

UNIVERSIDADE DO VALE DO ITAJAÍ - UNIVALI
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CIÊNCIA E
TECNOLOGIA AMBIENTAL - PPCTA



EFEITO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
EM RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAJAÍ-MIRIM

ISABEL CRISTINA BOHN

Itajaí
2025

ISABEL CRISTINA BOHN

**EFEITO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
EM RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAJAÍ-MIRIM**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência e Tecnologia Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia e Gestão Ambiental.

Linha de Pesquisa: Estrutura e Processos em Ambientes Aquáticos.

Orientador: Prof. Dr². Joaquim Olinto Branco

Coorientadora: Profa. Dra. Vivian de Mello Cioneck

ISABEL CRISTINA BOHN

**EFEITO DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
EM RIACHOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAJAÍ-MIRIM**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do título de Doutora em
Ciência e Tecnologia Ambiental e aprovada pelo Programa de Doutorado
Acadêmico em Ciência e Tecnologia Ambiental do curso de
Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência e Tecnologia
Ambiental da Universidade do Vale do Itajaí -
Escola Politécnica.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

Prof. Dr. Marcus Polette
Coordenador do Curso de Pós-Graduação Stricto Sensu em
Ciência e Tecnologia Ambiental

Prof. Dr. Eduardo Augusto Werneck Ribeiro
Instituto Federal Catarinense - IFC - Membro Externo

Profa. Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva
Universidade de Aveiro - Membro Externo

Prof. Dr. André Silva Barreto
Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI - Membro Interno

Prof. Dr. Paulo Ricardo Schwingel
Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI - Membro Interno

Prof. Dr. Jurandir Pereira Filho
Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI - Membro Interno

Prof. Dra. Vivian de Mello Cionek
Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI - Coorientadora

Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco
Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI - Orientador

A Deus, por guiar e acompanhar minha jornada da vida.

AGRADECIMENTOS

A presente pesquisa não poderia ter sido construída sem que um renomado pesquisador acreditasse nela. Agradeço, de modo especial ao meu orientador Prof. Dr. Joaquim Olinto Branco por ter embarcado nesse desafio comigo. Para além do aceite, seu apoio nos momentos mais difíceis que enfrentei durante o processo de doutoramento foram inestimáveis. Seu profissionalismo, sua infinita paciência e seu carisma transpõem uma singular proposta educacional, você transformou um sonho em realidade! Sou grata a você, meu orientador.

Agradeço, outrossim, a minha coorientadora Profa Dra. Vivian de Mello Cionek que não mensurou horas de seu tempo para que essa pesquisa atingisse os melhores resultados.

À Profa. Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva pela amorosidade em cada mensagem, pelas imensuráveis horas de trabalho na identificação dos macroinvertebrados bentônicos e apoio em cada etapa da pesquisa.

Ao meu orientador do mestrado, Prof. Dr. Eduardo Augusto Werneck que desde 2019 acreditou e apoiou meu processo formativo acadêmico. Ganhei um grande amigo e colega de trabalho!

À colega, Tamily Roedel que apresentou o programa Doutorado Acadêmico em Ciência e Tecnologia Ambiental na Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, e direcionou o desenvolvimento dessa pesquisa ao orientador. Também, aos colegas Felipe Dalpiaz e Vinícius Soares Correa da Costa que estiveram sempre presentes nas saídas à campo e na construção desse trabalho.

À minha filha Lana, que compreendeu minha ausência por muitas horas durante essa jornada acadêmica. Às irmãs e Doutoradas: Ana Célia e Carla Silvanira, por serem minha inspiração e exemplo de conduta na continuidade do meu processo de formação e aprendizado.

As amigas, Benta Cristina e Fernanda Cristina, por todo o carinho e apoio dedicados nesses longos anos. Vocês são maravilhosas!

Aos docentes do programa, a secretária acadêmica, Isabela Germani de Oliveira Delfino e aos colegas pela convivência e conhecimentos compartilhados.

Por fim, agradeço o apoio e financiamento à pesquisa da Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES).

“Tenho uma preocupação; se eu não avisasse você, seria negligente. A profunda preocupação que sinto é mais ou menos assim! Temo pelo estudo da ecologia morfocomportamental de insetos aquáticos. Um esforço que sempre defenderei sem desculpas. Por favor, não pare de coletar insetos aquáticos de todo o país. Não os esmague, codifique e saia de férias!”

Ken Cummins (1923-2023).

Apresentação

Este trabalho tem por objetivo apresentar os resultados da pesquisa desenvolvida no âmbito do Doutorado Acadêmico do Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPCTA, iniciado no segundo semestre de 2021 na Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. A presente tese está alicerçada na linha de pesquisa “Estrutura e Processos de Ambientes Aquáticos”, na área da Ecologia. Essa, foi executada com apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), através de bolsa de estudo à pesquisadora.

O tema dessa tese surgiu durante questionamentos suscitados pela pesquisadora ao finalizar estudo realizado no mestrado. Este, diagnosticou a contaminação química e microbiológica da água ao longo do rio Itajaí-Açu, localizado na bacia hidrográfica do rio Itajaí, mas que, por ser uma análise momentânea, a lacuna de confiabilidade sobre a integridade ambiental desses locais não foi estabelecida. Nesse contexto, o estudo taxonômico e funcional das comunidades bentônicas, as quais apresentam seu ciclo de vida nesse ambiente, associada à análise física e química da água em diferentes usos da terra, poderia consubstanciar essa resposta, e ainda, ser passível de replicação para diferentes regiões geográficas.

Assim, a partir dessa lacuna de pesquisa, emergiu o projeto de tese partindo de três perguntas de pesquisa: 1. Como elaborar um delineamento amostral para compreender os efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas? 2. De que modo os impactos antrópicos afetam a estrutura taxonômica na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC)? 3. Como os impactos antrópicos afetam a estrutura funcional na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC)?. Desse modo, surge a hipótese que os diferentes usos da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC) exercem impactos antrópicos que alteram a estrutura taxonômica e funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, resultando na redução da integridade ambiental dos riachos.

A produção acadêmica no decorrer desse processo investigativo teve como eixo central a pesquisa intitulada “Efeito do uso e ocupação da terra na estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, (SC)”, e objetivou a partir da coleta e identificação das comunidades bentônicas, associada a análise da qualidade da água e técnicas de geoprocessamento, avaliar a integridade

ambiental dos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC). A presente tese foi estruturada em três capítulos que estão sucintamente subscritos para melhor compreensão.

O Capítulo I buscou delinear uma proposta de plano amostral para compreender os efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas. Neste foi realizado uma revisão integrativa de literatura para selecionar critérios relevantes para o estudo dos macroinvertebrados bentônicos. A partir dos cinco critérios selecionados na literatura mundial, adequou-se à bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim o índice de compacidade (sexto critério), tendo em vista que a região de estudo é acometida por recorrentes enxurradas. Assim, associados a ferramentas de geoprocessamento e visita *in loco*, delimitou-se, 12 riachos para a pesquisa, distribuídos em três tratamentos de uso da terra: riachos florestados, urbanos e rurais. Esse plano amostral foi publicado na forma de artigo em revista científica, assegurando a precisão da sua metodologia.

O Capítulo II verificou os efeitos do uso da terra na abundância, riqueza e diversidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC), considerando as variáveis limnológicas destes. Foram coletadas 144 amostras das comunidades bentônicas, sazonalmente, entre fevereiro de 2022 e novembro de 2023 nos 12 riachos delimitados em plano amostral (capítulo I), sendo quatro para cada uso da terra. Foram identificados 83.520 macroinvertebrados bentônicos, compondo 67 táxons. Foi possível constatar a diminuição da riqueza das espécies ao longo do gradiente do uso da terra florestado-rural-urbano e maior abundância em ambiente urbano, sem influência significativa da sazonalidade. Também, a diversidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos não tem influência apenas das variáveis ambientais, mas também da distribuição espacial entre os riachos. A proximidade entre os riachos gera similaridade na dominância de espécies. Os resultados desse capítulo foram publicados em revistas científicas, compondo dois artigos.

Por fim, o Capítulo III aborda como os impactos antrópicos influenciam na dinâmica funcional das comunidades bentônicas, posto que, a forma como os macroinvertebrados utilizam o ambiente para alimentação e/ou sobrevivência, caracteriza sua sensibilidade ou não ao determinado ambiente. Ao categorizar os 67 táxons dessas assembleias em 14 traços, para Grupo Trófico Funcional (FFG), modo de vida e dieta, identificou-se que existe diferença entre os grupos funcionais e o uso da terra, mas não há uma variação funcional significativa dos macroinvertebrados bentônicos presentes em riachos no ambiente florestado e rural. Outrossim, as variáveis ambientais não apresentaram influência significativa na composição dos índices de riqueza funcional (FRic); uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) das comunidades aquáticas. Ratifica-se que para apresentar mudança na composição funcional das

comunidades aquáticas em riachos localizados em ambientes florestado, rural e urbano, precisam estar altamente impactados. Os resultados desse capítulo foram apresentados em evento científico.

Conjuntamente, estudos paralelos foram desenvolvidos a partir dos dados identificados nessa pesquisa, sendo apresentados em dois congressos. O primeiro trabalho intitulado, “Predileção de riachos para o monitoramento da qualidade da água: um serviço ecossistêmico de provisão”, foi apresentado no Congresso Internacional Geosaúde 2022, em Lisboa. O segundo, intitulado: “Avaliação da integridade ambiental de riachos: um território em transformação”, foi apresentado no III Congresso Iberoamericano de Biegeografia 2024, na Universidade de São Paulo (USP).

As referências subscritas foram formalmente apresentadas ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPCTA, da Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI, para o cumprimento do regimento interno, conforme avaliação QUALIS – CAPES, revistas: B1; A1 e A4, respectivamente.

- Bohn Vieira, I. C.; Soares Correa da Costa, V.; Cionek, V. d. M.; Olinto Branco, J.; Werneck Ribeiro, E. A. 2022. Predileção de riachos para o monitoramento da qualidade da água: Um serviço ecossistêmico de provisão na bacia hidrográfica do rio Itajaí-Mirim (Brasil). *Finisterra*, 57(121): 95–108.
<https://doi.org/10.18055/Finis28482>
- Bohn Vieira, I. C.; Correa da Costa, V. S.; Cionek, V. d. M.; Werneck Ribeiro, E. A.; Branco, J. O. 2022. Ecologia de riachos: delineando planos amostrais para compreensão dos efeitos do uso da terra sobre comunidades aquáticas. *Gaia Scientia*, 16(4): 33–52.
<https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n4.64902>
- Bohn, I. C.; Branco, J. O.; Cionek, V. d. M.; Costa, V. S. d. C.; Silva, A. L. L. d.; Ribeiro, E. A. W. 2024. Effects of Land Use on the Community Structure of Aquatic Invertebrate in Subtropical Streams. *Diversity*, 16(8): 497.
<https://doi.org/10.3390/d1>

Resumo

Riachos são sistemas aquáticos lóticos que perfazem até 70% das redes de drenagem e proporcionam a transferência de energia ao longo do curso da água, garantindo a biodiversidade hídrica. Entretanto, devido ao pequeno porte são negligenciados e frequentemente desviados, poluídos e canalizados frente às necessidades de crescimento e ocupação da terra por atividades antrópicas, suprimindo assim a comunidade bentônica e comprometendo todo o funcionamento do ecossistema. A fim de avaliar os efeitos do uso e ocupação da terra na estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos que refletem na integridade ambiental dos riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC), a presente pesquisa buscou (i) delinear uma proposta de plano amostral para compreender os efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas; (ii) investigar os efeitos das mudanças no uso da terra na abundância, riqueza e diversidade das assembleias bentônicas; (iii) avaliar a integridade ambiental dos riachos, considerando o uso da terra e os parâmetros limnológicos, na diversidade funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, sazonalmente. Para tanto, inicialmente foi realizada uma revisão bibliográfica, utilizando as palavras-chave com destaque aos principais parâmetros de análise de paisagem e sua influência sobre a comunidade de invertebrados. Foram retidos para extração das métricas de análise de paisagem, 33 artigos em duas bases de dados. Atendendo aos seis critérios estabelecidos (hierarquia dos riachos, área da bacia hidrográfica, extensão, altitude, índice de compacidade e percentual de tratamento do uso da terra) foram selecionadas 21 sub-bacias possíveis para o estudo. Destas, determinaram-se 12 prediletas, quatro sítios para cada uso da terra, após validação em campo. A partir da escolha dos sítios amostrais, foram feitas quatro campanhas, sazonais, entre fevereiro de 2022 e novembro de 2023, com a coleta dos macroinvertebrados bentônicos, análise da água e aferição das características dos riachos. As amostras biológicas foram coletadas com amostrador Surber seguido do acondicionamento em sacos plásticos, fixados em etanol 70%. Em cada sítio foram coletadas três amostras ao longo de um trecho de 50 m em um arranjo estratificado de habitats: poções, remansos e corredeiras, no sentido jusante - montante do riacho, totalizando 144 amostras no período estudado. As variáveis limnológicas foram aferidas de forma síncrona em cada sítio e/ou transportadas para o laboratório. A fauna aquática foi cuidadosamente lavada e taxonomicamente identificada ao nível de família em estereomicroscópio. Foram calculados os índices de diversidade taxinômica: riqueza de espécies (S), abundância total (N), diversidade de espécies de Shannon-Weaver (H) e índice de dominância de Simpson (D), para cada

tratamento de uso da terra e influência das variáveis ambientais. Para a avaliação da estrutura funcional, a biota foi classificada em 14 traços funcionais, abarcando os grupos tróficos funcionais, modo de vida e alimentação; nos índices de diversidade de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional. Foram identificados 83.520 indivíduos, compondo 67 táxons. Ocorreu a diminuição da riqueza das espécies ao longo de gradiente do uso da terra gradiente florestado-rural-urbano e maior abundância em ambiente urbano, sem influência significativa da sazonalidade. Verificamos que a diversidade das espécies de macroinvertebrados bentônicos nos riachos não tem influência apenas das variáveis ambientais, mas também da distribuição espacial entre os riachos. A proximidade entre os sítios gera similaridade na dominância de espécies. Foi possível identificar que os diferentes usos da terra mantêm a presença de determinados grupos funcionais, porém a existência desses táxons não representa uma variação funcional significativa em função do uso da terra. Independentemente das condições da qualidade da água ou do uso do solo a diversidade funcional no ecossistema se mantém. Entretanto, salienta-se que essas interações podem ocorrer entre equivalentes funcionais com habilidades competitivas e necessidades de recursos quase iguais, ou mesmo, a presença de famílias consideradas sensíveis a um ambiente, terem funções semelhantes às famílias mais tolerantes. Isto posto, ratificado pela redução da riqueza taxonômica das comunidades bentônicas e qualidade da água ao longo do gradiente do uso do solo, as evidências dessa pesquisa fundamentam a tese na qual impactos antrópicos resultantes do uso e ocupação da terra levam a redução da integridade ambiental nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC). Portanto, integra-se a abordagem ecológica com métricas taxonômicas e funcionais da biota, conferindo robustez ao diagnóstico de impactos ambientais e potencial preditivo na avaliação de múltiplos estressores em ecossistemas aquáticos, especialmente considerando a natureza efêmera e dinâmica desses ambientes.

.

Abstract

Streams are lotic aquatic systems that make up 70% of drainage networks and provide energy transfer along the watercourse, guaranteeing water biodiversity. However, due to their small size, they are neglected and often diverted, polluted and channelized to meet the needs of growth and land occupation by anthropogenic activities, thus suppressing the benthic community and compromising the entire functioning of the ecosystem. In order to assess the effects of land use and occupation on the taxonomic and functional structure of the benthic macroinvertebrate community, which reflect on the environmental integrity of streams in the Itajaí-mirim river basin (SC), this research sought to (i) outline a proposed sampling plan to understand the effects of land use on aquatic communities; (ii) investigate the effects of changes in land use on the abundance, richness and diversity of benthic assemblages; (iii) evaluate the environmental integrity of streams, considering land use and limnological parameters, on the functional diversity of benthic macroinvertebrate communities, on a seasonal basis. To this end, a bibliographical review was initially carried out using key words highlighting the main landscape analysis parameters and their influence on the invertebrate community. A total of 33 articles from two databases were retained for the extraction of landscape analysis metrics. Taking into account the six criteria established: stream hierarchy, watershed area, length, altitude, compactness index and land use coverage percentage, 21 possible sub-basins were selected for the study, of which 12 favorites were determined, four sites for each land use, after validation in the field. Once the sampling sites had been chosen, four seasonal campaigns were carried out between February 2022 and November 2023 to collect benthic macroinvertebrates, analyze the water and measure the characteristics of the streams. The biological samples were collected using a Surber sampler and packed in plastic bags and fixed in 70% ethanol. At each site, three samples were collected along a 50 m stretch in a stratified arrangement of habitats: pools, backwaters and rapids, in the downstream - upstream direction of the stream, totaling 144 samples over the period studied. The limnological variables were measured synchronously at each site and/or transported to the laboratory. The aquatic fauna was carefully washed and taxonomically identified to family level using a stereomicroscope. Taxonomic diversity indices were calculated: species richness (S), total abundance (N), Shannon-Weaver species diversity (H) and Simpson's dominance index (D), for each land use treatment and influence of environmental variables. To assess the functional structure, the biota was classified into 14 functional traits, covering functional trophic groups, way of life and feeding; in the diversity

indices of functional richness (FRic), functional evenness (FEve) and functional divergence. A total of 83,520 individuals were identified, comprising 67 taxa. There was a decrease in species richness along the land use gradient forest-rural-urban gradient and greater abundance in the urban environment, with no significant influence from seasonality. We found that the diversity of benthic macroinvertebrate species in the streams is influenced not only by environmental variables, but also by the spatial distribution between the streams. The proximity between sites generates similarity in species dominance. It was also possible to identify that the different land uses maintain the presence of certain functional groups, but the existence of these taxa does not represent a significant functional variation depending on the land use. Regardless of water quality conditions or land use, functional diversity in the ecosystem is maintained. However, it should be noted that these interactions can occur between functional equivalents with almost equal competitive abilities and resource needs, or even the presence of families considered sensitive to an environment having similar functions to more tolerant families. That said, ratified by the reduction in the taxonomic richness of benthic communities and water quality along the land use gradient, the evidence from this research supports the thesis that anthropogenic impacts resulting from land use and occupation lead to a reduction in environmental integrity in the streams of the Itajaí-mirim river basin (SC). The integration of the ecological approach with taxonomic and functional metrics for the biota is therefore considered, which give robustness to the diagnosis of environmental impact and predictive potential in the assessment of multiple stressors in aquatic ecosystems, given that the environment is ephemeral and dynamic.

Lista de Figuras

Figura 1. Atributos essenciais para uma avaliação biológica de comunidades, baseado em Balbur et al. (1995).

Figura 2. Nomenclatura do uso e cobertura da terra no Brasil, baseado no Manual Técnico do Uso da Terra, IBGE (2013).

Figura 3. Localização da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, Santa Catarina.

Figura 4. Critérios utilizados para seleção de riachos considerando os efeitos que o uso da terra pode ter nas comunidades aquáticas.

