

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANA CAROLYNA APARECIDA SILVA VILLELA

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E BIOMONITORAMENTO: VARIAÇÕES
ESPAÇO-TEMPORAIS E ABORDAGENS CIENCIOMÉTRICAS NO CONTEXTO DA
DIVERSIDADE BIOLÓGICA E BIOECONOMIA

PALOTINA

2025

ANA CAROLYNA APARECIDA SILVA VILLELA

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E BIOMONITORAMENTO: VARIAÇÕES
ESPAÇO-TEMPORAIS E ABORDAGENS CIENCIOMÉTRICAS NO CONTEXTO DA
DIVERSIDADE BIOLÓGICA E BIOECONOMIA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Engenharia e Tecnologia Ambiental - PPGETA,
Setor de Palotina, Universidade Federal do Paraná,
como requisito parcial à obtenção do título de
Doutor em Engenharia e Tecnologia Ambiental.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Yara Moretto

Coorientador(a): Prof(a). Dr(a). Rosilene Luciana
Delariva

PALOTINA

2025

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

V735 Villela, Ana Carolyn Aparecida Silva
Macroinvertebrados bentônicos e biomonitoramento:
abordagens cienciométricas e variações espaço-temporais
no contexto da diversidade biológica e bioeconomia
/ Ana Carolyn Aparecida Silva Villela. – Palotina, PR, 2025

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof(a). Dr(a). Yara Moretto.

Coorientadora: Prof(a). Dr(a). Rosilene Luciana Delariva.

1. Integridade ecológica. 2. Qualidade da água.
3. Sustentabilidade ambiental. I. Moretto, Yara. II. Delariva,
Rosilene Luciana. III. Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 62

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653



TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ANA CAROLYNA APARECIDA SILVA VILLELA**, intitulada: **MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E BIOMONITORAMENTO: VARIÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS E ABORDAGENS CIENCIOMÉTRICAS NO CONTEXTO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA E BIOECONOMIA**, sob orientação da Profa. Dra. YARA MORETTO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 26 de Junho de 2025.

Assinatura Eletrônica
02/07/2025 15:40:50.0

YARA MORETTO
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
27/06/2025 16:26:08.0

ANDRÉIA ISAAC
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - CAMPUS TOLEDO)

Assinatura Eletrônica
28/07/2025 09:32:57.0

LUCÍOLA THAIS BALDAN
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
28/07/2025 09:48:24.0

ALEXANDRE LEANDRO PEREIRA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
27/06/2025 16:58:56.0

LILIAN DENA DOS SANTOS
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
27/06/2025 15:45:15.0

ROSILENE LUCIANA DELARIVA
Coorientador(a) (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me sustentar até aqui. Quero agradecer todo o apoio que tive durante a minha trajetória acadêmica aos meus pais, Mara e Halisson Villela, e ao meu irmão, Pedro Villela, que sempre me incentivaram a estudar e buscar o melhor. Ao Mateus Roncaglio, por estar sempre ao meu lado, me apoiando, mesmo quando eu surtava, dizendo que tudo ia dar certo.

Sou muito grata à Profa. Yara Moretto, minha orientadora, pelos ensinamentos durante toda a pós-graduação. Ela foi extremamente importante para que eu conseguisse chegar até aqui. Agradeço à Gabriela Medeiros pela ajuda e pelas conversas de apoio. À professora Rosilene pela coorientação e ajuda no laboratório, e às meninas do laboratório, que me ajudaram com dedicação. Vocês são exemplos de mulheres cientistas. Ao Leonardo, pela colaboração. Aos meus amigos Fernando, Aruani e Victor, obrigada pelos momentos maravilhosos que tivemos em Cascavel. À Jane Maruzka, agradeço o apoio e carinho. Agradeço a amizades que fiz durante o doutorado, a Jordana e a Ligia, por aguentarem minhas mensagens de desespero.

Foi um caminho difícil até aqui. Muitas vezes tive vontade de desistir de tudo, mas sou imensamente grata a cada pessoa que me incentivou a continuar. Vocês foram fundamentais nessa jornada.

E não posso deixar de agradecer aos doguinhos da Unio — eles trouxeram alegria nos momentos difíceis da vida acadêmica.

À Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão da bolsa de estudos, que me proporcionou a segurança necessária para me dedicar integralmente ao doutorado.

RESUMO

O conjunto de estudos reunidos explora sob diferentes abordagens, o papel dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores na avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos, com ênfase em sua aplicação no contexto da bioeconomia, sustentabilidade e gestão ambiental. O primeiro artigo apresenta uma análise cienciométrica abrangente da produção científica internacional entre 2000 e 2024, destacando a crescente importância do uso de macroinvertebrados na bioavaliação ambiental. A pesquisa revela um crescimento significativo no número de publicações a partir de 2010, com concentração em periódicos de alto impacto como *Ecological Indicators* e *Water*. Os Estados Unidos, China e Reino Unido lideraram a produção, enquanto Wood P. J. e Callisto M. se destacam como os autores referência no campo. A análise das palavras-chave mostra que os estudos têm se expandido para incluir temas emergentes, como mudanças climáticas, uso do solo, poluição e sustentabilidade, tendo ainda haja uma lacuna clara na integração entre os macroinvertebrados, valoração econômica e a bioeconomia. O segundo artigo, de natureza aplicada, investiga a influência do uso do solo e das características da paisagem na estrutura das comunidades de macroinvertebrados em 18 riachos distribuídos nas bacias hidrográficas dos rios do Iguaçu, Piquiri e Ivaí, no estado do Paraná. A partir de coletas sazonais realizadas entre 2017 e 2018, foi possível identificar que riachos urbanos apresentaram maior abundância, porém menor riqueza de espécies, enquanto riachos minimamente impactados mostraram maior diversidade. A análise de componentes principais revelou que fatores como proximidade geográfica, variáveis ambientais e comunidade histórica influenciam significativamente a estrutura das metacomunidades aquáticas. A presença dominante de Chironomidae e a sensibilidade dos grupos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) reforçam a eficiência dos macroinvertebrados como indicadores de integridade ecológica. O terceiro artigo avaliou a diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos em 18 riachos do Paraná, considerando abordagens espacial, temporal e espaço-temporal. O objetivo foi identificar se a variação entre as comunidades foi derivada da substituição de espécies ou diferença de riqueza. A abordagem espaço-temporal foi a mais eficaz, e a diferença de riqueza se destacou como principal atributo. Fatores como temperatura da água, condutividade elétrica e cobertura florestal influenciaram a composição das comunidades. Os resultados reforçam a importância da vegetação ripária e das condições locais para a conservação da biodiversidade aquática. Em conjunto, os três estudos demonstram a versatilidade dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos e sua relevância para estratégias de monitoramento ambiental, que visam a conservação da biodiversidade como serviço ecossistêmico de modo a promover o uso da terra de forma mais integrada e sustentável.

Palavras-chave: Metacomunidades aquática. Sustentabilidade ambiental. Qualidade da água. Integridade ecológica.

ABSTRACT

The collected studies use different approaches to investigate the role of benthic macroinvertebrates as bioindicators in assessing the environmental quality of aquatic ecosystems, focusing on their application in the context of bioeconomy, sustainability and environmental management. In the first article, a comprehensive scientometric analysis of international scientific production between 2000 and 2024 is presented, highlighting the growing importance of the use of macroinvertebrates in environmental bioassessment. The study shows that the number of publications has increased significantly since 2010, with a concentration in high-impact journals such as *Ecological Indicators* and *Water*. The United States, China and the United Kingdom led the way in production, while Wood P. J. and Callisto M. stand out as leading authors in the field. Keyword analysis shows that studies have expanded to include emerging topics such as climate change, land use, pollution and sustainability, although there is still a clear gap in the integration of macroinvertebrates, economic valuation and the bioeconomy. The second article, which has an applied nature, investigates the influence of land use and landscape characteristics on the structure of macroinvertebrate communities in 18 streams in the Iguaçu, Piquiri and Ivaí river basins in the state of Paraná. Seasonal sampling conducted between 2017 and 2018 revealed that urban sections had greater abundance but lower species richness, while minimally impacted streams had greater diversity. A principal components analysis revealed that factors such as geographic proximity, environmental change, and historical community significantly influence aquatic metacommunity structure. The dominant presence of Chironomidae and the sensitivity of EPT groups (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) underpin the effectiveness of macroinvertebrates as indicators of ecological integrity. In the third article, the beta-diversity of benthic macroinvertebrates in 18 streams in Paraná was assessed considering spatial, temporal and spatiotemporal approaches. The aim was to determine whether differences among communities were due to species exchange or differences in richness. The spatio-temporal approach was the most effective, and differences in species richness were the most important feature. Factors such as water temperature, electrical conductivity and forest cover influenced community composition. The results emphasize the importance of riparian vegetation and local conditions for the conservation of aquatic biodiversity. Taken together, the three studies demonstrate the affinity of benthic macroinvertebrates as biological indicators and their importance for environmental monitoring strategies aimed at conserving biodiversity as an ecosystem service to promote more integrated and sustainable land use.

Keywords: Aquatic metacommunities. Environmental sustainability. Water quality. Ecological integrity.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	DIAGRAMA DE TRIAGEM DE ARTIGOS.....	15
FIGURA 2	MÉDIA DE CITAÇÕES POR ANO	18
FIGURA 3	PRODUÇÃO CIENTÍFICA ANUAL DE ARTIGOS.....	19
FIGURA 4	FONTES PRINCIPAIS PELA LEI DE BRADFORD	20
FIGURA 5	PAÍSES DOS AUTORES CORRESPONDENTES	21
FIGURA 6	ESTRUTURA SOCIAL DE COLABORAÇÃO ENTRE PAÍSES	22
FIGURA 7	REDE DE CO-OCORRÊNCIA DE PALAVRAS-CHAVE	23
FIGURA 8	FREQUÊNCIA DE PALAVRAS-CHAVE.....	24
FIGURA 9	PALAVRAS MAIS FREQUENTES	25
FIGURA 10	MAPA TEMÁTICO	26
FIGURA 11	ANÁLISE FATORIAL	27
FIGURA 1	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM	38
FIGURA 2	INDIVÍDUOS E COLONIZADORES POR CATEGORIA DE RIACHOS	47
FIGURA 3	RIQUEZA POR CATEGORIA DE RIACHO E AMOSTRAGEM	48
FIGURA 4	ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS E AS COLETAS DAS AMOSTRAS NOS RIACHOS	49
FIGURA 5	RESULTADOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA PARCIAL	51
FIGURA 1	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM	66
FIGURA 2	ESTIMATIVAS DA DIVERSIDADE β OBTIDAS UTILIZANDO AS ABORDAGENS ESPAÇO-TEMPORAL, ESPACIAL E TEMPORAL PARA OS COMPONENTES DE SUBSTITUIÇÃO DE ESPÉCIES (REPL) E DIFERENÇA DE RIQUEZA (RICHDF)	71
FIGURA 3	DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS PARA A DIVERSIDADE β TOTAL NA ABORDAGEM ESPAÇO-TEMPORAL, DESTACANDO AS VARIÁVEIS MAIS INFLUENTES	72

FIGURA 4	DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS PARA O COMPONENTE DIFERENÇA DE RIQUEZA NA ABORDAGEM ESPAÇO-TEMPORAL, DESTACANDO AS VARIÁVEIS MAIS INFLUENTES	73
FIGURA 5	DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS PARA SUBSTITUIÇÃO DE ESPÉCIES E VARIÁVEIS INFLUENTES	74
FIGURA 6	DIAGRAMAS DE VENN REPRESENTANDO A PARTIÇÃO DE VARIÂNCIA DAS VARIÁVEIS LOCAIS, ESPACIAIS E USO DA TERRA PARA A DIVERSIDADE β TOTAL (A) E DIFERENÇA DE RIQUEZA (B). VALORES DE $P < 0,05$ FORAM CONSIDERADOS SIGNIFICATIVOS	75

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	CATEGORIZAÇÃO FUNCIONAL DE GRUPOS ALIMENTARES (ADAPTADA DE MERRITT; CUMMINS, 1996).....	6
TABELA 1	PRINCIPAIS INDICADORES DA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA...	17
TABELA 2	PRINCIPAIS 15 AUTORES E NACIONALIDADES EM PUBLICAÇÕES SOBRE MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES NA BIOECONOMIA	20
TABELA 1	NOME DOS RIACHOS, SOLO, CATEGORIA, MUNICÍPIO E COORDENADAS DOS PONTOS DE COLETA	39
TABELA 2	DOMINÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICO.....	40
TABELA 3	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE ACORDO A AUSÊNCIA E PRESENÇA NOS PONTOS DE COLETA.....	44

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

%TA	- contribuição percentual no número total de artigos
CH	- Comunidade histórica
CP	- Características da paisagem
CPOM	- matéria orgânica particulada grossa
EPT	- Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
FFG	- grupo trófico funcional
FFP	- frequência fracionária de publicações
FI	- Fator de impacto
FPOM	- matéria orgânica particulada fina
MCA	- Análise de Correspondência Múltipla
ODS	- Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	- Organização das Nações Unidas
PCA	- análise de componentes principais
PP	- Proximidade entre os pontos
PSE	- pagamento por serviços ecossistêmicos
SIG	- Sistema de Informação Geográfico
TA	- Número total de artigos
TC	- Número total de citações
VA	- variáveis ambientais
WoS	- Web of Science

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
INTRODUÇÃO GERAL	2
2 REVISÃO BIBLIOGRAFICA	3
2.1. Bacia hidrográfica como unidade de estudo.....	3
2.2. Macroinvertebrados como ferramenta biomonitoramento.....	5
2.3. Análise cienciométrica	7
2.4. Diversidade Beta	8
REFERÊNCIA	9
CAPÍTULO 2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES: UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA PARA AVALIAR O USO NA BIOECONOMIA	12
1 INTRODUÇÃO	13
2 MATERIAL E MÉTODOS	15
3 RESULTADOS	16
4 DISCUSSÃO	27
4.1 Impacto e disseminação do conhecimento na área	28
4.2 Temas emergentes e tendências da pesquisa	29
4.3 Bioeconomia e sustentabilidade no uso de bioindicadores	30
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
REFERÊNCIAS	32
CAPÍTULO 3 EFEITOS DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE RIACHOS EM TRÊS BACIAS HIDROGRÁFICAS.	35
1 INTRODUÇÃO	36
2 MATERIAL E MÉTODOS	37
2.1 Área de estudo	37
2.2 Procedimentos amostrais de coleta.....	39
2.3 Variáveis físicas e químicas	40
2.4 Características do uso e ocupação do solo	41
2.5 Análise dos dados	41
3 RESULTADOS	42
4 DISCUSSÃO	51
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	56

REFERÊNCIAS.....	58
CAPÍTULO 4 PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE BETA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM ESCALA ESPAÇO-TEMPORAL.....	64
1 INTRODUÇÃO	65
2 MATERIAIS E MÉTODOS	66
2.1 Procedimentos amostrais de coleta	67
2.2 Variáveis físicas e químicas	67
2.3 Características do uso e ocupação do solo.....	68
2.4 Velocidade de água, vazão, largura e profundidade e granulometria.....	68
2.5 Variáveis da paisagem	69
2.6 Análise de dados	69
3 RESULTADOS	70
4 DISCUSSÃO	75
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
REFERÊNCIAS	79
APÊNDICE 1	83
CONCLUSÃO GERAL	86

CAPÍTULO 1

REFERENCIAL TEÓRICO

1 INTRODUÇÃO GERAL

As atividades antrópicas têm causado inúmeras modificações nos ecossistemas aquáticos, sendo o uso e a ocupação do solo a principal causa de alterações em sua estrutura e funcionamento (Lu et al., 2022). Dentre essas atividades, destacam-se a urbanização e a agricultura como as mais impactantes na degradação desses ambientes, tornando-se imprescindível a adoção de abordagens sustentáveis para a gestão dos recursos naturais (Instituto de Biociências da USP, 2021; Alexandre et al., 2024). Nesse contexto, o monitoramento com bioindicadores para avaliar a qualidade ecológica dos ambientes hídricos configura-se como uma estratégia mais abrangente e eficaz (Costa et al., 2024). Os macroinvertebrados bentônicos destacam-se como excelentes bioindicadores devido à sua ampla distribuição, diversidade funcional e sensibilidade às perturbações ambientais (Queiroz et al., 2018).

Além de sua relevância ecológica, os macroinvertebrados também podem integrar estratégias de desenvolvimento sustentável, ao se conectarem com propostas de bioeconomia, que propõe o desenvolvimento econômico com base no uso sustentável dos recursos biológicos, visando uma economia ecologicamente responsável (Mejias, 2019). A integração entre biomonitoramento e bioeconomia, em seu sentido amplo, torna-se, assim, fundamental para uma abordagem mais sustentável, uma vez que o primeiro pode contribuir para a conservação da biodiversidade, a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o fortalecimento do desenvolvimento econômico (Barbosa et al., 2016).

Nesse cenário, a análise cienciométrica surge como uma ferramenta estratégica para mapear a produção científica, identificar lacunas de conhecimento e orientar futuras pesquisas (Aparício et al., 2023). Essa abordagem permite compreender as tendências da área, os autores mais influentes, os temas recorrentes e a evolução histórica dos estudos que envolvem macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.

Este trabalho estruturado em capítulos interdependentes, propõe: (i) introdução geral e revisão bibliográfica (Capítulo 1); (ii) mapear a produção científica sobre o uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação ambiental e suas conexões com conceitos relacionados ao desenvolvimento sustentável, em especial a bioeconomia (Capítulo 2); (iii) investigar os principais determinantes espaciais, ambientais e

históricos da estrutura das comunidades de macroinvertebrados em microbacias, com foco em riachos de pequena ordem, considerando também o efeito da colonização prévia (Capítulo 3); e (iv) avaliar os padrões e determinantes da diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos em diferentes escalas espaço-temporais, também com base em dados provenientes de riachos (Capítulo 4).

Ao integrar cienciometria, ecologia aplicada e conceitos emergentes da bioeconomia, a presente pesquisa contribui para o avanço de políticas públicas e para a construção de modelos de desenvolvimento mais sustentáveis.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Bacia hidrográfica como unidade de estudo

O Estado do Paraná está inserido em três Regiões Hidrográficas, das 12 que dividem o Brasil, sendo um estado muito favorecido pelo grande volume de recursos hídricos (IPARDES, 2019). O Paraná é dividido em 16 bacias hidrográficas, e algumas se subdividem em sub-bacias: Bacia Litorânea, Bacia do Ribeira, Bacia do Cinzas, Bacia do Iguaçu, Bacias do Paraná 1, 2 e 3, Bacia do Tibagi, Bacia do Ivaí, Bacia do Piquiri, Bacia do Pirapó, Bacia do Itararé, Bacias do Paranapanema 1, 2, 3 e 4 (IPARDES, 2019; SEMA, 2010).

A Bacia Hidrográfica do Iguaçu ocupa cerca de 28% da área total do estado, seu tamanho é de 54.820,40 km². Essa bacia é dividida em três Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos, de acordo com a Resolução Nº 49/2006/CERH/PR: Baixo Iguaçu, Médio Iguaçu e Alto Iguaçu.

O rio Iguaçu é formado pelo encontro dos rios Irai e Atuba, e desagua no Rio Paraná é considerado o maior rio dentro do Estado do Paraná, com o curso de 1.060 km (SEMA, 2010). As cidades Curitiba, São José dos Pinhais, Colombo, Cascavel (parcialmente situada na bacia), Guarapuava, Araucária, Pinhais e Francisco Beltrão são as maiores situadas dentro da bacia. No Alto Iguaçu, localizado na Região Metropolitana de Curitiba, encontra-se grande concentração populacional e atividades industriais, comerciais e serviços. Já nas regiões do Médio e Baixo Iguaçu, localizado no interior do Estado, são encontradas as atividades de agropecuária, com destaque para as culturas de soja e trigo, além das pastagens (SEMA, 2010).

A bacia do Rio Piquiri banha total ou parcialmente os 32 municípios do estado do Paraná. O rio Piquiri tem um percurso de 660 km, que vai da sua nascente na Serra do São João até sua foz no rio Paraná. E os rios Cantú, Goio-bang e Goierê em sua margem direita e na margem esquerda, o Rio do Cobro são seus principais contribuintes (IAT, 2020).

Na bacia hidrográfica localizam-se as atividades agropecuárias, como pastagens e cultivo principalmente de soja, trigo, cana de açúcar e de mandioca (SEMA, 2010). A bacia fica situada na zona de transição entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual - a área também apresenta trechos de campos típicos da região de Savana – Cerrado. Os solos são formados por Latossolos, Nitossolos, Argissolos, Gleissolos, Cambissolos e Neossolos (SEMA, 2010).

A bacia hidrográfica do rio Ivaí tem sua extensão de 671 km, começa sua formação na confluência dos rios dos Patos e São João, na Serra da Boa Esperança até desaguar no rio Paraná, município de Querência do Norte (PR). É a segunda maior bacia do território paranaense, localizada integralmente dentro dos limites do Estado (Leli, et al. 2010; Paraná, 2012). As cidades de Maringá, Guarapuava, Apucarana, Sarandi, Campo Mourão, Irati e Prudentópolis são as maiores situadas dentro dessa Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos que a envolve, total ou parcialmente (IBGE, 2010). Esta bacia está situada em duas Unidades Hidrográficas, a saber: Unidade Hidrográfica do Alto Ivaí e Unidade Hidrográfica do Baixo Ivaí (Paraná, 2012).

Na bacia do rio Ivaí encontram-se produções de pequena e média escala, como horticultura, fruticultura, floricultura e especiarias/ervas medicinais, criação de galinha caipira, caprinos, ovinos e codornas, e produções agrícolas, principalmente de soja, milho, trigo e café em grande escala (SEDU, 2006). A bacia hidrográfica sofre com grande potencial de contaminação por *run-off* agrícola nas áreas rurais, e em áreas urbanas ela é prejudicada pelo déficit na infraestrutura de esgotos e drenagem (Paraná, 2012).

O plano de gerenciamento das bacias é fundamental para garantir água em qualidade e quantidade para esta geração e às futuras. A bacia do Alto Iguaçu possui plano de gerenciamento aprovado, e as bacias do Rio Piquiri contam com o Comitê de Bacia Hidrográfica instituído pelo Decreto Estadual nº 8.924, de 10 de setembro de 2013, enquanto as bacias do Médio e Baixo Iguaçu possuem comitês atuantes, como

o CBH Coaliar e o Comitê dos Afluentes do Médio Iguazu (Paraná, 2024). Já a bacia do Alto Ivaí está em fase de elaboração de decreto de criação, mas ainda não possui plano de gerenciamento (IPARDES, 2019). A ausência ou ineficiência na implementação de planos de gerenciamento deixa as bacias vulneráveis a problemas ambientais que podem ser irreversíveis.

2.2. Macroinvertebrados como ferramenta de biomonitoramento

Com o impacto das ações humanas, aumentou-se a preocupação com a interferência nos ecossistemas e, conseqüentemente, a busca por métodos para avaliar a degradação ambiental. O uso de bioindicadores para analisar os impactos causados no ecossistema são cada vez mais empregados, pois são uma ferramenta que fornece informações complementares, necessárias para a análise de risco ecológico dos ecossistemas (Preste e Vincenci, 2019). A utilização de macroinvertebrados bentônicos como estratégia para medir a qualidade dos ecossistemas aquáticos auxilia no processo de avaliação e acompanhamento do grau de degradação ambiental, portanto, é uma ferramenta eficiente para indicação de áreas com interesse na conservação (Lopes et al., 2008).

Os macroinvertebrados bentônicos apresentam baixa mobilidade e alta sensibilidade de resposta a diferentes tipos e níveis de perturbações em ambientes aquáticos (Morse, et al., 2007), portanto é um grupo bastante utilizado como bioindicador da qualidade da água e integridade ecológica de ecossistemas aquáticos (Barboza, 2020).

A avaliação da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser analisada por diferentes métricas como abundância, composição, riqueza, diversidade, grupos tróficos e tolerância/sensibilidade dos organismos, com isso, permite caracterizar a integridade ambiental do ecossistema (Martins et al., 2014). A composição taxonômica tem em vista a presença/ausência, abundância ou a proporção de um determinado táxon ou grupo de táxons. As métricas de riqueza e diversidade levam em consideração o número de táxons observados, porém a última, avalia a diversidade em um local específico, entre diferentes locais e a diversidade regional. A análise da estrutura taxonômica fornece orientação para avaliação do biomonitoramento (Li, et al. 2019), que pode gerar métricas que auxiliem no

monitoramento, pois permite uma análise de como o alimento é obtido pelos invertebrados (Martins et al., 2014; Magurran, 2011).

O grupo trófico funcional é classificado baseado na forma de aquisição de alimento, pode ser dividido em: predadores; raspadores; fragmentadores, coletores-filtradores e coletores-catadores (Cummins et al., 2005). Tabela 1 descreve como os invertebrados adquirem seus recursos alimentares com enfoque nos mecanismos morfológicos e comportamentais.

TABELA 1 CATEGORIZAÇÃO FUNCIONAL DE GRUPOS ALIMENTARES (ADAPTADA DE MERRITT; CUMMINS, 1996).

Grupos Funcionais	Mecanismos de Alimentação do Tamanho de Partícula	Recursos Alimentares Dominantes	Partículas dos Alimentos (mm)
Fragmentadores	Mastigam condicionado; tecido vegetal vivo; madeira	Plantas vasculares em decomposição (ou hidrófitas vivas) de CPOM ¹	> 1,0
Coletores-Filtradores	Alimentam-se de suspensão - filtram partículas da coluna de água	Partículas detriticas em decomposição de FPOM ² ; algas, bactérias e fezes	0,01 – 1,0
Coletores-Catadores	Alimentadores de depósito - ingerem sedimentos ou coletam partículas soltas em áreas deposicionais	Partículas detriticas em decomposição de FPOM ² ; algas, bactérias e fezes	0,05 – 1,0
Raspadores	Pastam superfícies de pedra e madeira ou caules de plantas aquáticas enraizadas	Algas não filamentosas anexadas ao perifiton e detritos, microflora e fauna associados e fezes	0,01 – 1,0
Predadores	Capturam e engolem presas ou tecidos,	Animal vivo	> 0,5

	ingerem fluidos corporais		
--	---------------------------	--	--

FONTE: Cummins et al. (2005).

LEGENDA: ¹CPOM = matéria orgânica particulada grossa; ²FPOM = matéria orgânica particulada fina

A bioavaliação, por meio de estudos que combinam métricas de diversidade taxonômica e funcional dos organismos, resulta na aplicação bem-sucedida de atributos para caracterizar comunidades aquáticas e avaliar as modificações nos ecossistemas aquáticos provocadas pelas ações antrópicas (Li et al., 2019). Essa abordagem é fundamental para entender como os organismos respondem a mudanças no ambiente e para a tomada de decisões sobre a gestão de ecossistemas aquáticos.

2.3. Análise cienciométrica

Cienciométrica é a área que estuda a ciência por meio de dados quantitativos, com o objetivo de avaliar sua produção, impacto e desenvolvimento na publicação de artigos (Silva e Bianchi, 2001). A análise cienciométrica, em conjunto com a bibliométrica, exerce um papel crucial na pesquisa acadêmica, reunindo o conhecimento existente e avaliando o estágio atual de desenvolvimento de uma área específica (Linnenluecke et al., 2019), além de buscar entender a dinâmica, evolução e aspecto sociais do tema pesquisado. Originada da biblioteconomia e das ciências da informação, a bibliometria utiliza métodos numéricos e estatísticos para analisar a circulação do conhecimento nas publicações científicas (Mattar e Ramos, 2021). Ela examina a frequência, os locais e as formas de publicação dos trabalhos acadêmicos, permitindo identificar tendências de pesquisa, colaborações entre autores, conexões por meio de citações e o desenvolvimento de um campo científico ao longo do tempo (Stefanuto et al., 2022). Nesse contexto, a análise cienciométrica se torna uma ferramenta útil para compreender a evolução das pesquisas sobre o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores e suas aplicações na bioeconomia.

