (2021). Shortcuts for biomonitoring programs of stream ecosystems: Evaluating the taxonomic, numeric, and cross-taxa congruence in phytoplankton, periphyton, zooplankton, and fish assemblages. *PloS one*, 16(10), e0258342.

- Fulone, L. J., Vieira, L. C. G., Velho, L. F. M., & Lima, A. F. (2008). Influence of depth and rainfall on testate amoebae (Protozoa-Rhizopoda) composition from two streams in northwestern São Paulo state. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(1), 29-34.
- Gálvez, Á., Magurran, A. E., Armengol, X., Savatnalinton, S., & Mesquita-Joanes, F. (2022). Metacommunity structure and dynamics. In *Fundamentals of Tropical Freshwater Wetlands* (pp. 549-586). Elsevier.
- Gannon, J. E., & Stemberger, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 16-35.
- Gomes, L. F., Barbosa, J. C., de Oliveira Barbosa, H., Vieira, M. C., & Vieira, L. C. G. (2020). Environmental and spatial influences on stream zooplankton communities of the Brazilian Cerrado. *Community Ecology*, 21(1), 25-31.
- Gomi, T., Sidle, R. C., & Richardson, J. S. (2002). Understanding processes and downstream linkages of headwater systems: headwaters differ from downstream reaches by their close coupling to hillslope processes, more temporal and spatial variation, and their need for different means of protection from land use. *BioScience*, 52(10), 905-916.
- Gonzalez, A., & Loreau, M. (2009). The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40, 393-414.
- Granjeiro, G. F., Souza, C. A. D., Faquim, R. C. P., Borges, P. P., Oliveira, P. H. F. D., Nabout, J. C., & Vieira, L. C. G. (2024). Influence of land use, occupation, and riparian zones on zooplankton diversity in Cerrado streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 36, e34.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8), 540-551.
- Hanly, P. J., & Mittelbach, G. G. (2017). The influence of dispersal on the realized trajectory of a pond metacommunity. *Oikos*, 126(9), 1269-1280.
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527.

- Hauer, F. R., & Lamberti, G. (Eds.). (2017). *Methods in stream ecology: Volume 1: Ecosystem structure*. Academic Press.
- Havel, J. E., & Shurin, J. B. (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, *49*(4part2), 1229-1238.
- Heino, J. (2013). The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, *88*(1), 166-178.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, *60*(5), 845-869.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, *60*(5), 845-869.
- Heino, J., Mykrä, H., & Muotka, T. (2009). Temporal variability of nestedness and idiosyncratic species in stream insect assemblages. *Diversity and Distributions*, *15*(2), 198-206.
- Holyoak, M., Leibold, M. A., & Holt, R. D. (Eds.). (2005). *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press.
- Howeth, J. G., & Leibold, M. A. (2010). Species dispersal rates alter diversity and ecosystem stability in pond metacommunities. *Ecology*, *91*(9), 2727-2741.
- Hutchinson, G. E. A. (1957). Treatise on Limnology Volum I: Geography. *Physics and Chemistry*, John Wiley, Newyork.
- Jakhar, P. (2013). Role of phytoplankton and zooplankton as health indicators of aquatic ecosystem: A review. *International Journal of Innovation Research Study*, *2*(12), 489-500.
- Johnson, L. B., & Host, G. E. (2010). Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, *29*(1), 41-66.

Josué, I. I., Sodr e, E. O., Setubal, R. B., Cardoso, S. J., Roland, F., Figueiredo-Barros, M. P., & Bozelli, R. L. (2021). Zooplankton functional diversity as an indicator of a long-term aquatic restoration in an Amazonian lake. *Restoration Ecology*, 29(5), e13365.

Kupilas, B., Burdon, F. J., Thaulow, J., H all, J., Mutinova, P. T., Forio, M. A. E., ... & Friberg, N. (2021). Forested riparian zones provide important habitat for fish in urban streams. *Water*, 13(6), 877.

Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, USA.

Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, USA.

Lansac-T ha, F. A., Bonecker, C. C., Velho, L. F. M., Sim oes, N. R., Dias, J. D., Alves, G. M., & Takahashi, E. M. (2009). Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paran a River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian journal of biology*, 69, 539-549.