Figura 5. Fluxograma bibliométrico. Critérios de elegibilidade: compreendidos entre 2011 e 2021, com definição de parâmetros de análise de paisagem e sua influência sobre invertebrados aquáticos.

Figura 6. Localização das 21 sub-bacias selecionadas na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC).

Figura 7. Delineamento do plano amostral na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Figura 8. Composição dos riachos selecionados para o estudo na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Figura 9. A bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim e os 12 sítios de amostragem na área de estudo. F1-F4 são locais de uso da terra florestados; R1-R4 rurais; U1-U4 urbanizados.

Figura 10. Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim ao longo do gradiente do uso da terra florestado-rural-urbano: (a) abundância; (b) riqueza; (c) diversidade de Shannon; (d) diversidade de Simpson. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão).

Figura 11. Variáveis ambientais que influenciam significativamente a abundância de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) fósforo total, (b) condutividade e (c) velocidade da água. As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).

Figura 12. Variáveis ambientais que influenciam a riqueza de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) condutividade, (b) nitrato, (c) profundidade, (d) pH, (e) oxigênio dissolvido e (f) pluviosidade. As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).

Figura 13. Variáveis ambientais que influenciam o índice de diversidade de Shannon na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) condutividade, (b) nitrato, (c) largura do riacho e (d) distância espacial entre riachos (MEM1). As cores representam os usos da terra (verde = florestado, laranja = rural e vermelho = urbano).

Figura 14. Variáveis ambientais que influenciam o índice de diversidade de Simpson na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) pH e (b) distância espacial entre riachos (MEM1). As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).

Figura 15. Representação gráfica mostrando previsões de respostas a características biológicas dos de macroinvertebrados bentônicos à impactos humanos. Os impactos humanos podem aumentar (↑) ou diminuir (↓) a abundância de uma categoria de característica (adaptado: Feio e Dolédec, 2012; Castro et al., 2018).

Figura 16. Localização dos sítios amostrais e respectivos usos da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Figura 17. Localização das estações meteorológicas em relação aos sítios amostrais na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Figura 18. Figura 19. Análise dos Componentes principais (PCA) baseada nos traços funcionais, modo de vida e dieta dos macroinvertebrados bentônicos dos riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).

Figura 19. Estrutura Funcional das comunidades bentônicas nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim ao longo do gradiente do uso da terra floresta-rural-urbano: (a) Riqueza Funcional; (b) Uniformidade Funcional (c) Divergência funcional. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão).

Figura 20. Associação das variáveis ambientais com o índice de Riqueza Funcional (FRic) dos macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) condutividade elétrica, (b) nitrogênio amoniacal, (c) oxigênio dissolvido e (d) fósforo total. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão).

Figura 21. Associação das variáveis ambientais com o índice de Uniformidade Funcional (FEve) dos macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) nitrato, (b) nitrogênio amoniacal e (c) temperatura. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão). Os símbolos representam os usos da terra (● = floresta; ▲ = rural; ■ = urbano).

Figura 22. Modelo de Estratégia como Prática, aplicado à Gestão Hídrica, embasado em Jarzabkowski et al. (2007).

Lista de Tabelas

Tabela 1. Tabela 1. Critérios para seleção de riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, considerando a amplitude máxima.

Tabela 2. Características dos riachos na Bacia Hidrográfica do rio Itajaí-mirim. C1: Área verde; C2: Área urbanizada; C3: Área Rural; P: Prioritário; S: Secundário; Kc: Índice de compacidade.

Tabela 3. Coordenadas geográficas e descrições dos locais de amostragem dos riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Ver figura 8 para os locais de amostragem.

Tabela 4. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos da água por uso da terra nas quatro estações do ano nos riachos do rio Itajaí-mirim.

Tabela 5. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros ambientais dos riachos do rio Itajaí-mirim por uso da terra nas quatro estações do ano.

Tabela 6. Abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nos riachos da bacia hidrográfica do Itajaí-mirim, por uso da terra.

Tabela 7. Índices de abundância, riqueza e diversidade (valores médios $\pm$ DP) para cada uso da terra, durante todo o período de amostragem.

Tabela 8. Resultado da Análise de regressão da diferença de diversidade de Shannon entre riachos de diferentes usos da terra. Considerada diferença significativa $p < 0,05$.

Tabela 9. Análise de regressão da diferença de diversidade de Simpson entre riachos de diferentes usos da terra. Considerada diferença significativa $p\text{-value} < 0,05$.

Tabela 10. Relação entre variáveis ambientais locais e abundância familiar de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa $p\text{-valor} < 0,05$. R^2 ajustado: 0,528.

Tabela 11. Relação entre variáveis ambientais locais e riqueza familiar de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa $p\text{-valor} < 0,05$. R^2 ajustado: 0,74.

Tabela 12. Relação entre variáveis ambientais locais e índice de diversidade de Shannon de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa $p\text{-valor} < 0,05$. R^2 ajustado: 0,55.

Tabela 13. Relação entre variáveis ambientais locais e índice de diversidade de Simpson de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa $p\text{-valor} < 0,05$. R^2 ajustado: 0,32.

Tabela 14. Classificação Taxonômica; Grupos de alimentação funcional (FFG) (Functional Feeding Groups), Locomoção e dieta de macroinvertebrados bentônicos encontrados em cada sítio amostral por uso da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. FFG: COGA - Coletor-catador (Gathering-collectors); COFI - Coletor-filtrador (Filtering-collectors); SHR - Fragmentador (Shredders); PRE - Predador (Predators); SCR - Raspador (Scrapers). Locomoção: CLG - (Clingers) Agarrador; CLB - (Climber) Escalador; BUR - (Burrower) Escavador; SWI - (Swimmer) nadador; SKA - (Skaters) Patinador; CRA - (Crawler) Rastejador. Dieta: CAR - Carnívoro; DET - Detritívoro; HER - Herbívoro. Uso da terra: F - Florestado; R - Rural; U - Urbano.

Tabela 15. Abundância relativa dos macroinvertebrados bentônicos e o percentual da representatividade por uso da terra (%) para os traços: Grupo trófico funcional e locomoção.

Tabela 16. Relação entre os Índices de Diversidade Funcional dos macroinvertebrados bentônicos e os diferentes usos da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Tabela 17. Correlação entre variáveis ambientais locais e índice de Diversidade Funcional (FD), Riqueza Funcional (FRic) das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa $p\text{-valor} \leq 0,05$. Cor = coeficiente de correlação.

Tabela 18. Correlação entre variáveis ambientais locais e índice Uniformidade Funcional (FEve) das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa $p\text{-valor} \leq 0,05$. Cor = coeficiente de correlação.

Lista de Quadros

Quadro 1. Características que favorecem o uso de macroinvertebrados bentônicos como indicadores da integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos (baseado em Rosenberg e Resh, 1993; Barbour et al., 1999; Bonada et al., 2006).

Quadro 2. Influência dos parâmetros de paisagem sobre a comunidade de invertebrados aquáticos.

Quadro 3. Classificação dos Grupos de Alimentação Funcional (FFG) e recursos alimentares (Cummins et al., 2005; Merritt et al., 2017). CPOM = Matéria Orgânica Particulada Grossa; FPOM = Matéria Orgânica Particulada Fina.

Quadro 4. Categorização do modo de vida (locomoção) dos macroinvertebrados bentônicos e respectiva descrição comportamental e morfológica (Merritt et al., 2017).

Quadro 5. Principais conceitos dos Índices de Diversidade Funcional e justificativas da inclusão no estudo.

SUMÁRIO

Introdução à pesquisa	20
Perguntas da pesquisa.....	26
Hipótese	26
Objetivos.....	27
Objetivo geral	27
Objetivos específicos.....	27
Capítulo I – Delineando planos amostrais para compreensão dos efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas	28
Introdução	29
Metodologia.....	30
Resultados.....	35
Discussão	43
Conclusões.....	47
Capítulo II – Avaliação da influência do ambiente local na estrutura taxonômica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos	49
Introdução	50
Metodologia.....	52
Resultados.....	57
Discussão	69
Conclusões.....	73
Capítulo III – Avaliação da integridade ambiental de riachos baseada na estrutura funcional dos macroinvertebrados bentônicos.....	75
Introdução	76
Metodologia.....	80
Resultados.....	87
Discussão	99
Conclusões.....	103
Conclusão Geral	105
Considerações Finais	109
Referências	114

Introdução à pesquisa

Recursos hídricos são indispensáveis para o crescimento da economia do território, bem como para o provimento da manutenção das atividades básicas à sobrevivência humana (Vieira e Ribeiro, 2021; Rosaneli et al., 2022). No entanto, o desenfreado uso e ocupação da terra, devido ao avanço da agricultura e das cidades nas bacias hidrográficas expõe os ecossistemas aquáticos a perturbações antropogênicas que modificam a qualidade hídrica e a dinâmica natural das comunidades biológicas (Okumura et al., 2020; Scotti et al., 2020).

Desde os primórdios, bacias hidrográficas recebem substâncias que causam poluição na água, terra e atmosfera, haja vista que, o ser humano estabeleceu-se às margens dos rios, onde desenvolveu seus aglomerados urbanos e industriais (Silva et al., 2021). Por essas serem consideradas unidades de planejamento ou unidade espacial, emergiu a preocupação com o manejo do solo e conservação das águas, com vistas a salubridade dessas regiões hidrográficas (Cerezini et al., 2017; Bohn Vieira et al., 2022a).

Assim, em 1997, buscando prover a manutenção salutar dos cursos hídricos, a Lei nº 9.433 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) no Brasil, conhecida como “Lei das Águas”. Esta, por sua vez, além de contribuir para Gestão dos Recursos Hídricos no país, incorporou participação social na gestão destes recursos, implementando contribuição de órgãos, agências, conselhos e comitês (Brasil, 1997). Esses órgãos de gestão mediam relações entre Federação, Estado e Município e abarcam em sua composição, representantes do poder público, usuários de água e sociedade civil. Seus atores articulam diálogos e formulam Planos Nacionais de Recursos Hídricos e Planos de Bacias, onde são dadas diretrizes para o planejamento das bacias hidrográficas e gestão da água, bem como seu monitoramento (Vieira e Ribeiro, 2021).

O monitoramento surgiu como instrumento de gestão estabelecido na Política Nacional de Recursos Hídricos, com vistas ao enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo usos preponderantes, assegurado pelo Artigo 8, como monitoramento periódico realizado pelo Poder Público (Brasil, 2005). Conquanto, de acordo a Resolução n. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a exigibilidade da qualidade da água deve ser determinada por seus parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, não utilizando indicadores biológicos como obrigatoriedade, sendo apenas sugerido, no inciso 3º (Artigo 8), quando apropriado (Brasil, 2005).

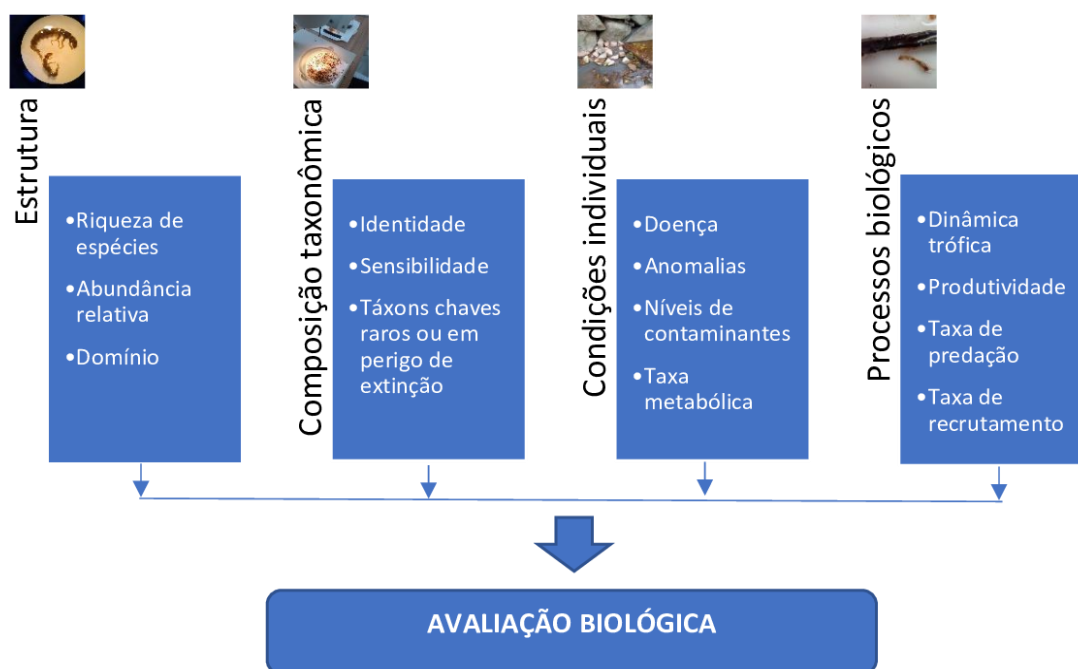
Ressalta-se tais indicadores exigidos em lei oferecem uma avaliação momentânea do ambiente, que são apropriados apenas para uso da água para fins agrícolas, domésticos e industriais, mas não para uso ecológico e recreativo (Cairns e Pratt, 1993; Silveira et al., 2005; Bohn Vieira et al., 2022a). Desde a década de 1970, pesquisadores da Europa e América do Norte (Pratt e Coler, 1976; Cairns e Pratt, 1993; Armitage, 1995) que atuavam nessa área, já questionavam metodologias tradicionais de classificação das águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas. De acordo com os autores, a avaliação da qualidade ecológica ambiental só poderia ser eficiente a partir de análise integrada aos aspectos biológicos do sistema.

Em 1981, Karr utilizou com sucesso pela primeira vez a abordagem multimétrica em pesquisa com peixes, elaborando o Índice de Integridade Biótica (IBI). O estudo de Karr (1981) demonstrou que combinações de atributos ou métricas fornecem avaliações sobre o estado dos recursos hídricos com capacidade de integrar informações em níveis individuais, populacionais, comunitários e ecossistêmicos. A avaliação multimétrica permitiu referenciar à biogeografia como indicador biológico, baseada na qualidade dos recursos hídricos (Karr et al., 1986; Plafkin et al., 1989; Karr, 1991; Kerans e Karr, 1994; Bohn et al., 2024).

Agregando a abordagem de Karr (1981), Gray (1989) afirmou que três respostas mais bem documentadas aos estressores ambientais são: (1) redução na riqueza de espécies, (2) mudanças na composição de espécies para dominância por espécies oportunistas e (3) redução no tamanho médio dos organismos. O autor ratificou a importância de incorporar muitos atributos (abordagem multimétrica) no processo de avaliação ecológica, visto que cada característica responde de maneira diferente, diferentes estressores.

Com base no conceito multimétrico, Balbur, et al. (1995), afirmaram que para uma métrica ser considerada útil ela deve ser (1) relevante para comunidade biológica em estudo e para os objetivos do programa especificado; (2) sensível aos estressores; (3) capaz de fornecer resposta que possa ser discriminada de variações naturais; (4) ambientalmente benigna para medir no ambiente aquático; e (5) economicamente viável de ser aplicada. Assim, os autores contribuíram elaborando uma estrutura organizacional para tipos de atributos que devem ser incorporados em uma avaliação biológica (figura 1).

Figura 1. Atributos essenciais para uma avaliação biológica de comunidades, baseado em Balbur et al. (1995).



A avaliação biológica é uma ferramenta para mensurar aspectos ecológicos de ecossistemas de água doce, definida como uso sistemático de respostas biológicas sensíveis às mudanças do ambiente (Buss et al., 2003; Silveira et al., 2005). O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade do ecossistema está baseado nas respostas dos organismos em relação às variações do meio que vivem, sejam essas perturbações de origem antrópica ou natural (Buss et al., 2003). Os grupos frequentemente utilizados para essa avaliação são algas, peixes e macroinvertebrados bentônicos, sendo os últimos com longo histórico como bioindicadores (Docile e Figueiró, 2013; Silva-Araújo et al., 2020). Dentre as vantagens do uso de macroinvertebrados bentônicos em uma avaliação biológica, subscreve-se o quadro 1.

Quadro 1. Características que favorecem o uso de macroinvertebrados bentônicos como indicadores da integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos (baseado em Rosenberg e Resh, 1993; Barbour et al., 1999; Bonada et al., 2006).

Característica	Vantagem
Ubiquidade (ocorrem em todos os ambientes)	Abundantes mesmo em rios de 1ª e 2ª ordem.
Elevada riqueza taxonômica	Propicia uma ampla gama de respostas.
Natureza basicamente sedentária	Facilita a análise espacial dos impactos.

Característica	Vantagem
Amplitude dos ciclos de vida	Espécies com ciclos de vida mais longos permitem acompanhar os efeitos crônicos de poluentes; espécies com ciclos de vida mais curtos reagem rapidamente à perturbação.
Métodos de amostragem simples e acessíveis	Podem ser efetuados por poucas pessoas e utilizam equipamentos de baixo custo.
Posição na cascata trófica	Fazem ligação entre produtores-detritos e consumidores finais, como peixes.
Muitas espécies comuns são sensíveis a poluentes específicos	Facilita a associação causa-efeito na análise.

Nesse contexto, o delineamento amostral para comunidades de macroinvertebrados bentônicos deve considerar a variabilidade espacial e temporal desses ecossistemas, a fim de garantir representatividade e comparabilidade entre locais (Buss et al., 2015). A seleção dos pontos de coleta geralmente contempla diferentes micro-habitats (p. ex.: corredeiras, remansos e margens) e leva em conta a influência de fatores ambientais, como cobertura ripária, substrato e intensidade do fluxo (Lafage et al., 2019). Além disso, a padronização do esforço amostral e dos métodos de coleta (p. ex.: redes de Surber, kick nets ou dragas) é essencial para reduzir vieses e permitir análises robustas sobre a composição e estrutura funcional das comunidades (Rosenberg e Resh, 1993). O delineamento adequado para essas comunidades assegura que a heterogeneidade dos habitats seja refletida nos dados, fornecendo subsídios para o monitoramento ambiental e para a avaliação dos efeitos de estressores antrópicos sobre a biodiversidade aquática (Matomela et al., 2021).

Assim, atendendo a estrutura organizacional integrada, Balbur, et al. (1995) suscitaram que para avaliar a Integridade Ambiental (IA) no ecossistema aquático é necessário realizar avaliação biológica, mensurar a qualidade física e química da água (parâmetros limnológicos) e identificar o hábitat (estrutura do habitat subaquático e uso da terra).