A bioeconomia, por sua vez, se baseia na utilização sustentável dos recursos biológicos, buscando a conciliação entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental. Nesse contexto, o uso de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta de monitoramento ambiental desempenha um papel estratégico, ao

fornecer dados confiáveis que contribuem para a integração de serviços na bioeconomia (Brasil, 2024; Costa et al., 2024).

2.4. Diversidade beta

É essencial compreender os padrões de diversidade biológica, entre os quais se destaca a diversidade beta. Ela representa a variação na composição de espécies entre diferentes locais ou ecossistemas, sendo essencial para entender como a biodiversidade se distribui regionalmente. Ela pode ser particionada em dois componentes: substituição de espécies entre locais e diferença de riqueza de espécies. Essa distinção permite identificar se as diferenças entre comunidades são causadas por trocas de espécies ou por empobrecimento da fauna, contribuindo para a compreensão dos processos ecológicos que moldam a biodiversidade (Coletta e Vasconcelos, 2022).

REFERÊNCIA

Alexandre, W. S.; Moreira, B. S. P. L.; Duarte, G. P. de S.; Filho, F. C. Etnoecologia para a gestão sustentável de recursos naturais: uma análise crítica de desafios e oportunidades. **Revista Pantaneira**, v. 24, edição especial CIGEPAM (UFC), UFMS, Aquidauana-MS, 2024.

Aparicio, G.; Iturralde, T.; Rodríguez, A. V. Developments in the knowledge-based economy research field: a bibliometric literature review. **Management Review Quarterly**, v. 73, p. 317–352, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11301-021-00241-w>.

Barbosa, A. H. S.; Silva, C. S. P.; Araújo, S. E.; Lima, T. B. B.; Dantas, I. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio Apodi-Mossoró. **Holos**, v. 7, n. 32, p. 121-132, 2016. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2016.4183>.

Brasil. Serviço Florestal Brasileiro. O que é bioeconomia. Disponível em: <https://www.gov.br/florestal/pt-br/assuntos/bioeconomia-florestal/o-que-e-bioeconomia>. Acesso em: 5 maio 2025.

Coletta, B. B. D.; Vasconcelos, T. da S. Diversidade beta e sua importância na biologia da conservação. **Aprendendo Ciência**, v. 11, n. 1, p. 6-10, 2022.

Costa, E.; Silva, J. G. M. Da; Linares, M. S. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água em um cenário de mudanças climáticas: uma revisão sistemática. **Revista Espinhaço**, v. 13, n. 1, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10700733>. Acesso em: 6 maio 2025.

Costa, E.; Silva, J. G. M. da; Linares, M. S. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in a climate change scenario: a systematic review. **Revista Espinhaço**, v. 13, n. 1, 2024.

Cummins, K. W.; Merritt, R. W.; Andrade, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 69-89, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>. Acesso em: 5 maio 2025.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo 2010.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). Bacias do Rio Piquiri e Paraná II. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/piquiri.pdf. Acesso em: 5 maio 2025.

Instituto de Biociências da USP. Desmatamento, expansão agrícola, crescimento urbano e mineração afetam a qualidade da água nos rios brasileiros. São Paulo: IB-USP, 2021. Disponível em: <https://www.ib.usp.br/mais-noticias/3189-desmatamento-expansao-agricola-crescimento-urbano-e-mineracao-afetam-a-qualidade-da-agua-nos-rios-brasileiros.html>. Acesso em: 6 maio 2025.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Paraná em perspectiva**. Curitiba: IPARDES, 2019

Leli, I. T.; Stevaux, J. C.; Nóbrega, M. T. Dinâmica espacial da hidrologia da bacia do Rio Ivaí. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 28, n. 2, p. 41-47, 2010.

Li, Z; Wang, J; Liu Z; Meng X; Heino, J; Jiang, X; Xiong, X; Jiang, X; Xie Z. Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1288-1300, 2019.

Linnenluecke, M. K.; Marrone, M.; Singh, A. K. Conducting Systematic literature reviews and bibliometric analyses. **Australian Journal of Management**, v. 45, n. 2, p. 175-194, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1177/0312896219877678>.

Lopes, M. J. N.; Silva, M. S. R.; Sampaio, R. T. M.; Belmont, E. L. L.; Santosneto, C. R. Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando o método BMWP adaptado. **Revista Saúde e Biologia**. v. 3. p. 1-9, 2008.

Lu, A.; Li, J.; Zheng, B.; Yin, X. Effect of Different Land Use Types on the Taxonomic and Functional Diversity of Macroinvertebrates in an Urban Area of Northern China. **Water**, v. 14, n. 23, p. 3793, 2022. DOI: 10.3390/w14233793

Magurran, A. E. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. New York: Oxford University Press, 2011. 345 p.

Martins, R. T.; Oliveira, V. C. De; Salcedo, A. K. M. S. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: Hamada, N.; Nessimian, J. L.; Querino, R. B. (org.). Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 118-129.

Mattar, J.; Ramos, D. Metodologia da pesquisa em educação: abordagens qualitativa, quantitativas e mistas. São Paulo: Edições 70, 2021. p. 23-36.

Mejias, R. G. Bioeconomia e suas aplicações. **ÂNDÉ: Ciências e Humanidades**, São Bernardo do Campo (SP), v. 2, n. 3, p. 105–121, 2019. DOI: <https://doi.org/10.36942/iande.v2i3.87>. Disponível em: <https://periodicos.ufabc.edu.br/index.php/iande/article/view/87>. Acesso em: 6 maio 2025.

Morse, J.C.; Bae, Y..J; Munkhjargal, G.; Sangpradub, N.; Tanida, K.; Vshivkova, T.S.; Wang, B.; Yang, L.; Yule, C.M. Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in East Asia. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 33-42, 2007.

PARANÁ. Comitê de Bacia do Alto Ivaí. Secretaria do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo. 2012. Disponível em: https://www.sedest.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/migrados/File/CER_H_-_20_RO/descricao_diagnostico_alto_ivai.pdf. Acesso em: 03 mai. 2025.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA. Bacias hidrográficas do Paraná: série histórica. Revista Bacias Hidrográficas do Paraná, Curitiba, 2010. Disponível em: https://www.paranagua.pr.gov.br/imgbank2/file/meio_ambiente/material-didatico/Revista_Bacias_Hidrograficas_2015.pdf. Acesso em: 6 maio 2025.

PARANÁ. Governo do Estado. Gestão da água: comitês de bacias hidrográficas promovem reuniões na próxima semana. Agência Estadual de Notícias, 28 jun. 2024. Disponível em: <https://www.parana.pr.gov.br/aen/Noticia/Gestao-da-agua-comites-de-bacias-hidrograficas-promovem-reunioes-na-proxima-semana>. Acesso em: 29 jul. 2025.

Prestes, R. M.; Vincenci, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**. v. 2, n. 4, p. 1473-1493, 2019. Disponível em: <http://brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/3258/3128>. Acesso em: 30 abr. 2025.

Queiroz, M. E. F.; Schäfferb, A. L.; Villela, A. C. A. S.; Martins, D. E. M.; Silva, P. H. T. da S. Utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em córrego urbano de Conceição do Araguaia-PA. **Sustainability in Debate**, v. 9, n. 3, p. 96-110, 2018.

SEDU –Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano – Planos Regionais de Desenvolvimento Estratégico do Estado do Paraná – PRDE – Cenário Atual – Volume I-a de IV, 2006.

Stefanuto, V. A.; Oliveira, S. M. P.; Moreira, J. F. M.; Aguiar, A. S. Farias, E. Análise bibliométrica como ferramenta metodológica. **Editora Nova Paideia – Revista Interdisciplinar em Educação e Pesquisa**, p. 307-326, 2022.

Silva, J. A.; Bianchi, M. L. P. Cientometria: a métrica da ciência. **Paideia**, Ribeirão Preto, v. 11, n. 21, p. 5–10, 2001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/paideia/a/8mL9rKKQgL4vydsrZfZLbcr>. Acesso em: 19 maio 2025.

CAPÍTULO 2

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E AVALIAÇÃO AMBIENTAL: CONEXÕES COM SUSTENTABILIDADE E BIOECONOMIA

1 INTRODUÇÃO

O avanço tecnológico dos transportes e da comunicação ampliou a oferta global de produtos e serviços, promovendo progresso e qualidade de vida. Esse desenvolvimento, entretanto, também acarretou desafios ambientais significativos, como a poluição, a geração de resíduos e a degradação dos ecossistemas (Nazeer et al., 2016). Nesse contexto, temas relacionados à recuperação, conservação e preservação ambiental ganharam relevância crescente na agenda científica e política (Oliveira, 2020). Diante desses desafios, a conscientização global sobre sustentabilidade tem crescido significativamente (Xie et al., 2024), aumentando a preocupação ambiental que reflete diretamente na produção científica voltada à conservação dos ecossistemas, impulsionada por diversas iniciativas internacionais, como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2000, além de outros programas voltados à preservação do meio ambiente (Anaisce et al., 2023).

Como parte desse esforço global, diversos programas foram implementados para monitorar a qualidade da água por meio da análise da condição ecológica dos ecossistemas (Matovelle et al., 2024). O uso de bioindicadores surgiu há muito tempo, após a constatação de que os dados de parâmetros físico-químicos da água, isoladamente, não eram suficientes para avaliar a integridade dos cursos d'água. Esse movimento esteve fortemente relacionado à valorização crescente de metodologias baseadas em indicadores biológicos, como os macroinvertebrados bentônicos (Baptista, 2008).

O biomonitoramento se destaca como uma ferramenta indispensável para avaliar os efeitos ecológicos resultantes das alterações ambientais (Gökçe, 2022). Além de fornecer respostas sobre como os ecossistemas reagem a diferentes estressores, ele desempenha um papel fundamental no gerenciamento ambiental e na formulação de políticas públicas (Friberg et al., 2011).

Historicamente, um marco na sistematização do biomonitoramento foi o desenvolvimento do Sistema Saprobiano por Kolkwitz e Marsson (1909), que avaliou os impactos na biota local causados pela poluição dos rios. Já no Brasil, a política ambiental começou a se estruturar na década de 1930, com marcos importantes como o Código de Águas e o Código Florestal, ambos de 1934 (Moura, 2016). A partir dessas bases legais, na década de 1970 teve início no país o uso de comunidades

aquáticas para avaliar a qualidade da água, consolidando os primeiros trabalhos de biomonitoramento no Brasil (Buss et al., 2003; Kuhlmann et al. 2012).

Com o avanço dos estudos, os macroinvertebrados bentônicos tornaram-se organismos amplamente empregados em programas de monitoramento biológico, devido à sua sensibilidade a variações na qualidade ambiental (Docile e Figueiró, 2013; Baptista, 2008). Assim, torna-se indispensável a organização e a compreensão da produção científica sobre o tema, possibilitando o delineamento de estratégias e políticas voltadas à conservação ambiental, além da identificação de lacunas de conhecimento que precisam ser exploradas.

A fim de compreender a evolução das pesquisas sobre o uso desses organismos como bioindicadores, a cienciometria tem sido amplamente utilizada como método de análise (Babaei et al., 2024), aliada à bibliometria. Essa abordagem permite identificar, reunir, examinar e interpretar fontes já publicadas sobre um tema específico (Ramírez-Malule et al., 2020). Além disso, a análise cienciométrica possibilita prever tendências de pesquisa ao mapear informações científicas relevantes, como os países e autores mais produtivos, categorias de assuntos, periódicos relacionados e outras métricas que oferecem um panorama abrangente sobre o tema (Aparicio et al., 2023).

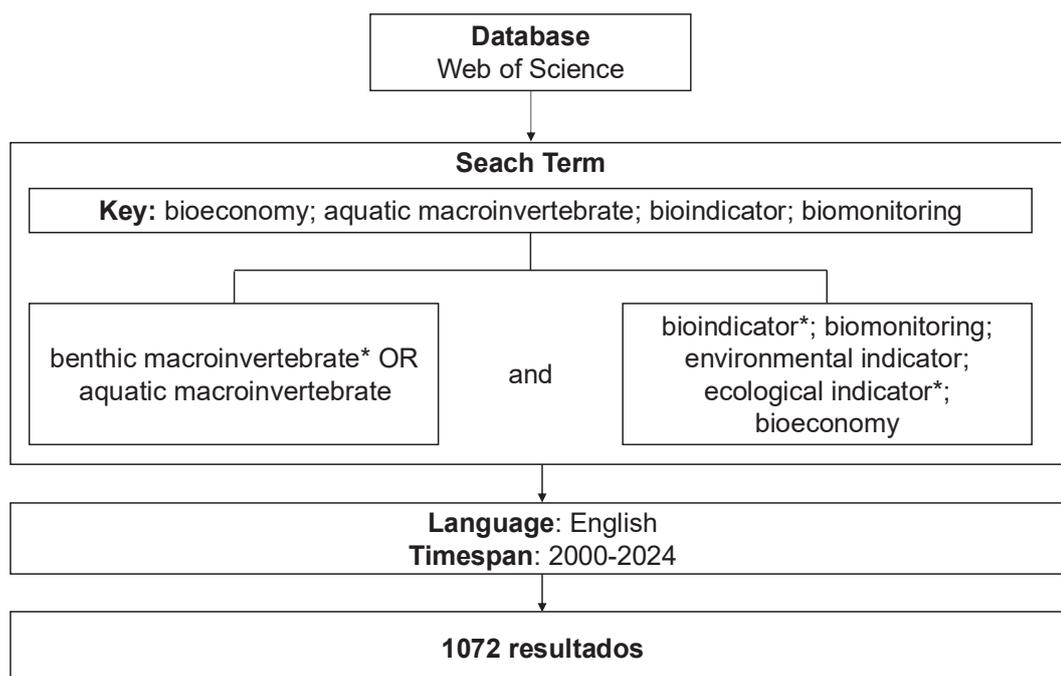
Dessa forma, o presente estudo tem como objetivos: (i) avaliar o avanço na pesquisa científica acerca do uso de macroinvertebrados como bioindicadores (ii) mapear os principais autores, temas e campos de pesquisa relacionados aos macroinvertebrados bentônicos e sua aplicação no contexto da bioeconomia, por meio de uma análise de co-ocorrência de palavras-chave; (iii) avaliar as lacunas no conhecimento atual sobre o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.

Considerando o desenvolvimento sustentável como a base para o avanço da conservação dos recursos hídricos, pretende-se abordar como o biomonitoramento tendo os macroinvertebrados como ferramenta podem contribuir na bioeconomia e na valoração de serviços ecossistêmicos, em especial a diversidade biológica. Essas informações constituem uma base importante para o desenvolvimento de políticas públicas que apoiem o monitoramento dos recursos hídricos e a sua qualidade, tendo por base todo o capital natural e econômico que proporcionam, desde que conservados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Para investigar o progresso da pesquisa sobre o uso de macroinvertebrados como bioindicadores no contexto da bioeconomia e valoração de serviços ecossistêmicos foi realizada uma análise cienciométrica utilizando a base de dados Web of Science (WoS) no dia 11 de novembro de 2024, abrangendo o período de 2000 a 2024. Foram considerados apenas artigos científicos em inglês, excluindo materiais sem acesso completo ao texto. A filtragem foi realizada com base em áreas de pesquisa relevantes, como ciências ambientais, biologia, recursos hídricos, conservação da biodiversidade e ecologia. Para garantir uma busca ampla e focada foram utilizadas as seguintes palavras-chave: "Bioeconomia", "Macroinvertebrados aquáticos", "bioindicadores" e "biomonitoramento" (Figura 1).

FIGURA 1 DIAGRAMA DE TRIAGEM DE ARTIGOS.



FONTE: O autor (2025).

A filtragem dos artigos no WoS foi feita utilizando as combinações: ("benthic macroinvertebrate*" OR "aquatic macroinvertebrate*" AND "bioindicator*"); ("benthic macroinvertebrate*" OR "aquatic macroinvertebrate*"and "biomonitoring"); ("benthic macroinvertebrate*" OR "aquatic macroinvertebrate*" AND "environmental indicator*"); ("benthic macroinvertebrate*" OR "aquatic macroinvertebrate*" AND

"ecological indicator*"); ("benthic macroinvertebrate*" OR "aquatic macroinvertebrate*" AND "bioeconomy").

O uso do caractere "*" foi adotado para ampliar a pesquisa, incluindo variações das palavras-chave e tornando a busca mais abrangente ao capturar diferentes formas dessas palavras nas publicações.

Os resultados obtidos no WoS foram exportados para o R. O pacote *taxize* foi utilizado para integrar os resultados e remover artigos duplicados. Em seguida, foi realizada uma análise manual para excluir artigos irrelevantes à pesquisa. As análises bibliométricas foram conduzidas com o pacote *bibliometrix* e a interface *biblioshiny* (Aria e Cuccurullo, 2017) no software R (versão 4.3.1). A ferramenta oferece funcionalidades integradas para estatísticas precisas.

Para a coleta de dados foram analisados os autores e instituições mais produtivos, os países com maior produção científica sobre o tema, os artigos mais citados e os principais periódicos que publicam nessa área.

A análise bibliométrica abrange indicadores como média de citação por ano, revistas mais relevantes, número de publicações anuais, que revela tendências de crescimento ou declínio na pesquisa sobre o tema; o número de citações, que destaca os autores e artigos mais influentes; a colaboração internacional, evidenciada por redes entre países e instituições; e as palavras-chave mais frequentes, utilizadas para identificar tendências emergentes na área de estudo.

3 RESULTADOS

A busca realizada no *Web of Science* (WoS) identificou inicialmente 1.093 artigos ao longo dos últimos 24 anos. Na fase de triagem foram selecionados apenas os artigos cuja abordagem contemplava o uso de macroinvertebrados bentônicos, com base na leitura do título, resumo e palavras-chave. Após uma análise manual criteriosa foram selecionados 1.072 documentos científicos, distribuídos em 192 periódicos distintos em 25 países. Observou-se uma taxa de crescimento anual média de 10,96% de 2000 a 2024 no número de publicações sobre o tema, o que reflete um aumento consistente na produção científica da área. No entanto, foi registrada uma queda no volume de artigos no último ano.

Além disso, a análise bibliométrica revelou um total de 4.131 autores envolvidos nos artigos selecionados, com uma média de 3,76 autores por artigo.

Foram produzidos 24 artigos por autores individuais, representando 2,23%, um número relativamente pequeno em comparação com o total. Tais informações estão resumidas na Tabela 1, que apresenta os principais dados da análise cienciométrica, incluindo o período de abrangência (2000 a 2024), a média de citações por documento (15,34) e a taxa de colaboração internacional (31,44%).

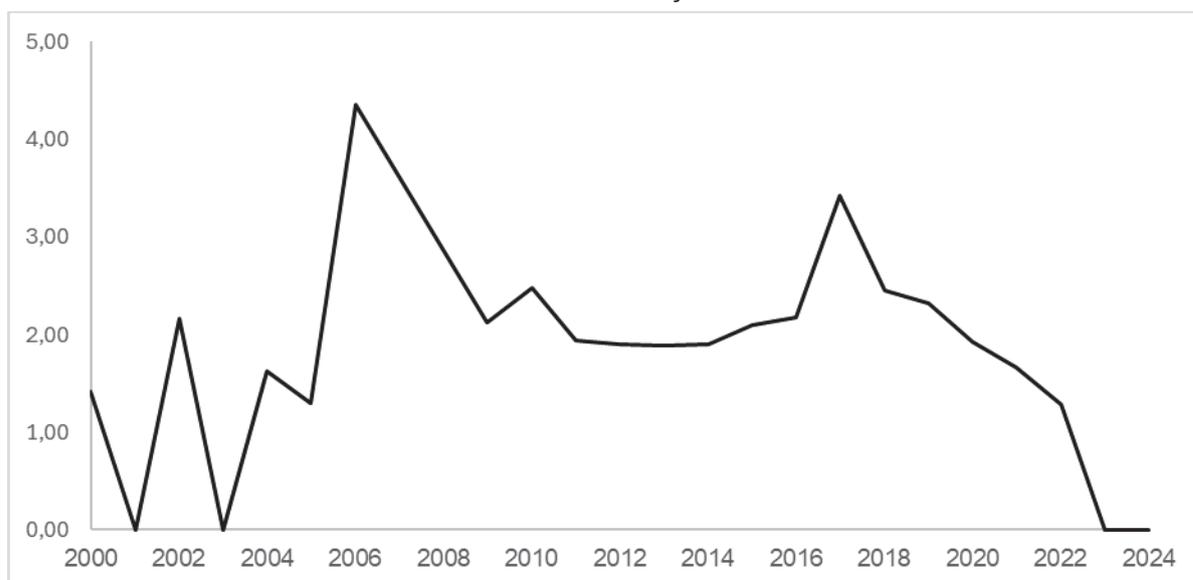
TABELA 1 PRINCIPAIS INDICADORES DA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA

CATEGORIA	INDICADOR	RESULTADOS
Período Analisado	Anos considerados	2000–2024
Produção Científica	Total de documentos	1.072
	Fontes (periódicos, livros etc.)	192
	Taxa de crescimento anual (%)	10,96
	Média de citações por documento	15,34
Palavras-Chave	Palavras-chave dos autores	3.271
	Palavras-chave "plus" (automáticas)	2.798
Autores e Colaborações	Total de autores identificados	4.131
	Documentos de autoria única	24
	Coautores por documento	5,03
	Coautorias internacionais (%)	31,44

FONTE: O autor (2025)

A análise temporal também destacou a dinâmica das citações ao longo dos anos, conforme ilustrado na Figura 2. Entre os anos de 2000 e 2006 houve um aumento na média de citações por ano, atingindo um pico significativo em torno de 2006. Nos anos de 2007 a 2010, após esse pico, a média de citações apresenta uma queda acentuada até 2010. De 2011 a 2015, a média de citações manteve-se baixa, com poucas variações. Entre 2016 e 2018, houve um aumento considerável na média de citações, alcançando outro pico em 2007, embora inferior ao registrado em 2006. A partir de 2019, a média de citações voltou a cair de forma consistente, atingindo valores muito baixos em 2024.

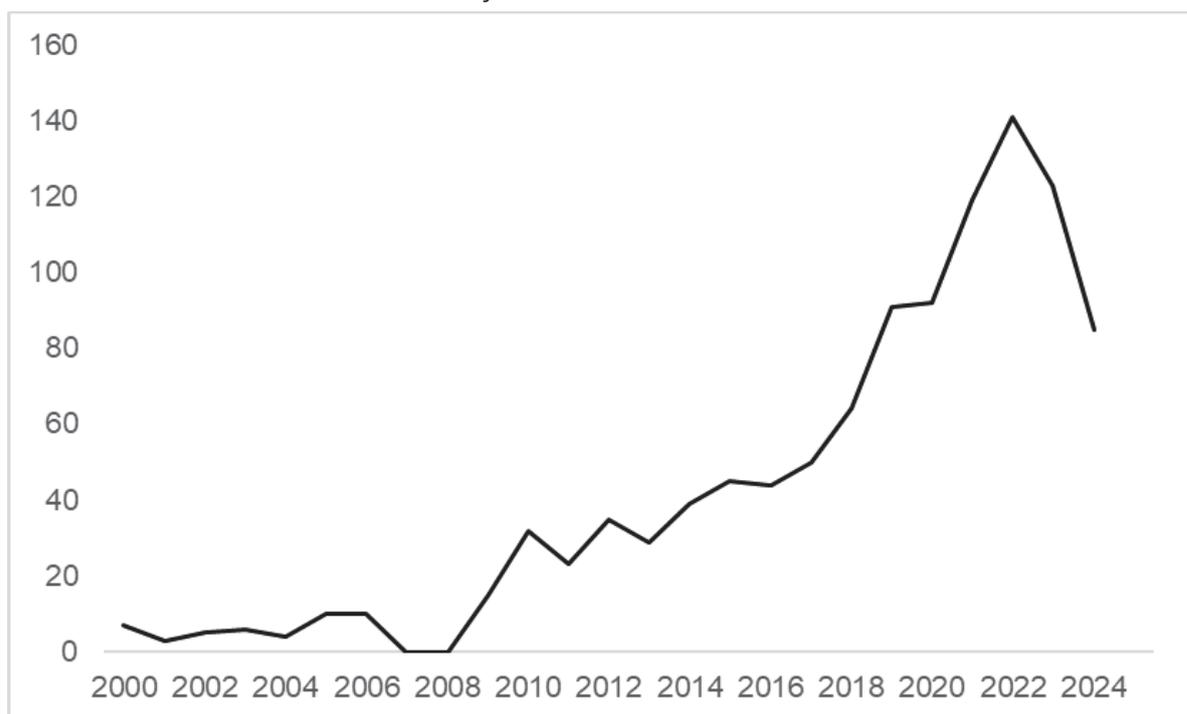
FIGURA 2 MÉDIA DE CITAÇÕES POR ANO



FONTE: O autor (2025)

No que diz respeito à produção científica anual (Figura 3), nos primeiros 10 anos (2000 a 2010), a produção de artigos foi baixa, com 99 artigos, com um número reduzido de publicações anuais e pequenas flutuações, sem apresentar um crescimento expressivo. A partir de 2010, observa-se um aumento gradual na produção científica, com a curva começando a exibir um padrão ascendente mais consistente, refletindo maior atenção ao tema. Entre 2018 e 2022, houve um aumento acentuado no número de publicações, com 146 artigos, alcançando o pico em 2022. Após atingir o pico em 2022, o número de publicações caiu nos dois anos seguintes. Apesar de a busca ter sido realizada no início de novembro, os dez primeiros meses de 2024 apresentaram uma baixa produção científica.