Lansac-T ha, F. M., Bini, L. M., Heino, J., Meira, B. R., Segovia, B. T., Pavanelli, C. S., ... & Velho, L. F. M. (2021). Scale-dependent patterns of metacommunity structuring in aquatic organisms across floodplain systems. *Journal of Biogeography*, 48(4), 872-885.

Latrubesse, E. M., Arima, E., Ferreira, M. E., Nogueira, S. H., Wittmann, F., Dias, M. S., ... & Bayer, M. (2019). Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*, 1(9), e77.

Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280.

Legendre, P., Oksanen, J., & ter Braak, C. J. (2011). Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(3), 269-277.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.

- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., & Hillebrand, H. (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in ecology & evolution*, 26(9), 482-491.
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation*, 29(2), 134-153.
- Maloney, K. O., & Weller, D. E. (2011). Anthropogenic disturbance and streams: Land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56(3), 611-626.
- Martins, H. L., Panarelli, E. A., Borges, J. S., Korasaki, V., & Millan, R. N. (2024). Shallow reservoirs in urban perimeter: evaluation of trophic status and relations with the zooplanktonic community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 36, e15.
- Meyer, J. L., Sale, M. J., Mulholland, P. J., & Poff, N. L. (1999). Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(6), 1373-1386.
- Michels, E., Cottenie, K., Neys, L., & De Meester, L. (2001). Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia*, 442, 117-126.
- Mihaljevic, J. R. (2012). Linking metacommunity theory and symbiont evolutionary ecology. *Trends in ecology & evolution*, 27(6), 323-329.
- Missias-Gomes, A. C. A., Gomes, L. F., Roitman, I., Pereira, H. R., Junior, A. F. C., da Costa, E. M. M., ... & Vieira, L. C. G. (2020). Forest cover influences zooplanktonic communities in Amazonian streams. *Aquatic Ecology*, 54, 1067-1078.
- Mouquet, N., & Loreau, M. (2003). Community patterns in source-sink metacommunities. *The american naturalist*, 162(5), 544-557.
- Naiman, R. J., & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
- Padial, A. A., Ceschin, F., Declerck, S. A., De Meester, L., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., ... & Bini, L. M. (2014). Dispersal ability determines the role of

environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. *PLoS one*, 9(10), e111227.

Pedraza, S., Clerici, N., Zuluaga Gaviria, J. D., & Sanchez, A. (2021). Global research on riparian zones in the xxi century: A bibliometric analysis. *Water*, 13(13), 1836.

Picapedra, P. H. D. S., Fernandes, C., & Baumgartner, G. (2019). Structure and ecological aspects of zooplankton (Testate amoebae, Rotifera, Cladocera and Copepoda) in highland streams in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31, e5.

Picapedra, P. H. S., Fernandes, C., Baumgartner, G., & Sanches, P. V. (2020). Zooplankton communities and their relationship with water quality in eight reservoirs from the midwestern and southeastern regions of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 81, 701-713.

Picapedra, P. H., Fernandes, C., Taborda, J., Baumgartner, G., & Sanches, P. V. (2020). A long-term study on zooplankton in two contrasting cascade reservoirs (Iguacu River, Brazil): effects of inter-annual, seasonal, and environmental factors. *PeerJ*, 8, e8979.

Pimentel Lino Carneiro, J. D., Santos Nogueira, P. H., & Soares dos Santos, A. (2023). As tramas socioambientais da bacia hidrográfica do Piracanjuba em Goiás: as contribuições da pesquisa qualitativa. *Revista Foco (Interdisciplinary Studies Journal)*, 16(8).

Pinel-Alloul, B., Niyonsenga, T., Legendre, P., & Gril, G. (1995). Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure. *Ecoscience*, 2(1), 1-19.

Reis, D. F. D., Salazar, A. E., Machado, M. M. D., Couceiro, S. R. M., & Morais, P. B. D. (2017). Measurement of the ecological integrity of Cerrado streams using biological metrics and the index of habitat integrity. *Insects*, 8(1), 10.

Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., ... & Dufour, S. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70(6), 501-514.