Considerando o uso da terra, no Brasil os primeiros trabalhos datam do final da década de 30 e perduraram até os anos de 1940 com investigação voltada para colonização e viagens de reconhecimento do território. Em meados de 1950 ainda haviam estudos sobre colonização e a partir de 1960 foi marcado o início do estudo de padrões espaciais. Então, na década de 1970 foram documentados os primeiros registros classificatórios das dinâmicas do uso da terra, utilizando sensores remotos como ferramenta. Esse foi realizado pelo projeto

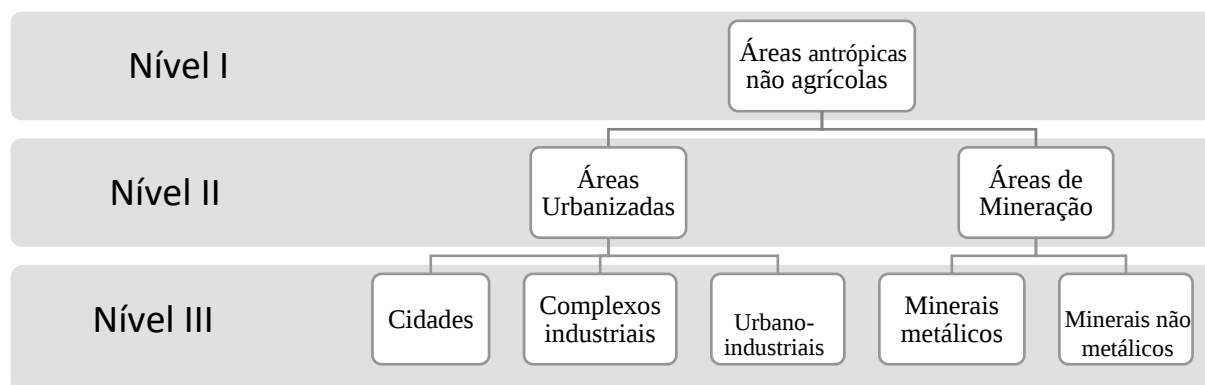
RADAMBRASIL, que em 1974 culminou para obtenção das primeiras imagens do satélite americano Landsat, recebidas em Cuiabá (MT) (IBGE, 2013).

Conquanto, o avanço tecnológico de radares, satélites e Sistema de Informação Geográfica (SIG), emergiu a necessidade de estabelecer uma nomenclatura para mapeamento ou estatísticas relacionadas ao “uso da terra” dirigidas para compilação das atividades humanas. Assim, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) elaborou o documento intitulado “Manual Técnico do Uso da Terra”. Este aborda princípios básicos norteadores para o levantamento da cobertura e do uso da terra através de um sistema de classificação concebido para categorizar diferentes usos com nomenclatura específica (IBGE, 2013).

A nomenclatura adotada no Manual Técnico do Uso da Terra (IBGE, 2013) é organizada em três níveis hierárquicos, comportando desdobramentos para níveis de maiores detalhes. O nível I (Classes), apresenta cinco categorias da cobertura terrestre do planeta. O nível II (subclasses) é composto por 12 categorias que traduzem o uso e cobertura da terra em uma escala mais regional. Já o nível III (unidades) explica o uso da terra propriamente dito, como exemplificado na figura 2.

Assim, com a padronização de nomenclatura hoje é possível utilizar ferramentas de geoprocessamento com intuito de identificar diferentes usos da terra em uma bacia hidrográfica e contribuir para sinalizar possíveis impactos ecológicos nos ecossistemas aquáticos (Vieira e Ribeiro, 2021; Bohn Vieira et al., 2022). Nesse contexto, áreas florestadas no entorno dos rios mantém a cadeia trófica, através da incorporação de material alóctone e produção de biomassa; impedem a erosão e consequente assoreamento dos cursos hídricos, bem como atuam minimizando a lixiviação de compostos químicos, advindos das áreas agricultáveis que contaminam águas e comprometem a sobrevivência da biota (Lafage et al. 2019; Yadamsuren et al. 2020).

Figura 2. Nomenclatura do uso e cobertura da terra no Brasil, baseado no Manual Técnico do Uso da Terra, (IBGE, 2013).



Ademais, mensurar parâmetros físicos e químicos da água é um fator preponderante para avaliar o sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas, as quais fornecem histórico das condições do meio (Metcalf, 1989; Armitage, 1995; Karr, 1999). Ecossistemas aquáticos estão sujeitos tanto a perturbações antrópicas como alterações sazonais, que interferem nos parâmetros limnológicos das águas (Jonsson et al., 2017; Matomela et al., 2021).

Alta pluviosidade em determinadas estações do ano pode gerar maior turbilhonamento das águas, aumentar a capacidade de depuração dos ecossistemas aquáticos e incorporar oxigênio dissolvido (OD), essencial para a sobrevivência das comunidades aquáticas (Alencar et al., 2019). Quanto maior for a quantidade de OD disponível na água, maior será sua capacidade de autodepuração, isto é, de eliminar por decomposição alguns dos contaminantes (Mendonça et al., 2020). Conquanto, esse fluxo demasiado pode aumentar a quantidade de ácidos orgânicos dissolvidos na água alterando o potencial hidrogeniônico (pH) da água, acidificando-a (Piratoba et al., 2017); lixiviar maior quantidade de compostos nitrogenados para rios, acarretando na eutrofização do ambiente (Vieira e Ribeiro, 2021); ou mesmo devido aumento do fluxo das águas, carrear parte da biota (Dodds e Smith, 2016). Portanto, perturbação por alterações sazonais é determinante da estrutura e processos de um ecossistema, visto que ambientes são dinâmicos e tem capacidade de resiliência permitindo a sobrevivência ou não da biota (Bohus et al., 2023).

Perturbações de origem antrópica, principalmente em áreas urbanizadas, com incorporação de esgotamento sanitário e/ou industrial nos cursos hídricos, diminui o pH da água

(Von Sperling, 2007), eleva sua temperatura e aumenta taxas das reações químicas e biológicas, diminuindo a solubilidade do oxigênio dissolvido (Von Sperling, 2007). A degradação do habitat aquático por baixas concentrações de OD, prejudica a respiração de invertebrados de água doce que obtêm oxigênio da água (Yadamsuren et al., 2020). Também, em áreas agrícolas a incorporação de fertilizantes na água compromete a capacidade dos sistemas manterem suas comunidades (Medeiros et al., 2021; Bohus et al., 2023). A entrada de agrotóxicos impõe restrições à sobrevivência de espécies mais frágeis, intoxicando organismos vivos e provocando bioacumulação de compostos tóxicos ao longo das cadeias alimentares (Yadamsuren et al. 2020).

Destarte, considerando que perturbações antrópicas ou sazonais podem comprometer a integridade ecológica em bacias hidrográficas e, alicerçada na metodologia para avaliação da Integridade Ambiental (IA) de ecossistemas aquáticos (Balbur et al., 1995): avaliação biológica; parâmetros limnológicos e uso da terra; a presente tese adentra a hidrologia Catarinense, com estudo alocado em riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Esta, pertence a bacia hidrográfica do rio Itajaí e drena nove municípios em seu entorno (Bohn Vieira et al., 2022b) e, concomitantemente aos demais cursos hídricos brasileiros, o rio Itajaí-mirim também é acometido com diferentes demandas hídricas. Conforme o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí (2010), a captação de água para abastecimento público e o esgotamento sanitário são as maiores demandas em detrimento às demais sub-bacias que integram a bacia hidrográfica do Itajaí (Comitê do Itajaí, 2010).

À vista disso, fundamentada na legislação brasileira de conservação dos cursos hídricos e de uso da terra; e, nas premissas da Agenda 2030, como dimensão ambiental - Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6: Água potável e saneamento e o ODS 15: Vida terrestre – a tese mostra-se contributiva na apropriação e disseminação de conhecimento sobre as condições ecológicas do território em estudo. “Assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todos; Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade” (ONU, 2015), conforme asseguram-se os ODSs, respectivamente, só poderão ser alcançados mediante pesquisas que forneçam subsídios, enquanto qualidade ambiental para potencial decisório no desenvolvimento de políticas públicas.

Este, um estudo local, todavia com modelagem passível de replicação em outras bacias hidrográficas do território nacional e/ou internacional, uma vez que a Agenda 2030 e seus respectivos ODS são premissas globais, emergentes, em defesa à vida. Justifica-se o uso do termo "bacia hidrográfica" à sub-bacia do rio Itajaí-mirim ao longo desta tese, pois ambos os termos se referem a uma área específica de drenagem que flui para um ponto central, com diferença na escala, sendo a sub-bacia uma parte menor de uma bacia maior.

Perguntas da pesquisa

À luz de respostas que conduzam evidências e reflexões sobre o território em questão, subscrevem-se as perguntas que instigaram e conduziram o desenvolvimento desta tese.

1. Como elaborar um delineamento amostral para compreender os efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas?
2. De que modo os impactos antrópicos afetam a estrutura taxonômica na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos inseridos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC)?
3. Como os impactos antrópicos afetam a estrutura funcional na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC)?

Hipótese

Os diferentes usos da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC) exercem impactos antrópicos que alteram a estrutura taxonômica e funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, resultando na redução da integridade ambiental dos riachos.

Objetivos

Objetivo geral

Avaliar os efeitos do uso e ocupação da terra na estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e na integridade ambiental dos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC).

Objetivos específicos

- a. Elaborar um delineamento amostral para compreensão dos efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas;
- b. Avaliar a influência do ambiente local na estrutura taxonômica das assembleias de macroinvertebrados bentônicos;
- c. Avaliar a integridade ambiental dos riachos na estrutura funcional dos macroinvertebrados bentônicos.

Capítulo I – Delineando planos amostrais para compreensão dos efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas

O desenvolvimento deste capítulo deu origem ao artigo publicado na Revista Gaia Scientia (2022). O mesmo pode ser encontrado na íntegra em:

- Bohn Vieira, I. C.; Correa da Costa, V. S.; Cionek, V. de M.; Werneck Ribeiro, E. A; Branco, J. O. 2022. Ecologia de riachos: delineando planos amostrais para compreensão dos efeitos do uso da terra sobre comunidades aquáticas. Gaia Scientia, 16(4): 33–52. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n4.64902>

Introdução

Riachos são sistemas aquáticos lóticos, de pequeno porte, e que realizam trocas constantes com o ambiente adjacente (Vannote et al., 1980; Jankowski et al., 2021). São sistemas que apresentam elevada heterogeneidade interna e podem variar consideravelmente dentro de uma mesma bacia hidrográfica, em razão da disposição de cachoeiras, meandros, formação natural de clareiras e aporte de matéria orgânica e inorgânica do ambiente externo (Raitif et al., 2018).

A interface com o ecossistema terrestre (vegetação ripária), proporciona a entrada de matéria orgânica (p.ex.: frutos, folhas e galhos) para o ambiente aquático, onde é processada e decomposta, provendo energia e matéria para as cadeias alimentares locais (Lafage et al., 2019). A produção de biomassa e a liberação de nutrientes mineralizados, por sua vez, subsidiam as cadeias alimentares ao longo da rede de drenagem e para a zona hiporreica (Tewari et al., 2022). Essa dinâmica de trocas com a paisagem subsidia o funcionamento ecossistêmico em riachos, proporcionando habitats adequados para a conservação da biodiversidade aquática e de outros organismos que dependem direta ou indiretamente dos riachos para sua sobrevivência (p.ex.: aves que predam peixes) (Fierro et al., 2015).

Riachos podem perfazer até 70% das redes de drenagem (Colvin et al., 2019), no entanto, em razão de seu pequeno porte, são negligenciados e frequentemente desviados, poluídos, canalizados e até mesmo soterrados frente às necessidades de crescimento e ocupação da paisagem por atividades antrópicas (Gouveia e Selva, 2021). A remoção de vegetação nativa para dar espaço à agricultura, pastagens e urbanização promove a fragilização do solo, erosão e assoreamento dos riachos (Fugère et al., 2016). A lixiviação de fertilizantes, de nutrientes do metabolismo de animais cultivados e de esgotos domésticos não tratados favorece o crescimento de algas, promovendo a eutrofização (Dodds e Smith, 2016). A entrada de agrotóxicos e de efluentes industriais impõe restrições à sobrevivência de espécies mais frágeis, intoxicando os organismos vivos e provocando a bioacumulação de compostos tóxicos ao longo das cadeias alimentares (Yadamsuren et al., 2020).

Em ambientes urbanizados, o aumento da área impermeável na bacia impõe aumento do escoamento superficial e promove picos de vazão nos riachos que deslocam organismos e recursos para fora dos riachos (Matomela et al., 2021). Tais alterações reduzem a heterogeneidade ambiental local, reduzem a biodiversidade e alteram sobremaneira o equilíbrio

e funcionamento de riachos e da biodiversidade que depende destes ecossistemas (Scotti et al., 2020).

Dentre as comunidades biológicas que habitam riachos, destaca-se os macroinvertebrados bentônicos, que detém altíssima diversidade taxonômica, funcional e filogenética (Yadamsuren et al., 2020). Invertebrados bentônicos regulam a produção primária através do consumo de algas e, promovem a filtragem de nutrientes solubilizados na água, fragmentam e processam matéria orgânica advinda da vegetação ripária (Silva-Araújo et al., 2020) e, através da produção de biomassa, subsidiam as cadeias alimentares aquáticas (O'Mara et al., 2022).

No entanto, a estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos varia entre riachos e ao longo do gradiente longitudinal dos riachos até alcançarem os rios de maior porte, em função da disponibilidade de habitats e recursos alimentares (Baumgartner e Robinson, 2017). As alterações antrópicas adicionam mais um fator de variação ambiental que interfere na sobrevivência e manutenção da biodiversidade deste grupo (Yadamsuren et al., 2020). A heterogeneidade ambiental de riachos impõe dificuldades em estudar e entender padrões de respostas das assembleias de invertebrados bentônicos frente às alterações de uso da terra.

Neste contexto, buscou-se elaborar um delineamento amostral para compreensão dos efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas, procurando (i) elencar quais os principais parâmetros de paisagem são utilizados na literatura, e como influenciam as respostas de invertebrados bentônicos em riachos, e (ii) aplicar os critérios de paisagem mais adequados para escolha de unidades amostrais (riachos) na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Metodologia

Parâmetros da paisagem que influenciam os macroinvertebrados bentônicos em riachos

Com o objetivo de sumarizar a importância e aplicabilidade de critérios de paisagem para pautar a escolha de unidades amostrais foi realizada uma revisão integrativa de literatura, conduzida através da busca por artigos científicos de janeiro de 2011 a dezembro de 2021. A delimitação deste período é pautada na compreensão de que os avanços do uso de métricas e parâmetros que descrevem a paisagem ecológica têm sido maiores nas últimas décadas. Para a busca foram utilizadas as bases de dados *Web of Science* e *Scopus*, com a combinação das

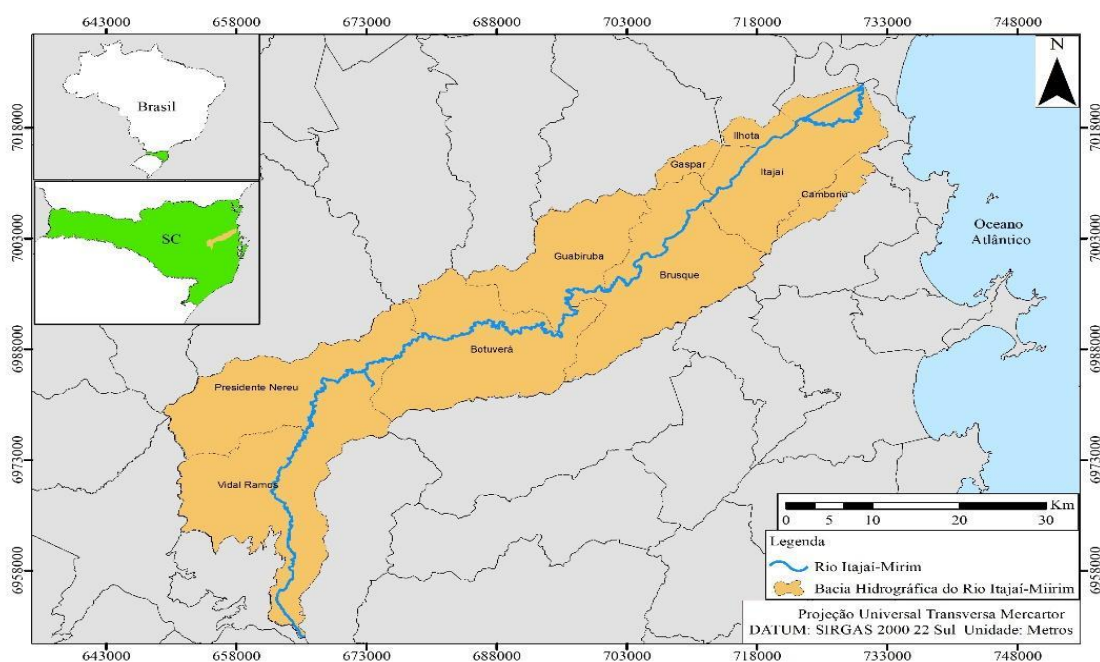
seguintes palavras-chave, em inglês: “*Land use*”, “*Aquatic Invertebrate*” e “*Stream*”, para os campos título e resumos.

A escolha dos artigos obedeceu aos seguintes critérios de inclusão: artigos publicados entre os anos 2011 a 2021, que descrevessem claramente os parâmetros de paisagem utilizados, bem como a expectativa de influência sobre as comunidades de invertebrados, e disponibilizados na íntegra de forma gratuita.

Como escolher unidades amostrais para estudos em riachos, um estudo de caso

Considerando o objetivo de compreender os efeitos que o uso da terra (p. ex.: floresta, agricultura e urbano) exerce sobre a estrutura de comunidade (p. ex.: diversidade e abundância) de invertebrados bentônicos, torna-se necessária a seleção de riachos representativos de seus respectivos usos. A aplicação do método, após a compreensão da aplicabilidade de critérios de paisagem, foi realizada na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, Santa Catarina. Esta, pertence a bacia hidrográfica do rio Itajaí e aporta hidricamente em seu território nove municípios. Concomitantemente aos demais cursos hídricos, o rio Itajaí-mirim também é acometido com diferentes demandas hídricas influenciadas pela antropização que acabam por comprometer a ecologia de seus riachos (figura 3) (Comitê do Itajaí, 2010).

Figura 3. Localização da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, Santa Catarina.



Os riachos que integram a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim drenam por regiões e sub-bacias com tipos de uso da terra distintos. Nas regiões mais baixas e mais próximas ao rio, destacam-se os usos urbanos, cultivo de arroz e pastagens. Nas áreas mais íngremes, onde há predominância de morros, ainda prevalece a floresta preservada (primária e secundária). A região encontra-se nos domínios da Mata Atlântica (Ab’Sáber, 2012), com clima do tipo temperado úmido com verão quente, sem estação seca (Cfa) na classificação de Köppen-Geiger. A precipitação anual varia de 1.600 mm a 1.800 mm, com chuvas mais intensas no verão (Wolf, 2021) com ocorrências históricas de enchentes nas áreas mais próximas às cidades (Homechin e Beaumord, 2007). Portanto, os riachos de cada grupo (unidades amostrais) precisam ser mais parecidos entre si, definindo-se assim, seis critérios para a seleção neste estudo de caso (Finlay, 2011; Schmera et al., 2012; Yoshimura, 2012; Salvarrey et al., 2014; Fugère et al., 2016; Hunt et al., 2017; Jonsson et al., 2017; Raitif et al., 2018; Burdon et al., 2019; Scotti et al., 2020; Matomela et al., 2021) (figura 4).