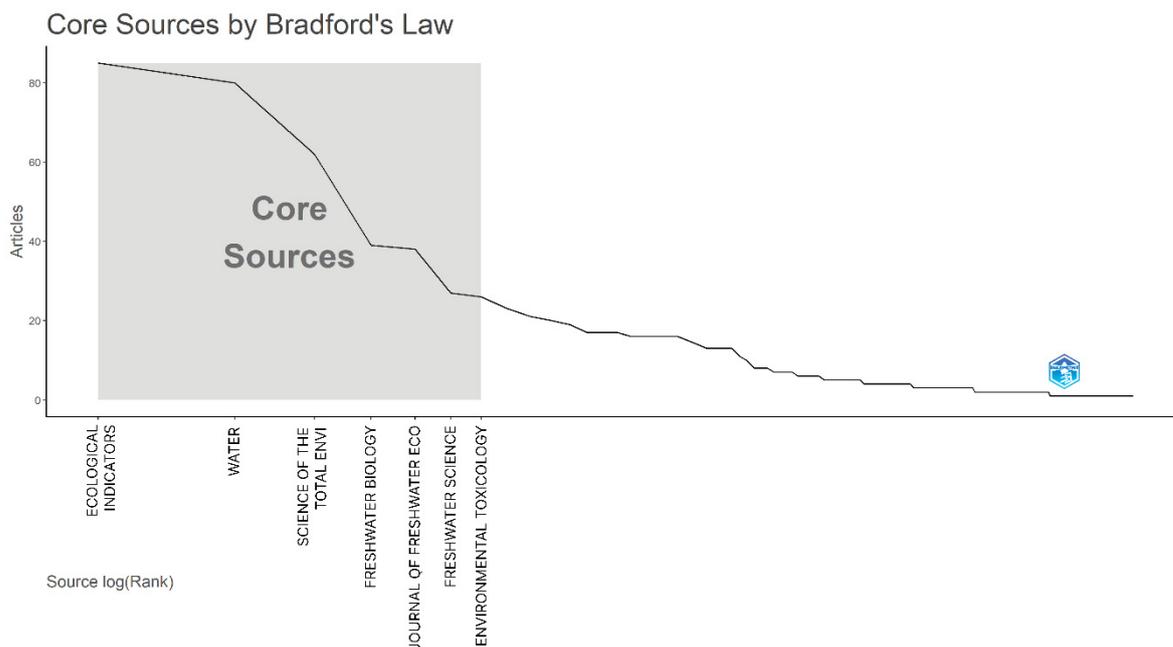
FIGURA 3 PRODUÇÃO CIENTÍFICA ANUAL DE ARTIGOS



FONTE: O autor (2025)

A Figura 4 apresenta a análise fundamentada na Lei de Bradford (1934), proposta por Samuel Bradford, que identifica os periódicos mais relevantes e produtivos em termos de publicações sobre um determinado tema, as variáveis envolvidas incluem o número de periódicos, o número de artigos publicados sobre o tema e a ordem de produtividade (Hjørland e Nicolaisen, 2005). Nesse contexto, a revista *Ecological Indicators* destaca-se como a mais influente e produtiva, liderando em número de publicações. Em seguida, encontra-se *Water*, com foco em ecossistemas aquáticos. Outros periódicos importantes incluem *Freshwater Biology*, *Journal of Freshwater Ecology*, *Freshwater Science* e *Environmental Toxicology and Chemistry*, que reforçam a ênfase em estudos sobre ecossistemas de água doce.

FIGURA 4 FONTES PRINCIPAIS PELA LEI DE BRADFORD



FONTE: O autor (2025)

Além dos padrões temporais e das fontes de publicação, a análise identificou os principais autores que contribuem para o tema. A Tabela 2 lista os 15 pesquisadores mais influentes entre 2000 e 2024, evidenciando suas contribuições em termos de produtividade, impacto e consistência científica. O inglês Wood P. J. lidera o ranking com 15 artigos publicados, 327 citações e o maior índice H (10), consolidando sua posição de destaque. Outros autores notáveis incluem Van Den Brink P. J. (Holanda), Culp J. M. (Canadá) e o brasileiro Callisto M., que apresenta 294 citações e índice H de 6. Pesquisadores como Muotka T. (Finlândia) e Mazor R. D. (EUA) apresentam alto impacto, enquanto Addo-Bediako A. (África do Sul) se destaca pela maior frequência fracionária de publicações (FFP = 5), indicando uma contribuição proporcional significativa. A Tabela 4 também mostra os resultados do índice H e do índice M dos principais autores com base em pesquisas envolvendo o uso de macroinvertebrados bentônicos com bioindicadores.

TABELA 2 PRINCIPAIS 15 AUTORES E NACIONALIDADES EM PUBLICAÇÕES SOBRE MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES NA BIOECONOMIA.

Autor	País	TA	TA%	FFP	TC	Índice H	Índice M
Wood P. J.	Inglaterra	15	1,4	3,6	327	10	0,83
Van Den Brink P. J.	Holanda	13	1,2	2,7	133	8	0,80
Culp J. M.	Canada	11	1	2,1	131	7	0,58

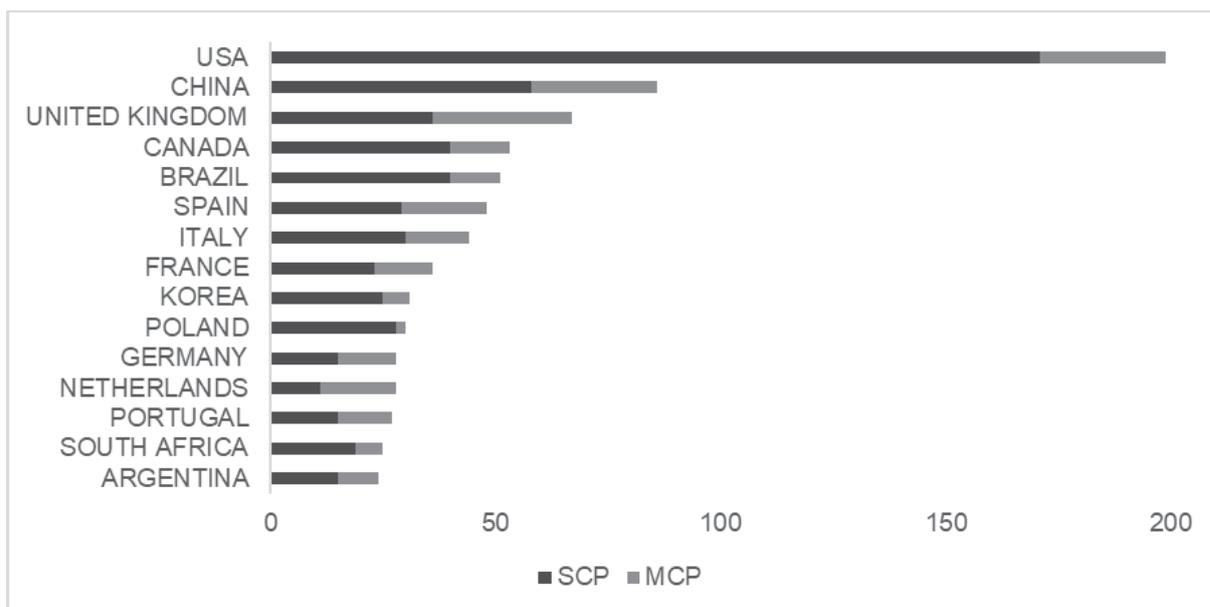
Muotka T.	Finlândia	11	1	2,6	247	8	0,42
Callisto M.	Brasil	10	0,9	2	294	6	0,40
Lento J.	Canadá	10	0,9	1,3	93	6	0,50
Usseglio-Polatera P.	França	10	0,9	2,3	178	5	0,21
Addo-Bediako A.	África do Sul	9	0,8	5	39	4	0,80
Mazor R. D.	USA	9	0,8	1,7	262	7	0,43
Aroviita J.	Finlândia	8	0,7	1,6	89	5	0,62
Clements W. H.	USA	8	0,7	1,9	207	6	0,40
Doretto A.	Itália	8	0,7	1,8	87	5	0,71
Fenoglio S.	Itália	8	0,7	2	109	6	0,30
Goethals P. L. M.	Bélgica	8	0,7	1,5	160	8	0,57
Heino J.	Finlândia	8	0,7	1,2	192	7	0,63

FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: Número total de artigos (TA), contribuição percentual no número total de artigos (%TA), frequência fracionária de publicações (FFP), número total de citações (TC), índice H (quantifica a produtividade e o impacto das pesquisas), índice M (avalia o pesquisador com diferentes tempos de carreira).

No contexto da distribuição geográfica, os Estados Unidos lideram em número de publicações, conforme representado na Figura 5. A China, em segundo lugar, apresenta uma forte produção científica única, enquanto o Reino Unido destaca-se por seu equilíbrio entre colaborações nacionais e internacionais. Países europeus, como Espanha, Itália e França também apresentam contribuições expressivas, revelando uma presença ativa tanto em estudos independentes quanto em parcerias globais.

FIGURA 5 PAÍSES DOS AUTORES CORRESPONDENTES



FONTE: O autor (2025)

Legenda: Publicações de um único país (SCP); Publicações de vários países (MCP).

A rede de colaboração científica internacional, representada na Figura 6, reflete a liderança dos Estados Unidos, seguido da Espanha e Alemanha. Esses países funcionam como os principais *hubs* de colaboração, conectando-se com diversas nações. A intensidade das parcerias é representada pela espessura das linhas entre os nodos, indicando relações mais frequentes ou intensas. Clusters regionais, como os formados por países europeus (Portugal e Espanha) e latino-americanos (Brasil, Chile, Argentina) destacam a influência da proximidade geográfica e de laços históricos.

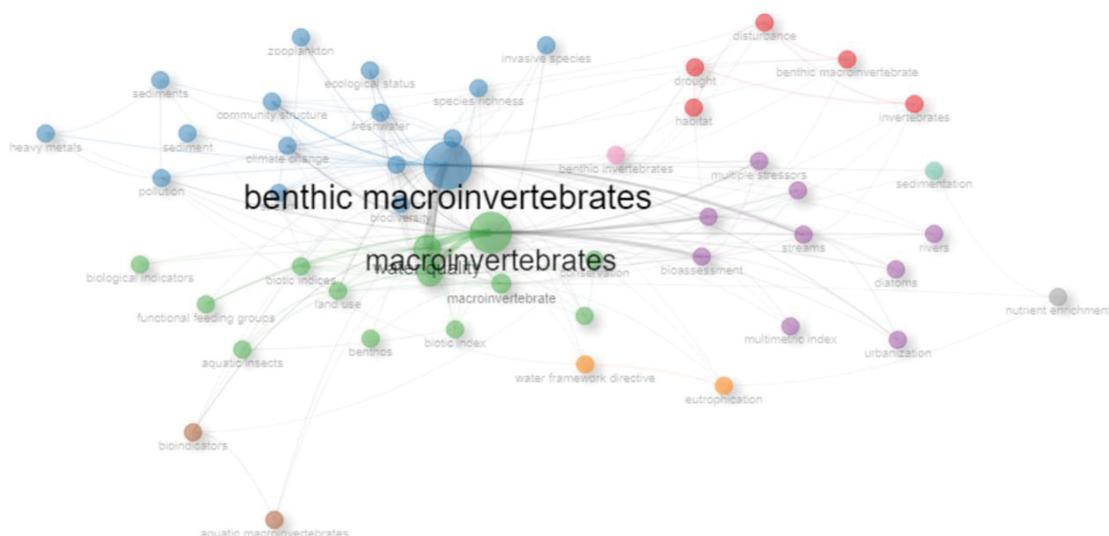
FIGURA 6 ESTRUTURA SOCIAL DE COLABORAÇÃO ENTRE PAÍSES



FONTE: O autor (2025)

A análise de palavras-chave (Figura 7) reforça os principais tópicos de pesquisa associados ao uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Termos como "*benthic macroinvertebrates*" e "*macroinvertebrates*" se destacam pela frequência, indicando seu uso recorrente em diversos contextos ecológicos. A associação com termos como "pollution", "bioindicators", "water quality" e "multiple stressors", observada nos agrupamentos por coocorrência e nas cores, sugere a relevância desses organismos em estudos voltados ao biomonitoramento, avaliação da qualidade da água e impactos ambientais, além de outras temáticas como biodiversidade e mudanças climáticas.

FIGURA 7 REDE DE CO-OCORRÊNCIA DE PALAVRAS-CHAVE



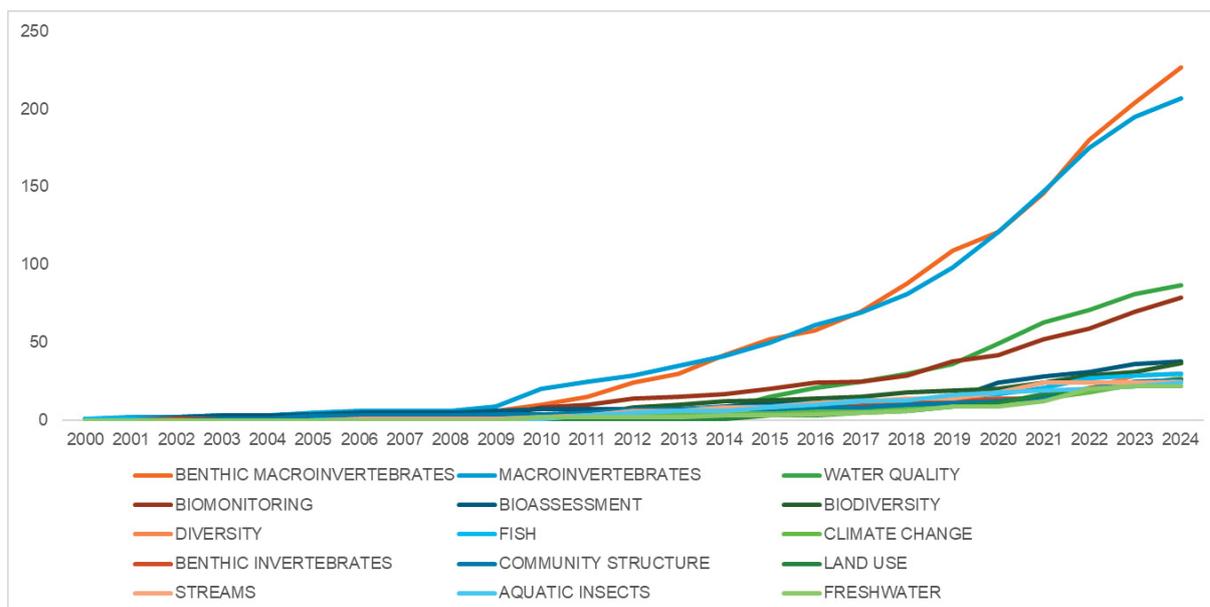
FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: azul: poluição e impacto ambiental; verde: biodiversidade e bioindicadores; roxo: monitoramento e estressores múltiplos; vermelho: impactos climáticos e ecológicos; cinza/laranja: urbanização e eutrofização.

Como pode ser observado na Figura 7, os temas foram organizados por cores conforme suas áreas de enfoque. A cor azul representa tópicos relacionados à poluição e impacto ambiental, como “sediments” e “heavy metals”. A cor verde abrange temas voltados à biodiversidade e bioindicadores, como “biotic indices” e “feeding groups”. Já a cor roxa indica assuntos ligados ao monitoramento e estressores múltiplos, como “bioassessment” e “streams”. A cor vermelha está associada a impactos climáticos e ecológicos, com termos como “drought” e “disturbance”. Por fim, as cores cinza e laranja reúnem tópicos relativos à urbanização e eutrofização, como “nutrient enrichment” e “urbanization”. Essa classificação facilita a visualização e interpretação dos principais eixos temáticos presentes no conjunto de dados analisado.

A evolução do uso de palavras-chave ao longo do tempo, representada na Figura 8, aponta para um crescente interesse acadêmico na última década. Termos como “benthic macroinvertebrates”, “macroinvertebrates” e “water quality” exibem um aumento acentuado a partir de 2010, evidenciando o crescente interesse no uso de macroinvertebrados para avaliar a qualidade da água.

FIGURA 8 FREQUÊNCIA DE PALAVRAS-CHAVE

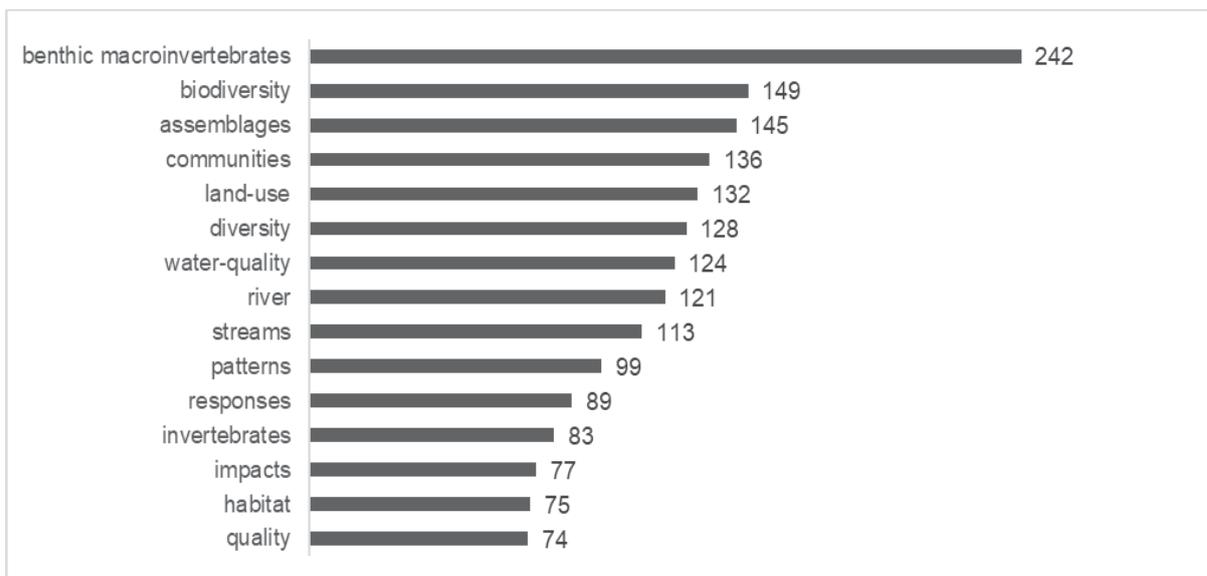


FONTE: O autor (2025)

Além disso, palavras-chave como "climate change", "biodiversity" e "land use" mostram um crescimento mais recente, indicando uma ampliação do escopo das pesquisas, que passaram a conectar os macroinvertebrados a questões mais amplas, como mudanças climáticas e uso do solo.

A Figura 9 apresenta as palavras mais frequentes relacionadas ao uso de macroinvertebrados como bioindicadores, com base nos dados analisados. O termo mais citado foi "benthic macroinvertebrates" (242 ocorrências), evidenciando sua importância central nesse contexto. Em seguida, destaca-se "biodiversity" (149 ocorrências), que reforça a conexão com a conservação da diversidade biológica.

FIGURA 9 PALAVRAS MAIS FREQUENTES

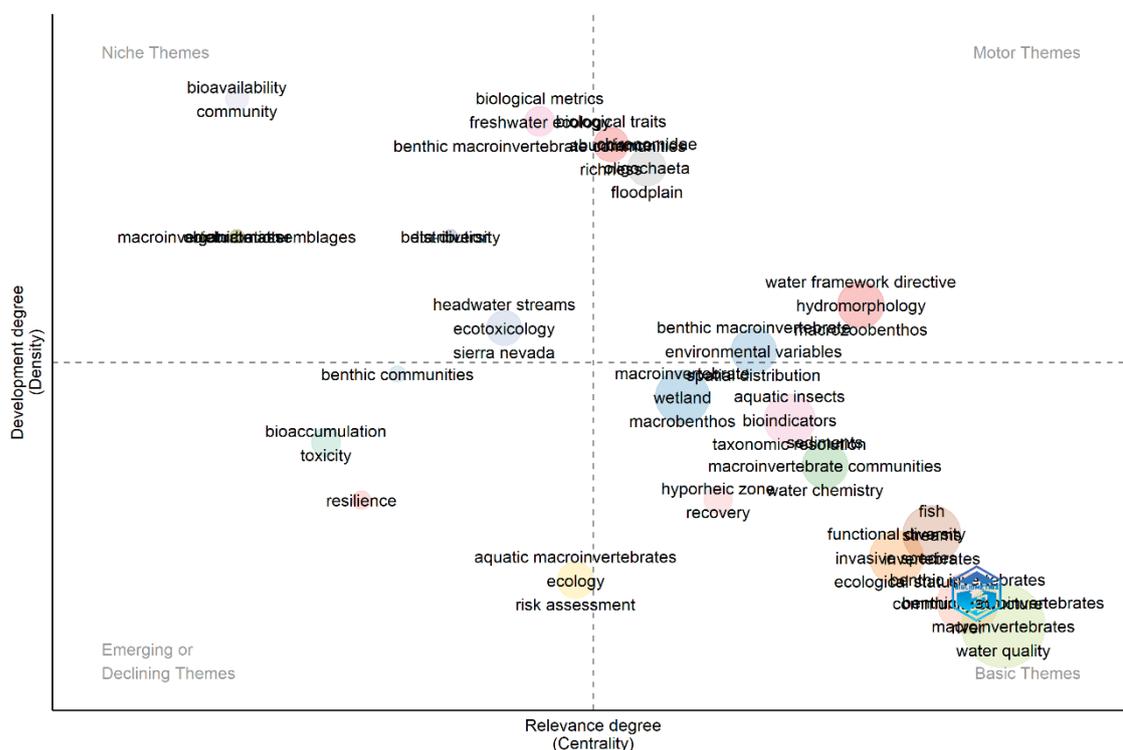


FONTE: O autor (2025)

Outros termos relevantes incluem "assemblages" (145), "communities" (136) e "land-use" (132), que estão associados à composição e dinâmica das comunidades de macroinvertebrados, bem como aos impactos decorrentes do uso da terra. Palavras como "water-quality" (124) e "streams" (113) refletem o foco na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos. Já os termos "responses" (89) e "impacts" (77) indicam o interesse em compreender como esses organismos respondem a diferentes pressões ambientais. Embora a palavra bioeconomia não esteja entre os termos mais frequentes, a presença de tópicos como biodiversidade, qualidade da água e uso da terra permite estabelecer conexões com os princípios da bioeconomia, que envolvem o uso sustentável dos recursos naturais e a valorização dos serviços ecossistêmicos.

O mapa temático apresentado na Figura 10 mostra que no quadrante superior direito estão os temas motores que são altamente desenvolvidos e possuem grande relevância, sendo essenciais para o avanço da área. Exemplos incluem "water framework directive", "hydromorphology" e "environmental variables". Esses temas possuem forte integração com aplicações práticas, como a gestão da qualidade da água e a avaliação ambiental. No quadrante superior esquerdo encontram-se os temas de nicho, que são altamente desenvolvidos, mas com menor centralidade. Eles exploram áreas específicas do conhecimento, como "bioavailability", "biological metrics", e "ecological traits". Esses temas tendem a aprofundar questões específicas, como aspectos funcionais e ecológicos dos habitats aquáticos.

FIGURA 10 MAPA TEMÁTICO



FONTE: O autor (2025)

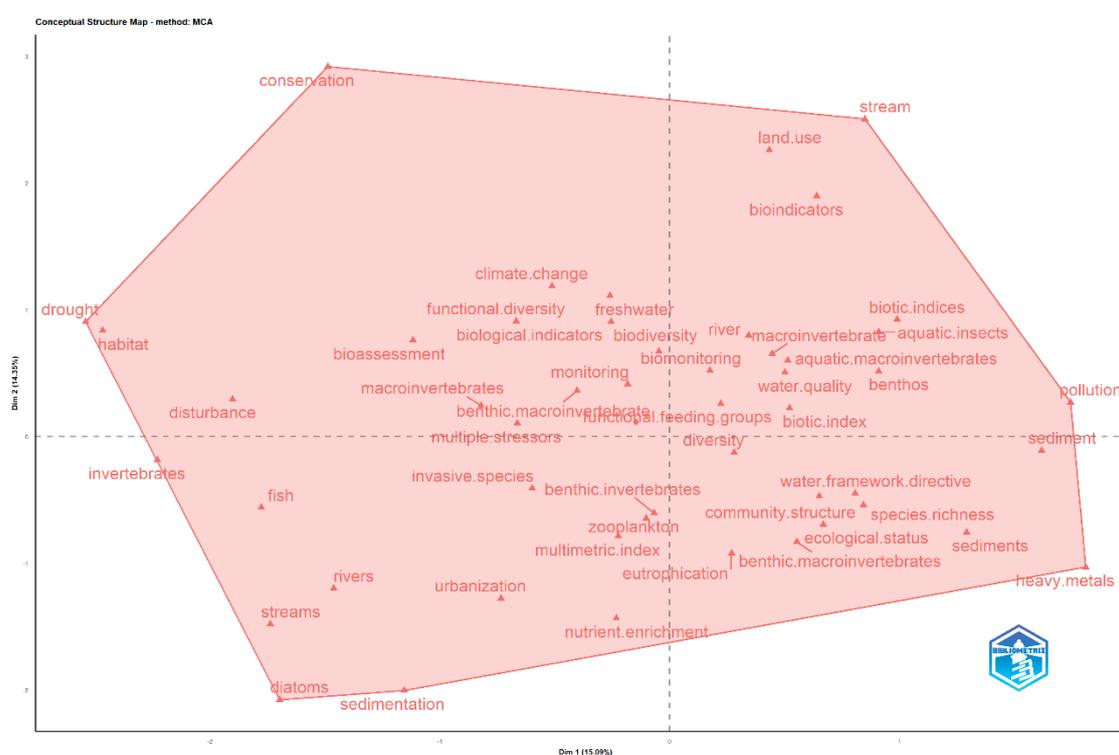
Os temas básicos, localizados no quadrante inferior direito, formam a base do campo de pesquisa. Esses tópicos possuem alta centralidade, mas ainda estão em estágios iniciais de desenvolvimento. Exemplos incluem “water quality”, “ecology” e “biomonitoring”. Eles são fundamentais para estruturar a área, servindo como alicerce para estudos mais aplicados e interdisciplinares.

Por fim, no quadrante inferior esquerdo estão os temas emergentes ou em declínio, que apresentam baixa centralidade e densidade. Esses temas podem representar áreas de estudo emergentes ou tópicos cuja relevância está em queda. Exemplos incluem “bioaccumulation”, “toxicity” e “resilience”, que podem indicar possíveis direções futuras ou menor atenção atual no campo.

A Análise de Correspondência Múltipla (MCA) resultou em dois eixos principais (DIM 1 e DIM 2), que juntos explicam aproximadamente 29,62% da variância total dos dados. O primeiro eixo (DIM 1) é responsável por 15,09% dessa variância e representa as principais diferenças entre os grupos analisados, enquanto o segundo eixo (DIM 2), com 14,53%, capta as variações secundárias. Esses dois eixos permitem uma visualização bidimensional das relações entre as variáveis categóricas representadas na Figura 11. No canto superior direito, estão termos como “stream”, “bioindicators” e

"land use", associados a impactos humanos em córregos. No canto inferior direito, aparecem conceitos como "sediment" e "heavy metals", que indicam impactos ambientais específicos, como poluição por metais pesados e deposição de sedimentos. No canto superior esquerdo, termos como "conservation" e "habitat" apontam para enfoques relacionados à preservação e biodiversidade. Já no canto inferior esquerdo, termos como "diatoms", "streams" e "fish" sugerem associações com a biodiversidade aquática em geral.

FIGURA 11 ANÁLISE FATORIAL



FONTE: O autor (2025)

3 DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que a produção científica sobre o uso de macroinvertebrados bentônicos tem aumentado ao longo dos anos, acompanhando a crescente preocupação ambiental. Nesse contexto, o presente trabalho revela um número crescente nas publicações sobre a utilização de macroinvertebrados como bioindicadores desde a década de 2000, corroborando os achados de Baptista (2008), que destaca a expansão desse uso. O aumento, em especial o registrado após 2010,

pode ter sido influenciado pelas diversas iniciativas voltadas à preservação e conservação dos ecossistemas ao redor do mundo (Borges et al., 2021; Anaisce et al., 2023).

Contudo, os resultados indicam uma queda no número de publicações nos últimos dois anos, levantando questionamentos sobre os desafios enfrentados na área. Essa redução pode estar relacionada à saturação de algumas abordagens tradicionais, tornando essencial a adoção de novas perspectivas para revitalizar a pesquisa. Nesse contexto, a valoração de serviços ecossistêmicos, atrelados à bioeconomia, surge como um campo promissor para integrar o conhecimento ecológico na formulação de estratégias sustentáveis (Mejias, 2019) e passíveis de atenção e entendimento por parte de tomadores de decisão e demais stakeholders, em especial os que fazem uso do solo e da água para aspectos produtivos.