Rocha, B. D. S., Souza, C. A. D., Machado, K. B., Vieira, L. C. G., & Nabout, J. C. (2020). The relative influence of the environment, land use, and space on the functional

and taxonomic structures of phytoplankton and zooplankton metacommunities in tropical reservoirs. *Freshwater Science*, 39(2), 321-333.

Rusnák, M., Goga, T., Michaleje, L., Šulc Michalková, M., Máčka, Z., Bertalan, L., & Kidová, A. (2022). Remote sensing of riparian ecosystems. *Remote Sensing*, 14(11), 2645.

Santos, J. B., Silva, L. H., Branco, C. W., & Huszar, V. L. (2016). 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*, 764, 171-186.

Shen, J., Qin, G., Yu, R., Zhao, Y., Yang, J., An, S., ... & Wan, Y. (2021). Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecological Indicators*, 120, 106944.

Shurin, J. B. (2000). Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology*, 81(11), 3074-3086.

Sługocki, Ł., Czerniawski, R., Kowalska-Góralaska, M., Senze, M., Reis, A., Carrola, J. S., & Teixeira, C. A. (2019). The impact of land use transformations on zooplankton communities in a small mountain river (The corgo river, northern Portugal). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1), 20.

Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters*, 17(7), 866-880.

Strickland, J. D. H., & Parsons, T. R. (1972). A practical handbook of seawater analysis.

Tanaka, Y., Minggat, E., & Roseli, W. (2021). The impact of tropical land-use change on downstream riverine and estuarine water properties and biogeochemical cycles: a review. *Ecological Processes*, 10(1), 40.

Thorp, J. H., & Covich, A. P. (Eds.). (2010). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic press.

Thorp, J. H., Thoms, M. C., & DeLong, M. D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123-147.

Tonkin, J. D. (2014). Drivers of macroinvertebrate community structure in unmodified streams. *PeerJ*, 2, e465.

Tonkin, J. D., Heino, J., & Altermatt, F. (2018). Metacommunities in river networks: The importance of network structure and connectivity on patterns and processes. *Freshwater biology*, 63(1), 1-5.

Tonkin, J. D., Stoll, S., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2016). Elements of metacommunity structure of river and riparian assemblages: Communities, taxonomic groups and deconstructed trait groups. *Ecological Complexity*, 25, 35-43.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.

Velho, L. F. M., Alves, G. M., Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C., & Pereira, D. G. (2004). Testate amoebae abundance in plankton samples from Paraná State reservoirs. *Acta Scientiarum*, 26(4), 415-419.

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.

Wellnitz, T., & Poff, N. L. (2001). Functional redundancy in heterogeneous environments: implications for conservation. *Ecology Letters*, 4(3), 177-179.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.

Wetzel, R. G., & Likens, G. (2000). *Limnological analyses*. Springer Science & Business Media.

Conclusão geral

A presente tese investigou os efeitos de fatores ambientais, espaciais e de paisagem na biodiversidade de microrganismos heterotróficos associados às macrófitas aquáticas e ao plâncton em ecossistemas tropicais, destacando-se pela análise de comunidades aquáticas em diferentes compartimentos. Compreendendo dois capítulos principais, o primeiro capítulo explorou a diversidade de microrganismos em lagos do médio rio Araguaia, enquanto o segundo examinou as comunidades zooplanctônicas em ecossistemas ripários tropicais.

Os resultados reforçam a importância das variáveis ambientais locais, especialmente a qualidade da água, na estruturação das comunidades biológicas desses microrganismos. A pesquisa demonstrou que esses microrganismos podem refletir as condições locais dos ecossistemas tropicais aquáticos e servirem como indicadores da integridade ecológica de determinados ambientes aquáticos. Esses achados destacam a relevância de estratégias de conservação que considerem a qualidade da água e a estrutura natural desses habitats.

Portanto, esta tese contribui para o entendimento dos padrões e processos que sustentam a biodiversidade de ecossistemas aquáticos tropicais, fornecendo subsídios para o manejo e a conservação dessas comunidades frente às crescentes ameaças ambientais, como a poluição e a modificação de habitats. A continuidade de estudos ecológicos e taxonômicos é essencial para aprofundar o conhecimento sobre a resposta dessas comunidades às variações ambientais e às intervenções antrópicas.