Figura 4. Critérios utilizados para seleção de riachos considerando os efeitos que o uso da terra pode ter nas comunidades aquáticas.



O primeiro critério diz respeito à ordem do riacho. De acordo com a Teoria do Contínuo Fluvial (Vannote et al., 1980), riachos de 1ª e 2ª ordem representam o início das drenagens, com canais mais rasos e estreitos, e naturalmente sombreados pela vegetação ripária. Nestes ecossistemas, onde há grande entrada de material alóctone (p.ex.: folhas, galhos, frutos e insetos), há também grande atuação dos invertebrados bentônicos, que contribuem com a quebra da matéria orgânica e disponibilização de nutrientes para a rede de drenagem. Portanto, limitar a escolha desses ecossistemas permite uma comparação mais adequada entre unidades amostrais, uma vez que se espera que possuam comunidades de invertebrados mais similares entre si.

O segundo e terceiro critérios consideram a área da bacia e a extensão dos riachos. Bacias maiores e riachos mais extensos tendem a receber maior escoamento superficial e maior área de influência do uso da terra sobre o sistema aquático. No caso da bacia do rio Itajaí-mirim, existem riachos de 1ª e 2ª ordem com áreas de bacia variando de 0,3 – 3,77 km² e extensão de 1,5 – 3.350 metros, muito distintos entre si, o que justifica o cuidado em selecionar unidades amostrais de área de drenagem e extensão mais similares dentro do mesmo tratamento (Salvarrey et al., 2014; Baumgartner e Robinson, 2017).

O quarto critério compreende a altitude, tendo em vista que as diferenciações deste na bacia hidrográfica podem atuar como barreira natural, sendo impeditivo na mobilidade das comunidades aquáticas, tendendo assim, a diminuição gradual da riqueza de espécies com o aumento da altitude do local do riacho. Uma característica peculiar dessa bacia, são as cheias frequentes, que em ambientes mais urbanizados acabam provocando inundações. O pico de vazão e homogeneização do ambiente durante a inundação tende a reduzir a heterogeneidade do habitat, e carrear organismos rio abaixo, incorrendo em alterações do funcionamento dos riachos em curto e médio prazo, e podendo causar alterações das respostas biológicas dentro dos grupos de uso da terra. Portanto, o quinto critério buscou avaliar o índice de compacidade (Kc) ou índice de Gravélius (1914), escolhendo riachos com índices baixos ou médios.

Por fim, o sexto critério diz respeito à proporção de uso da terra, nas categorias: área verde, área rural e área urbanizada, em cada uma das bacias hidrográficas dos riachos selecionados. Para que sejam representativos de cada uso, os riachos devem apresentar > 50% de predomínio do uso que representam. Para quantificar a obtenção dos critérios, foi utilizado ferramentas de geoprocessamento através do software Arcgis 10.8 (Licença obtida pela Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI), com imagem base do Google Earth Pro, datado

em 20/03/2020. Os arquivos vetoriais do rio Itajaí-mirim e da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, foram obtidos do Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Itajaí (SDE, 2022). Já, para a delimitação das sub-bacias hidrográficas, foi utilizado um Modelo Digital de Elevação, sensor ALOS-PALSAR, com resolução de 12,5 metros (NASA Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center - ASF DAAC).

Delimitou-se um ponto de exutório, onde foi realizada a delimitação da bacia hidrográfica para calcular as áreas de cada sub-bacia hidrográfica de interesse. Após a delimitação da área das sub-bacias foi efetuada a ordenação da rede de fluxo, estabelecendo como critério a hierarquia de classificação pelo método proposto por Strahler (1957), em riachos de primeira e segunda ordem. Sequencialmente delimitou-se os parâmetros de extensão do riacho e altitude, para finalmente classificar o uso da terra das sub-bacias. Foram fixados três tratamentos com base no uso da terra das sub-bacias referidas: (C1) área verde – mata ciliar, área florestal e campestre, remanescentes de floresta; (C2) área urbanizada– área asfaltada, residencial e industrial; e (C3) área rural – pastagens, culturas temporárias e permanentes, silvicultura e construções dentro das propriedades; conforme o “Manual técnico do uso da terra” do IBGE (IBGE, 2013). O índice de compacidade (K_c) foi calculado com base na equação:

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

onde, K_c = índice de compacidade, P = perímetro da bacia e A = área da bacia. Bacias hidrográficas com $1,00 < K_c < 1,25$ apresentam alta propensão a grandes enchentes; bacias com $1,25 < K_c < 1,50$ apresentam tendências médias a grandes enchentes, enquanto $K_c > 1,50$ ocorre em bacias não sujeitas a grandes enchentes (Benyahia e Dridi, 2017). Concluída a obtenção de dados através do geoprocessamento, a seleção dos riachos foi realizada seguindo a ordem dos critérios para o mesmo tratamento: (i) hierarquia do riacho, (ii) área da bacia, (iii) extensão do riacho; (iv) altitude; (v) índice de compacidade e (vi) proporção de usos do solo (área verde, rural e urbanizada) (tabela 1).

Com o objetivo de selecionar 12 riachos (unidades amostrais) para compor o estudo, no qual quatro riachos representassem a drenagem em cada uma das três categorias de uso da terra, foram definidos 21 riachos potenciais para serem visitados em campo. Os riachos foram ranqueados em ordem de prioridade (prioritários e secundários), respeitando uma amplitude

máxima de variação de cada critério de seleção. Essa etapa foi realizada pois, embora os riachos mais parecidos entre si sejam os ideais, nem sempre é possível acessá-los em campo. Há restrições logísticas e físicas de acesso, tais como cercas, porteiras de propriedades privadas, margens de acesso excessivamente íngremes e presença de animais, que não podem ser avaliadas através das imagens de satélite.

Tabela 1. Critérios para seleção de riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, considerando a amplitude máxima.

Critério	Amplitude de variação
Hierarquia do riacho	1ª e 2ª ordem
Área da bacia	Área verde – Mínimo: 2,01 km ² ; Máximo: 2,76 km ² Área rural – Mínimo: 0,79 km ² ; Máximo: 1,57 km ² Área urbanizada – Mínimo: 0,30 km ² ; Máximo: 1,92 km ²
Extensão do riacho	Área verde – 1,68 a 3,35 km Área rural – 1,77 a 2,73 km Área urbanizada – 1,50 a 2,80 km
Altitude	Área verde – Mínimo: 1.386,0 m; Máximo: 2.331,30 m Área rural – Mínimo: 1.526,78 m; Máximo: 2.326,42 m Área urbanizada – Mínimo: 1.500,81 m; Máximo: 2.123,81 m
Índice de compacidade	1,25–1,50: Bacia com tendência mediana a grandes enchentes Maior que 1,50: Bacia não sujeita a grandes enchentes
Uso da terra	Área verde – 72% a 100% Área rural – 35% a 71% Área urbanizada – 38% a 56%

Amostragem de macroinvertebrados bentônicos em riachos

A amostragem de macroinvertebrados bentônicos definida nesse estudo foi conduzida por meio do amostrador do tipo Surber (área de 900 cm²; malha de 250 µm), equipamento amplamente utilizado em ambientes lóticos de pequeno porte (Rosenberg & Resh, 1993;

Merritt, Cummins & Berg, 2008). O dispositivo foi posicionado contra a corrente no substrato e o material contido no quadrante foi removido manualmente. Em seguida, as amostras foram transferidas para sacos plásticos, devidamente identificados com etiquetas impermeáveis, contendo informações sobre ponto de coleta, réplica e data. Para preservação inicial, o material foi fixado em álcool etílico a 70. Foram obtidas, três réplicas por tipo de substrato, quando disponível (folhiço em correnteza, folhiço em remanso, pedras e sedimento não consolidado), garantindo a representatividade amostral (Cummins, Merritt & Andrade, 2005).

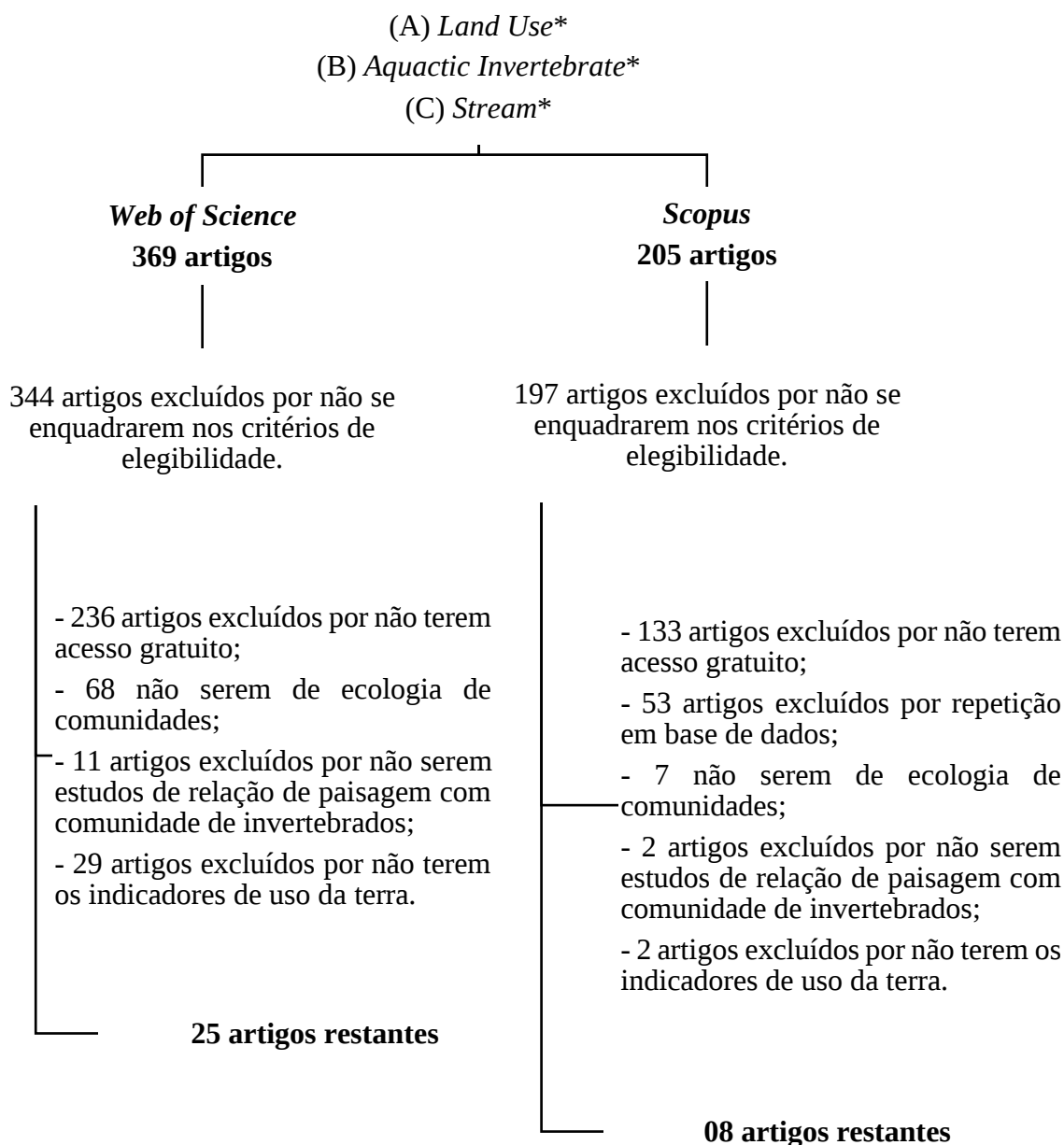
No laboratório, as amostras foram submetidas ao processo de lavagem, etapa destinada à remoção de partículas grosseiras (folhas inteiras, galhos e pedras) e à concentração da fração particulada onde se encontram os organismos. Utilizou-se um sistema de peneiramento duplo, composto por duas peneiras metálicas acopladas (25 cm de diâmetro × 10 cm de altura): a superior, com malha de 1–2 mm, para retenção do material mais volumoso, e a inferior, com malha de 250 µm, equivalente à do coletor Surber. O material foi lavado cuidadosamente sob água corrente, minimizando-se o risco de quebra ou perda dos organismos. O conteúdo retido na peneira inferior foi recolhido e armazenado em recipientes de vidro, permanecendo conservado em álcool etílico a 70%.

Resultados

Parâmetros da paisagem que influenciam os invertebrados bentônicos

Foram encontrados 369 artigos na base *Web of Science* e 205 artigos na base *Scopus*. Após o processo de seleção (figura 5), foram retidos para extração das métricas de análise de paisagem, 25 e 8 artigos, respectivamente.

Figura 5. Fluxograma bibliométrico. Critérios de elegibilidade: compreendidos entre 2011 e 2021, com definição de parâmetros de análise de paisagem e sua influência sobre invertebrados aquáticos.



A partir da leitura na íntegra dos artigos científicos selecionados, verificou-se que a influência da paisagem na comunidade de invertebrados aquáticos em riachos pode ser compreendida sob diversas formas, que devem ser utilizadas de maneira complementar. Variações de área preservadas às margens dos riachos aliada a características topográficas e de uso antropogênico atuam de maneira sinérgica sobre os ecossistemas e nas comunidades aquáticas (quadro 2).

Quadro 2. Influência dos parâmetros de paisagem sobre a comunidade de invertebrados aquáticos.

Parâmetro de Paisagem		Influência sobre a comunidade de invertebrados aquáticos em riachos
Buffer (10 - 30 metros)		Valle et al. (2013); Yadamsuren et al. (2020) e Silva-Araújo et al. (2020), sinalizam que a faixa de mata ciliar preservada presente às margens dos riachos necessitam de extensão superior à 30 metros para expressarem maior riqueza da comunidade de macroinvertebrados.
Buffer (30 - 150 metros)		Valle et al. (2013) e Lafage et al. (2019), apontaram que faixas ripárias superiores à 60 metros de largura nas margens do riacho podem contribuir para aumentar a diversidade de macroinvertebrados.
Buffer (200 - 500 metros)		O'Mara et al. (2022), demonstrou que a diversidade de invertebrados foi mais representativa na largura da floresta entre 100 a 300 metros em detrimento a buffer de metragem inferior.
% uso da terra	Urbano	Finlay (2011); Herringshaw et al. (2011) e Scotti et al. (2020), mostraram que a abundância e a diversidade de invertebrados, incluindo variáveis usadas para avaliar a condição ecológica podem gerar impactos negativos sobre as comunidades aquáticas, mesmo sendo o uso da terra urbano de baixa intensidade.
	Rural	Fugère et al. (2016); Hunt et al. (2017); Raitif et al. (2018); Burdon et al. (2019) e Matomela et al. (2021), afirmaram que a proporção de terras agrícolas em uma bacia hidrográfica está frequentemente associada a diminuição de táxons sensíveis à poluição por defensivos agrícolas, afetado negativamente a biodiversidade de córregos e aumentando a dominância de táxons tolerantes.
	Florestado	Yoshimura (2012); Jonsson et al. (2017) e Silva-Araújo et al. (2020), sugerem que o uso da terra florestal, impacta a biodiversidade das cabeceiras dos riachos, indicando que a maior diversidade de macroinvertebrados pode ser encontrada em bacias contendo uma alta proporção de floresta.
	Vegetação Ripária	Hepp et al. (2016); Hunt et al. (2017) e O'Mara et al. (2022), indicaram que a diversidade de invertebrados é superior com a presença da cobertura de árvores na zona ripária, sendo a vegetação ciliar um importante fator ambiental na composição dos invertebrados.
Perímetro: área de captação		Yoshimura (2012); Jonsson et al. (2017), inferiram a avaliação da captação como variável preditora na escala de alcance explicam uma maior quantidade das métricas de macroinvertebrados.

Parâmetro de Paisagem	Influência sobre a comunidade de invertebrados aquáticos em riachos
População humana	Yoshimura (2012); Lafage et al. (2019) e Dusabe et al. (2019), designam que a proporção de invertebrados aquáticos varia de acordo com a população humana presente na bacia hidrográfica. E, estas densamente povoadas ou superpovoadas revelam uma piora na qualidade de água afetando diretamente a diversidade e riqueza de macroinvertebrados.
Altitude	Salvarrey et al. (2014) e Jonsson et al. (2017), sinalizam que as diferenças de altitude nas bacias hidrográficas refletem na diversidade regional aquática, no que diz respeito aos gradientes ambientais da paisagem, como a transição do Planalto para a Depressão, pois altera a hidrologia influenciando os táxons que vivem em diferentes latitudes e elevações.
Altura de vegetação	Valle et al. (2013) e Jonsson et al. (2017), demonstraram que a fauna de macroinvertebrados foi afetada para trechos com florestas em estágio inicial, sendo a proporção de florestas mais jovens uma variável preditora forte e relacionada com as medidas de diversidade de macroinvertebrados, enquanto a floresta antiga (101–300 anos) foi negativamente relacionada tanto à riqueza quanto diversidade taxonômica.
Área de Bacia	Schmera et al. (2012), denotaram que o tamanho da bacia hidrográfica influencia significativamente a riqueza funcional de invertebrados de riachos. Também, Finlay (2011) verificou que aumentou a produção anual de macroinvertebrados com o aumento da disponibilidade de recursos para teias alimentares fluviais com tamanho de bacia hidrográfica.

Para além das influências sobresscritas, numericamente os critérios mais representativos na literatura para estudo de comunidades aquáticas em riachos foram: os usos da terra; composição de buffer até 50 metros; área da bacia e população humana na mesma. Os demais critérios foram menos representativos. Cabe ressaltar que, dos 33 artigos analisados, os autores elegeram mais de um critério de estudo.

Como escolher unidades amostrais para estudos em riachos, um estudo de caso

Os riachos selecionados na bacia do rio Itajaí-mirim, considerando os seis critérios estabelecidos, apresentaram variação de área da bacia, extensão e altitude, respectivamente: $2,63 \pm 0,54$; $2,78 \pm 0,51$; $1.919 \pm 321,03$, para riachos florestados - $1,2 \pm 0,32$; $2,08 \pm 0,35$;

1.945,10 $\pm$ 284,56, para riachos rurais – e, 1,11 $\pm$ 0,58; 1,98 $\pm$ 0,39; 1.848 $\pm$ 224,62 para riachos urbanos. Nenhum dos riachos são propensos a inundações de grande magnitude ou periódicas. A escolha dos riachos nas categorias do uso da terra assumiu como critério que o tipo preponderante de uso deveria ocorrer em mais de 50% da área das sub-bacias. Exceções precisaram ser feitas em dois riachos rurais e um urbano, em razão de questões logísticas e de disponibilidade de pontos amostrais. Nestes casos, o uso da terra nas imediações dos riachos refletia o uso para qual foram categorizados (tabela 2).