4.1 Impacto e disseminação do conhecimento na área

Além do crescimento na quantidade de publicações, a análise revelou que os artigos sobre macroinvertebrados como bioindicadores estão concentrados em revistas de alto impacto, como a *Ecological Indicators*, que possui um fator de impacto (7,0), destacando-se como uma das principais fontes de divulgação científica na área de ecologia e monitoramento ambiental. O fator de impacto (FI) é cada vez mais utilizado para avaliar o desempenho de publicações científicas, pois é um indicativo da qualidade das revistas e sua capacidade de atrair os melhores artigos, consequentemente, assegurando a confiabilidade da informação científica (Nilsson et al., 2024).

Países como EUA, Reino Unido, China, Canadá e Holanda dominam a produção científica sobre o tema. A predominância de pesquisadores dessas nações pode estar relacionada a fatores como infraestrutura de pesquisa avançada, financiamento robusto e políticas de incentivo à ciência (Zyoud et al., 2017). Considerando que esses países estão situados, em sua maioria, em regiões de clima temperado, é importante refletir sobre a adequação dos índices biológicos desenvolvidos nesses contextos. Em países menos desenvolvidos, onde predominam ambientes tropicais, o financiamento costuma ser limitado, dificultando a realização de estudos de longo prazo (Bozzet e Schulz, 2004). Tornando essencial investigar

como os padrões de publicação influenciam a adaptação desses índices à realidade de ambientes tropicais.

Os Estados Unidos lideram a produção científica global em número de publicações, seguidos por China e Reino Unido, que também apresentam alto volume de publicações domésticas. Os resultados deste estudo corroboram os dados do SCImago Journal & Country Rank, que destaca esses países como líderes em diversos indicadores científicos, incluindo número de artigos publicados e citações (Anaisce et al., 2023). Essa liderança se reflete nas redes de colaboração internacional, que evidencia a interação entre EUA, Canadá, Reino Unido e China. Tal colaboração reforça a valorização da pesquisa interdisciplinar e o interesse global por soluções científicas para desafios ambientais complexos (Ekberzade et al., 2024). Além disso, parcerias internacionais são fundamentais para o avanço da ciência, promovendo a troca de ideias, expertise e recursos financeiros e materiais (Collaborations Across the Globe, 2022).

4.2 Temas emergentes e tendências da pesquisa

Além das colaborações internacionais, os resultados indicam crescentes pesquisas sobre macroinvertebrados como bioindicadores, refletida nos agrupamentos de palavras-chave. A análise de co-ocorrência das palavras-chave mostrou que os macroinvertebrados tem relação direta com o biomonitoramento da qualidade da água, e estão sendo cada vez mais utilizados para investigar questões mais amplas, como a perda de biodiversidade e aspectos de bioeconomia, como a influência do manejo do solo e da água no entorno dos ambientes aquáticos. O uso desses organismos está diretamente ligado à conservação da biodiversidade, despertando um interesse cada vez maior pela composição e dinâmica das comunidades de macroinvertebrados (Tavares et al., 2021).

Esses resultados estão alinhados com a evolução do uso de macroinvertebrados como bioindicadores, conforme o mapa temático, que organiza os principais tópicos de pesquisa em torno de temas motores, emergentes, de nicho e básicos. O mapa reflete a diversidade de abordagens no campo, equilibrando temas práticos e aplicados com avanços conceituais e metodológicos. Embora os temas motores, como "environmental variables" e "bioindicators", sejam mais aplicados, os temas emergentes, como "bioaccumulation", "toxicity", indicam novas frentes de

pesquisa que merecem maior atenção. Essas tendências mostram um deslocamento do foco exclusivamente ecológico para abordagens mais integradas, considerando aspectos socioeconômicos e políticos no monitoramento ambiental.

A análise fatorial complementa essa visão ao ilustrar a associação entre diferentes termos relacionados ao uso de macroinvertebrados como bioindicadores. Os termos "stream", "bioindicators" e "land use", são associados à avaliação da qualidade da água, e reforçam a relação entre qualidade da água e o manejo do solo, evidenciando a necessidade de políticas de conservação voltadas para bacias hidrográficas. A emergência de palavras-chave como "pollution", "sediment" e "heavy metals" sugere que os macroinvertebrados estão sendo cada vez mais utilizados para diagnosticar impactos antropogênicos específicos, como a poluição por metais pesados e o assoreamento, questões especialmente críticas em áreas de urbanização acelerada.

4.3 Bioeconomia e sustentabilidade no uso de bioindicadores

Podemos observar que não houve uma conexão explícita entre as palavras-chave: macroinvertebrados bentônico e bioeconomia na literatura, indicando a necessidade de novas abordagens interdisciplinares. Entretanto, quando se abordam os impactos e a influência do uso do solo e da água sobre a comunidade aquática fica evidente que essas relações já estão sendo avaliadas, sendo necessário uma abordagem que explicita os impactos associados ao manejo inadequado destes ambientes e o quanto isso representa em perdas econômicas, as quais se refletem diretamente no contexto ambiental e social.

Embora os resultados não evidenciem diretamente essa relação, observa-se uma tendência que sugere que a bioeconomia, quando associada à valoração ambiental dos serviços ecossistêmicos da biodiversidade, pode favorecer a ampliação do uso de bioindicadores como ferramentas de gestão ambiental em recursos hídricos. A bioeconomia propõe o uso sustentável dos recursos biológicos, e os macroinvertebrados podem promover a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos, contribuindo para a conservação da biodiversidade e para a manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais para o desenvolvimento econômico (Mejias, 2019; Barbosa et al., 2016). O uso desses organismos como bioindicadores pode ser incorporado a políticas públicas e iniciativas privadas voltadas à certificação ambiental, pagamento

por serviços ecossistêmicos (PSE), monitoramento da poluição e mudanças climáticas (Buss et al., 2016; Bercsh, 2020; Polazzo et al., 2024).

A análise dos resultados sugere que, apesar dos desafios impostos pela pressão humana sobre os ecossistemas aquáticos, há um foco crescente em ações de conservação e preservação da biodiversidade. Nesse contexto, o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores se mostra uma ferramenta valiosa na bioeconomia. Este estudo apresenta um panorama da pesquisa sobre o tema, destacando lacunas que podem orientar investigações futuras.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise cienciométrica realizada neste estudo oferece uma visão abrangente sobre o cenário atual, as lacunas de pesquisa e as direções futuras no uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Os resultados indicam crescimento contínuo das publicações, especialmente após 2010, com destaque para os periódicos *Ecological Indicators* e *Water*. Autores como Wood P. J., Callisto M. e Van Den Brink P. J. figuram como referências. Estados Unidos e China lideram a produção científica, seguidos por Canadá e Reino Unido, que também têm forte atuação em redes de colaboração internacional.

A cienciométrica destaca o uso de macroinvertebrados no biomonitoramento da qualidade da água, evidenciando também o avanço das pesquisas sobre uso da terra, mudanças climáticas, poluição, sedimentos e metais pesados. Temas como bioacumulação e toxicidade despontam como frentes emergentes. Embora a bioeconomia ainda não seja um eixo dominante, ela surge como um campo promissor, à medida que os bioindicadores podem contribuir para a gestão ambiental sustentável, políticas públicas, certificações ecológicas e pagamento por serviços ecossistêmicos. Em síntese, os resultados ressaltam a importância de abordagens interdisciplinares para aprofundar o conhecimento sobre as interações entre ecossistemas aquáticos e pressões humanas, ampliando a aplicação dos macroinvertebrados nas estratégias de conservação e sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

Anaisce, R.; Juen, L.; Ligeiro, R. Scientometrics of the assessment of biotic integrity in estuaries. **Ecological Indicators**, v. 156, 2023, DOI:10.1016/j.ecolind.2023.111112

Aparicio, G.; Iturralde, T.; Rodríguez, A. V. Developments in the knowledge-based economy research field: a bibliometric literature review. **Management Review Quarterly**, v. 73, p. 317–352, 2023. DOI: 10.1007/s11301-021-00241-w

Babaei, S.; Reguyal, F.; Sarmah, A. K.; A bibliometric analysis of global research hotspots and progress on emerging environmental pollutants 6PPD and 6PPD-quinone from 2004 to 2024. **Environmental Pollution**, v. 362, 2024. DOI: 10.1016/j.envpol.2024.124969.

Bae, M.; Hwang, Y.; Ham, S.; Kim, S.; Kim, E. Community recovery of benthic macroinvertebrates in a stream influenced by mining activity: Importance of microhabitat monitoring, **Environmental Research**, v. 234, 2023. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116499.

Baptista, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p. 425-441, 2008.

Barbosa, A. H. S.; Silva, C. S. P.; Araújo, S. E.; Lima, T. B. B.; Dantas, I. M. (2016). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio apodi-mossoró. **Holos**, v. 7, n. 32, p. 121-132. DOI: 10.15628/holos.2016.4183.

Bersch, K. T. J. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas (RS). 2020. 99f. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

Borges, F. L. G.; Oliveira, M. da R.; Almeida, T. C. de; Majer, J. D.; Garcia, L. C. Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. **Ecological Indicators**, v. 125, 2021. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107458.

Bozzetti, M; Schulz, U H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, p. 133-144, 2004.

Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

Buss, D. F.; Roque, F. De O.; Sonoda, K. C.; Medina Junior, P. B.; Stefanos, M.; Imbimbo, H. R. V.; Kuhlmann, M. L.; Lamparelli, M. C.; Oliveira, L. G.; Molozzi, J.; Campos, M. De C. S.; Junqueira, M. V.; Ligeiro, R.; Moulton, T. P.; Hamada, N.; Mugnai, R.; Baptista, D. F. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores no processo de licenciamento ambiental no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 6, n. 1, p. 100-113, 2016.

Cândido, R. B.; Garcia, F. G.; Campos, A. L. S.; Filho, E. T. Lei de Lotka: um olhar sobre a produtividade dos autores na literatura brasileira de finanças. **Encontros Bibli: revista eletrônica de biblioteconomia e ciência da informação**, v. 23, n. 53, p. 1-24, 2018. DOI: 10.5007/1518-2924.2018v23n53p1.

Collaborations Across the Globe, 2022 Collaborations across the globe. (2022) Nature electronics, v. 5, p. 541. DOI.10.1038/s41928-022-00848-1

Dini, C.; Pereira, M. M. A.; Souza, J. G. S.; Avila, E. D.; Barão, V. A. R. Mapping the trends and impact of research collaboration between countries in oral implantology publications: A bibliometric analysis from 1999 to 2019. **The Journal of Prosthetic Dentistry**, v. 132, p. 735-745, 2024. DOI.10.1016/j.prosdent.2022.10.009

Docile, T. N.; Figueiró, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. **Acta Science & Technicae**, v. 1, 2013. DOI: 10.17648/uezo-ast-v1i1.6#

Ekberzade, B.; Carrasco, A. R.; Izdebski, A.; Sofu, A.; Larsen, A.; Akinyemi, F. O.; Bruckman, V. J.; Baker, N.; Clark, S.; Hill, C. Fostering transformative change for biodiversity restoration through transdisciplinary research. **GC Insights**, 7 (1): 57–62, 2024.

Friberg, N.; Bonada, N.; Bradley, D. C.; Dunbar, M. J.; Edwards, F. K.; Grey, J.; Hayes, R. B.; Hildrew, A. G.; Lamouroux, N.; Trimmer, M.; Woodward, G. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. In: Woodward, G. (ed.). **Advances in ecological research**. v. 44. Academic Press, p. 1-68, 2011. DOI.10.1016/B978-0-12-374794-5.00001-8.

Gökçe, D. The importance and effectiveness of aquatic biomonitoring, In: Tiwari, S.; Agrawal, S. (ed.). *New Paradigms in Environmental Biomonitoring Using Plants*. Elsevier, 2022. p. 45-72. DOI.10.1016/B978-0-12-824351-0.00007-9.

Hjørland, B.; Nicolaisen, J. Bradford's law of scattering: Ambiguities in the concept of "subject". In: *International Conference on Conceptions of Library and Information Sciences*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2005, p. 96-106.

Kuhlmann, M. L.; Johnscher-Fornasaro, G.; Ogura, L. L.; Imbimbo, H. R. V. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/47/2015/01/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>. Acesso em: 10 mai 2025.

Matovelle, C.; Quinteros, M.; Quinteros, K. S.; Jaramillo, K. Water quality assessment methods of the highland Andean rivers: A scoping systematic review. **Heliyon**, v. 10, 2024. DOI.10.1016/j.heliyon.2024.e30552

Mejias, R. G. Bioeconomia e suas aplicações. **ÂNDÉ: Ciências e Humanidades**, São Bernardo do Campo (SP), v. 2, n. 3, p. 105–121, 2019. DOI: 10.36942/iande.v2i3.87.

Moura, A. M. M. Trajetória da política ambiental federal no Brasil. In: Moura, A. M. M. (org.). Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas. Brasília: IPEA, 2016. p. 13-44.

Nazeer, M.; Tabassum, U.; Alam, S. Environmental pollution and sustainable development in developing countries. **The Pakistan Development Review**, Islamabad, v. 55, n. 4, p. 589-604, 2016.

Nilsson, R. H.; Jansson, A. T.; Wurzbacher, C.; Anslan, S.; Belford, P.; Corcoll, N.; Dombrowski, A.; Ghobad-Nejhad, M.; Gustavsson, M.; Khan, D. G. M.; Kalsoom, F.; Khomich, M.; Lennartsdotter, C.; Lund, D.; Merwe, B. V. D.; Mikryukov, V.; Peterson, M.; Porter, T. M.; Pölme, S.; Retter, A.; Sanchez-Garcia, M.; Svantesson, S.; Svedberg, P.; Vu, D.; Ryberg, M.; Abarenkov, K.; Kristiansson, E. 20 years of bibliometric data illustrates a lack of concordance between journal impact factor and fungal species discovery in systematic mycology. **MycKeys**, v. 110, p. 273-285, 2024. DOI.10.3897/mycokeys.110.136048

Oliveira, T. J. F. Desafios globais do século XXI. Matanativa, 2020. Disponível em: <https://matanativa.com.br/desafios-globais-seculo-xxi/>. Acesso em: 13 jan. 2025.

Polazzo, F.; Domisch, S.; Flörke, M.; Rico, A. A modelling approach to assess climate change impacts on taxonomic and functional diversity of European stream macroinvertebrates: Implications for water quality monitoring. **Ecological Indicators**, v. 166, 2024 DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.112404.

Ramírez-Malule, H.; Quiñones-Murillo, D. H.; Manotas-Duque, D.; Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis, **Emerging Contaminants**, v. 6, p. 179-193, 2020. DOI: 10.1016/j.emcon.2020.05.001

Tavares, L. R.; Gomes, J. P. A.; Permanhe, G.; Oliveira, F. S. de.; Martins, E. de O.; Rangel, D. S.; Costa, W. M. da.; Souza, M. N. 2021. Práticas agroecológicas na preservação dos recursos hídricos: como os macroinvertebrados bentônicos respondem às alterações de qualidade da água? In: Souza, M. N. (Org.). Tópicos em Recuperação de Áreas Degradadas. Vol. II. Canoas, RS: Mérida Publishers, 2021. p. 276-302. Disponível em: <https://www.meridapublishers.com/rad2-esp/#1568497185149-038a9815-b530e9a3-ca04>. Acesso em: 19 dez. 2024.

Xie, J.; Abbass, K.; Li, D. Advancing eco-excellence: Integrating stakeholders' pressures, environmental awareness, and ethics for green innovation and performance. **Journal of Environmental Management**, v. 352, 2024. DOI.10.1016/j.jenvman.2024.120027

Zyoud, S. H.; Waring, W. S.; Al-Jabi, S. W.; Sweileh, W. M. Global research production in glyphosate intoxication from 1978 to 2015: a bibliometric analysis. **Human & Experimental Toxicology**, v. 36, n. 10, p. 997-1006, 2017.

CAPÍTULO 3

EFEITOS DO USO DO SOLO NA DIVERSIDADE DA ASSEMBLEIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHOS DE TRÊS BACIAS HIDROGRÁFICAS

1 INTRODUÇÃO

A retirada e degradação da vegetação ripária representa uma ameaça significativa para os ecossistemas de água doce (Riis et al., 2020). Isso ocorre porque essa vegetação desempenha um papel fundamental na conservação da biodiversidade dos riachos e na manutenção dos serviços ecossistêmicos (Costa et al., 2020). Além disso, os fatores paisagísticos, incluindo o uso e ocupação do solo, atuam de forma sinérgica nos corpos d'água, afetando a qualidade do habitat e os componentes bióticos (Mwaijengo et al., 2020). Portanto, o uso da terra nas bacias hidrográficas tem impactos diretos e indiretos nos ecossistemas aquáticos, em especial os riachos.

Os macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel crucial no funcionamento do ecossistema, pois, por meio de suas atividades vitais, impulsionam o processo de decomposição de detritos orgânicos no leito aquático (Gao et al., 2023). Esses invertebrados exibem diferentes grupos tróficos funcionais e com base no comportamento, conteúdo digestivo e morfologia do aparelho bucal, esses organismos são classificados em cinco grupos: coletor-catador, predador, fragmentador, coletor-filtrador e raspador (Merritt e Cummins, 1996).

O uso da terra pode impactar as zonas ribeirinhas e os habitats dos riachos, afetando as comunidades de macroinvertebrados (Dala-Corte et al., 2020). Esses organismos são significativamente influenciados por fatores ambientais e espaciais (Rezende et al., 2014), sendo altamente sensível às mudanças na vegetação ripária e aos diversos níveis de interferência nos ecossistemas aquáticos, além de serem amplamente reconhecidos como bioindicadores essenciais na avaliação de impactos ambientais (Fierro et al., 2017), devido às variações em sua sensibilidade à poluição entre táxons, à diversidade taxonômica que apresentam e ao fato de possuírem uma longa vida em ambiente aquático (Nhiwatiwa et al., 2017). Além disso, sua baixa mobilidade e alta diversidade biológica, que abrange desde espécies sensíveis até tolerantes, permitem avaliar os impactos de distúrbios antrópicos (Bae et al., 2023).

A utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores é crucial para a compreensão e avaliação da saúde dos ecossistemas aquáticos. Conforme destacado por Arenas-Sánchez et al. (2021), observam-se variações nas características das comunidades desses organismos em diferentes tipos de locais, indicando que a resposta as pressões ambientais podem variar entre áreas urbanas,

agrícolas e minimamente impactadas. O conceito de metacomunidades, conforme definido por Leibold e Miller (2004), refere-se a um conjunto de comunidades interligadas pela dispersão de suas espécies através de uma determinada paisagem, elas são influenciadas por processos simultâneos como seleção ambiental, dispersão limitada, deriva ecológica e efeitos históricos, sendo úteis para compreender padrões de biodiversidade em escalas espaciais amplas. Além disso, a capacidade de dispersão dos macroinvertebrados desempenha um papel significativo nas mudanças dinâmicas e na diversidade de espécies nas comunidades ecológicas (Hou et al., 2022). Esses aspectos ressaltam a importância de compreender os fatores que moldam a ecologia desses organismos em diferentes contextos.

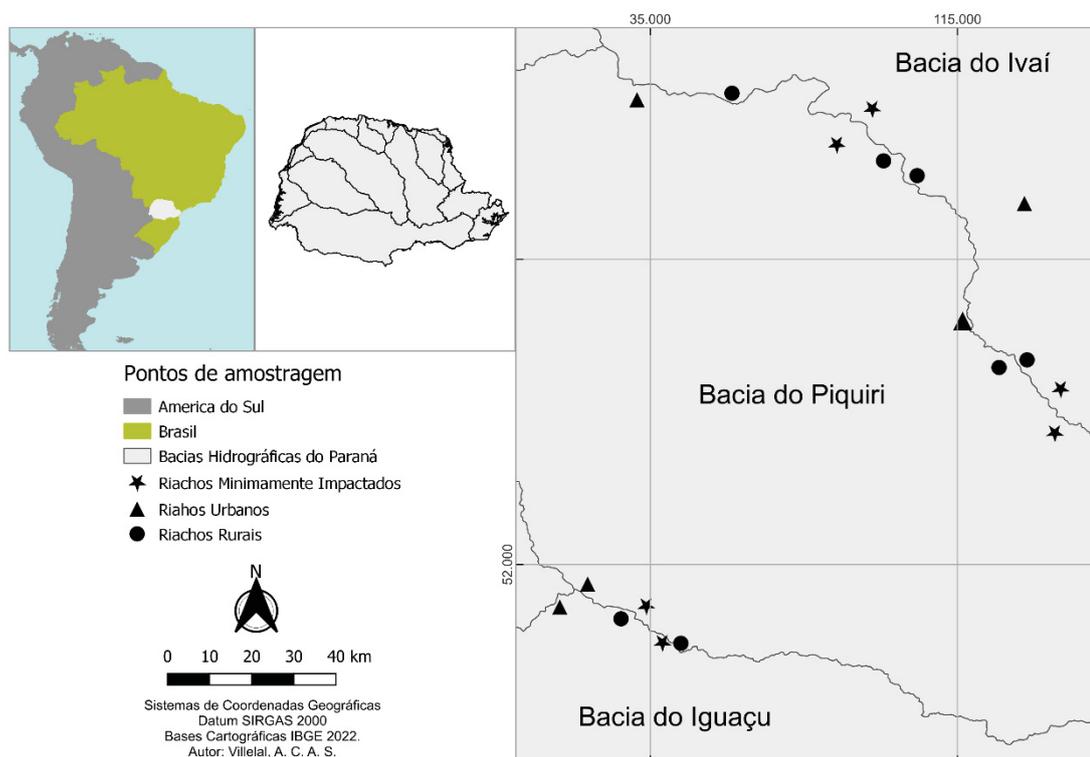
Assim, nosso objetivo foi comparar possíveis determinantes da comunidade de macroinvertebrados de microbacias pertencentes aos rios localizados no baixo Iguaçu, alto e baixo Ivaí e Piquiri: i) determinantes gerados para representar diferentes rotas de dispersão, ii) determinantes referentes a um filtro local do micro-habitat e, iii) determinantes relacionados a um filtro ambiental em escala de paisagem. Para isso, consideramos a composição da comunidade de um período anterior para explicar a comunidade de macroinvertebrados do período seguinte, considerando, portanto, o efeito da colonização prévia como um dos determinantes da metacomunidade.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Foram realizadas coletas em 18 riachos localizados no Estado do Paraná, nas bacias Piquiri, Ivaí e Iguaçu (Figura1). A região de estudo é alvo de intenso uso do solo para atividades agrícolas e urbanas, que podem afetar a qualidade ambiental dos corpos hídricos (Tolkkinen et al., 2021). Esses riachos foram escolhidos devido à sua importância ambiental, social e econômica.

FIGURA 1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.



FONTE: O autor (2025)

A Bacia Hidrográfica do Iguaçu ocupa cerca de 28% da área total do estado, seu tamanho é de 54.820,40 km², sendo o maior complexo hídrico do estado do Paraná. Essa bacia é dividida em três Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos, de acordo com a Resolução N° 49/2006/CERH/PR: Baixo Iguaçu, Médio Iguaçu e Alto Iguaçu. A bacia do Ivaí é a segunda maior bacia do Estado, com a sua área total de drenagem de 36.899 km². O Rio Ivaí é o segundo maior rio em extensão do Paraná. A bacia do Ivaí é dividida em duas Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos: Alto Ivaí e Baixo Ivaí. Já a bacia do Piquiri fica em terceira colocação em relação ao seu tamanho, sua área é de 24.731km². Essa bacia vai no sentido sudeste – centro-oeste, e desagua no Rio Paraná (IAT, 2020). Os riachos em estudo foram amostrados apenas em trechos do Baixo Iguaçu, Baixo Ivaí e região oeste do Piquiri.

As bacias do Piquiri e do Alto e Baixo Ivaí têm até 5% do seu território protegido. Nessas regiões, encontram-se as maiores taxas de ocupação de uso da terra por lavoura, pecuária e plantio florestal, com uma taxa de ocupação superior a 90% do território da bacia. Por outro lado, nas bacias Alto, Médio e Baixo Iguaçu, as condições são intermediárias em relação à ocupação do solo (IPARDES, 2017). A

Tabela 1 apresenta o nome dos riachos e suas respectivas bacias hidrográficas, o solo, a categoria (área minimamente impactada, rural e urbana), os municípios e as coordenadas dos 18 riachos estudados.

TABELA 1 NOME DOS RIACHOS, SOLO, CATEGORIA, MUNICÍPIO E COORDENADAS DOS PONTOS DE COLETA.

Bacia	Riacho	Solo	Categoria	Município	Coordenadas	
Iguaçu	Rio do Salto	Latossolo	Rur	Cascavel	25° 04'06.94"S	53° 13'59.64"O
Iguaçu	São José	Latossolo	Rur	Cascavel	25° 00'43.32"S	53° 19'50.53"O
Iguaçu	Quati	Latossolo	Urb	Cascavel	24°59'03.28"S	53°28'30.18"O
Piquiri	Carreira	Latossolo	Rur	Cascavel	24°58'52.07"S	53°16'15.76"O
Piquiri	Piquirizinho	Latossolo	Rur	Cascavel	25° 04'12.71"S	53°11'22.60"O
Piquiri	Aroeira	Latossolo	Urb	Cascavel	24°55'47.43"S	53°24'33.90"O
Piquiri	Barro Preto	Latossolo	Min	Roncador	24°34'15.67"S	52°18'29.54"W
Piquiri	São Domingos	Latossolo	Rur	Mamborê	24°24'57.03"S	52°26'22.37"W
Piquiri	Sununu	Latossolo	Urb	Mamborê	24°18'20.71"S	52°31'31.75"W
Piquiri	Mouro	Arenito	Min	Tuneiras do Oeste	23°53'10.28"S	52°49'19.46"O
Piquiri	Corrégo 52	Arenito	Rur	Tuneiras do Oeste	23°55'31.76"S	52°42'42.63"W
Piquiri	Pinhalzinho II	Arenito	Urb	Umuarama	23°46'50.25"S	53°17'34.90"O
Ivaí	Formosinho	Latossolo	Rur	Luisiana	24°27'59.15"S	52°17'39.43"W
Ivaí	Sem Passo	Latossolo	Rur	Mamborê	24°23'51.76"S	52°22'24.70"W
Ivaí	Água Km119	Latossolo	Urb	Campo Mourão	24° 01'36.38"S	52°22'47.29"W
Ivaí	Ariranha	Arenito	Min	Tuneiras do Oeste	23°48'06.08"S	52°44'18.39"W
Ivaí	Ligeiro	Arenito	Rur	Tuneiras do Oeste	23°57'37.83"S	52°37'57.20"W
Ivaí	Rio das Antas	Arenito	Rur	Cruzeiro do Oeste	23°45'54.66"S	53° 04'08.79"O

FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: MIN-riachos minimamente impactados; URB-riachos urbanos; RUR-riachos rurais.

2.2 Procedimentos amostrais de coleta

As coletas foram realizadas no inverno de 2017, verão de 2017/2018 e inverno 2018, posteriormente nomeadas como amostragem 1, amostragem 2 e amostragem 3, respectivamente. Os organismos foram coletados com o coletor tipo Surber (0,04 m²), a partir da coleta de tréplicas de substratos de cada ponto. As amostras foram etiquetadas, contendo a estação de coleta, local e data, cada amostra foi depositada em frascos contendo álcool 70%.