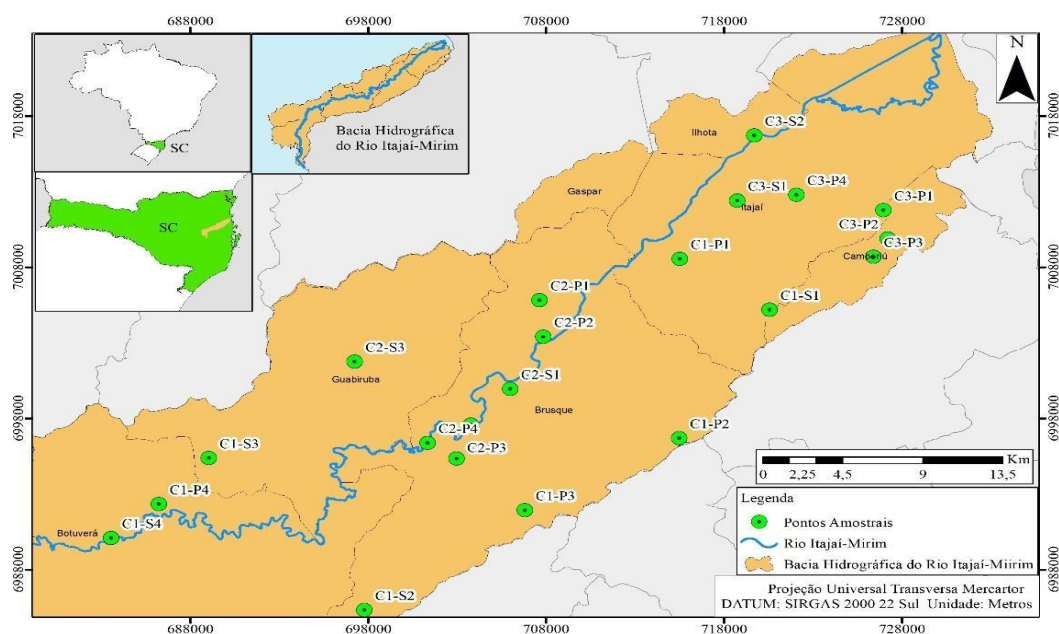
Tabela 2. Características dos riachos na Bacia Hidrográfica do rio Itajaí-mirim. C1: Área verde; C2: Área urbanizada; C3: Área Rural; P: Prioritário; S: Secundário; Kc: índice de compacidade.

Tratamento	Ponto amostral	Situação	Área (Km ²)	Extensão do riacho (Km)	Altitude (m)	Kc	Percentual do uso da terra
Área verde	C1 – P1	Prioritário	3,77	2,98	2.331,30	1,20	99,17
	C1 – P2	Prioritário	2,83	2,81	2.097,87	1,53	93,30
	C1 – P3	Prioritário	2,57	2,99	2.141,67	1,43	99,10
	C1 – P4	Prioritário	2,12	3,35	2.201,00	1,34	100,00
	C1 – S1	Secundário	2,76	2,59	1.749,53	1,30	72,40
	C1 – S2	Secundário	2,47	2,62	1.737,23	1,27	99,62
	C1 – S3	Secundário	2,52	3,23	1.386,00	1,38	100,00
	C1 – S4	Secundário	2,01	1,68	1.708,00	1,30	100,00
Área urbanizada	C2 – P1	Prioritário	1,61	1,99	2.006,04	1,45	38,40
	C2 – P2	Prioritário	0,59	1,75	1.825,00	1,76	55,99
	C2 – P3	Prioritário	1,92	2,10	2.123,31	1,40	46,53
	C2 – P4	Prioritário	0,82	2,00	2.055,81	1,85	53,30
	C2 – S1	Secundário	0,30	1,50	1.500,81	1,75	66,61
	C2 – S2	Secundário	1,74	2,80	1.744,46	1,70	54,77
	C2 – S3	Secundário	0,81	1,67	1.683,71	1,81	34,98

Tratamento	Ponto amostral	Situação	Área (Km ²)	Extensão do riacho (Km)	Altitude (m)	Kc	Percentual do uso da terra
Área rural	C3 – P1	Prioritário	1,04	2,31	2.326,42	1,66	62,16
	C3 – P2	Prioritário	1,57	2,04	1.526,78	1,31	28,24
	C3 – P3	Prioritário	1,50	2,05	1.783,31	1,41	80,95
	C3 – P4	Prioritário	0,93	1,82	1.844,22	1,64	70,17
	C3 – S1	Secundário	0,79	1,77	2.135,00	1,34	38,18
	C3 – S2	Secundário	1,40	2,73	2.055,00	1,44	35,15

As sub-bacias dos riachos urbanos e rurais apresentaram maior proximidade entre si, em razão da agregação dos tipos de uso da terra. Já os riachos florestados apresentaram maior espacialização na bacia, pois ainda há áreas de morros suficientemente preservadas na região (figura 6).

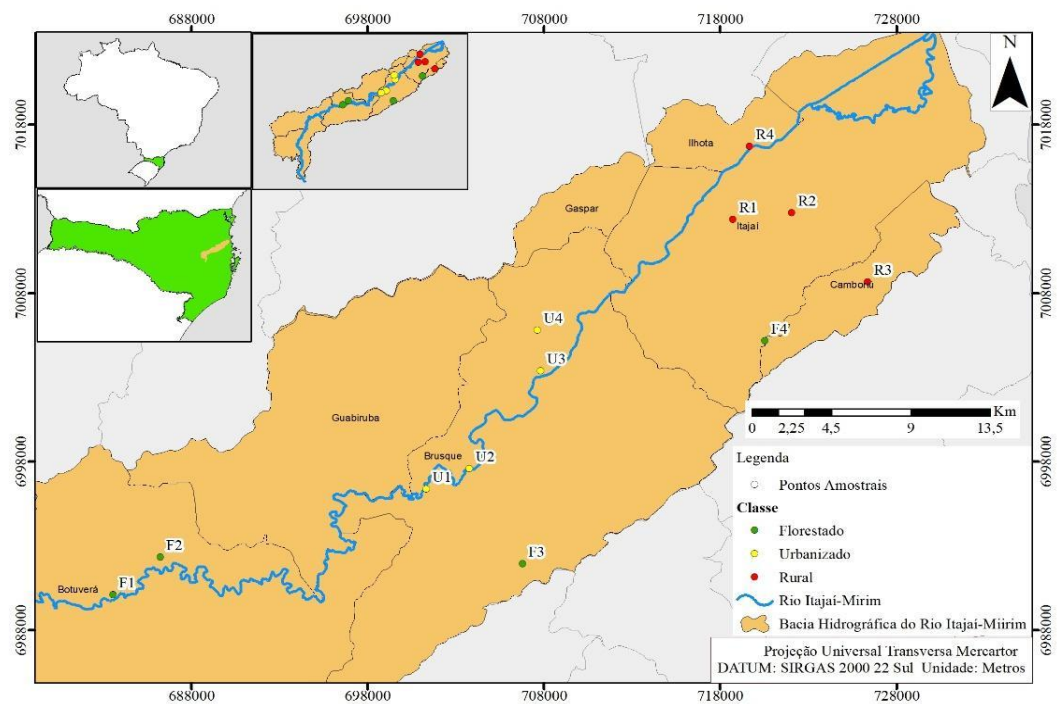
Figura 6. Localização das 21 sub-bacias selecionadas na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC).



Compondo a atividade de campo, realizada nos dias 10 e 11 de novembro de 2021, obteve-se um novo panorama para o plano amostral (figura 7). Tendo em vista que, o acesso aos riachos ou mesmo a inexistência destes são condições essenciais para o estudo, algumas

sub-bacias foram reconsideradas para a predileção. Dentre os riachos visitados (figura 6) como pontos amostrais preteridos, C1-P1 não apresentava floresta preservada, com processo de desmatamento recente para a criação de loteamento; C1-P2 estava secando, restando apenas pequenas poças com água turva; C1-S2 e C1-S3 apresentaram restrições severas de acesso, mata adentro; C2-P3 foi canalizado para a construção de moradias; C2-S1, foi cimentado; C2-S3, que deveria representar o grupo urbano, apresentava as margens bem preservadas; C3-P1 foi soterrado para passagem de rede elétrica e a pequena fração disponível para acesso estava com as margens comprometidas e, por fim; C3-P2, teve o canal alterado pelo proprietário da área, tornando-o profundo e com queda d'água (dique), inviável para o tratamento de área rural.

Figura 7. Delineamento do plano amostral na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.



Considerando as desconformidades percorridas, foram selecionados como plano amostral para compreensão dos efeitos de uso da terra sobre comunidades aquáticas os pontos: C1-S4 (F1), C1-P4 (F2), C1-P3 (F3) e C1-S1(F4) para área florestada; C2-P4 (U1), C2-S2 (U2), C2-P2 (U3) e C2-P1(U4) como área urbanizada; C3-S1 (R1), C3-P4 (R2), C3-P3 (R3) e C3-S2 (R4) para área rural, os quais atenderam as duas etapas metodológicas da pesquisa.

Assim sendo, o estudo do delineamento amostral abrangeu 12 sub-bacias, sendo quatro riachos para cada tratamento, distribuídas em cinco municípios na bacia hidrográfica do rio

Itajaí-mirim (figura 7). Isto posto, das 12 unidades amostrais selecionadas, os riachos florestados apresentaram características locais muito similares entre si, enquanto os riachos rurais e urbanos apresentaram maior variabilidade dentro do grupo devido às influências antrópicas nesses ambientes (figura 8).

Figura 8. Composição dos riachos selecionados para o estudo na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.



Discussão

Delinear planos amostrais a fim de compreender os efeitos do uso da terra sobre as comunidades aquáticas, assumindo a escolha dos critérios e amostragem adequados, depende dos objetivos propostos de cada pesquisa e das características inerentes à bacia hidrográfica estudada. Para elucidar a influência da paisagem sobre a biodiversidade, torna-se fundamental compreender os mecanismos pelos quais critérios de seleção de riachos — como, hierarquia dos riachos, área da bacia hidrográfica, extensão do riacho, altitude, índice de compactidade e percentual de tratamento do uso da terra — afetam a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

De acordo com Batista et al. (2022), em estudo de bioindicação de macroinvertebrados aquáticos no Pantanal, variáveis limnológicas como: temperatura, pH e oxigênio dissolvido são influenciadas pelos diferentes usos da terra. Os autores afirmam que alterações desses indicadores geram diminuição na abundância e densidade de espécies, bem como maiores concentrações de nutrientes diminuem a qualidade ambiental (Batista et al., 2022). Nesse ensejo, Agra et al., (2015), reiteram que a expansão urbana afeta negativamente a conservação do ecossistema aquático, emergindo a necessidade de recuperação da qualidade ambiental para a manutenção das espécies locais. Por suposto, Silva-Araújo et al. (2020) corroboram com os autores supracitados em relação a perda de diversidade de espécies aquáticas devido ao comprometimento da qualidade ambiental e alegam que a ausência de informações sobre padrões ambientais e ecológicos em riachos tem sido um dos principais limitantes ao diagnóstico ambiental e aos planos de restauração fluvial. Ainda, os autores explanam que o número de variáveis ambientais na escala de sub-bacia e coluna d'água são significativamente diferentes entre riachos. Portanto, sugerem a caracterização de variáveis físicas, químicas e biológicas em riachos para compreender a influência da paisagem sobre a presença ou ausência de comunidades aquáticas em sub-bacias (Agra et al., 2015).

A forma com que o ser humano usa e ocupa o solo é diretamente associada à qualidade da água em seus cursos (Vieira e Ribeiro, 2022). Áreas antropizadas exercem uma pressão intensa sobre as áreas de preservação. De acordo com Lisboa et al., (2022) o manejo inadequado desconsidera as limitações dos recursos naturais e resulta em danos aos ecossistemas, bem como os conflitos sociopolíticos influenciam no padrão de alteração da paisagem por onde passam os

cursos hídricos. Ainda, os autores reiteram que essas modificações influenciam na diversidade faunística, florística e na qualidade do rio (Lisboa et al., 2022).

Nesse ensejo, Lafage et al., (2019) sinalizam sobre a importância das faixas de vegetação natural nas imediações dos riachos (buffers), que pode ser compreendida de acordo com a sua extensão. De acordo com os autores, os buffers de até 50m de largura com vegetação preservada, fornecem matéria orgânica como folhas, frutos, galhos, diretamente para o ambiente aquático e também através do carreamento lateral por ação do vento ou da chuva (Lafage et al., 2019). Valle et al. (2013), sugerem que essa matéria orgânica pode ser utilizada como fonte direta de recurso alimentar e substrato para fixação para diferentes comunidades aquáticas. Assomado a esses fatores, Palt et al. (2022), indicam que a proximidade da vegetação também regula a incidência solar, tamponando a temperatura da água e a produtividade primária, regulando assim a disponibilidade alimentar para as comunidades aquáticas.

Em estudo dos efeitos do desmatamento ciliar na comunidade de invertebrados bentônicos em riachos da Mata Atlântica, Silva-Araújo et al. (2020) sugerem que buffers mais largos, de 50 até 200 m de extensão, os processos ecossistêmicos se desenvolvem em maiores escalas. De acordo com os autores, a vegetação preservada passa a refletir na retenção de partículas de solo, filtração de nutrientes e potenciais poluentes, ciclagem biogeoquímica, recarga de aquíferos e manutenção de uma matriz de paisagem adequada para a dispersão das fases adultas de muitas espécies de macroinvertebrados (Silva-Araújo et al., 2020).

Também, conforme pesquisa de Hunt et al. (2017) em riachos localizados em áreas rurais no Brasil e no Paraguai, apontam que a ausência de vegetação nas margens, por sua vez, contribui com a erosão do solo e assoreamento dos riachos, aumento da incidência solar e lixiviação de nutrientes derivados da utilização de fertilizantes nos cultivos, ocasionando assim na substituição de espécies sensíveis para tolerantes na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Corroborando com os autores, Fugère et al. (2016) e Raitif et al. (2018) indicam que essa substituição pode ser diretamente associada à troca de recursos alimentares basais, pois com o aumento da incidência solar e de nutrientes, há maior crescimento de algas e microrganismos fotossintetizantes, que passam a ser explorados por espécies funcionalmente adaptadas, enquanto a redução do aporte de matéria orgânica alóctone (folhas, frutos e galhos) desfavorece a sobrevivência das espécies funcionalmente adaptadas a explorar esses recursos, tais como invertebrados fragmentados.

Considerando a cobertura rural, Raitif et al. (2018), afirmam que a proporção de terras agrícolas em bacias hidrográficas está frequentemente associada a uma diminuição da biomassa de táxons mais sensíveis, devido ao aporte de insumos agrícolas lixiviados para as águas, alteração na largura do córrego e também pela presença do lodo que altera a granulometria do sedimento, dificultando a alimentação de algumas espécies. Conforme Matomela et al. (2021), em estudo comparativo de comunidades bentônicas em diferentes usos do solo, associam os fatores supracitados ao aprimoramento de táxons tolerantes, mas com baixa riqueza taxonômica devido à perda dos habitats. Outrossim, Baumgartner e Robinson (2017) em estudo de mudanças tróficas de macroinvertebrados bentônicos ao longo de gradientes de uso da terra em riachos, consideram que o uso da terra predominantemente urbano, ambiente extremo, há perda da diversidade de espécies e dominância das espécies tolerantes.

Ratificando esse fato, Gouveia e Selva (2021) ponderam que parte desse efeito decorre das alterações hierárquicas em nível local, uma vez que em ambientes urbanos há redução de oxigênio dissolvido e o aumento da turbidez na água, bem como o aumento da concentração de nutrientes de forma aguda. A metabolização de matéria orgânica consome oxigênio, deprecia o sistema e em casos extremos pode levar à morte da biota local (Gouveia e Selva 2021). Nesse contexto, Hepp et al. (2016) e Scotti et al. (2020) enfatizam que o tipo de cobertura da terra é um fator proeminente que influencia a variedade taxonômica e funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, refletindo diretamente no funcionamento ecossistêmico dos riachos.

Assim, a proporção dos tipos de uso da terra na bacia hidrográfica é de extrema importância, pois reflete diretamente na magnitude dos efeitos sobre os ambientes aquáticos. Jonsson et al. (2017) asseveram que a altura da vegetação também é um parâmetro a ser considerado em estudo na composição da estrutura de comunidades bentônicas. Para os autores, riachos que atravessam bacias dominadas por florestas mais jovens apresentam suas águas com o pH mais alto, dispõe de maior estoque de matéria orgânica e maior abundância de musgo aquático, por consequência apresentam maior diversidade de macroinvertebrados em comparação com riachos que atravessam florestas recentemente desmatadas e/ou antigas. Isso indica que as características das florestas mais jovens podem promover condições que beneficiem a biodiversidade dessas comunidades em riachos (Jonsson et al. 2017).

Outro critério relevante em estudos de composição da biota aquática sinalizado por Medeiros et al. (2021), é a extensão espacial de uma bacia hidrográfica. De acordo com os

autores, áreas maiores abrangem várias localidades de uma região, isso faz com que a variabilidade natural de macroinvertebrados aquáticos fiquem sujeitos a diferentes fatores ambientais, processos de dispersão e interações bióticas que podem influenciar a estrutura da comunidade de maneira diferente. Além disso, Salvarrey et al. (2014) e Fierro et al. (2015) alegam que em regiões de geomorfologia mais acidentada, a altitude passa a ser preponderante para explicar a variação da diversidade de macroinvertebrados. Terrenos mais íngremes ou de solos menos coesos (p.ex.: arenosos), permitem o escoamento da água e transporte de sedimentos intensificado pela ausência de vegetação, alterando as características do substrato e a morfologia do canal, sendo assim um fator limitante à diversidade e riqueza das espécies de macroinvertebrados (Salvarrey et al., 2014; Fierro et al., 2015).

A população humana que vive em uma bacia hidrográfica também se mostra como um critério a ser considerado. Condizente com Finlay (2011) e Lafage et al. (2019), esses locais quando densamente povoados acabam por liberar uma quantidade maior de esgotamento sanitário nas águas, diminuindo sua qualidade e interferindo na riqueza e proporção de comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Nesse ínterim, em avaliação da qualidade da água em áreas degradadas, Dusabe et al. (2019) sugerem medidas de proteção das águas como fator essencial para reduzir o influxo de águas residuais, através de programas de saneamento e manutenção da integridade do solo, com vistas à proteção das comunidades aquáticas. Por suposto, a proximidade dos riachos com áreas antropizadas podem aumentar o potencial de inundações, alterando o regime de fluxo hídrico e carreando estruturas e organismos do seu hábitat natural. Para Herringshaw et al. (2011), riachos com picos de vazão durante a chuva, com erosão do solo e assoreamento, geram o carreamento de organismos e homogeneidade do hábitat, reduzindo assim, os recursos e os locais para abrigo e reprodução das comunidades aquáticas.

Diante do exposto, ratifica-se a importância na avaliação do critério índice de compactidade para estudos em bacias hidrográficas, bem como demais critérios supracitados. A seleção de critérios para compreensão dos efeitos de uso da terra sobre comunidades aquáticas na área de estudo em questão é ponderada, haja vista que as nascentes do rio Itajaí-mirim encontram-se a 1.000 metros de altitude perfazendo uma extensão aproximada de 170 km até a confluência com a região estuarina. De acordo com Homechin e Beaumord (2007), isso caracteriza uma região de relevo acentuado que reflete na densidade de drenagem (1,6

Km/Km²) do curso hídrico e no índice de compacidade (2,03) da bacia hidrográfica, caracterizando assim, um território propenso a enchentes, influenciando diretamente a biota.

Nesse contexto, Soares et al. (2010) em estudo de estimativa da disponibilidade hídrica, afirma que as modificações do uso da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim ocorridas nas últimas décadas são fatores preponderantes que afetam os processos hidrológicos, a qualidade das águas e a biodiversidade local. Conforme Burliga et al. (2005) em estudo na mesma área da presente pesquisa, afirma que a região à montante na bacia são ocupadas por regiões florestadas, cultivos de subsistência e pastagens, apresentando condições ambientais mais favoráveis à biota aquática, com alta saturação de oxigênio. Conquanto, trechos à jusante apresentam ocupação humana em ambas as margens do rio, sofrendo com aporte de efluentes domésticos e atividade mineradora de areia, os quais comprometem as condições ambientais da área em questão. De acordo com Soares et al. (2022), medidas como implantação de saneamento básico e rede de esgotos, recuperação de mata ciliar, combate a erosão, promoção do uso adequado do solo e fiscalização das queimadas na agricultura, podem contribuir sobremaneira na manutenção da qualidade da água e manutenção da biota em bacias hidrográficas.

Em estudo de influência do uso e cobertura do solo na qualidade da água em riachos no Mata Grosso do Sul, Zolin et al. (2022), afirmam que a maior porção do uso da terra urbano apresentou os piores resultados para os parâmetros qualidade da água, indicando a deterioração dos ambientes, de modo a ressaltar a necessidade urgente de formulação de políticas públicas voltadas para à sustentabilidade hidroambiental. Por suposto, Batista et al. (2022) consideram os aspectos biogeoquímicos de cada área como: identificação taxonômica dos grupos de macroinvertebrados, geologia, dinâmica hídrica e limnológica, além do potencial de antropização associados às variáveis ambientais como importantes ferramentas para a caracterização ambiental. Portanto, a seleção de critérios adequados para estudos ecológicos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim é emergente, uma vez que, conforme Bo et al. (2020), as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são moldadas principalmente pelas condições do habitat local/uso da terra bem como a substituição de táxons à medida que a hierarquia do riacho aumenta.

Conclusões

À vista das pesquisas discurridas e da importância da conservação do ambiente em estudo, conclui-se que elencar critérios para compreender a influência do solo sobre as comunidades aquáticas, associando métricas de geoprocessamento e atividade de campo para posterior validação em unidade de referência, podem contribuir sobremaneira para a composição de um delineamento amostral eficiente, eficaz e de possível replicação para demais áreas de investigação.

Além dos critérios atribuídos neste estudo, com vistas à homogeneidade entre os tratamentos, a adaptabilidade de outros, conforme explicitado em revisão de literatura, devem ser considerados de acordo com a região invstigada. Outrossim, a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim apresenta apenas estudos pretéritos de caracterização do uso da terra em sua totalidade, mas não na minúcia de seus riachos, enquanto métricas de paisagem.

Por conseguinte, o objetivo deste capítulo da tese buscou delinear uma proposta de plano amostral para compreender os efeitos do uso da terra sobre as comunidades aquáticas, abarcando o território da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC). Este foi efetivado com êxito, tendo em vista que as métricas investigadas na literatura, contemplaram diferentes bacias hidrográficas mundiais e responderam ao levantamento de critérios aplicados para local de estudo de comunidades aquáticas. Esses critérios por sua vez, compuseram o delineamento amostral de 12 pontos de estudo para a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC), considerando de que modo os diferentes usos da terra podem afetar na diversidade, riqueza e abundância das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Isto posto, caracteriza o ineditismo do trabalho, enquanto aporte referencial para este e demais locais de estudo. Destarte, a ciência não se constrói na completitude de investigações, mas sim no dinamismo das ações, à medida que novos conceitos são desvelados e atribuídos às proposituras.

Capítulo II – Avaliação da influência do ambiente local na estrutura taxonômica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos

O desenvolvimento deste capítulo deu origem a dois artigos científicos, sendo o primeiro publicado na Revista Finisterra (2022) e o segundo publicado na Revista Diversity (2024). Os mesmos podem ser encontrados na íntegra em:

- Bohn Vieira, I. C.; Soares Correa da Costa, V.; Cionek, V. de M.; Branco, J. O.; Werneck Ribeiro, E. A. 2022. Predileção de riachos para o monitoramento da qualidade da água: Um serviço ecossistêmico de provisão na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (Brasil). *Finisterra*, 57(121): 95–108. <https://doi.org/10.18055/Finis284825>.
- Bohn, I. C.; Branco, J. O.; Cionek, V. d. M.; Costa, V. S. C. d.; Silva, A. L. L. d.; Ribeiro, E. A. W. 2024. Effects of land use on the community structure of aquatic invertebrate in subtropical streams. *Diversity*, 16(8): 497. <https://doi.org/10.3390/d16080497>

Introdução

Estima-se que a área fluvial global compreenda de 485.000 a 662.000 km², sendo rios e riachos com cobertura aproximada entre 0,3 - 0,56% da superfície terrestre (Downing et al., 2012; Wohl, 2017). A estimativa global da área de rios e riachos implica nos processos lóticos, especialmente os de baixa ordem, pois os riachos são essenciais na constituição da rede fluvial em uma bacia hidrográfica (Baumgartner e Robinson, 2017; Bohn Vieira et al., 2022b). Devido a sua conectividade longitudinal, proporciona transferência de energia a jusante, água, sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e organismos que garantem a manutenção da biodiversidade hídrica (Meyer et al., 2007; Bohus et al., 2023; Ferreira et al., 2023)

As mudanças no uso da terra, resultantes do crescimento populacional são uma ameaça aos ecossistemas fluviais em todo o mundo (Finlay, 2011; Ferreira et al., 2023). O processo de urbanização gera a construção de moradias, aumento das áreas agricultáveis e demanda hídrica para suprir suas necessidades básicas da população (Palmer et al., 2008; Bohn Vieira et al., 2022a). Áreas de uso da terra florestadas, que outrora protegiam as cabeceiras de rios e riachos, passam a ser desflorestadas resultando na diminuição do sombreamento hídrico, associado ao aumento de irradiância e temperatura da água, bem como menor entrada de matéria orgânica alóctone (Lafage et al., 2019; Lemes da Silva et al., 2020). Assomado ao aumento de despejo de efluentes e carreamento de agrotóxicos aos cursos hídricos (Allan, 2004; Burdon et al., 2019) essas alterações levam a diminuição da qualidade do hábitat e, conseqüentemente afetam a diversidade e riqueza de plantas e animais, comprometendo o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Santos et al., 2023; Verdonschot e Verdonschot, 2023).

Apesar dos avanços de pesquisas nos últimos anos, há contínua falta de informação sobre a especificidade do habitat de muitos insetos aquáticos em relação ao gradiente de alteração do uso da terra, florestado-rural-urbano (Baumgartner e Robinson, 2017; Luiza-Andrade et al., 2022). As comunidades de macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel fundamental na ciclagem do nitrogênio (N) e fósforo (P) nos riachos (Loomer et al., 2023), evitando o processo de eutrofização (Dodds, 2016). Também, o diagnóstico da presença ou ausência dessas comunidades pode atuar como indicador da qualidade do ambiente, haja vista que heterogeneidade dos substratos, fornecem abrigo e disponibilidade alimentar (Cummins e Klug, 1979; Birk et al., 2012; Bohus et al., 2023), no contínuo dos riachos (Vannote et al., 1980). Todavia, esse processo pode ser interrompido pela diminuição na diversidade e/ou abundância dessas assembleias (Arias et al., 2023; Loomer et al., 2023), considerando que os

múltiplos usos da terra alteram a estrutura trófica dessas comunidades (Iñiguez-Armijos et al., 2018; Scotti et al., 2020).

Medidas de mitigação são necessárias para preservar a estrutura na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, bem como garantir a manutenção do funcionamento na cadeia trófica desses ecossistemas (Arias et al., 2023; Oester et al. 2023). A abordagem da diversidade na comunidade de macroinvertebrados bentônicos teve origem nos Estados Unidos e utilizou três componentes da estrutura da comunidade - riqueza, regularidade e abundância, para descrever a resposta da comunidade à qualidade ambiental (Metcalf, 1989). Dados quantitativos de abundância e riqueza de espécies podem ajudar a detectar melhor as relações entre as comunidades e o ambiente (Metcalf, 1989). Análises eficientes da composição taxonômica dos insetos aquáticos podem fornecer informações pontuais para medidas e estratégias de gestão e deliberação por parte do poder público, com vistas a restauração de rios e riachos (de Donnová et al., 2022; Martins et al., 2022) bem como o monitoramento nas escalas espaciais e temporais pode ser uma ferramenta de apoio (Verdonschot e Verdonschot, 2023).

Considerando que os riachos aportam hidricamente 70% das águas nas bacias hidrográficas e são altamente vulneráveis a perturbações antrópicas (Wohl, 2017; Bohn Vieira et al., 2022b; Ferreira et al., 2023) é crucial compreender como as alterações no uso da terra influenciam no funcionamento desses ecossistemas (Iñiguez-Armijos et al., 2018; Wiederkehr et al., 2020). Nesse contexto a investigação da influência dos diferentes usos da terra sobre a comunidade bentônica nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (Brasil), permitiu avaliar duas áreas principais: (i) a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos presentes em riachos de baixa ordem nas diferentes estações do ano; (ii) variáveis ambientais do local que influenciam na abundância, riqueza e na diversidade de macroinvertebrados em riachos. Padrões globais indicam a estrutura geral das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em ambientes aquáticos, enquanto variáveis locais são encarregadas por moldar suas especificidades (Gabetti et al., 2024).

Dada a importância dos riachos na manutenção dos cursos hídricos e, concebendo o território de pesquisa responsável pela captação, tratamento e abastecimento público de água de 63% da população dessa bacia hidrográfica (IBGE, 2020), previmos as seguintes hipóteses: (i) comunidades de invertebrados bentônicos têm maior abundância, riqueza e diversidade taxonômica sobre o gradiente de uso da terra florestado-rural-urbano, com influência sazonal;

e (ii) um efeito cascata com alterações físico e químicas da água, com aumento de temperatura e concentrações de nutrientes ao longo do gradiente florestado-rural-urbano.

O objetivo desse estudo é investigar os efeitos das mudanças no uso da terra sobre a abundância, riqueza e diversidade na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos ao longo das estações do ano na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Esse capítulo servirá como referência para estudos de comunidades bentônicas em riachos, tendo em vista que não há referencial no território em questão, bem como fornecerá aporte científico acerca do monitoramento futuro para avaliar os impactos estressores dessas comunidades nos diferentes usos da terra ao longo do tempo.

Metodologia

Estudo da área

A bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (26°53'17,1" – 26°56'05,1" S, 48°40'57,8" – 48° 44' 12,4" W) é localizada na região do Vale do Itajaí, Estado de Santa Catarina – Brasil, e integra uma das sete sub-bacias que compõe a bacia hidrográfica do rio Itajaí, pertencente a Região Hidrográfica da Vertente Atlântico Sul. Apresenta um território de drenagem de 1.677,2 km², sendo o rio Itajaí-mirim seu curso principal, com extensão aproximada de 170,0 km e vazões médias para a foz de 71.367,68 L/s, a segunda maior vazão da área territorial (Homechin e Beaumord, 2007; Comitê do Itajaí, 2010). Suas cabeceiras originam-se na Serra dos Faxinais a 1.000 m de altitude e a região encontra-se nos domínios da Mata Atlântica (Ab'Saber, 2003), com clima do tipo temperado úmido com verão quente, sem estação seca (Cfa) na classificação de Köppen-Geiger. A precipitação anual varia de 1.600 mm a 1.800 mm, com chuvas mais intensas no verão (Bohn Vieira et al., 2022b). Atualmente, vivem nessa bacia hidrográfica 636.525 mil pessoas, alocadas em nove municípios, o que corresponde a 8,36% da população do Estado de Santa Catarina (IBGE, 2020).

Os riachos que integram a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim drenam por regiões e sub-bacias com diferentes usos da terra (Bohn Vieira et al., 2022a). Nas regiões mais baixas e mais próximas ao rio destacam-se os usos urbanos, sendo ocupadas por moradias e indústrias; rural, ocupada por cultivo de arroz e pastagens. Já áreas mais íngremes, onde há predominância de morros, prevalece a floresta preservada (Burliga et al., 2008). A fim de integrar os diferentes usos da terra e ampliar a possibilidade de distribuição espacial dos macroinvertebrados

bentônicos, foram selecionadas para esse estudo 12 sub-bacias, sendo quatro riachos -1ª e 2ª ordem - para cada uso da terra: florestado (F1-F4); rural (R1-R4) e urbano (U1-U4), distribuídas em cinco municípios na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, subscritos na figura 9 e tabela 3. Os critérios de estudo do plano amostral podem ser consultados na íntegra no Capítulo 1.

Figura 9. A bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim e os 12 sítios de amostragem na área de estudo. F1-F4 são locais de uso da terra florestados; R1-R4 rurais; U1-U4 urbanizados.

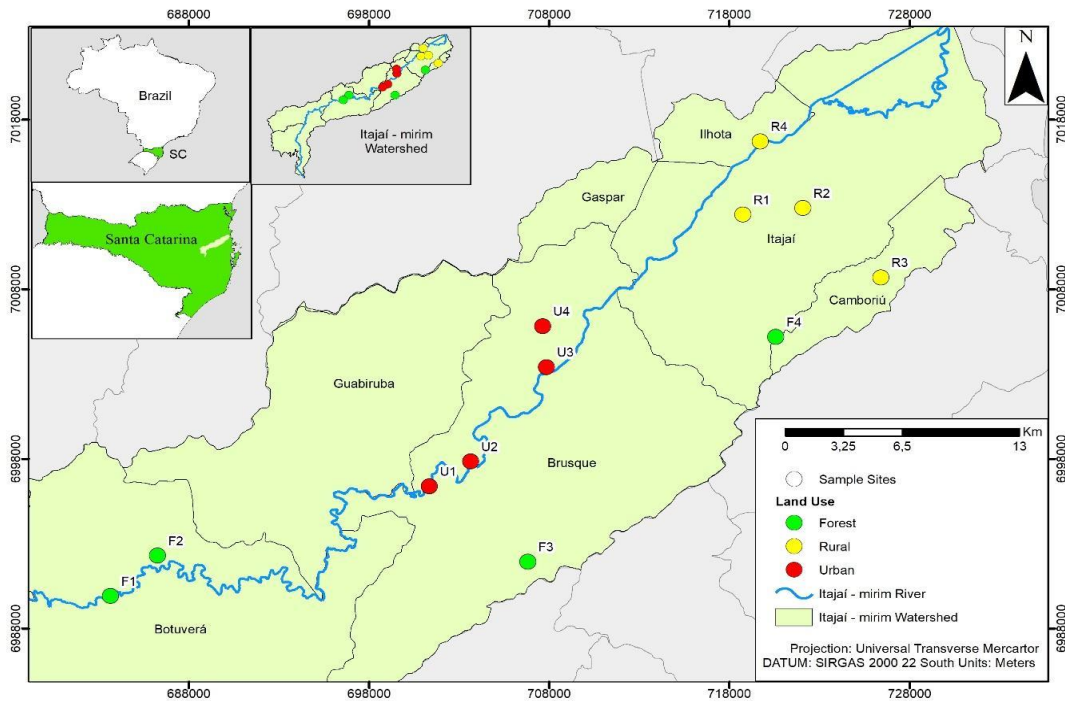


Tabela 3. Coordenadas geográficas e descrições dos locais de amostragem dos riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Ver figura 8 para os locais de amostragem.

Sítio	Longitude (O)	Latitude (S)	Descrição do sítio amostral
F 1	49°8'48"	27°11'59"	Riacho a montante da bacia hidrográfica, sombreado, ambiente lótico, com corredeiras e poucos remansos, próximo ao afluente principal.
F 2	49°07'12"	27°10'45"	Riacho a montante da bacia hidrográfica, parcialmente sombreado, ambiente lótico com corredeiras e remansos, substrato heterogêneo. Localizado posterior a cachoeira, em propriedade particular.
F 3	48°54'45"	27°10'47"	Riacho em região intermediária, entre a montante e jusante do curso principal do rio na bacia hidrográfica, ambiente sombreado e lótico, substrato heterogêneo, presença de habitações a jusante.

Sítio	Longitude (O)	Latitude (S)	Descrição do sítio amostral
F 4	48°46'34"	27°03'29"	Riacho a jusante da bacia hidrográfica, parcialmente sombreado, ambiente lótico, com corredeiras e remansos, substrato heterogêneo, distante do afluente principal, com criação de animais no entorno. Localizado em propriedade particular.
R 1	48°47'44"	26°59'36"	Riacho a jusante da bacia hidrográfica, sem sombreamento, ambiente lêntico, substrato homogêneo, distante do afluente principal.
R 2	48°46'03"	26°58'58"	Riacho a jusante da bacia hidrográfica, sem sombreamento, ambiente lêntico, substrato homogêneo com presença de perifíton, próximo do afluente principal, circundado por plantação de arroz.
R 3	48°43'05"	27°01'32"	Riacho a jusante da bacia hidrográfica, parcialmente sombreado, ambiente de fluxo intermediário, substrato heterogêneo, localizado em propriedade particular, com criação de animais no entorno.
R 4	48°47'13"	26°57'15"	Riacho a jusante da bacia hidrográfica, sem sombreamento, ambiente de fluxo intermediário, substrato homogêneo, fino. Riacho parcialmente canalizado por tubulação (via rural), com encosta íngreme.
U 1	48°58'06"	27°08'25"	Riacho em região intermediária, entre a montante e jusante do curso principal do rio, sem sombreamento, ambiente lêntico e substrato homogêneo. Água com odor fétido, formação de óleo sobrenadante, pigmentada. Riacho em região de loteamento, com encosta íngreme.
U 2	48°56'38"	27°07'45"	Riacho em região intermediária, entre a montante e jusante do curso principal do rio, sombreado, com fluxo intermediário, substrato heterogêneo. Presença de óleo sobrenadante na água, circundado por plantação de banana e parcialmente canalizado.
U 3	48°90'40"	27°04'34"	Riacho em região intermediária, entre a montante e jusante do curso principal do rio, parcialmente sombreado, com fluxo intermediário, substrato homogêneo. Água com odor fétido, larvas de Chironomidae com pigmentação vermelha no fluxo, presença de esgotamento sanitário direto no local.

Sítio	Longitude (O)	Latitude (S)	Descrição do sítio amostral
U 4	48°54'23"	27°03'15"	Riacho em região intermediária, entre a montante e jusante do curso principal do rio, sem sombreamento, ambiente com fluxo intermediário, substrato homogêneo, encosta íngreme. Água com odor fétido, pigmentada e presença de larvas do grupo Hirudinea no fluxo, com esgotamento sanitário no local.