As amostras foram levadas para o laboratório para análise biológica e foram lavadas com água corrente e pré-triadas em um conjunto de peneiras, com diferentes aberturas de malhas (1,0 e 0,2 mm). O material retido na última malha foi acondicionado em potes de polietileno com álcool 70% para posterior triagem sob microscópio estereoscópico e identificados até o nível de família.

Após a identificação dos macroinvertebrados bentônicos, eles foram classificados com base em seus meios de aquisição alimentar, ou seja, distribuídos de acordo com o seu grupo trófico funcional (FFG), que incluem coletor-catador, coletor-filtrador, predador, raspador e fragmentador, baseados na literatura brasileira e neotropical (Fernández; Domínguez, 2001; Cummins et al., 2007; Costa et al., 2006). A Tabela 2 mostra a descrição que foi estabelecida quanto à dominância de macroinvertebrados bentônicos.

TABELA 2 DOMINÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICO.

	Dominância	ind./área amostral
+++++	eudominante	superior a 500
++++	dominante	251 a 499
+++	frequente	50 a 250
++	pouco frequente	16 a 49
+	raro	menor que 15

FONTE: Abílio et al. (2007).

2.3 Variáveis físicas e químicas

As variáveis abióticas foram medidas *in loco*, sendo: temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S s}^{-1}$) e sólidos totais (g/L), medidas usando um equipamento multiparâmetros U-50 Horiba. Foi coletada amostra de água em frascos âmbar, para determinar a concentração de nitrogênio total (TN, $\mu\text{g. l}^{-1}$) e fósforo total (TP, $\mu\text{g. l}^{-1}$) que foram analisadas em laboratório, seguindo os parâmetros descritos por APHA (2000).

2.4 Características do uso e ocupação do solo

Foi seguida a metodologia utilizada por Larentis et al. (2022), primeiramente foi demarcada a área de amostragem para classificar as características do uso do solo, a partir das coordenadas geográficas dos pontos de amostragem, inseridas no programa Google Earth Pro. Foi criado um buffer de 500 metros ao redor de cada ponto de amostragem, criando um polígono da área da bacia do baixo Iguaçu, baixo Ivaí e Piquiri. Os polígonos foram inseridos no programa de Sistema de Informação Geográfico (SIG), o QGIS, sendo um programa de código aberto. Após isso, para calcular o uso e ocupação do solo dessas áreas foram utilizadas imagens de satélite carregadas a partir do Google Earth. Foram construídos polígonos para demarcar três categorias de áreas, conforme o grau de interferência antrópica: áreas urbanizadas, que englobam regiões asfaltadas, residenciais e industriais; áreas rurais, caracterizadas por pastagens e plantios de cultivos anuais e perenes; e áreas minimamente impactadas, compostas por trechos de mata ciliar e remanescentes de floresta nativa. Posteriormente foi calculada a porcentagem de cada área sobre os polígonos desenhados.

2.5 Análise dos dados

As variáveis ambientais previamente padronizadas pelo desvio padrão foram submetidas à Análise dos Componentes Principais (ACP) (Legendre; Legendre, 1988), com objetivo de caracterizar as estações de amostragem. A variação espacial (entre pontos de amostragem) e temporal (entre períodos) na densidade e ocorrência das espécies, assim como nas variáveis ambientais foram avaliadas através da análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA, (Anderson, 2001)). Uma matriz de Bray-Curtis foi usada para densidade das espécies após transformação de Hellinger, uma matriz de Sorensen para ocorrência, e uma matriz de distância euclidiana com dados ambientais previamente padronizados pelo desvio padrão (Legendre; Legendre, 1988).

A matriz da comunidade de macroinvertebrados foi relacionada com matrizes com os seguintes fatores: variáveis ambientais locais, variáveis espaciais

(conectividade por rotas de dispersão), características da paisagem, além da comunidade do período anterior. O efeito da colonização prévia da comunidade foi considerado na explicação ao usar matrizes sumarizadas usando uma análise de coordenadas principais aplicadas na matriz de Bray-Curtis ou Sorensen (Gower, 1966) da comunidade de macroinvertebrados do período anterior como um preditor dos macroinvertebrados do período seguinte (exceto para o primeiro período de coleta, veja também (Wojciechowski et al., 2017)). Após isso, foram realizadas partições de variância usando modelos de RDA parcial (pRDA, (Legendre; Legendre, 1988)), com seleção prévia das variáveis preditoras (i.e. ambientais, paisagem, hipóteses de dispersão e comunidade anterior) com uma abordagem stepwise (Blanchet; Legendre; Borcard, 2008; Radbruch et al., 2020), para estimar o papel relativo de cada preditor na comunidade de macroinvertebrados. Os modelos foram gerados separadamente para cada período, e considerando densidades total de indivíduos.

Todas as análises foram realizadas por meio da linguagem e ambiente para estatística computacional *R Development Core Team* (R Development Core Team, 2011), junto com o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2020), *adespatial* (Dray et al., 2012) e *spdep* (Bivand, 2022).

3 RESULTADOS

Foram identificados 11.242 indivíduos, distribuídos em 61 famílias. Na Tabela 3, é possível observar a presença ou ausência dos macroinvertebrados, juntamente com sua classificação de acordo com a ordem e família nos riachos amostrados. Chironomidae foi a família mais abundante em todas as categorias de riachos, com 8.019 indivíduos identificados, representando 71,33%, seguida pela Classe Oligochaeta (11,30%). A abundância de macroinvertebrados foi maior em ambientes urbanos, totalizando 4.974 indivíduos; no entanto, a riqueza foi menor, registrando 50 táxons, em contraste, com riachos minimamente impactados que apresentaram uma maior riqueza, com 79 táxons. Já em ambientes rurais, observou-se um menor número de indivíduos registrados. Em todas as categorias de riachos e amostragens, a família Chironomidae foi a mais dominante e frequente.

TABELA 3 MACROINVERTEBRADOS DE ACORDO A PRESENÇA E AUSÊNCIA NOS PONTOS DE COLETA.

ORDEM	FAMÍLIA	AM1			AM2			AM3		
		MIN	RUR	URB	MIN	RUR	URB	MIN	RUR	URB
Ephemeroptera	Baetidae	++	+	++	++	+	+	++	+	+
	Caenidae	+	-	-	+++	-	-	+	-	-
	Leptohyphidae	+	+	-	+	-	-	-	+	-
	Leptophlebiidae	++	+	-	++	+	-	+	-	+
	Polymitarcyidae	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Plecoptera	Gripopterygidae	++	+	-	++	+	-	+	-	+
	Perlidae	+	-	-	-	+	-	+	+	-
	Calamoceratida	+	-	-	+	-	-	+	+	-
	Hydrobiosidae	-	-	-	-	-	-	+	+	-
	Hydropsychidae	+	-	+	+	-	+	-	-	+
Trichoptera	Hydroptilidae	+	-	-	+	+	+	-	-	-
	Leptoceridae	-	-	-	++	-	-	-	-	-
	Odontoceridae	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	Polycentropodida	-	-	-	-	+	+	+	+	+
	Sericostomatidae	-	+	-	-	-	-	+	++	-
Coleoptera	Dryopidae	+	-	-	-	+	-	+	-	-
	Elmidae	++	+	+	+++	+	+	++	+	-
	Gyrinidae	-	-	+	+	-	-	-	-	-
	Hydrophilidae	-	-	+	-	-	-	-	-	-
	Psephenidae	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Odonata	Staphilinidae	-	+	-	+	-	-	-	-	-
	Ptilodactylidae	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	Lutrochidae	-	-	-	-	-	-	+	-	-
	Libellulidae	+	-	+	-	+	-	-	+	+
	Aeshnidae	-	+	-	-	-	-	-	-	-

	AM1		AM2		AM3	
	MIN	RUR	MIN	RUR	MIN	RUR
Odonata						
Gomphidae	+	+	+	+	+	+
Perilestidae	+	-	+	-	-	-
Calopterygidae	-	-	+	+	-	-
Protoneuridae	-	-	+	-	-	-
Megapodagrionida	-	-	-	-	-	+
Coenagrionidae	-	-	+	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	+	-
Ceratopogonidae	+	+	+	++	-	+
Chironomidae	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++	+++++
Culicidae	-	-	+	-	-	-
Empididae	-	-	+	+	-	+
Simuliidae	+	+	++	+	-	++
Phoridae	-	-	+	-	-	-
Tabanidae	-	-	+	-	-	-
Stratiomyidae	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	+	+	+	-
Psychodidae	+	-	-	-	-	-
Thaumaleidae	-	-	-	-	+	-
Psychodidae	-	-	-	-	-	-
Hebridae	-	-	-	-	+	+
Gelastocoridae	+	-	-	-	-	-
Veliidae	+	+	-	+	-	-
Isotomidae	-	+	-	-	-	-
Hyalellidae	+++	+++	-	+	++	+
Pyralidae	-	-	+	+	-	-
Corydalidae	-	-	-	-	+	+
	-	-	-	-	-	-
Diptera						
Hemiptera						
Collembola						
Amphipoda						
Lepidoptera						
Megaloptera						
Cyclopoidea						

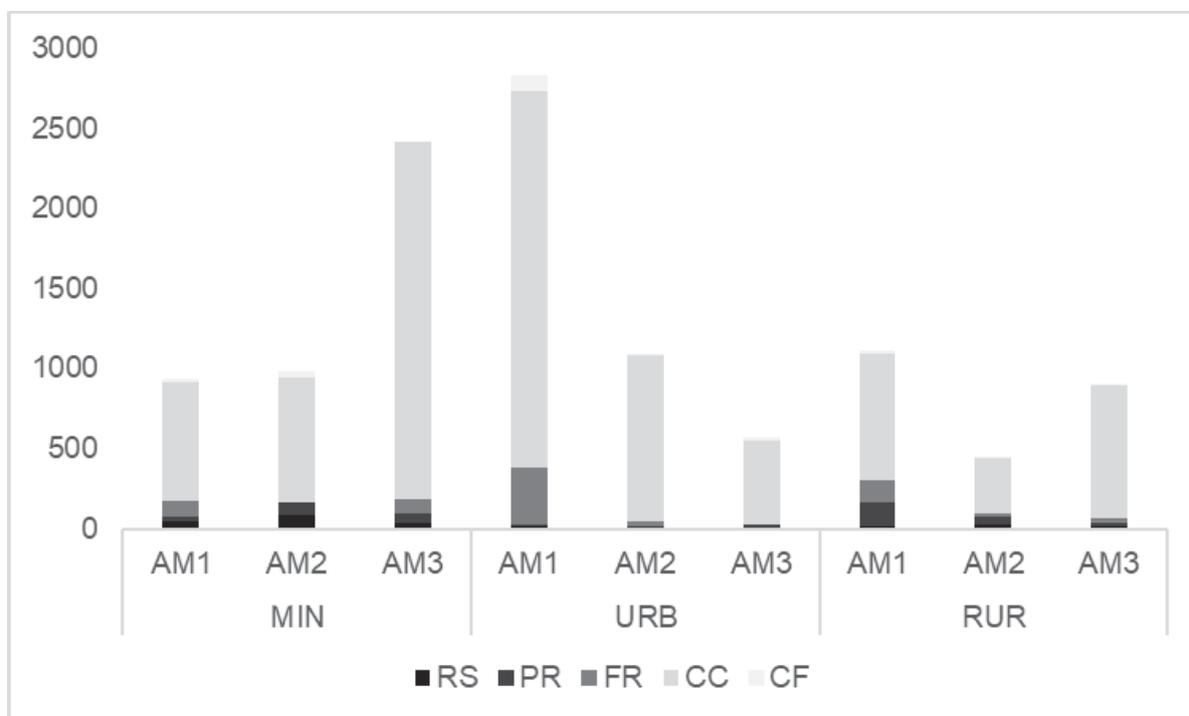
CLASSE	AM1		AM2		AM3	
	MIN	RUR	MIN	RUR	MIN	RUR
Oligochaeta	++	+++	+++	+	+++	+++
Acari	+	+++	+	+	+	-

FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: URB-riachos urbanos; RUR-riachos rurais; MIN-riachos minimamente impactados; AM1-amostragem 1; AM2-amostragem 2; AM3-amostragem 3.

Na Figura 2, podemos observar a quantidade de indivíduos em cada categoria de riacho. É notável que os riachos classificados como urbanos tiveram o maior número de indivíduos identificados, seguidos pelos riachos minimamente impactados. Quando avaliado de forma integrada, como mostrado na Figura 4, observa-se que os macroinvertebrados considerados mais abundantes nos riachos estudados têm hábitos alimentares como coletores-catadores (Chironomidae e Oligochaeta) e fragmentadores (Hyaleliidae), seguidos por predadores (Acari, Ceratopogonidae e Gomphidae), enquanto os coletores-filtradores (Simulidae) apresentam menor representatividade.

FIGURA 2 INDIVÍDUOS E COLONIZADORES POR CATEGORIA DE RIACHOS.

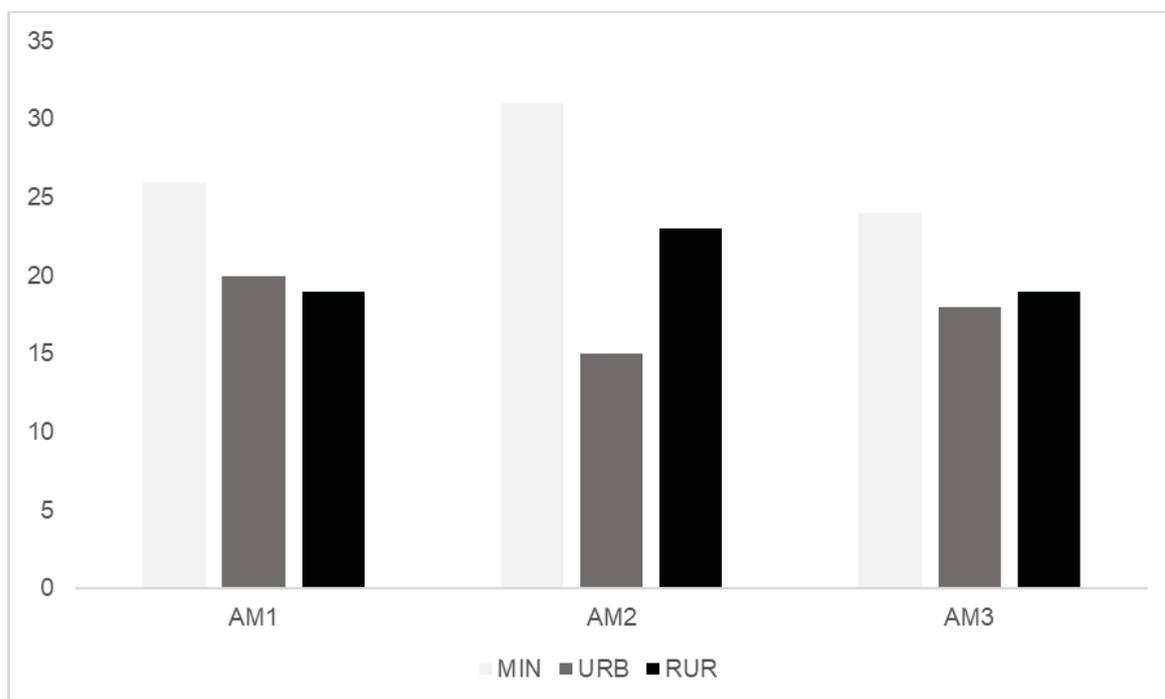


FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: MIN-riachos minimamente impactados; URB-riachos urbanos; RUR-riachos rurais; AM1-amostragem 1; AM2-amostragem 2; AM3-amostragem 3; CC – coletor catador; PR – predador; FR – fragmentador; CF – coletor filtrador; RS – raspador.

Em relação a riqueza, se verificou que em riachos minimamente impactados ocorreu um maior número de táxons quando comparado aos outros riachos (rurais e urbanos) (Figura 3).

FIGURA 3 RIQUEZA POR CATEGORIA DE RIACHO E AMOSTRAGEM.

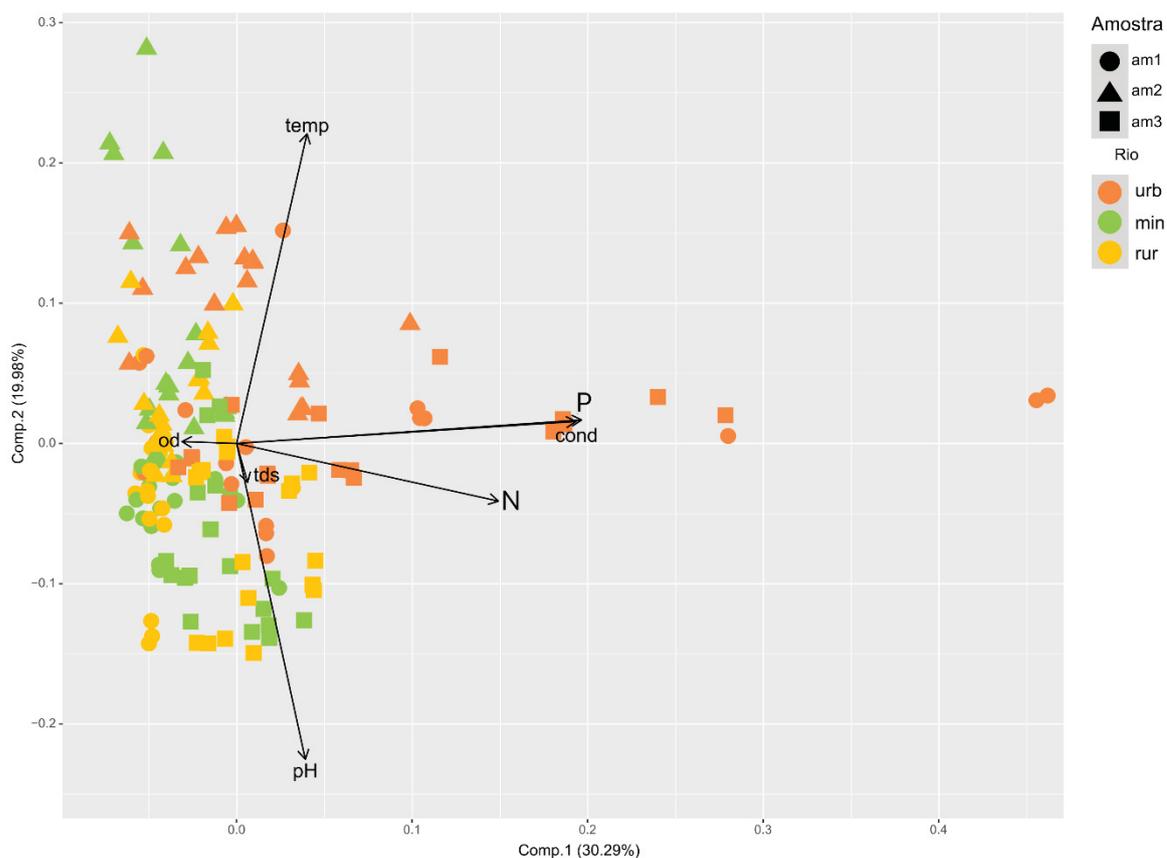


FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: MIN-riachos minimamente impactados; URB-riachos urbanos; RUR-riachos rurais; AM1-amostragem 1; AM2-amostragem 2; AM3-amostragem 3.

As variáveis ambientais apresentaram variação espacial ($F = 1.54$; $R^2 = 0,43$; $p=0,001$) e temporal ($F = 1.54$; $R^2 = 0,15$; $p=0,001$). A análise de componentes principais (PCA) sumarizou 50,26% da variabilidade total dos dados amostrados nos dois primeiros eixos (Figura 4). A dispersão dos escores evidenciou a separação dos ambientes, principalmente em função do período de amostragem. Destaca-se a interferência da temperatura e pH que foram os fatores mais relevantes na separação da amostragem 2 (temperaturas maiores e pH menor) da amostragem 3 (temperatura menor e pH maior). Pode-se destacar, ainda, as variáveis condutividade e fósforo total, que distinguiu os riachos urbanos por apresentarem valores superiores aos demais.

FIGURA 4 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA) DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS E AS COLETAS DAS AMOSTRAS NOS RIACHOS URBANOS, RURAIS E MINIMAMENTE IMPACTADOS.



FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: am1-amostragem 1; am2-amostragem 2; am3-amostragem 3; URB-riachos urbanos; RUR-riachos rurais; MIN-riachos minimamente impactados.

A amostragem 1 apresentou uma associação significativa entre as características da paisagem e a proximidade entre pontos na explicação da estrutura dos macroinvertebrados (Figura 5). Por outro lado, ao agrupar em nível de grupo trófico funcional, a variável ambiental e a proximidade entre pontos parecem ser os melhores explicadores da estrutura nessa amostragem.

Houve uma maior percentagem de explicação na amostragem 2 com um resíduo de 57%, tanto para os macroinvertebrados como para o FFG (Figura 5). Essa diferença na resposta pode estar relacionada a uma melhor explicação quando se leva em consideração a comunidade histórica.

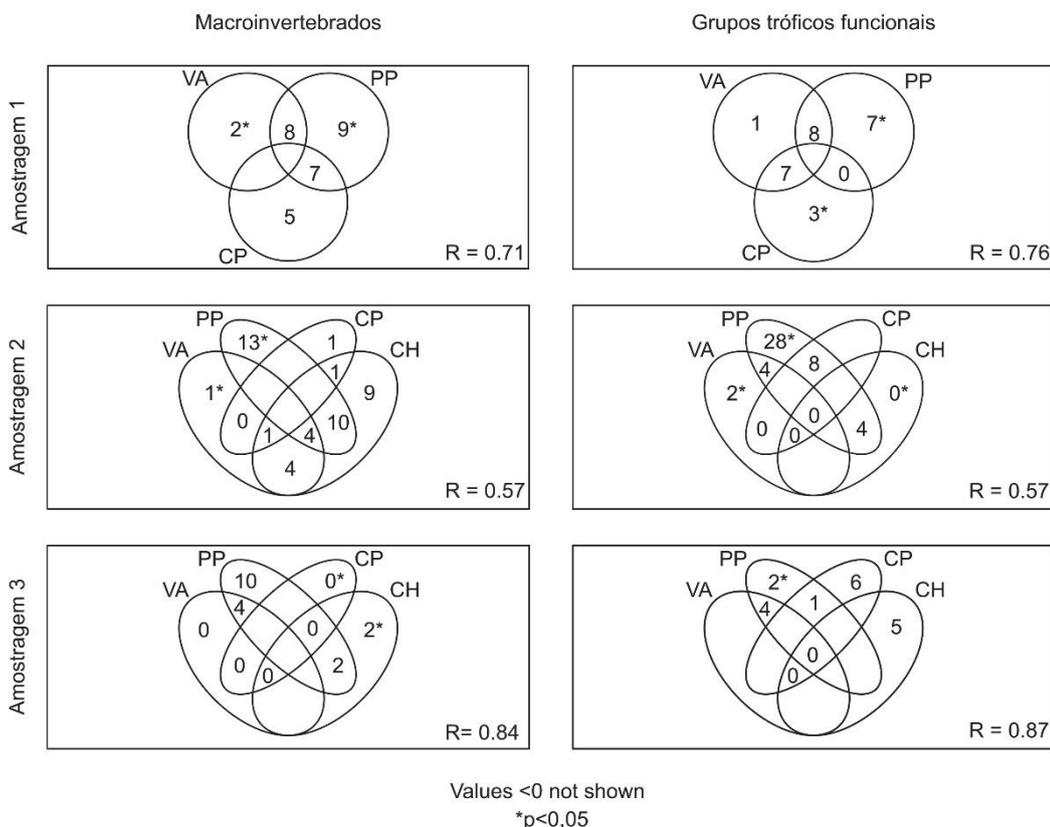
A proximidade entre ponto teve a maior influência nas três amostragens e nos grupos tróficos funcionais e de macroinvertebrados (Figura 5). A análise trouxe uma explicação de 13% da variância na estrutura da comunidade dos macroinvertebrados e 28% na estrutura dos grupos tróficos funcionais. A comunidade histórica teve um

impacto de 9% na estrutura na amostragem 2, enquanto na amostragem 3, esse impacto foi de apenas 2%.

Pode-se observar na amostragem 2, que a explicação da estrutura é mais significativa quando os dados são agrupados por macroinvertebrados do que por grupo trófico funcional (Figura 5). Em relação aos macroinvertebrados, as variáveis ambientais, a proximidade entre ponto, a paisagem e a comunidade histórica foram significativas. Por outro lado, ao agrupar em grupos funcionais, a variável ambiental selecionada e a distância entre os pontos se destacaram como os melhores explicadores.

Na amostragem 3, observa-se uma menor capacidade de explicação da variância, com 84% e 87% de resíduo para os macroinvertebrados e grupos tróficos funcionais, respectivamente (Figura 5). A proximidade entre os pontos foi a variável mais significativa na amostragem 3 para os macroinvertebrados, enquanto no nível de grupo trófico funcional, a característica da paisagem e a comunidade histórica foram mais significativas.

FIGURA 5 RESULTADOS DA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA PARCIAL (PRDA).



FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: Contribuições relativas (% explicação) variáveis ambientais (VA) proximidade entre os pontos (PP), características da paisagem (CP) e comunidade histórica (CH) que explicam a variação temporal de macroinvertebrados bentônicos. R = componente inexplicável. Valores negativos não foram apresentados. Porcentagens de explicação significativamente diferentes de um modelo nulo ($p < 0,05$) são representadas por “*”.

4 DISCUSSÃO

Os resultados nitidamente mostraram a influência significativa das variáveis ambientais, da proximidade entre os pontos, das características da paisagem e da comunidade histórica na estrutura das comunidades de macroinvertebrados nos riachos estudados. Além disso, observou-se que os períodos de maior abundância coincidiram com amostragens coletadas durante o período de seca, corroborando as descobertas de Pio et al. (2024), os quais sugerem que o aumento no número e na abundância de espécies pode ser mais pronunciado durante a estação seca, quando os habitats se tornam mais estáveis, permitindo uma colonização mais prolongada de macroinvertebrados.

A família Chironomidae destacou-se como a mais abundante em todas as categorias de riachos, especialmente em ambientes urbanos, evidenciando uma

notável tolerância à poluição e estabelecendo-se como excelentes indicadores ambientais. Esses organismos desempenham um papel crucial na ciclagem da matéria orgânica e no fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos (Park et al., 2023). A adaptação do Chironomidae em riachos urbanos, tornando-se dominante com o aumento gradual da poluição, está correlacionada ao enriquecimento orgânico proveniente das atividades antropogênicas (Fusari e Fonseca-Gessner, 2006). Esses organismos conseguem sobreviver em ecossistemas com baixos níveis de oxigênio dissolvido (Park et al., 2023).

Em contraste, cabe ressaltar que os táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), reconhecidos como sensíveis à poluição, foram identificados nos riachos minimamente impactados, sugerindo que sua presença serve como indicativo de boas condições de qualidade da água, congruente com os achados de Mwaijengo et al. (2020). Esses organismos dependem das condições e recursos fornecidos pela vegetação próxima aos riachos, onde algumas espécies de Ephemeroptera e Trichoptera necessitam de alto oxigênio dissolvido, pois possuem brânquias traqueais para as trocas gasosas. Esses indivíduos necessitam de altos percentuais de vegetação nativa, pois se alimentam dos substratos orgânicos gerados por essa vegetação (Valente Neto et al., 2021).