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais foram aferidas de forma síncrona em cada sítio e/ou transportadas para o laboratório (refrigeradas, em um período máximo de 10 horas). A largura do riacho (Wid) foi mensurada como a média de três transectos utilizando fita métrica, considerando a área molhada. A velocidade da água (Vel) foi medida em três seções transversais em um alcance de três vezes o valor da largura da área molhada, através do método do flutuador (de Sousa Sobrinho et al., 2019), sendo considerada a média dos valores. A profundidade (Dep) foi medida como a média de três pontos igualmente espaçados ao longo do transecto de 50 m utilizando uma vareta graduada. A pluviosidade (Pluv) foi estabelecida pela precipitação acumulada, sete dias que antecederam as coletas, com dados de estações pluviométricas com no máximo 20 Km de distância do sítio amostral.

O pH da água (Método 4500-H⁺ B); oxigênio dissolvido (OD) (Método 4500-O G); condutividade elétrica (Cond) (Método 2510 B) e temperatura da água (Temp) (Método 2550 B) foram mensurados in situ usando uma sonda portátil modelo Akrom – 86021, no local. Para as concentrações de fósforo total (TP) (Método 4500 - P E), nitrato (NO₃) (Método 4500- NO₃-C), nitrito (NO₂) (Método 4500- NO₂-B) e nitrogênio amoniacal (NH₄) (Método 4500 - NH₃-F), foram coletadas amostras de 250 ml de água, acondicionadas sob refrigeração e encaminhadas para análise laboratorial no máximo 10 horas e medidos de acordo com *Standard Methods* (Lippis et al., 1998).

Amostragem dos macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos foram amostrados sazonalmente em fevereiro e maio de 2022 (verão e outono) e julho e novembro de 2022 (inverno e primavera) em 12 sítios distribuídos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Foi utilizado para coleta dos macroinvertebrados bentônicos um amostrador Surber (abertura 30x30 cm, malha 250 µm), seguido do acondicionamento em sacos plásticos, fixados em etanol 70%.

Em cada sítio amostral (quatro por uso da terra: florestado, rural e urbano) foram coletadas três amostras ao longo de um trecho de 50 m em um arranjo estratificado de habitats: poções, remansos e corredeiras, no sentido jusante - montante do riacho, totalizando 144 amostras no período estudado (Dudgeon, 2006; de Donnová et al., 2022). No laboratório a fauna aquática foi cuidadosamente lavada, identificada ao nível de família em estereomicroscópio e contabilizada, utilizando chaves de identificação (Fernández e Domínguez, 2001; Mugnai et al., 2008). Justifica-se a suficiência taxonômica para identificação da biota ao nível de família quando o objetivo do estudo contempla distinguir os sítios afetados por atividades humanas daqueles que se encontram no seu estado natural ou quase natural (diferentes usos da terra) (Jones, 2008; Kokesh et al., 20022)

Foram calculadas as seguintes métricas/índices para avaliar a estrutura das comunidades bentônicas: riqueza (S), abundância total (N), diversidade de Shannon-Weaver – H' (Jones, 2008) e índice de dominância de Simpson – D (Kokesh et al., 20022).

Análise estatística

A fim de avaliar os padrões de variação espaço-temporais dos descritores da comunidade bentônica, foram aplicados aos dados modelos lineares assumindo como variável resposta a abundância, riqueza e diversidade de Shannon e de Simpson (separadamente), e como variáveis preditoras as estações do ano e categorias de uso da terra (floresta, rural, urbano). Todos os modelos passaram por validação pela inspeção de resíduos e pressupostos, e a estratégia analítica mais adequada a cada conjunto de dados foi adotada. A variação espaço-temporal da riqueza de espécies foi avaliada com uma Análise de Variância, os índices de diversidade de Shannon e Simpson foram avaliados com Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição de Poisson. A abundância foi avaliada com Modelos Lineares Generalizados, com distribuição binomial negativa.

Com o objetivo de avaliar o efeito das variáveis ambientais sobre os descritores da comunidade bentônica, foram aplicados modelos de regressão múltipla assumindo como variável resposta a abundância, riqueza e diversidade de Shannon e de Simpson (separadamente), e como variáveis preditoras os parâmetros limnológicos, físicos e espaciais. As variáveis ambientais foram previamente submetidas a um teste de correlação a fim de identificar e remover variáveis colineares ($r > 70\%$). As análises foram realizadas com fósforo total, condutividade da água, nitrato, nitrito, profundidade, temperatura, largura, pH, velocidade

da água, oxigênio dissolvido e pluviosidade. Considerando que a diversidade de espécies e as variáveis ambientais são estruturadas espacialmente na paisagem, foram calculados os Mapas de Autovetores de Moran (MEM) para incorporar o componente espacial na análise (Ding et. al, 2017). O primeiro eixo MEM foi utilizado como preditor espacial nas análises de regressão.

As variáveis exploratórias foram todas padronizadas por z-score (média 0, unidade padrão) antes da análise. Todos os modelos passaram por um processo de seleção regressiva, e o melhor modelo foi selecionado de acordo com os critérios de Akaike. Para os modelos GLM, calculamos o R^2 baseado na desviância como $R^2 = 1 - \frac{\text{Desviância}}{\text{Desviância nula}}$. Então o R^2 ajustado foi computado como $1 - \left(\frac{n-1}{n-p}\right) (1 - R^2)$, onde p é o número de parâmetros no preditor linear e n é o tamanho da amostra. Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2022).

Resultados

Variações Ambientais locais

Os parâmetros físicos e químicos da água foram mensurados pelos valores médios e desvios padrão entre os quatro pontos amostrais para o mesmo tratamento (uso da terra), descritos na tabela 4. Os valores de temperatura da água não apresentaram diferenças significativas entre os usos da terra, com elevação mais representativa na estação verão para ambos usos da terra. O pH e o OD apresentaram um gradiente decrescente nos usos da terra florestado-rural-urbano. A condutividade e a concentração de nutrientes, TP e NH_4 , apresentaram valores crescentes nos usos da terra florestado-rural-urbano. O nitrito não teve variação entre riachos florestados e rurais, com aumento do indicador para riachos urbanos; e o nitrato também apresentou maiores concentrações em riachos urbanos. Os resultados expressam o aumento da concentração de nutrientes e baixa oxigenação nas águas, podendo comprometer a sobrevivência da biota aquática (tabela 4).

Os parâmetros físicos do habitat estão descritos na tabela 5. Riachos em ambiente florestado apresentaram o curso da água mais largo e raso, enquanto em ambientes rurais e urbanos encontram-se mais estreitos e profundos. A diferença de pluviosidade não alterou a velocidade da água em ambos os tratamentos. Riachos florestados apresentaram velocidade da água superior a riachos em ambientes rural e urbanos, ratificando os ambientes lóticos quando comparados aos demais.

Tabela 4. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos da água por uso da terra nas quatro estações do ano nos riachos do rio Itajaí-mirim.

Uso da terra	Estação	Temp (°C)	pH (Unit)	OD (mg/L ⁻¹)	Cond (µS cm ⁻¹)	TP (mg/L ⁻¹)	NO ₃ (mg/L ⁻¹)	NO ₂ (mg/L ⁻¹)	NH ₄ (mg/L ⁻¹)
Florestado	verão	23,11±0,56	8,32±0,21	9,61±0,89	43,62±23,99	0,01±0	0,33±0,09	0,05±0	0,11±0,01
	outono	17,21±0,64	8,12±0,04	8,56±0,88	36,53±17,44	0,02±0	0,38±0,13	0,05±0	0,10±0
	inverno	16,95±0,87	7,95±0,36	8,60±0,26	36,57±16,93	0,02±0	0,33±0,12	0,10±0	0,10±0
	primavera	16,67±0,56	7,24±0,40	8,09±0,34	33,58±15,34	0,01±0	0,45±0,14	0,10±0	0,10±0
Rural	verão	23,45±0,50	7,67±0,18	6,38±2,32	61,17±12,47	0,17±0,29	0,21±0,01	0,05±0	0,18±0,13
	outono	18,03±0,26	7,37±0,22	6,63±2,30	44,56±9,04	0,10±0,10	0,36±0,10	0,05±0	0,10±0
	inverno	17,93±0,59	7,20±0,65	5,50±1,31	55,82±10,31	0,04±0,02	0,28±0,15	0,10±0	1,01±1,38
	primavera	17,41±0,19	7,06±0,67	6,18±2,31	84,49±65,87	0,10±0,10	0,45±0,36	0,10±0	1,37±1,82
Urbano	verão	23,87±0,19	7,22±0,33	3,82±1,27	250,11±70,90	0,51±0,29	0,52±0,57	0,09±0,04	7,79±2,83
	outono	18,44±0,32	7,11±0,08	3,13±1,39	200,29±134,97	0,40±0,22	0,53±0,42	0,23±0,26	3,90±3,09
	inverno	18,32±0,10	7,22±0,28	4,39±2,14	272,00±129,01	0,53±0,42	0,55±0,70	0,11±0,01	4,80±4,12
	primavera	17,87±0,42	6,45±0,14	3,48±2,28	196,36±49,31	0,91±0,83	0,63±0,62	0,12±0,02	5,31±3,37

Tabela 5. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros ambientais dos riachos do rio Itajaí-mirim por uso da terra nas quatro estações do ano.

Uso da terra	Estação	Wid (m)	Vel (m/s)	Dep (m)	Pluv (mm)
Florestado	verão	2,64±1,23	0,30±0,07	0,14±0,04	33,27±14,76
	outono	2,88±0,42	0,37±0,18	0,12±0,03	144,00±11,66
	inverno	1,88±0,12	0,34±0,10	0,12±0,03	6,35±3,50
	primavera	3,42±1,36	0,32±0,08	0,18±0,06	19,99±9,52
Rural	verão	2,86±1,39	0,10±0,16	0,21±0,13	57,08±6,98
	outono	2,42±1,10	0,12±0,24	0,22±0,05	159,65±0,10
	inverno	1,75±1,35	0,19±0,31	0,19±0,11	2,54±2,52
	primavera	1,81±1,15	0,08±0,16	0,21±0,12	12,39±6,22
Urbano	verão	2,06±0,92	0,19±0,16	0,23±0,11	44,96±9,97
	outono	1,41±0,34	0,20±0,16	0,17±0,03	152,24±8,61
	inverno	1,44±0,61	0,18±0,17	0,15±0,02	1,53±0,29
	primavera	1,48±0,47	0,13±0,11	0,14±0,02	25,06±30,16

Mudanças na comunidade de macroinvertebrados

Durante todo o período amostral foram identificados 83.520 indivíduos, compondo 67 táxons (tabela 6). Considerando a interação da abundância e riqueza de espécies com o gradiente de uso da terra e as estações do ano verificou-se que a maior abundância ocorreu nos riachos urbanos, com menor diferença entre riachos florestados e rurais, conforme descritos na tabela 7, sendo a estação do ano não representativa, figura 10a. Já a maior riqueza de espécies, é visível um decréscimo no gradiente de uso da terra florestado-rural-urbano, com influência significativa da sazonalidade, figura 10b.

Tabela 6. Abundância total da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados nos riachos da bacia hidrográfica do Itajaí-mirim, por uso da terra.

Táxons		Florestado	Rural	Urbano
Acari	Hydracarina	267	305	38
Amphipoda	Hyalellidae	7	0	3
Annelida	Hirudinidae	29	76	3.366
	Oligochaeta	354	352	567
Architaenioglossa	Ampullariidae	0	5	39
Arthropoda	Collembola	123	449	22
Basommatophora	Ancylidae	10	27	9
	Physidae	0	0	2
	Planorbidae	21	102	68
Caenogastropoda	Thiaridae	24	32	249
Coleoptera	Dytiscidae	14	19	1
	Elmidae	782	147	47
	Gyrinidae	16	26	1
	Haliplidae	9	0	24
	Hydrophilidae	5	2	0
	Psephenidae	100	0	0
	Staphylinidae	13	2	0
Crustacea	Macrobrachium	20	7	6
	Ostracoda	19	372	0
Diptera	Blephariceridae	3	0	0
	Ceratopogonidae	403	201	356
	Chaoboridae	0	13	0
	Chironomidae	10.298	4.537	51.803
	Culicidae	0	9	0
	Empididae	227	56	60
	Psychodidae	4	0	0
	Simuliidae	366	819	466
	Syrphidae	3	1	0
	Tabanidae	17	12	5

Táxons	Florestado	Rural	Urbano	Táxons
Diptera	Tipulidae	124	41	21
Ephemeroptera	Baetidae	402	572	0
	Caenidae	97	14	0
	Leptophlebiidae	439	94	0
	Leptohyphidae	163	74	0
Hemiptera	Belostomatidae	25	149	3
	Corixidae	63	17	0
	Gerridae	15	25	0
	Mesoveliidae	63	73	4
	Pleidae	7	2	0
	Veliidae	76	12	7
Heteroptera	Naucoridae	18	0	0
Lepidoptera	Crambidae	6	0	0
	Pyralidae	35	22	0
Littorinimorpha	Hydrobiidae	0	0	11
Megaloptera	Corydalidae	43	4	0
Nematoda	Nematoda	23	27	33
Neuroptera	Osmylidae	0	8	0
Odonata	Aeshnidae	21	8	1
	Calopterygidae	73	58	17
	Coenagrionidae	6	3	0
	Dictyodidae	23	17	3
	Gomphidae	16	22	0
	Libellulidae	153	47	5
	Megapodagrionidae	53	12	0
Plecoptera	Gripopterygidae	355	25	0
	Perlidae	236	13	0
Stylommatophora	Camaenidae	0	0	1

Táxons		Florestado	Rural	Urbano
Trichoptera	Calamoceratidae	196	0	0
	Helicopsychidae	8	0	6
	Hydropsychidae	387	157	90
	Hydroptilidae	124	185	0
	Leptoceridae	153	15	20
	Limnephilidae	12	20	0
	Philopotamidae	35	2	0
	Polycentropodidae	12	0	0
Veneroida	Pisidiidae	0	223	0
	Sphaeriidae	13	56	88

Tabela 7. Índices de abundância, riqueza e diversidade (valores médios $\pm$ DP) para cada uso da terra, durante todo o período de amostragem.

	Abundância	Riqueza	Shannon (H)	Simpson (D)
Tratamento	Média $\pm$ SD	Média $\pm$ SD	Média $\pm$ SD	Média $\pm$ SD
Florestado	1038,06 $\pm$ 514,70	26,75 $\pm$ 1,96	4,68 $\pm$ 2,82	2,24 $\pm$ 1,91
Rural	591,81 $\pm$ 254,93	20,62 $\pm$ 3,64	5,45 $\pm$ 2,30	3,47 $\pm$ 1,80
Urbano	2340,16 $\pm$ 3044,18	8,56 $\pm$ 4,51	2,21 $\pm$ 1,77	2,01 $\pm$ 1,13

A variação da riqueza de espécies em função do uso da terra é significativa ($F= 101,236$; $p=8,81e-15$), sendo mais evidente para os riachos florestados, em que há um decréscimo de riqueza no outono ($22 \pm 1,41$), razão pela qual a interação entre uso da terra e estação do ano é marginalmente significativa ($F= 2,375$; $p=0,049$).

Em relação ao índice de diversidade de Shannon, não há diferença significativa entre as estações do ano, conforme figura 10 c. No entanto, há uma diferença significativa da diversidade taxonômica em relação ao uso da terra entre riachos florestados e urbanos e, não evidenciada entre os tratamentos florestado e rural, descritos na tabela 8. Esse modelo pode ser explicado pela presença de 28 famílias, distribuídas em 11 ordens, presentes em ambiente florestado e que não são encontrados no ambiente urbano, e pela presença de apenas 10 famílias (distribuídas em seis ordens) presentes no ambiente florestal e não encontradas no ambiente

rural, sendo elas: Blephariceridae, Crambidae, Haliplidae, Naucoridae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Polycentropodidae, Psychodidae, Psephenidae e Hyalellidae.

Tabela 8. Resultado da Análise de regressão da diferença de diversidade de Shannon entre riachos de diferentes usos da terra. Considerada diferença significativa $p < 0,05$.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
Intercepto	1,978	0,092	21,289	<0,001
Uso Rural	-0,083	0,134	-0,624	0,532
Uso Urbano	-0,969	0,181	-5,341	<0,001

Para o índice de diversidade de Simpson, o qual pondera maior valor para espécies dominantes, também não há diferença significativa entre as estações do ano, figura 10d, visto que os táxons dominantes entre os ambientes são os mesmos: Chironomidae e Hirudinidae, independentemente da sazonalidade. Já em relação aos usos da terra a diferença é significativa entre os tratamentos florestal e urbano que compartilham 31 táxons em comum no ambiente, enquanto riachos florestados e rurais não há diferença significativa, evidenciado na tabela 9, pois compartilham 49 táxons em comum, apresentando uma distribuição equitativa das famílias entre os ambientes.

Tabela 9. Análise de regressão da diferença de diversidade de Simpson entre riachos de diferentes usos da terra. Considerada diferença significativa $p\text{-value} < 0,05$.

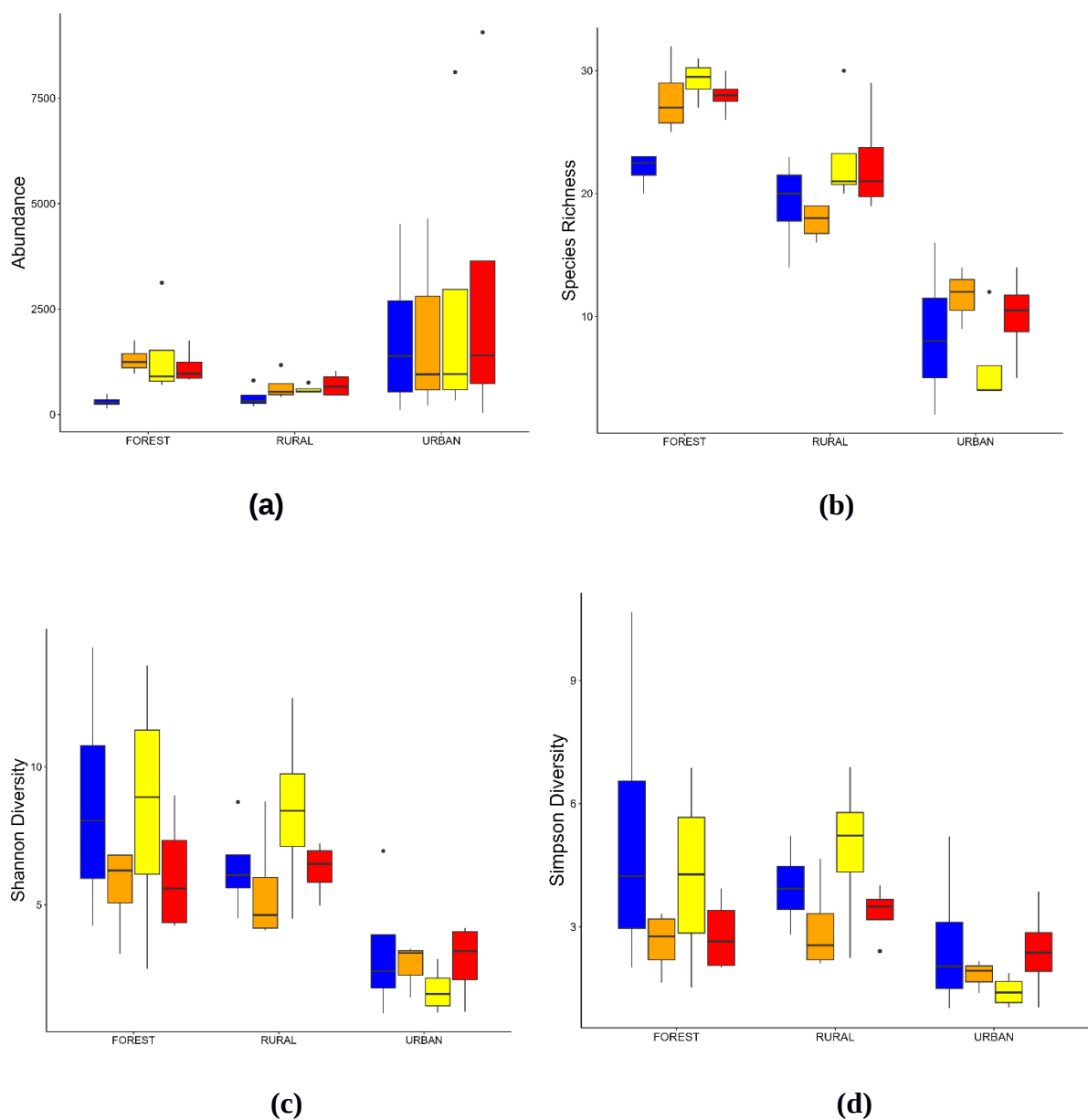
Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
Intercepto	1,318	0,129	10,201	<0,001
Uso Rural	0,015	0,182	0,085	0,931
Uso Urbano	-0,587	0,220	-2,661	<0,001

Cabe ressaltar que foi identificado a presença exclusiva de táxons para cada tratamento de uso da terra. Foram sete famílias para riachos florestados: Calamoceratidae, Polycentropodidae, Psychodidae, Psephenidae, Blephariceridae, Crambidae e Naucoridae; quatro famílias para os riachos rurais: Chaoboridae; Culicidae; Osmylidae e Pisidiidae; e, três famílias para riachos urbanos: Camaenidae; Hydrobiidae e Physidae.