Em relação aos grupos tróficos funcionais, observou-se uma predominância na abundância de coletores-catadores nas três amostragens, em comparação com os demais grupos tróficos funcionais (FFG). Esses organismos podem ser altamente oportunistas e generalistas, alimentando-se principalmente de matéria orgânica particulada fina (FPOM) (Cummins et al. 2007). Apesar dos distúrbios hidrológicos, a disponibilidade desses detritos pode permanecer estável, e os riachos estudados provavelmente estão relacionados à maior disponibilidade de alimento proporcionada pelo substrato, composto por serapilheira e sedimentos finos (Leiva et al. 2022). Em ambientes urbanos, os coletores-catadores foram mais relevantes nas amostragens 1 e 2, devido à sua habilidade de tolerar elevados níveis de poluição orgânica. Esses organismos possuem adaptações fisiológicas e físicas que lhes possibilitam sobreviver em ecossistemas com baixos níveis de oxigênio (Statzner e Bêche, 2010).

Notavelmente, os raspadores apresentaram um número significativamente maior de indivíduos em ambientes minimamente impactados, enquanto a sua abundância foi reduzida em ambientes urbanos. Esses resultados corroboram com a pesquisa conduzida por Janssen et al. (2021), que destacaram um aumento na

riqueza e na abundância de raspadores e trituradores à medida que a proporção de paisagens urbanas diminuía. Tal fenômeno pode ser atribuído ao fato de que os raspadores e trituradores se alimentam de perifíton, algas filamentosas ou folhas mortas, e encontram abrigo em substratos como pedras, madeira ou macrófitas submersas (Cummins et al. 2007). Ambientes com vegetação mais preservada proporcionam maior proteção contra predadores, além de fornecer abrigo e alimento para esses organismos (Couceiro et al. 2006).

Os riachos urbanos apresentaram uma maior abundância de organismos, porém uma menor riqueza taxonômica em comparação com os riachos minimamente impactados, sugerindo uma resposta negativa ao ecossistema local. Em contrapartida, os riachos minimamente impactados exibiram uma maior riqueza, resultado das condições ambientais mais propícias à preservação e sustentabilidade das comunidades biológicas aquáticas. Esses resultados corroboram as observações de Yang et al. (2023), que observaram uma relação semelhante entre a abundância e a diversidade taxonômica em riachos urbanos, atribuindo isso às atividades urbanas e agrícolas que aumentam a abundância, mas reduzem a diversidade da comunidade. Conforme o nível de poluição aumenta, a riqueza taxonômica diminui (Muntalif et al., 2023). Da mesma forma, os resultados do presente estudo sugerem que ambientes minimamente impactados oferecem condições mais propícias para abrigar as comunidades biológicas aquáticas, uma vez que esses organismos utilizam materiais orgânicos, como folhas e gravetos, para confecção de casas e abrigos. Em ambientes com recursos limitados, isso contribui para uma menor diversidade taxonômica (Cavaca et al., 2014).

Os resultados da pesquisa revelaram uma variação significativa nas variáveis ambientais ao longo dos diferentes riachos, tanto em termos espaciais quanto temporais. A análise de componentes principais (PCA) proporcionou uma visão abrangente dessas variáveis, destacando especialmente a influência da temperatura e do pH na diferenciação dos ambientes. Nesse contexto, é importante ressaltar a conexão entre essas variáveis ambientais e os efeitos específicos do pH na comunidade de macroinvertebrados, como destacado por Otto e Svensson (1983). Por exemplo, os resultados indicaram que a amostragem 2, caracterizada por um pH mais baixo e temperaturas mais elevadas, exerceu uma influência significativa na comunidade local, resultando em uma diminuição no número de indivíduos identificados. Essa variação de temperatura, influenciada pela interação complexa

com o uso do solo próximo aos corpos d'água, revelou temperaturas mais altas nos riachos urbanos e mais baixas nos riachos rurais e minimamente impactados. Essas diferenças térmicas estão provavelmente relacionadas à presença de uma maior cobertura vegetal e à regulação climática proporcionada pela vegetação, o que destaca a importância da compreensão das interações entre variáveis ambientais específicas e seus efeitos na comunidade de macroinvertebrados (Garner et al., 2017).

Por outro lado, houve um aumento notável na condutividade elétrica e nas concentrações de fósforo total nos riachos urbanos, o que indica múltiplas fontes de poluição nesses ambientes. A condutividade elétrica reflete a presença de íons dissolvidos na água, como nitratos, cloretos, sulfatos e outros compostos provenientes de esgoto doméstico, efluentes industriais e lixiviação de solos expostos (Al Mamun, 2025). Já o fósforo total pode estar relacionado com matéria orgânica, fertilizantes e esgoto doméstico (Sotiri et al., 2022). Além disso, a retirada da vegetação das áreas de preservação permanente pode intensificar o transporte de poluentes, inclusive metais, para os corpos hídricos e contribuir para o acúmulo de sedimentos (Martins et al., 2021).

Altos níveis de desmatamento e concentrações elevadas de fósforo total correlacionaram-se com valores elevados de condutividade elétrica, temperatura e pH, fatores que podem influenciar a redução da riqueza dos macroinvertebrados aquáticos, embora não afetem sua abundância (Couceiro et al. 2006). Esses resultados sublinham a complexidade das interações entre os parâmetros ambientais e a comunidade de macroinvertebrados, sugerindo que condições mais impactadas podem levar a respostas específicas, como maior abundância, mas menor diversidade taxonômica. Isso é consistente com nossos resultados, nos quais os riachos urbanos apresentaram maior abundância de organismos, mas uma baixa riqueza taxonômica.

De acordo com Heino et al. (2017), ao analisarmos a composição da comunidade em diferentes amostragens, observamos que a conectividade espacial e a troca de espécies desempenham um papel significativo. Os resultados da Análise de Redundância Parcial (pRDA) evidenciaram que na amostragem 1, as características da paisagem e a proximidade entre pontos emergiram como preditores essenciais, enfatizando a importância da configuração do ambiente nesse processo. Conforme observado por Qin et al. (2022), a metacomunidade é impactada por esses fatores, que vão além dos estressores locais, como práticas agrícolas e urbanização,

que afetam diretamente as comunidades locais. A remoção de vegetação ribeirinha e as alterações na hidrologia dos cursos de água também desempenham um papel significativo nessa dinâmica (Qin et al., 2022).

Na amostragem 2, com um resíduo menor em comparação com as outras amostragens, a maior explicação pode ser atribuída à consideração da comunidade histórica, revelando a influência de eventos climáticos passados na estrutura atual. Esses resultados indicam que entender a dispersão de espécies e os fatores ambientais é crucial para decifrar as mudanças na comunidade ao longo do tempo, especialmente considerando possíveis fontes de poluição que podem contribuir para a renovação e reestruturação da comunidade.

A comunidade histórica exerce um impacto significativo nas amostragens 2 e 3, onde se observa uma diminuição de um período para o outro, atribuível à maior influência da elevada precipitação acumulada no inverno de 2018 na amostragem 3. De acordo com Bae e Park (2019), também destacaram em seus resultados, que uma elevada precipitação influencia na estrutura da comunidade bentônica, indicando que o aumento da correnteza na estação chuvosa pode resultar no arraste de organismos. Álvaro et al. (2023), observaram que a maior riqueza de macroinvertebrados está associada a ambientes com baixo índice pluviométrico. O aumento da precipitação leva a mudanças nos fatores físicos e químicos dos sedimentos do fundo do rio, afetando a composição da matéria orgânica e, por sua vez, a comunidade de macroinvertebrados. Além disso, a velocidade da correnteza e a quantidade de oxigênio dissolvido na água estão correlacionadas com essa composição da comunidade de macroinvertebrados (Sun et al. 2024).

A proximidade entre os pontos emerge como um fator de grande influência em todas as amostragens. Como destacado com por Ptatscheck et al. (2020), a estratégia de dispersão destaca-se como um forte determinante da composição da comunidade de invertebrados bentônicos. Elliott (1971) observou que essas dispersões de organismos bentônicos são mais frequentes no verão, visto que o aumento da precipitação contribui para o aumento da velocidade dos cursos de água, e influencia na dispersão de organismos bentônicos (Ptatscheck et al., 2020). Isso está alinhado com nossos resultados, uma vez que a variável preditora de proximidade entre os pontos apresentou valores mais altos na amostragem 2 (verão 2017/2018) em comparação com as outras amostragens que ocorreram no inverno.

Os cursos de água em áreas urbanas exibem uma desconexão mais acentuada em comparação com as atividades agrícolas em relação aos ciclos naturais sazonais de água (Adesakin et al. 2023). A restauração bem-sucedida pode diminuir as taxas de decomposição, enriquecer a diversidade, a riqueza, e índices bióticos dos macroinvertebrados, além de reduzir a proporção de matéria orgânica dissolvida derivada de processos microbianos (Nolan et al. 2023).

Conforme discutido anteriormente, esse estudo demonstra que o uso e ocupação do solo exercem forte influência sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. A perturbação ambiental resulta na redução da diversidade de táxons, favorecendo grupos mais tolerantes e generalistas, os quais substituem os organismos sensíveis em ambientes afetados por atividades antropogênicas (Couceiro et al., 2006; Mwaijengo et al., 2020; Gao et al., 2023). Esta tendência foi observada em nossos resultados, onde os ambientes rurais apresentaram menor abundância, enquanto nos ambientes urbanos, identificamos organismos mais adaptados a impactos, como a família Chironomidae. A constatação desses impactos nos riachos rurais e urbanos sugere possíveis efeitos na estrutura trófica da comunidade de macroinvertebrados, visto que o número de indivíduos sensíveis nos riachos minimamente impactados foi maior do que nos outros riachos. Essa disparidade pode ser explicada pelas condições ambientais mais favoráveis encontradas nos ambientes minimamente impactados.

Cabe ainda destacar que a proximidade entre os pontos emergiu como um fator determinante nas dinâmicas de dispersão e competição, contribuindo significativamente para a estruturação das comunidades bentônicas nos riachos estudados. Essa interação complexa entre os fatores ambientais e a proximidade entre os pontos reforça a importância desses aspectos na compreensão das variações na composição e abundância das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação ao número de táxons, observa-se que os riachos minimamente impactados apresentaram um maior número de táxons, com uma diminuição geral com o aumento das atividades antropogênicas. As variáveis ambientais mostraram variação espacial e temporal; no entanto, a temperatura e o pH foram os fatores mais significativos na diferenciação dos ambientes.

Os resultados também indicam que os riachos urbanos registraram um maior número de indivíduos registrados; no entanto, a maioria desses organismos demonstrou ser tolerante à poluição. Isso sugere uma associação entre a degradação dos habitats e a poluição dos riachos, e a redução de organismos sensíveis pode ser atribuída às mudanças nos padrões de fluxo e à degradação da qualidade da água.

Em relação aos Grupos Tróficos Funcionais os coletores-catadores foram consistentemente o grupo mais representativo em todas as amostragens e categorias de riachos. Estes organismos são geralmente considerados tolerantes à poluição. Em contrapartida, os raspadores foram os menos representativos, tanto temporal quanto espacialmente, sendo mais abundantes em ambientes minimamente impactados e, portanto, mais sensíveis à poluição.

A proximidade entre pontos foi um dos fatores mais significativos nos resultados da pesquisa, destacando sua influência crucial nas dinâmicas das comunidades bentônicas. Isso ressalta a importância desse fator na compreensão das variações na composição e abundância de macroinvertebrados em riachos. Esses *insights* são valiosos para a gestão e conservação de ecossistemas aquáticos.

A compreensão do estado ecológico dos riachos e a estimativa do nível de poluição foram destacadas por meio da análise das características estruturais das comunidades de macroinvertebrados. Diante disso, destaca-se a importância da preservação das zonas ribeirinhas para a estrutura taxonômica e funcional das comunidades aquáticas, evidenciando a necessidade da implementação de práticas de gestão apropriadas para atividades humanas.

Essa avaliação é crucial não apenas para aprofundar o conhecimento sobre a dinâmica dessas comunidades, mas também para orientar práticas de gestão e conservação voltadas para a preservação da biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Abílio, F. J. P.; Ruffo, T. L. M.; Florentino, A. H. F. S.; Florentino, H. S.; Oliveira JR, E. T.; Meireles, B. N.; Santana, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 397-409, 2007.
- Adesakin, T. A.; Erhomosele, E. I.; Ogunrinola, O. F.; Oloyede, O. O.; Adedeji, A. A.; Odufuwa, P. T.; Aimienoho, A.; Aduwo, A. I.; Adewumi, E. A. Using benthic macroinvertebrates as bioindicators to evaluate the impact of anthropogenic stressors on water quality and sediment properties of a West African lagoon. **Heliyon**, v. 9, 2023. DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e19508.
- Al, M. A.; Akhtar, A.; Kamal, A. H. M., Aftabuddin, S.; Islam, M. S. I.; Sharifuzzaman, SM. Assessment of benthic macroinvertebrates as potential bioindicators of anthropogenic disturbance in southeast Bangladesh coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 184, 2022. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.114217.
- Al, M. A. Nitrate–Conductivity Correlations in Aqueous Environments: From Standard Solutions to Natural Water Bodies. **Nitrogen**, v. 6, n. 2, p. 41, 2025.
- Álvaro, É. L. F.; Menezes, R. F.; Severiano, J. dos S.; Molozzi, J.; Phytoplankton and macroinvertebrate diversity and eco-exergy responses to rainfall diverge in semiarid reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 147, 2023. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110012.
- Anderson, M.J.; Gorley, R.N.; Clarke, K.R. PERMANOVA + for PRIMER: Guide Software and Statistical Methods. Plymouth: PRIMER-E, 2008.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition. Washington, USA: APHA, 2000.
- Arenas-Sánchez, A.; Dolédec, S.; Vighi, M.; Rico, A. Effects of anthropogenic pollution and hydrological variation on macroinvertebrates in Mediterranean rivers: A case-study in the upper Tagus river basin (Spain). **Science of the Total Environment**, v. 766, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144044
- Bae, M. J.; Hwang, Y.; Ham, S.; Kim, S.; Kim, E. Community recovery of benthic macroinvertebrates in a stream influenced by mining activity: Importance of microhabitat monitoring, **Environmental Research**, v. 234, 2023. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116499.
- Bae, M. J.; Park, Y. S. Evaluation of precipitation impacts on benthic macroinvertebrate communities at three different stream types. **Ecological Indicators**, v. 102, 2019, p. 446-456. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.02.060.
- Bivand, R. R Packages for Analyzing Spatial Data: A Comparative Case Study with Areal Data. **Geographical Analysis**, v. 54, p. 488–518, 2022.
- Blanchet, F.G.; Legendre, P.; Borcard, D. Modelling directional spatial processes in ecological data. **Ecological Modelling**, v. 215, p. 325–336, 2008.

Carvalho, E. M.; Uieda, V. S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, p. 287-293, 2004. DOI: 10.1590/S0101-81752004000200021

Cavaca, H. S.; Carvalho, M. A. G.; Srbek-Araujo, A. C. Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em riachos associados a diferentes fitofisionomias sobre a formação Barreiras. **Natureza Online**, v. 12, n. 5, p. 224-229, 2014.

Costa I.D., Petry A.C., Mazzoni R. Fish assemblages respond to forest cover in small Amazonian basins. **Limnologia**, v. 81, 2020. DOI: 10.1016/j.limno.2020.125757.

Costa, C.; Ide, S.; Simonka, C. E. Insetos imaturos. Metamorfose e identificação. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

Couceiro, S. R. M.; Hamada, N.; Luz, S. L. B.; Forsberg, B. R.; Pimentel, T. P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 271-284, 2006.

Cummins, K. W.; Merritt, R. W.; Andrade, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* v. 40, p. 69-89, 2007. DOI: 10.1080/01650520400025720.

Dala-Corte, R. B.; Melo, A. S.; Siqueira, T.; Bini, L. M.; Martins, R. T.; Cunico, A. M.; Pes, A. M.; Magalhães, A. L. B.; Godoy, B. S.; Leal, C. G.; Monteiro-Júnior, C. S.; Stenert, C.; Castro, D. M. P.; Macedo, D. R.; Lima-Junior, D. P.; Gubiani, É. A.; Massariol, F. C.; Teresa, F. B.; Becker, F. G.; Souza, F. N.; Valente-Neto, F.; Souza, F. L.; Salles, F. F.; Bregão, G. L.; Brito, J. G.; Vitule, J. R. S.; Simião-Ferreira, J.; Dias-Silva, K.; Albuquerque, L.; Juen, L.; Maltchik, L.; Casatti, L.; Montag, L.; Rodrigues, M. E.; Callisto, M.; Nogueira, M. A. M.; Santos, M. R.; Hamada, N.; Pamplin, P. A. Z.; Pompeu, P. S.; Leitão, R. P.; Ruaro, R.; Mariano, R.; Couceiro, S. R. M.; Abilhoa, V.; Oliveira, V. C.; Shimano, Y.; Moretto, Y.; Suárez, Y. R.; Roque, F. O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391-1402, 2020.

Dray, S.; Péliissier, R.; Couteron, P.; Fortin, M.-J.; Legendre, P.; Peres-Neto, P.R.; Bellier, E.; Bivand, R.; Blanchet, F.G.; De Cáceres, M. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs**, v. 82, p. 257–275, 2012.

Dunea, D.; Bretcan, P.; Purcoi, L.; Tanislav, D.; Serban, G.; Neagoe, A.; Iordache, V.; Iordache, Ş. Effects of riparian vegetation on evapotranspiration processes and water quality of small plain streams, **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 21, n. 4, p. 629–640, 2021. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2021.02.004.

Elliott, J. M. Upstream movements of benthic invertebrates in a Lake District stream. **The Journal of Animal Ecology**, v. 40, p. 235-252, 1971.

Fernández, H. R.; Domínguez, E. Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, 2001.

Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, V. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 724–734, 2017.

Gao, Q.; Zhang, Q.; Zeng J.; Yin, Z.; Liu, J.; Liu, G.; Peng, M.; Macroinvertebrate community structure, pollution tolerance, diversity and feeding functional groups in polluted urban rivers under different black and odorous levels. **Ecological Indicators**, v. 156, 2023. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.111148.

Garner, G.; Malcolm, I. A.; Sadler, J. P.; Hannah, D. M.; The role of riparian vegetation density, channel orientation and water velocity in determining river temperature dynamics. **Journal of Hydrology**, v. 553, p. 471–485, 2017. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.03.024.

Gower, J.C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v. 53, p. 325–338 1966. DOI: 10.1093/biomet/53.3-4.325

Hou, Y.; Jiang, X.; Li, D.; Jiang, W.; Zhao, G. Directional spatial processes override non-directional ones in structuring communities of lotic macroinvertebrates differing in dispersal ability. **Journal of Environmental Management**, v. 317, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115310

IAT, Instituto Água e terra. Bacias do Rio Piquiri e Paraná II. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/piquiri.pdf. Acesso em 12 out 2022.

Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social – IPARDES. Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do estado do Paraná. Curitiba: IPARDES, 2017.

Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social – IPARDES. Paraná em perspectiva. Curitiba: IPARDES, 2019.

Janssen, P.; Dommaget, F.; Cavaillé, P.; Evette, A. Does soil bioengineering benefits aquatic biodiversity? An empirical study of the relative influence of local and regional drivers on benthic macroinvertebrate assemblages. **Ecological Engineering**, v. 168, 2021. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2021.106287.

Larentis, C.; Kliemann, B. C. K.; Neves, M. P.; Delariva, R. L. Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. **Plos One**, v. 17, n. 9, p. e0274191, 2022.

Sotiri K.; Kishi RT.; Hilgert S.; Scheer M. B.; Gabriel P. G.; Benatto D. A.; Fuchs S. Assessment of Phosphorus Input from Urban Areas in the Passaúna River and Reservoir. **Water**, v. 14, n. 5, p. 809, 2022. DOI: 10.3390/w14050809

Legendre, P.; Anderson, M.J.. Distance based redundancy analysis: testing multi species responses in multi factorial ecological experiments. **Ecological Monographs**. v. 69, 1-24, 1999.

Legendre, P.; Legendre, L. Numerical Ecology, Volume 24. Dev. Environ. Model. 1988, 24, 870.

Leibold, M. A.; Miller, T. E. 6 – From Metapopulations to Metacommunities, Martins, W.A.; Martins, L.L.; de Maria, I.C.; de Moraes, J.F.L.; Pedro Júnior, M.J. Reduction of sediment yield by riparian vegetation recovery at distinct levels of soil erosion in a tropical watershed. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 45, 2021.

Leiva, M.; Marchese, M.; Lorenz, G.; Diodato, L.; Functional diversity of benthic macroinvertebrates regarding hydrological and land use disturbances in a heavily impaired lowland river. **Limnologia**, v. 92, 2022. DOI: 10.1016/j.limno.2021.125940

Masese, F. O.; Kitaka N.; Kipkemboi, J.; Gettel, G. M.; Irvine, K.; McClain, M. E. Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams: evidence for a diverse shredder guild. **Freshwater Science**, v. 33, n. 2, 2014. DOI: 10.1086/675681

Merritt, R. W.; Cummins, K. W. Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer, F. R., Lamberti, G. A. (Eds). **Methods in Stream Ecology**. New York: Academic Press, 1996. p. 453-492

Muntalif, B. S.; Chazanah, N.; Ilmi, F.; Sari, N. E.; Bagaskara, S. W.; Distribution of the riverine benthic macroinvertebrate community along the citarum cascading dam system in West Java, Indonesia. **Global Ecology and Conservation**, v. 46, 2023, DOI: 10.1016/j.gecco.2023.e02580.

Mwaijengo, G. N.; Vanschoenwinkel, B.; Dube, T.; Njau, K. N.; Brendonck, Luc. Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania. **Limnologia**, v. 82, 2020. DOI: 10.1016/j.limno.2020.125780.

Nhiwatiwa, T.; Dalu, T.; Brendonck, L.; Impact of irrigation based sugarcane cultivation on the Chiredzi and Runde Rivers quality, Zimbabwe. **Science of The Total Environment**, v. 587–588, p. 316-325, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.155.

Nolan, S.; Frazão, A.A.; Hosen, J.D.; Febria, C.M. Anthropogenic land uses influence stream dissolved organic matter quality more than decomposition rates and macroinvertebrate diversity. **Ecological Indicators**, v.155, 2023. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110991.

Oksanen, F. J.; Blanchet, G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; Mcglinn, D.; Minchin, R. P.; O'hara, B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Stevens, M. H. H.; Szoecs, E.; Wagner, H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-6, 2019. Disponível em: <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>.

Otto, C.; Svensson, B. S. Properties of acid brown water streams in south Sweden. **Archiv fur Hydrobiologia**, v. 99, p. 15-36, 1983.

Park, J.W.; Park, K.; Kwak, I. S.; Surveillance spilled Chironomidae (Diptera) larvae from drinking water treatment plants in South Korea using morphogenetic species analysis and eDNA metabarcoding. **Science of The Total Environment**, v. 896, 2023. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.165241.

Pio, J. F. G.; Hepp, L. U.; Medeiros, A. O.; Copatti, C. E. Seasonality and hyphomycetes' conidia conditioning affect the diversity of Chironomidae larvae associated with leaf litter in a tropical stream. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 24, p. 87-96, 2024. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2023.11.002.

Principe, R. E.; Raffaini, G B.; Gualdoni, C. M.; Oberto, A. M.; Corigliano, M. C. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? **Limnologica**, v. 37, n. 4, 2007. DOI: 10.1016/j.limno.2007.06.001.

Ptatscheck, C.; Gansfort, B.; Majdi, N.; Traunspurger, W. A influência de fatores ambientais e espaciais nas metacomunidades de invertebrados bentônicos diferindo em tamanho e modo de dispersão. **Aquatic Ecology** v. 54, p. 447–461, 2020. DOI: 10.1007/s10452-020-09752-2

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.Rproject.org>. Acesso em: 20 set. 2024.

Radbruch, L.; De Lima, L.; Knaul, F.; Wenk, R.; Ali, Z.; Bhatnagar, S.; Blanchard, C.; Bruera, E.; Buitrago, R.; Burla, C.; et al. Redefining Palliative Care—A New Consensus-Based Definition. **Journal of Pain and Symptom Management**, v. 60, p. 754–764, 2020.

Rezende, R. S., Santos, A. M., Henke-Oliveira, C., & Gonçalves, J. F. Jr. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. **Zoologia** (Curitiba), v. 31, p. 426–434, 2014. DOI: 10.1590/S1984-46702014005000001

Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F.C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M.D., Clerici, N., Fernandes, M.R., Franco, J.C., Pettit, N., et al. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. **BioScience**, v. 70, p. 501–514, 2020.

Statzner B.; Bêche L. A. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? Special Issue: Multiple Stressors in Freshwater Ecosystems, v. 55, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x

Sun, C.; Xia, L.; Zhang, M.; He, Q.; Yu, N.; Xiang, H.; Yang, H.; The impacts of different seasons on macroinvertebrate community structure and functional diversity in the Jingui River, China, **Global Ecology and Conservation**, v. 51, 2024. DOI: 10.1016/j.gecco.2024.e02876.

Tolkkinen, M.; Vaarala, S.; Aroviita, J. The Importance of Riparian Forest Cover to the Ecological Status of Agricultural Streams in a Nationwide Assessment. **Water Resources Management**, v. 35, p. 4009–4020, 2021.

Townsend, C. R.; A. G. Hildrew. Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. **Journal of Animal Ecology**, v. 45, p. 759-772, 1975.

Uieda, V. S., & Motta, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, p. 15–30, 2007.

Wojciechowski, J.; Heino, J.; Bini, L.M.; Padial, A. A. The strength of species sorting of phytoplankton communities is temporally variable in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 800, p. 31–43, 2017.

Yang, Z.; He, S.; Feng, T.; Lin, Y.; Chen, M.; Li, Q.; Chen, Q. Spatial variation in the community structure and response of benthic macroinvertebrates to multiple environmental factors in mountain rivers. **Journal of Environmental Management**, v. 341, 2023. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118027.

CAPÍTULO 4

PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE BETA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM ESCALA ESPAÇO-TEMPORAL

1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade de água doce tem apresentado um declínio acentuado nas últimas décadas (Reid et al., 2019), comprometendo diretamente a estrutura, a função e a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Geist, 2011). Diante desse cenário, torna-se fundamental ampliar o conhecimento sobre esses sistemas, a fim de subsidiar o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação e preservação (Rolls et al., 2023). Entre os organismos que habitam esses ambientes, os macroinvertebrados bentônicos se destacam como bioindicadores eficientes da qualidade ambiental.

A análise da diversidade beta, que mensura as variações na composição das comunidades ao longo do espaço e do tempo, constitui um componente essencial da biodiversidade (Yu et al., 2021). Essa métrica pode ser particionada em dois componentes: substituição de espécies e diferença de riqueza de espécies. Esses componentes representam ferramentas poderosas para investigar os mecanismos que estruturam as comunidades biológicas, além de fornecer insights valiosos para orientar estratégias de conservação (Si et al. 2017; Carvalho et al. 2011). Nesse contexto, diante da crescente perda de biodiversidade, torna-se necessário compreender melhor a composição e a estrutura dos ecossistemas (Hillebrand et al., 2018). A análise das mudanças nas comunidades ao longo do tempo e do espaço, por meio da diversidade beta, revela-se uma abordagem eficaz para esse fim (Heino et al., 2024; Hendrickx et al., 2009)

A substituição de espécies e a diferença de riqueza permitem identificar os principais processos que moldam a biodiversidade e avaliar a conectividade entre habitats e a influência de gradientes ambientais (Coletta e Vasconcelos, 2022). Devido à alta heterogeneidade espacial, variabilidade temporal e à natureza dinâmica desses sistemas, esses padrões se tornam ainda mais relevantes nos riachos (Petsch et al. 2020).

Os macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel central na compreensão da diversidade beta em ambientes aquáticos, pois são sensíveis às variações ambientais e aos distúrbios antrópicos, como alterações no uso do solo, poluição e fragmentação de habitats (Rezende et al., 2014; Dala-Corte et al., 2020). Caracterizados por sua baixa mobilidade e elevada diversidade, esses organismos respondem de forma precisa às mudanças locais e regionais na qualidade ambiental,

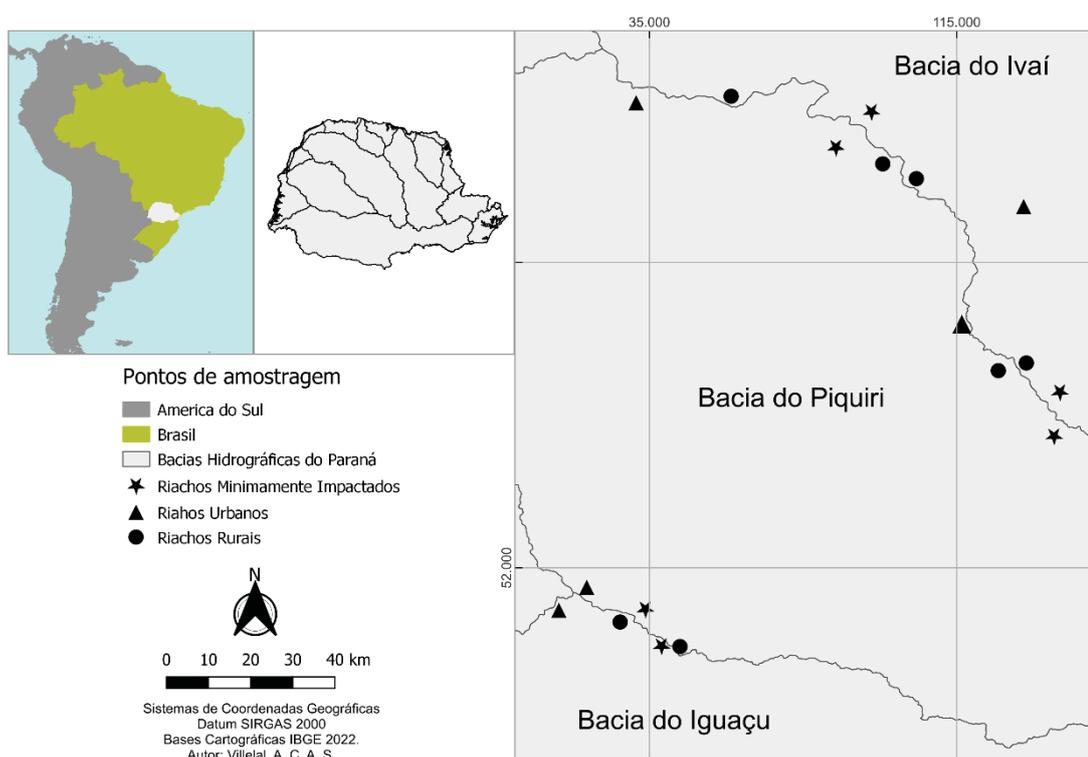
refletindo diretamente a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Bae et al., 2023).

Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo analisar a diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos, com ênfase na partição da substituição de espécies e diferença de riqueza, a fim de determinar qual componente contribui mais para a variação na composição das comunidades em escalas espacial, temporal e espaço-temporal. Além disso, busca-se avaliar quais as variáveis ambientais influenciam a diversidade beta em perspectiva espaço-temporal.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas coletas em 18 riachos distribuídos nas bacias dos rios Piquiri, Ivaí e Iguaçu, no estado do Paraná (Figura 1). Os riachos se situam no Baixo Iguaçu, Baixo Ivaí e na porção oeste da bacia do Piquiri. A bacia do Iguaçu abriga importantes atividades econômicas, especialmente no Baixo Iguaçu, como agropecuária intensiva, silvicultura, geração de energia e turismo. Nas bacias do Piquiri e Baixo Ivaí predominam lavouras, pecuária e plantios florestais (IPARDES, 2017).

FIGURA 1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.



FONTE: O autor (2025)

2.1 Procedimentos amostrais de coleta

As coletas foram realizadas durante três períodos distintos: inverno de 2017, verão de 2017/2018 e inverno de 2018. A captura dos organismos foi feita com o uso de um coletor do tipo Surber (0,04 m²), por meio da coleta de três réplicas de substrato em cada ponto amostral. Cada amostra foi devidamente etiquetada com informações sobre a estação de coleta, o local e a data, sendo acondicionada em frascos contendo álcool a 70%.

As amostras foram encaminhadas ao laboratório para a análise biológica. Foram lavadas com água corrente e submetidas a uma triagem inicial utilizando um conjunto de peneiras com malhas de 1,0 mm e 0,2 mm. O material retido na malha de menor abertura foi acondicionado em frascos de polietileno com álcool 70% para posterior triagem sob microscópio estereoscópico e identificação até o nível taxonômico de família.

Após a identificação dos macroinvertebrados bentônicos, os organismos foram classificados conforme seus modos de alimentação, sendo distribuídos entre os grupos tróficos funcionais (FFG): coletores-catadores, coletores-filtradores, predadores, raspadores e fragmentadores, com base em referências da literatura brasileira e neotropical (Fernández & Domínguez, 2001; Cummins et al., 2007; Costa et al., 2006).

2.2 Variáveis físicas e químicas

As variáveis abióticas foram avaliadas diretamente no local das coletas, incluindo temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S s}^{-1}$), concentração de oxigênio dissolvido (mg/l), potencial de oxirredução (ORPmV) utilizando um medidor multiparâmetro U-50 da marca Horiba. Além disso, foram coletadas amostras de água em frascos âmbar para análise laboratorial das concentrações de nitrogênio total (TN, $\mu\text{g/L}$) e fósforo total (TP, $\mu\text{g/L}$), conforme os procedimentos metodológicos estabelecidos pela APHA (2000).

2.3 Características do uso e ocupação do solo

A metodologia adotada seguiu os procedimentos descritos por Larentis et al. (2022). Inicialmente, delimitou-se a área de captação com base nas coordenadas geográficas dos pontos de amostragem, inseridas no software Google Earth Pro, a fim de caracterizar o uso do solo. Em torno de cada ponto de amostragem, foi criado um buffer de 500 metros, gerando polígonos representativos das áreas das bacias do Baixo Iguaçu, Baixo Ivaí e Piquiri. Esses polígonos foram importados para o software de Sistema de Informação Geográfica (SIG) QGIS, de código aberto.

Para determinar o uso e ocupação do solo foram utilizadas imagens de satélite obtidas via Google Earth. Por meio da ferramenta “Adicionar feição” do QGIS, foram construídos novos polígonos classificando as áreas em três categorias: urbana (áreas asfaltadas, residenciais e industriais), rural (pastagens e cultivos anuais e perenes) e minimamente impactada (abrangendo matas ciliares e fragmentos de floresta nativa). Em seguida, calculou-se a porcentagem de cada categoria em relação ao total dos polígonos mapeados.

2.4 Velocidade de água, vazão, largura e profundidade e granulometria.

Foram estabelecidos linhas de medição a montante, espaçados regularmente a cada 10 metros ao longo de um trecho de 50 metros. Em cada linha, registraram-se dados de largura, profundidade, vazão e velocidade da corrente (Fitzpatrick et al., 1998). A velocidade da água foi determinada por meio do lançamento de um objeto flutuante (bola de pingue-pongue) na superfície do curso d'água, cronometrando-se o tempo necessário para percorrer uma distância fixa de 2 metros. Cada medição foi repetida cinco vezes por transecto, e a média das velocidades foi posteriormente calculada para cada riacho analisado (Dias & Thomaz, 2011).

Amostras de sedimento foram coletadas, acondicionadas em sacos plásticos e encaminhadas para análise em laboratório. Para a análise granulométrica, o material foi seco em estufa a 80 °C, e a textura do sedimento foi classificada conforme a escala granulométrica de Wentworth (1922). A determinação da porcentagem de matéria orgânica foi realizada por meio de calcinação das amostras em mufla a 540 °C, durante aproximadamente quatro horas.

2.5 Variáveis da paisagem

Com o mapeamento da rede hídrica foi criada uma matriz de dissimilaridade com a distância hídrica entre os pontos de coleta, utilizando, primeiramente a função `riverdistancemat` do pacote `riverdist` (Tyers 2022), e, em seguida, a função `dist` do pacote `vegan` (Oksanen et al. 2019). Com essa matriz de dissimilaridade foi executada a análise de Coordenadas Principais da Matriz de Vizinhança (PCNM, Borcard and Legendre 2002), utilizando a função `dbmem`, do pacote `adespatial` (Dray et al. 2021). Os eixos extraídos da PCNM foram utilizados como variáveis espaciais nas análises de dados.

2.6 Análise de dados

Todas as análises estatísticas foram conduzidas no ambiente R, versão 4.3.1 (R Core Team, 2023). A diversidade beta (diversidade β) foi estimada por meio de índices baseados em Jaccard da família de Podani (Podani & Schmera, 2011), utilizando dados de presença-ausência, conforme proposto por Legendre (2014). Os componentes da diversidade β — diversidade total (Btotal), diferença de riqueza (DifS) e substituição de espécies (SubEsp) — foram calculados por meio da função `beta.div.comp` do pacote `adespatial` (Dray et al., 2021).

Para avaliar a influência da variação espacial e temporal na diversidade β das assembleias de macroinvertebrados bentônicos, adotou-se a abordagem proposta por Ruhí et al. (2017), considerando três perspectivas distintas: (i) Abordagem espacial – uma espécie foi considerada presente em um determinado local se detectada em qualquer um dos períodos nesse local (agrupando períodos, mas não locais); (ii) Abordagem temporal – uma espécie foi considerada presente em um determinado período se detectada em qualquer um dos locais amostrados (agrupando locais, mas não períodos); (iii) Abordagem espaço-temporal – as detecções foram analisadas independentemente para cada período e local, sem qualquer tipo de agrupamento.

A influência das variáveis ambientais sobre os componentes da diversidade β (Btotal, SubEsp e DifS) foi estimada exclusivamente para a abordagem espaço-temporal, por meio da Análise de Redundância baseada em distância (dbRDA), utilizando a função `dbrda` do pacote `vegan` (Oksanen et al., 2019). Para essa análise, as matrizes de dissimilaridade dos componentes da diversidade β foram utilizadas como variáveis resposta, enquanto as variáveis ambientais compuseram a matriz

preditora. As variáveis expressas como proporções foram transformadas pelo arco seno da raiz quadrada, enquanto as demais variáveis contínuas foram transformadas por $\log(x+1)$. Após as transformações, todas as variáveis ambientais foram padronizadas para média zero e variância unitária antes da análise.

A seleção das variáveis ambientais para os modelos Análise Redundante baseada em Distâncias (dbRDA) seguiu um critério de parcimônia baseado em três etapas:

- Correlação entre variáveis – foi calculada utilizando a função *cor* do pacote *stats*, retendo apenas uma variável dentre aquelas com correlação maior que 0,7 (positiva ou negativa).
- Multicolinearidade – foi avaliada por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), utilizando a função *vif.cca* do pacote *vegan*, excluindo variáveis com $VIF > 5$.
- Seleção de variáveis explicativas – foi realizada por meio da função *ordiR2step* do pacote *vegan*, aplicando tanto o procedimento *forward selection* quanto *backward*.

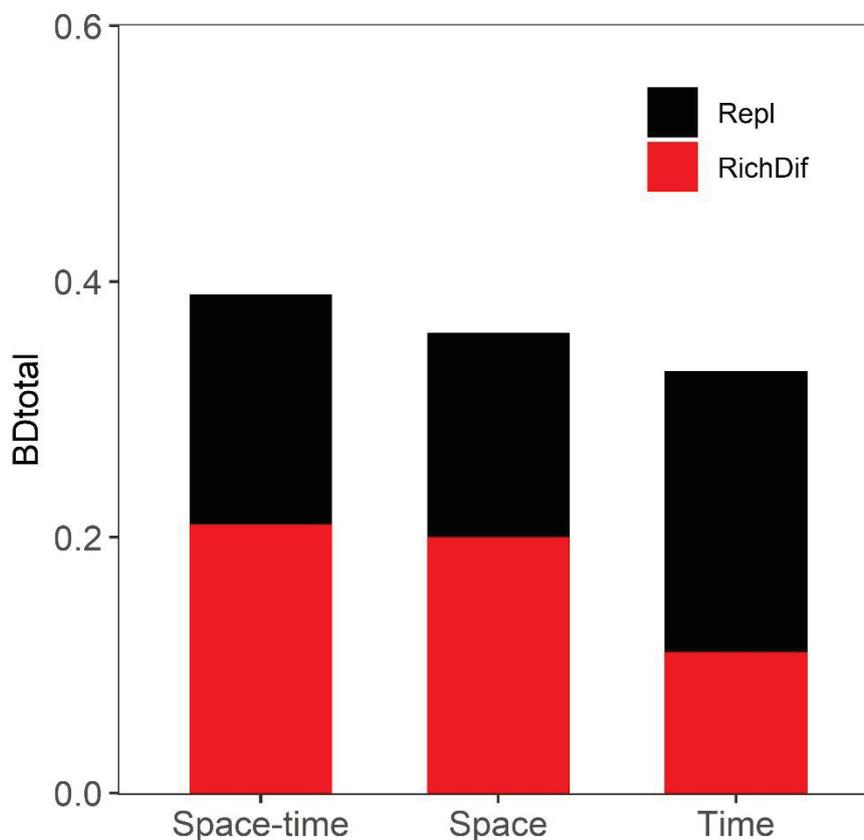
Os modelos finais foram empregados para estimar a influência das variáveis ambientais sobre os componentes da diversidade β na abordagem espaço-temporal. As variáveis ambientais selecionadas foram categorizadas em três grupos: Variáveis ambientais locais (mensuradas diretamente nos riachos); Uso da terra (porcentagem das classes de uso e cobertura da terra); variáveis espaciais (eixos da PCNM).

A contribuição relativa de cada grupo na explicação da variação da diversidade β foi quantificada por meio da partição da variância, utilizando a função *varpart* do pacote *vegan*.

3 RESULTADOS

Os valores brutos das variáveis ambientais utilizadas como preditores nos modelos dbRDA estão expressos no Apêndice 1. Ao comparar os valores da diversidade β total e dos componentes, verificou-se que a melhor estimativa foi obtida utilizando a abordagem espaço-temporal (espaço-temporal: 0.39; espacial: 0,36; temporal: 0,34; Figura 2). Além disso, o componente diferença de riqueza foi maior para as abordagens espaço-temporal e espacial, enquanto a substituição de espécies foi maior para a abordagem temporal (Figura 2).

FIGURA 2. ESTIMATIVAS DA DIVERSIDADE β OBTIDAS UTILIZANDO AS ABORDAGENS ESPAÇO-TEMPORAL, ESPACIAL E TEMPORAL PARA OS COMPONENTES DE SUBSTITUIÇÃO DE ESPÉCIES (REPL) E DIFERENÇA DE RIQUEZA (RICHDIF).



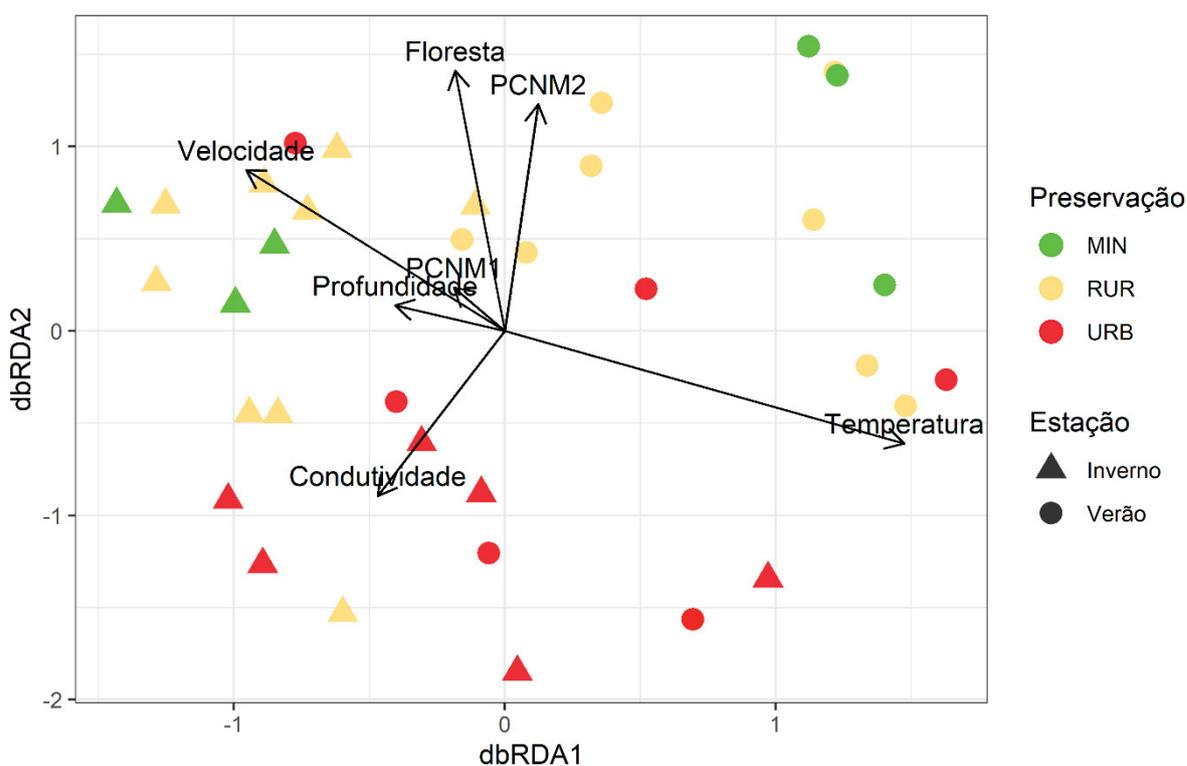
FONTE: O autor (2025)

Os resultados sobre a influência das variáveis ambientais na diversidade β espaço-temporal indicaram que diferentes variáveis afetaram seus distintos componentes (Figuras 3, 4 e 5). Para a diversidade β total, a análise de seleção de variáveis reteve como significativas a temperatura, velocidade da água, condutividade elétrica, profundidade e porcentagem de floresta (variáveis ambientais), além das variáveis espaciais representadas por PCNM1 e PCNM2. No componente de diferença de riqueza, destacaram-se a porcentagem de floresta, ORP, argila no leito, PCNM2 e profundidade do canal, enquanto para a substituição de espécies, a temperatura, condutividade elétrica e fósforo total foram mais importantes.

A dbRDA realizada com a diversidade β total como matriz resposta apresentou um poder explicativo de 14% (R^2 ajustado = 0,14), sendo influenciada principalmente pela temperatura da água, velocidade da água, condutividade elétrica, porcentagem de área florestal e o segundo eixo da PCNM (Figura 3).

A dbRDA realizada com a diversidade β total como matriz resposta apresentou um poder explicativo de 14% (R^2 ajustado = 0,14), sendo influenciada principalmente pela temperatura da água, velocidade da água, condutividade elétrica, porcentagem de área florestal e pelo segundo eixo da PCNM (PCNM2) (Figura 3). No eixo 1 (PCNM1), a temperatura da água correlacionou-se positivamente, enquanto a velocidade da água exerceu influência negativa. No eixo 2 (PCNM2), a porcentagem de floresta e PCNM2 apresentaram correlação positiva, enquanto a condutividade elétrica se correlacionou negativamente. Visualmente, os riachos amostrados no verão se agrupam na porção positiva do eixo 1, enquanto os riachos amostrados no inverno se posicionam na parte negativa desse eixo. Além disso, os riachos preservados e rurais concentraram-se na porção positiva do eixo 2, ao passo que os riachos urbanos foram agrupados na parte negativa desse eixo.

FIGURA 3. DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS PARA A DIVERSIDADE β TOTAL NA ABORDAGEM ESPAÇO-TEMPORAL, DESTACANDO AS VARIÁVEIS MAIS INFLUENTES.



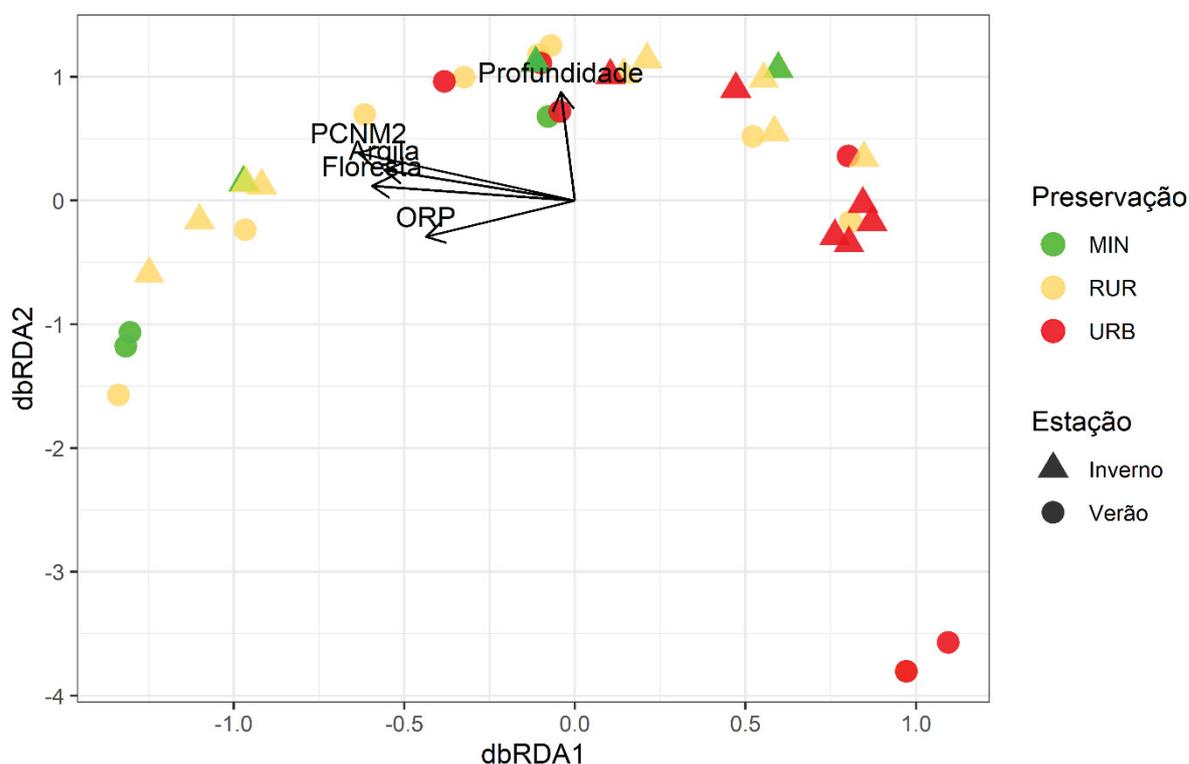
FONTE: O autor (2025)

A dbRDA realizada com o componente de diferença de riqueza como matriz resposta apresentou um poder explicativo de 31% (R^2 ajustado = 0,31). No modelo, as variáveis porcentagem de área florestal, argila no leito dos riachos, PCNM2 e ORP

correlacionaram-se negativamente com o eixo 1 (Figura 4), enquanto no eixo 2, a profundidade do canal destacou-se com influência positiva.

Visualmente, os riachos preservados e rurais se posicionaram na porção negativa do eixo 1, enquanto os riachos urbanos ocuparam a parte positiva. No eixo 2, porém, não foi observada uma distinção visual clara entre os grupos. A influência da profundidade pode estar relacionada a uma maior similaridade entre os pontos amostrados, o que sugere uma possível conexão com aspectos da diversidade funcional das assembleias, como a presença de grupos com atributos ecológicos semelhantes em diferentes condições ambientais.

FIGURA 4. DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS PARA O COMPONENTE DIFERENÇA DE RIQUEZA NA ABORDAGEM ESPAÇO-TEMPORAL, DESTACANDO AS VARIÁVEIS MAIS INFLUENTES.



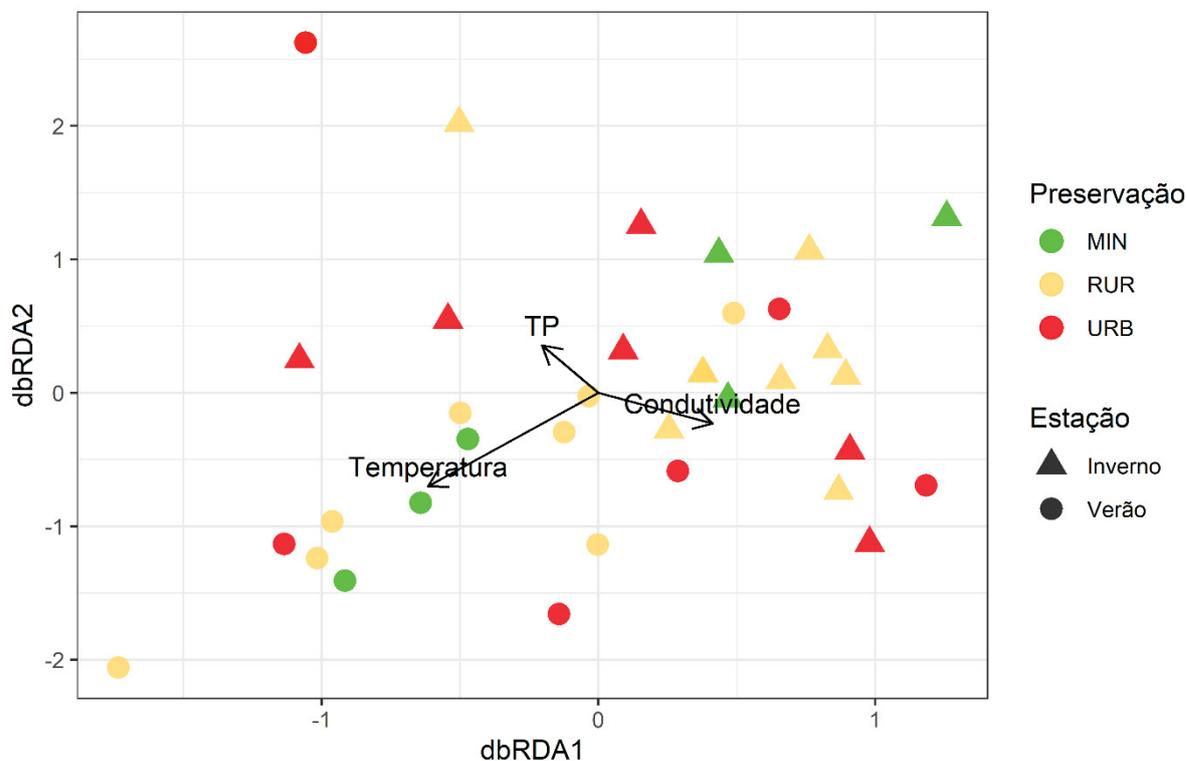
FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: ORP = potencial de oxidação-redução

A dbRDA realizada com o componente de substituição de espécies como matriz resposta apresentou um poder explicativo de 14% (R^2 ajustado = 0,14). No modelo, a temperatura da água se correlacionou negativamente com o eixo 1, enquanto a condutividade elétrica teve correlação positiva (Figura 5). Visualmente, observa-se que os riachos amostrados no verão estão posicionados nas porções negativas dos

eixos 1 e 2, enquanto os riachos amostrados no inverno se situam nas porções positivas desses eixos.

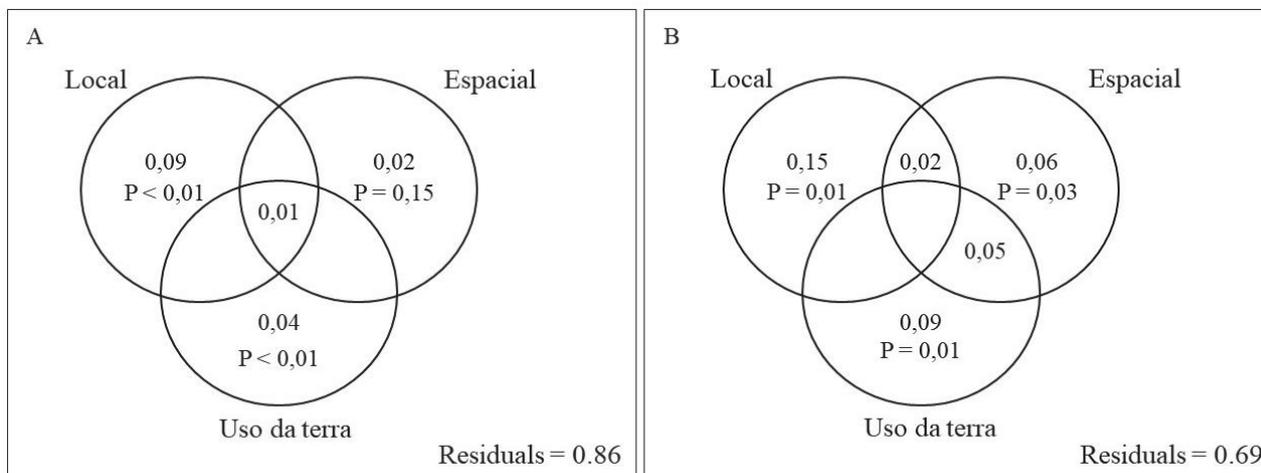
FIGURA 5. DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS PARA SUBSTITUIÇÃO DE ESPÉCIES E VARIÁVEIS INFLUENTES



FONTE: O autor (2025)
LEGENDA: TP = fósforo total

A análise de partição da variância para a diversidade β total revelou que as variáveis locais explicaram 9% da variação, seguidas pelo uso da terra (4%) e pelas variáveis espaciais (2%). Ainda assim, a maior proporção da variação observada (86%) permaneceu não explicada (Figura 6A). Apenas as variáveis locais e da paisagem apresentaram significância ($p < 0,05$). Para o componente de diferença de riqueza, as variáveis locais explicaram 15% da variação, o uso da terra 9% e as variáveis espaciais 6%, com 68,5% da variação associada aos resíduos (Figura 6B). Todos os grupos de variáveis apresentaram significância (ou seja, as variáveis locais, uso da terra e espaciais apresentaram $p < 0,05$). A partição da variância para o componente de substituição de espécies não foi realizada, pois apenas variáveis locais foram selecionadas, indicando que espaço e uso da terra contribuíram de forma negligenciável para a variação desse componente.

FIGURA 6. DIAGRAMAS DE VENN REPRESENTANDO A PARTIÇÃO DE VARIÂNCIA DAS VARIÁVEIS LOCAIS, ESPACIAIS E USO DA TERRA PARA A DIVERSIDADE β TOTAL (A) E DIFERENÇA DE RIQUEZA (B).



FONTE: O autor (2025)

LEGENDA: valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos

4 DISCUSSÃO

Variáveis locais e de paisagem mostraram-se preditores adequados da diversidade β , evidenciando o papel integrado desses componentes na estruturação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Nesse contexto, a abordagem espaço-temporal destacou-se como a melhor estimativa da diversidade β , superando as abordagens espacial e temporal quando consideradas separadamente. Essa tendência foi observada por Heino et al. (2024), que apontam que a variabilidade das comunidades aquáticas pode ser influenciada por uma combinação de fatores espaciais e temporais.

A análise multivariada revelou uma explicação moderada para a diversidade β total, com R^2 ajustado de 0,15, indicando que variáveis como temperatura e velocidade da água, condutividade elétrica e cobertura florestal exerceram influência significativa. Esses achados corroboram os resultados de Callisto et al. (2021), que destacam a relevância de variáveis ambientais locais e de paisagem na determinação da composição das comunidades de macroinvertebrados. Dessa forma, os fatores ambientais demonstraram desempenhar um papel importante nas diferenças taxonômicas observadas entre os locais amostrados. Apesar do estudo ter

apresentado variáveis ambientais relevantes, a explicação não se apresentou alta, indicando que outros fatores podem influenciar a diversidade β .

Nas abordagens espacial e espaço-temporal, o componente de diferença de riqueza foi predominante, sugerindo que a variação na riqueza de espécies entre os locais está fortemente relacionada ao uso e à ocupação do solo, especialmente à cobertura florestal nas margens dos riachos. A presença de vegetação ripária, ao fornecer serviços ecossistêmicos importantes para o equilíbrio ambiental como, sombreamento, estabilidade térmica e barreira à entrada de sedimentos, tende a favorecer ambientes mais complexos e menos degradados, promovendo uma maior diversidade local (Dala-Corte et al., 2020). Esse padrão foi confirmado pela análise da diferença de riqueza, que apresentou um poder explicativo mais elevado (R^2 ajustado = 0,31), com forte associação a riachos preservados e ao potencial de oxirredução (ORP). Tais achados convergem com Dala-Corte et al. (2020) e Ferreira (2022), os quais ressaltam a cobertura vegetal como um dos principais fatores de proteção da biodiversidade de água doce. Ainda assim, é importante destacar que existem outros fatores que podem influenciar, como a qualidade do solo e pressão antrópica, o que levanta a necessidade de estudos que isolem tais efeitos de forma mais robusta.

Por outro lado, o componente de substituição de espécies apresentou o menor poder explicativo (14%), e foi mais expressivo na abordagem temporal. Esse padrão pode estar associado à variação sazonal e às mudanças periódicas nas condições ambientais, já que a substituição esteve negativamente associada à temperatura da água, e positivamente a condutividade elétrica. Isso indica que variações físico-químicas ao longo do ano moldam as assembleias de forma significativa. Resultados semelhantes foram observados por Siqueira et al. (2012), que relataram que esse componente está relacionado, ao longo do tempo, a ciclos sazonais, como alterações de temperatura e do regime de chuvas.

A distinção entre as coletas ficou evidente na análise dbRDA, o que sugere que a sazonalidade possui influência na estruturação das comunidades bentônicas. Conforme argumentam Dong et al. (2021), a composição dessas comunidades varia substancialmente ao longo dos ciclos hidrológicos anuais, o que destaca a sazonalidade como um fator central na organização da biodiversidade em ecossistemas de água doce. Entretanto, a ausência de dados contínuos ao longo do ano limita a capacidade de capturar padrões de resposta mais sutis ou não lineares e, portanto, representa uma lacuna importante para futuras investigações.

A baixa capacidade de explicação observada na diversidade β total (86%) e na diferença de riqueza (68,5%) sugere que variáveis não mensuradas podem influenciar a estruturação dos macroinvertebrados bentônicos (Liu et al., 2023). De acordo com Li et al. (2022), esse é um padrão recorrente em estudos ecológicos devido à complexidade da estrutura das comunidades biológicas. No caso dos macroinvertebrados vários fatores podem influenciar os atributos dessa comunidade, seja por sua distribuição em manchas, ciclo de vida muito variável e sensibilidade. O fato de as variáveis locais explicarem uma parcela maior da variação na diferença de riqueza (15%) e na diversidade β total (9%) destaca a importância das condições ambientais imediatas na determinação da estrutura das comunidades biológicas. Este padrão sugere que as características ambientais do habitat exercem um impacto mais direto sobre a riqueza de espécies, refletindo-se também, em menor escala, na composição geral das comunidades. De acordo com Yang et al. (2015), esse padrão é consistente com a ideia de que a heterogeneidade ambiental pode promover o aumento local da riqueza de espécies.

Além disso, a baixa explicação das variáveis espaciais, principalmente em relação à substituição de espécies, reforça a ideia de que a substituição observada no estudo está mais relacionada às variações ambientais locais. Isso também foi observado por López-Delgado e Zúñiga (2020), que apontaram que as variações ambientais locais influenciaram mais a diversidade β do que os fatores espaciais, corroborando a ideia de que a substituição de espécies é mais influenciada por filtros ambientais.

Em síntese, os resultados indicam que nas composições espacial e espaço-temporal, o componente de diferença de riqueza foi o mais expressivo, demonstrando que a variação no número de espécies entre os locais contribui mais significativamente para a diversidade β . Por outro lado, na composição temporal, a substituição de espécies, se destacou, sugerindo que mudanças sazonais nas condições ambientais influenciam diretamente a dinâmica das comunidades. Por fim, o estudo reforça que a cobertura vegetal e a integridade física dos riachos exercem influência direta sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, sendo elementos fundamentais para a manutenção da biodiversidade aquática. Esses resultados reforçam a necessidade de estudos integrados que valorem o papel da diversidade biológica, enquanto serviço ecossistêmico, pois são essenciais em estratégias eficientes de conservação dos ecossistemas aquáticos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo demonstrou que a diversidade β de macroinvertebrados bentônicos é influenciada por um conjunto integrado de variáveis locais e de paisagem, evidenciando que a integridade ecológica desses ecossistemas resulta da interação entre esses fatores. A abordagem espaço-temporal mostrou-se mais eficiente na explicação da variabilidade da diversidade β . Os resultados indicaram que a predominância do componente de diferença de riqueza nas abordagens espacial e espaço-temporal reforça o papel do uso do solo na manutenção da diversidade local. Por sua vez, a substituição de espécies foi mais expressiva na abordagem temporal, sugerindo uma influência significativa da sazonalidade sobre a composição das assembleias.

REFERÊNCIAS

- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition. Washington, USA: APHA, 2000
- Bae, M. J.; Hwang, Y.; Ham, S.; Kim, S.; Kim, E. Community recovery of benthic macroinvertebrates in a stream influenced by mining activity: Importance of microhabitat monitoring, **Environmental Research**, v. 234, 2023. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116499.
- Callisto, M.; Linares, M. S.; Kiffer, W. P.; Hughes, R. M.; Moretti, M. S.; Macedo, D. R.; Solar, R. Beta diversity of aquatic macroinvertebrate assemblages associated with leaf patches in Neotropical montane streams. **Ecology and Evolution**, v. 11, p. 2551–2560, 2021. DOI: 10.1002/ece3.7215.
- Carvalho, J.C.; Cardoso, P.; Gomes, P. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 760–771, 2011.
- Coletta, B. B. D.; Vasconcelos, T. da S. Diversidade beta e sua importância na biologia da conservação. **Aprendendo Ciência**, v. 11, n. 1, p. 6-10. 2022
- Costa, C.; Ide, S.; Simonka, C. E. Insetos imaturos. Metamorfose e identificação. Ribeirão Preto. **Holos**, 2006.
- Cummins, K. W.; Merritt, R. W.; Andrade, P. C. N. 2007 The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 69-89. DOI: 10.1080/01650520400025720.
- Dala-Corte, R. B.; Melo, A. S.; Siqueira, T.; Bini, L. M.; Martins, R. T.; Cunico, A. M.; Pes, A. M.; Magalhães, A. L. B.; Godoy, B. S.; Leal, C. G.; Monteiro-Júnior, C. S.; Stenert, C.; Castro, D. M. P.; Macedo, D. R.; Lima-Junior, D. P.; Gubiani, É. A.; Massariol, F. C.; Teresa, F. B.; Becker, F. G.; Souza, F. N.; Valente-Neto, F.; Souza, F. L.; Salles, F. F.; Brejão, G. L.; Brito, J. G.; Vitule, J. R. S.; Simião-Ferreira, J.; Dias-Silva, K.; Albuquerque, L.; Juen, L.; Maltchik, L.; Casatti, L.; Montag, L.; Rodrigues, M. E.; Callisto, M.; Nogueira, M. A. M.; Santos, M. R.; Hamada, N.; Pamplin, P. A. Z.; Pompeu, P. S.; Leitão, R. P.; Ruaro, R.; Mariano, R.; Couceiro, S. R. M.; Abilhoa, V.; Oliveira, V. C.; Shimano, Y.; Moretto, Y.; Suárez, Y. R.; Roque, F. O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.107112.
- Dias, W. A., & Thomaz, E. L. Avaliação dos efeitos do pastoreio sobre a erosão em margens de canal fluvial em sistema de faxinal. **Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 1, p. 23–35, 2011.
- Dong, R.; Yuyu, W.; Cai, L.; Lei, G.; Wen, L.; The seasonality of macroinvertebrate β diversity along the gradient of hydrological connectivity in a dynamic river-floodplain system. **Ecological Indicators**, v. 121, 2021.

Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner HH (2023). *_adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis_*. R package version 0.3-21, <<https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>>.

Fernández, H. R.; Domínguez, E. Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, 2001

Ferreira, V. A floresta ripária. **Ciência Elementar**, v. 10 n. 02, 2022. DOI: 10.24927/rce2022.023

Fitzpatrick, F. A; Waite, I. R., D'Arconte, P. J., Meador, M. R., Maupin, M. A., Gurtz, M. E. Revised methods for characterizing stream habitat in the National Water-Quality Assessment Program. Denver: **US Geological Survey**, 1998. (Water-Resources Investigations Report, 98-4052).

Geist, J. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, v. 11, p. 1507-1516, 2011. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.04.002.

Heino, J.; Bini, L. M.; García-Girón, J.; Lansac-Tôha, F. M.; Lindholm, M.; Rolls, R. J. Navigating the spatial and temporal aspects of beta diversity to facilitate understanding biodiversity change. **Global Ecology and Conservation**, v. 56, 2024. DOI: 10.1016/j.gecco.2024.e03343

Hendrickx, F.; Maelfait, J. P.; Desender, K.; Aviron, S.; Bailey, D.; Diekötter, T.; Lens, L.; Liira, J.; Schweiger, O.; Speelmans, M; Vandomme, V.; Bugter, R. Pervasive effects of dispersal limitation on within-and among-community species richness in agricultural landscapes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 5, p. 607-616, 2009.

Hijmans R (2024). *geosphere: Spherical Trigonometry*. R package version 1.5-20, <<https://CRAN.R-project.org/package=geosphere>>.

Hillebrand, H.; Blasius, B.; Borer, E. T.; Chase, J. M.; Downing, J. A.; Eriksson, B. K.; Filstrup, C. T.; Harpole, W. S.; Hodapp, D.; Larsen, S.; Lewandowska, A. M.; Seabloom, E. W.; Van de Waal, D. B.; Ryabov, A. B. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. **Journal of applied ecology**, v. 55, n. 1, p. 169-184, 2018.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do estado do Paraná. Curitiba: IPARDES, 2017.

Larentis, C.; Kliemann, B. C. K.; Neves, M. P.; Delariva, R. L. Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. *Plos One*, v. 17, n. 9, 2022. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0274191>. Acesso em: 05 de jan de 2025.

Legendre, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 1324–1334, 2014. DOI: 10.1111/geb.12207

Liu, G.; Lin, Z.; Qi, X.; Wang, Y.; Wang, Y.; Jiang, W.; He, F.; Wu, N. Environmental filtering, spatial processes and biotic interactions jointly shape different traits communities of stream macroinvertebrates. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 1196296, 2023.

Liu, Y.; Ziegler, A. D.; Wu, J.; Liang, S.; Wang, D.; Xu, R.; Duangnamon, D.; Li, H.; Zeng, Z. Effectiveness of protected areas in preventing forest loss in a tropical mountain region. **Ecological Indicators**, v. 136, 2022. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108697.

López-Delgado, Edwin O.; Winemiller, Kirk O.; Villa-Navarro, Francisco A. Local environmental factors influence beta-diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial factors. **Ecology**, v. 101, n. 2, p. e02940, 2020.

Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). `_vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

Petsch, D. K.; Saito, V. S.; Landeiro, V. L.; Silva, T. S.; Bini, L. M.; Heino, J.; Soininen, J.; Tolonen, K. T.; Jyrkänkallio-Mikkola, J.; Pajunen, V.; Siqueira, T.; Melo, A. S. Beta diversity of stream insects differs between boreal and subtropical regions, but land use does not generally cause biotic homogenization. **Freshwater Science**, v. 40, n. 1, p. 53–64, 2021. DOI: 10.1086/712565

Podani J, Schmera D (2011) A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence - absence data. **Oikos**, v. 120, p. 1625–1638. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x

R Core Team (2023). `_R: A Language and Environment for Statistical Computing_`. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

Reid, A.J.; Carlson, A.K.; Creed, I.F.; Eliason, E.J.; Gell, P.A.; Johnson, P.T.J.; Kidd, K.A.; McCormack, T.J.; Olden, J.D.; Ormerod, S.J.; Smol, J.P.; Taylor, W.W.; Tockner, K.; Vermaire, J.C.; Dudgeon, D.; Cooke, S.J. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, 2019.

Rezende, R. S., Santos, A. M., Henke-Oliveira, C., & Gonçalves, J. F. Jr. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, p. 426–434, 2014. DOI: 10.1590/S1984-46702014005000001

Rolls, R. J.; Deane, D. C.; Johnson, S. E.; Heino, J.; Anderson, M. J.; Ellingsen, K. E. Biotic homogenisation and differentiation as directional change in beta diversity: synthesising driver–response relationships to develop conceptual models across ecosystems. **Biological Reviews**, v. 98, 2023. DOI: 10.1111/brv.12958.

Ruhí, A., Datry, T. & Sabo, J.L. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. **Conservation Biology**, v. 31, n. 6, p. 1459–1468, 2017. DOI: 10.1111/cobi.12906

Si, X.; Zhao, Y.; Chen, C.; Ren, P.; Zeng, D.; Wu, L.; Ding, P. Beta-diversity partitioning: methods, applications and perspectives[J]. **Biodiversity Science**, v. 25, n. 5, p. 464-480, 2017.

Siqueira, T., et al. Effects of fragmentation and heterogeneity on the beta diversity of aquatic insect metacommunities. **Ecology**, v. 93, n. 2, p. 307–314, 2012.

Wentworth, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **The journal of geology**, v.30, n 5, p. 377–392, 1922.

Yang, Z.; Liu, X.; Zhou, M.; Ail, D.; Wangl, G.; Wang, Y.; Chu, C.; Lundholm, J. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. **Scientific Reports**, v. 5, 2015. DOI: 10.1038/srep15723

Yu, C., Fan, C., Zhang, C., Zhao, X., & Gadow, K. V. Decomposing Spatial β -Diversity in the temperate forests of Northeastern China. **Ecology and Evolution**, v. 11, 2021. DOI: 10.1002/ece3.7926

APÊNDICE 1. Tabela 1. Valores brutos das variáveis ambientais coletadas nos riachos (variáveis locais), do uso da terra e espaciais (eixos da PCNM feita com as coordenadas geográficas dos pontos de coleta). Variáveis locais: Temperatura da água (°C), pH, ORP (mV), Condutividade (Ms/cm), OD (mg/L), TP (Fósforo total, ug/L), TN (Nitrogênio total, ug/L), Seixos (%), Granulos (%), Areia (%), Argila (%), Velocidade (m/s), Vazão (m³/s), Largura (cm) e Profundidade (cm); variáveis do uso da terra: área rural (%), área florestal (%) e área urbana (%); Variáveis espaciais: PCNM1 e PCNM2 (Eixos da PCNM).

Velocidade		Vazão		Largura		Profundidade		Rural			Floresta Urbana			PCNM1			PCNM2																																																																																																																																																																																																																									
Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno																																																																																																																																																																																																													
0,44	0,49	0,78	0,35	365,80	347,20	48,80	40,80	54	46	0	0	0,33	-0,03	0,46	0,92	0,31	1,02	431,60	433,30	16,60	26,10	55	45	0	-0,15	0,39	0,51	0,45	0,61	0,73	437,40	495,20	29,50	33,60	30	70	0	-0,19	-0,06	,55	0,61	0,94	1,41	415,80	366,60	42,10	62,70	37	63	0	-0,19	-0,06	0,46	0,56	0,46	0,92	520,60	522,00	21,20	33,70	62	38	0	0,33	-0,03	0,57	0,68	0,25	0,72	257,60	309,00	18,30	35,80	39	61	0	-0,11	0,45	0,53	0,48	0,72	0,38	319,00	296,00	39,70	29,90	74	26	0	0,33	-0,03	0,35	0,33	0,28	0,54	272,00	331,80	31,00	49,60	72	28	0	-0,17	0,22	0,47	0,56	0,45	0,70	381,60	436,60	29,40	32,00	70	30	0	-0,19	-0,05	0,55	0,46	0,42	0,29	304,00	310,40	25,40	21,30	79	21	0	0,32	0,15	0,36	0,85	0,31	0,43	338,80	259,60	25,50	19,30	87	13	0	-0,17	0,22	0,49	0,66	0,83	1,25	411,60	471,40	42,20	40,90	60	40	0	-0,19	-0,06	0,51	0,38	0,66	0,47	761,20	731,40	19,80	21,10	16	0	84	0,33	-0,03	0,58	0,71	0,65	0,87	601,40	522,00	21,40	24,60	09	16	75	-0,19	-0,03	0,55	0,46	0,33	0,37	625,60	552,00	9,20	14,60	81	19	0	-0,15	-0,41	0,56	0,41	1,01	1,01	638,00	766,00	29,80	37,50	30	09	61	0,33	-0,03	0,32	0,53	0,18	0,42	349,00	383,30	17,13	21,80	45	14	40	-0,19	-0,03	0,33	0,35	0,45	0,57	699,40	627,30	21,60	27,30	09	13	78	-0,11	-0,59

OD	TP		TN		Seixos		Granulos		Areia		Argila		
	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	
8,59	15,70	11,49	13,43	619,17	2800,00	6,00	0	2,00	0	92,00	100	0	0
11,58	12,94	15,28	26,83	728,74	2520,00	12,00	48,00	2,00	8,00	86,00	44,00	0	0
12,89	14,37	18,34	29,81	1431,30	2520,00	5,00	0	2,00	0	90,00	98,00	3,00	2,00
10,26	14,72	36,91	6,68	790,62	1960,00	0	0	0	0	100,00	100	0	0
8,84	10,42	37,81	40,98	1173,48	2520,00	0	0	0	0	98,00	98,00	2,00	2,00
11,01	10,85	41,77	52,90	1262,43	1680,00	60,00	56,00	4,00	6,00	36,00	38,00	0	0
9,16	13,19	20,14	428,98	583,07	5180,00	2,00	84,00	2,00	2,00	94,00	14,00	2,00	0
13,23	13,49	14,56	11,94	779,02	1680,00	2,00	4,00	4,00	2,00	94,00	86,00	0	8,00
8,95	10,63	18,70	2,21	1663,34	1400,00	0	0	0	0	100,00	100	0	0
8,89	18,37	6,09	20,13	568,89	3920,00	0	20,00	0	2,00	99,00	78,00	1,00	0
18,38	10,65	50,60	5,09	577,92	401,89	0	10,00	2,00	2,00	84,00	88,00	14,00	2,00
11,75	10,52	18,88	38,00	2042,33	1680,00	0	0	0	0	100,00	100	0	0
13,68	9,59	25,55	291,21	2364,61	3080,00	30,00	6,00	4,00	2,00	66,00	92,00	0	0
17,14	12,49	8,43	27,58	561,16	2100,00	38,00	10,00	3,00	20,00	59,00	70,00	0,	0
12,69	10,00	30,24	704,53	1227,62	4340,00	0	2,00	0	0	100,00	98,00	0	0
14,38	14,19	20,69	41,73	3428,12	3080,00	2,00	66,00	0	2,00	96,00	32,00	2,00	0
8,85	12,19	31,10	87,15	1462,24	4200,00	6,00	6,00	2,00	0	92,00	94,00	0	0
17,65	11,57	106,84	790,17	3636,95	2520,00	0	0	0	0	100,00	100	0	0

Riachos	Temperatura				pH		ORP		Condutividade			
	Verão		Inverno		Verão		Inverno		Verão		Inverno	
Rio do salto	18,78	16,44	6,70	7,92	207,33	2,00	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Formosinho	20,80	14,18	4,00	7,67	200,00	150,33	0,01	0,05	0,01	0,05	0,01	0,05
Ariranha	23,38	18,63	6,81	6,92	155,33	123,67	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Rio mouro	21,15	13,57	6,85	6,97	128,00	69,67	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02
Carreira	23,92	15,64	4,81	7,56	205,67	115,00	0,01	0,03	0,01	0,03	0,01	0,03
Córrego barro	18,93	14,43	6,54	7,78	211,67	0	0,06	0,07	0,06	0,07	0,06	0,07
Rio São José	20,39	18,72	7,39	7,77	49,67	0	0,03	0,07	0,03	0,07	0,03	0,07
Rio sem passo	20,11	13,92	7,50	7,28	51,33	66,00	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03
Rio Ligeiro	25,34	19,44	7,05	7,35	85,00	0	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Piquirizinho	20,64	14,17	7,21	7,99	127,33	25,67	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03
Rio São Domingos	20,47	17,71	6,06	7,44	231,33	109,00	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02
Córrego 52	21,17	20,16	6,63	7,09	116,00	63,33	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,04
Quati	24,44	19,42	6,96	7,34	105,00	95,33	0,06	0,09	0,06	0,09	0,06	0,09
Água Km 119	22,82	20,34	6,08	7,51	149,67	0	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03
Rio das Antas	24,98	22,54	6,50	7,12	58,67	130,33	0,22	0,33	0,22	0,33	0,22	0,33
Aroeira	21,40	18,65	6,93	7,16	33,67	135,00	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Sununu	24,71	20,58	6,09	7,44	130,33	23,67	0,04	0,07	0,04	0,07	0,04	0,07
Pinhalzinho II	23,20	22,46	5,38	7,59	130,00	81	0,01	0,19	0,01	0,19	0,01	0,19

CONCLUSÃO GERAL

Os presentes estudos reforçam a importância dos macroinvertebrados bentônicos como ferramenta essencial para o monitoramento ambiental, contribuindo significativamente para a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento da bioeconomia. O primeiro artigo apresenta o cenário global da produção científica sobre o tema, evidenciando a evolução da área e inserindo os macroinvertebrados em estratégias voltadas à bioeconomia, certificações ambientais e políticas públicas sustentáveis. Os segundo e terceiro artigos demonstram que os padrões espaciais e temporais influenciam a composição das comunidades de macroinvertebrados e que esses organismos são sensíveis às alterações ambientais, configurando-se como excelentes indicadores ecológicos.

Dessa forma, os três estudos oferecem uma contribuição relevante à ciência, ao apresentarem uma visão integrada entre ecologia e gestão ambiental. As análises em diferentes escalas espaciais e temporais, aliadas a uma perspectiva multidisciplinar, destacam o potencial dos macroinvertebrados como bioindicadores eficazes para o diagnóstico e o planejamento ambiental. Observam-se, assim, perspectivas promissoras para o avanço científico na área, como o incentivo a estudos voltados para regiões tropicais e a ampliação da integração entre ciência e políticas públicas. Em síntese, os estudos evidenciam a relevância científica, prática e social dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores e como organismos-chave para estratégias sustentáveis de uso e conservação dos recursos hídricos.