Registramos evidências de maior abundância de táxons em ambientes urbanos, enquanto não há variação de abundância entre os riachos florestados e rurais. Por outro lado, a riqueza de

espécies é significativamente maior em riachos florestados, e decresce nos riachos rurais, apresentando menores valores em riachos urbanos. O mesmo padrão foi observado para os índices de diversidade, com tendência menos evidente, provavelmente reflexo da substituição das espécies.

Figura 10. Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim ao longo do gradiente do uso da terra florestado-rural-urbano: (a) abundância; (b) riqueza; (c) diversidade de Shannon; (d) diversidade de Simpson. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão).



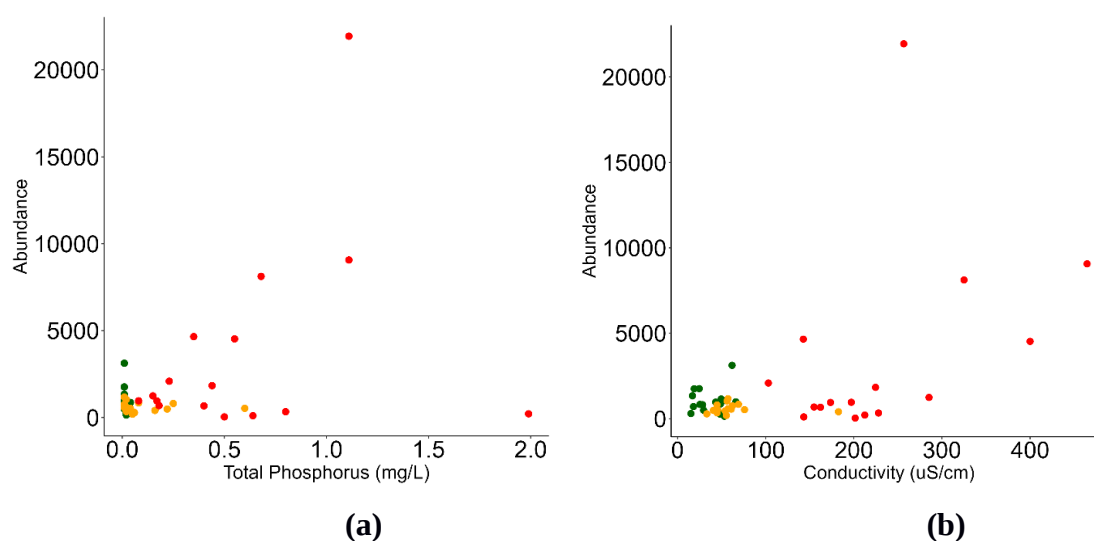
Relação entre os macroinvertebrados e as variáveis ambientais

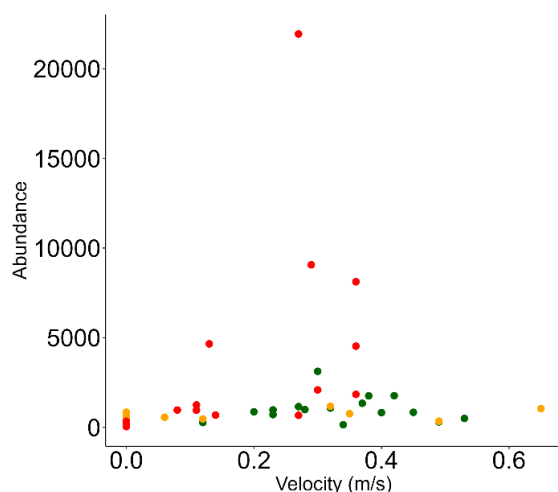
A abundância de espécies de macroinvertebrados bentônicos aumenta com o aumento da concentração de fósforo e da condutividade elétrica na água, sendo mais evidente em riachos urbanos. A influência da velocidade da água sobre a abundância foi significativa, devido à maior abundância de invertebrados em alguns dos riachos urbanos. Mas, não representa uma influência direta porque a maior abundância de invertebrados ocorreu em riachos com velocidade de água semelhante; no entanto, a remoção da velocidade do modelo produziu um pior ajuste, sendo o melhor apresentado. O Modelo Linear Generalizado com distribuição binomial negativa, com os três parâmetros explicou 53% da variação na abundância de invertebrados. Os dados estão organizados na tabela 10 e figura 11.

Tabela 10. Relação entre variáveis ambientais locais e abundância familiar de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa p-valor < 0,05. R² ajustado: 0,528.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> t)
Intercepto	5,859	0,228	25,672	<0,001
TP	0,922	0,425	2,168	0,030
Cond	0,003	0,001	2,465	0,013
Vel	2,691	0,677	3,975	<0,001

Figura 11. Variáveis ambientais que influenciam significativamente a abundância de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) fósforo total, (b) condutividade e (c) velocidade da água. As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).





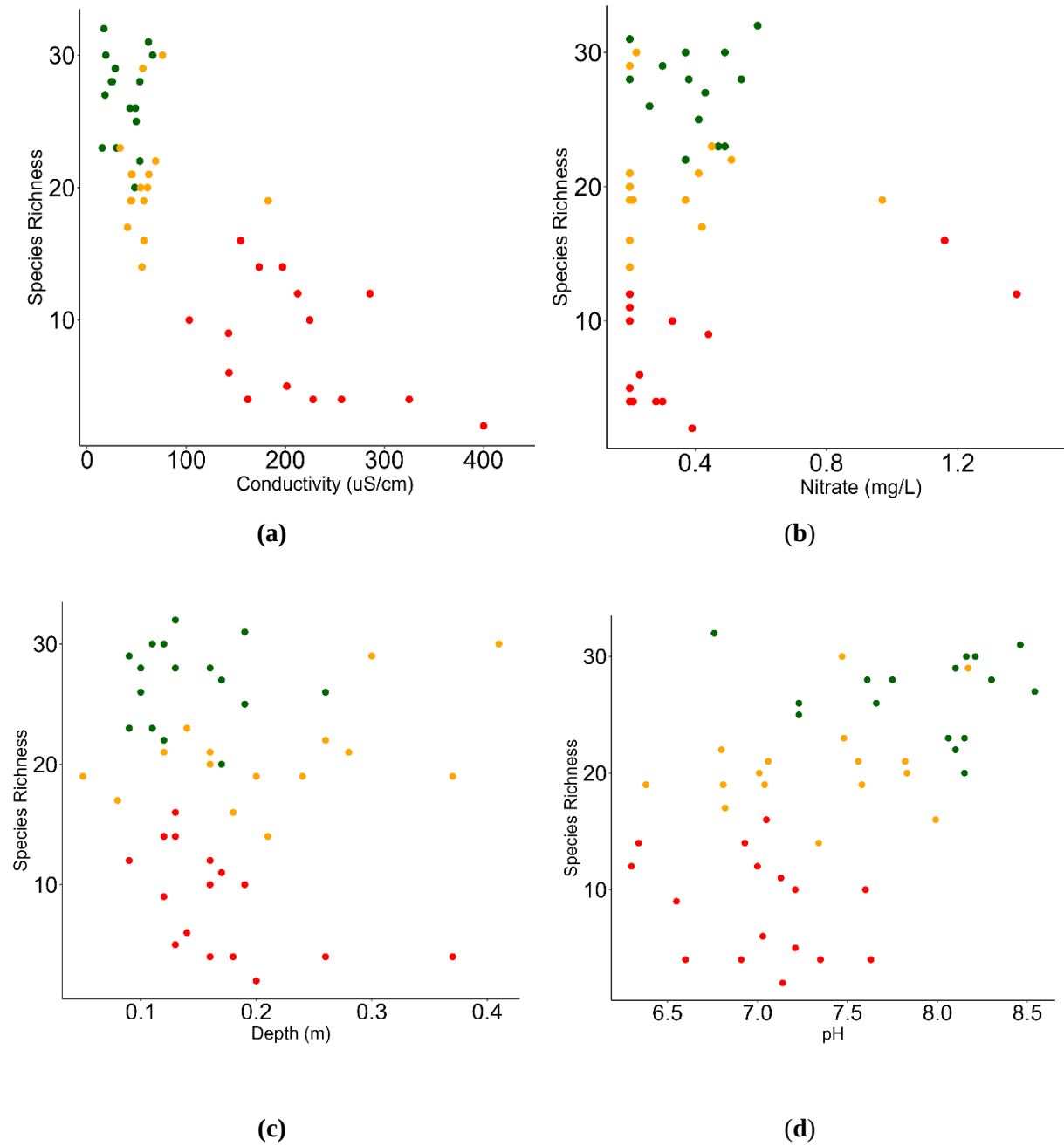
(c)

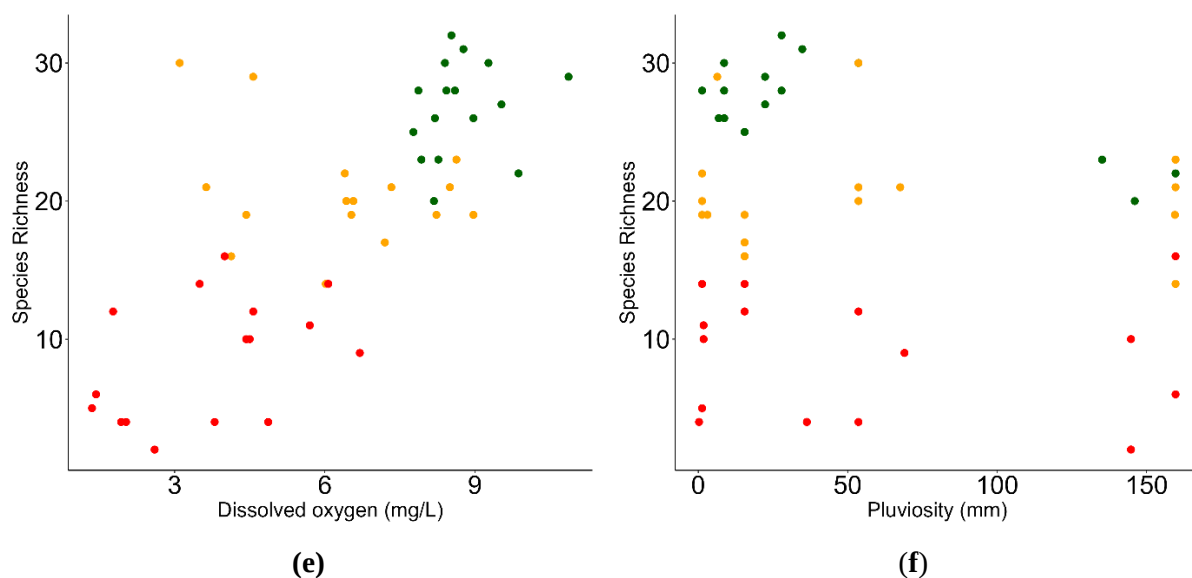
A riqueza das famílias aumenta com o aumento do pH e do oxigênio dissolvido; e diminui com o aumento da condutividade. Profundidade, nitrato e pluviosidade foram todos significativamente relacionados à riqueza familiar, no entanto, não há associação clara com a variável resposta e esses preditores devem ser avaliados com cautela. Modelos exploratórios sem esses preditores produziram um ajuste pior, então eles foram mantidos. As variáveis usadas explicaram 74% da variabilidade da riqueza familiar nos riachos. Os dados estão organizados abaixo na tabela 11 e figura 12.

Tabela 11. Relação entre variáveis ambientais locais e riqueza familiar de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa p-valor < 0,05. R^2 ajustado: 0,74.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> t)
Intercepto	-11.338	10.450	-1.085	0.284
Cond	-0.040	0.008	-5.030	<0.001
NO ₃	4.609	2.019	2.282	0.027
Dep	25.497	9.049	2.818	0.007
pH	2.878	1.410	2.041	0.047
DO	1.353	0.382	3.536	0.001
Pluv	-0.030	0.010	-2.766	0.008

Figura 12. Variáveis ambientais que influenciam a riqueza de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) condutividade, (b) nitrato, (c) profundidade, (d) pH, (e) oxigênio dissolvido e (f) pluviosidade. As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).



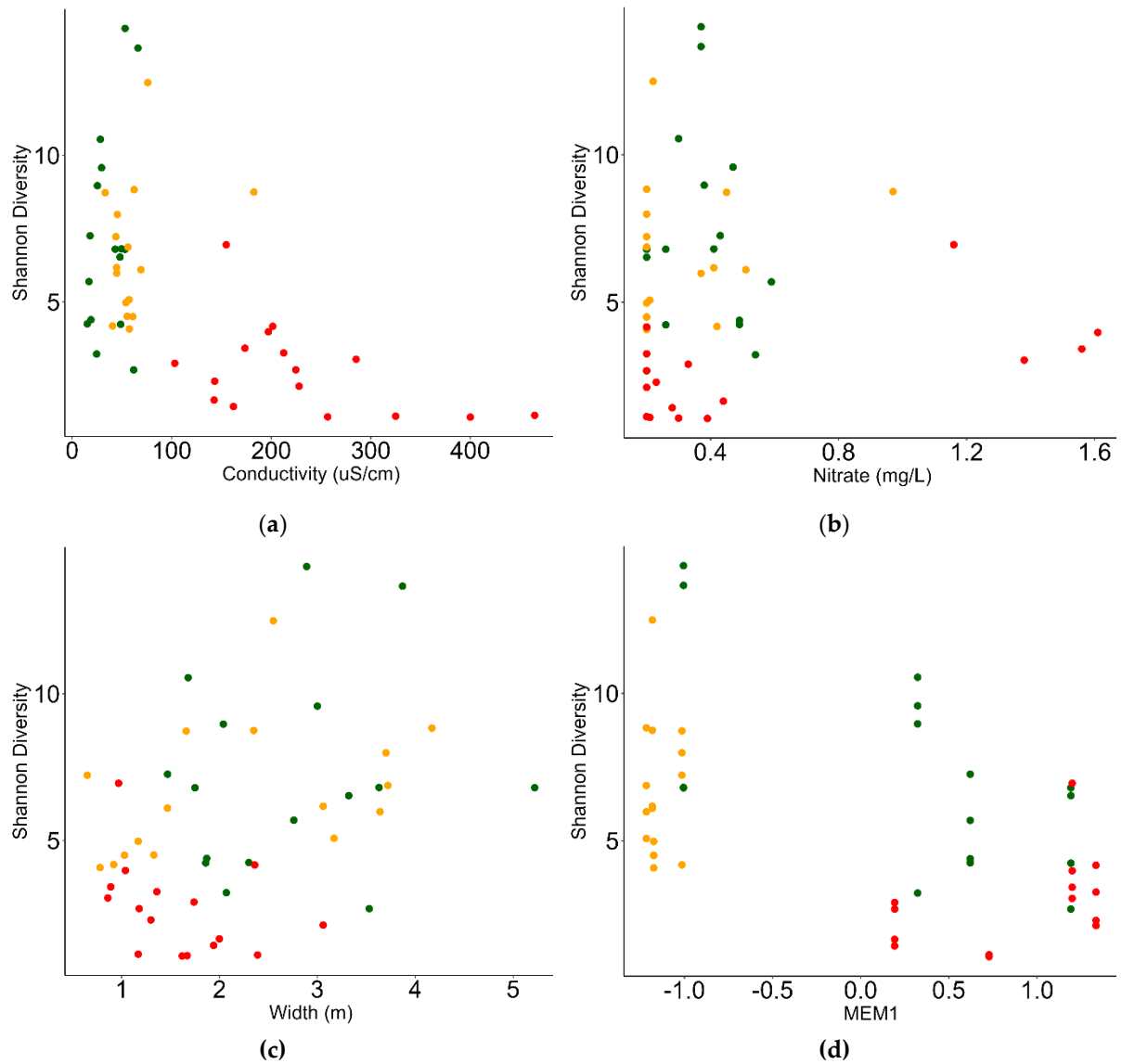


No total, 55% da variação do índice de diversidade de Shannon foi explicada por quatro variáveis. O índice aumenta com o aumento de nitrato e da largura do riacho; e diminui com o aumento da condutividade na água. Riachos mais próximos uns dos outros apresentam diversidade semelhante, e a diversidade diminui em locais mais urbanizados e nos riachos florestados mais próximos desses riachos urbanizados (MEM1). O modelo explicou 55% da resposta de diversidade de Shannon. Dados organizados abaixo na tabela 12 e figura 13.

Tabela 12. Relação entre variáveis ambientais locais e índice de diversidade de Shannon de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa p-valor < 0,05. R^2 ajustado: 0,55.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> t)
Intercepto	1.468	0.216	6.778	<0.001
Cond	-0.003	<0.001	-3.726	<0.001
NO ₃	0.536	0.228	2.355	0.018
Wid	0.139	0.058	2.367	0.017
MEM1	-0.196	0.069	-2.842	0.004

Figura 13. Variáveis ambientais que influenciam o índice de diversidade de Shannon na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) condutividade, (b) nitrato, (c) largura do riacho e (d) distância espacial entre riachos (MEM1). As cores representam os usos da terra (verde = florestado, laranja = rural e vermelho = urbano).

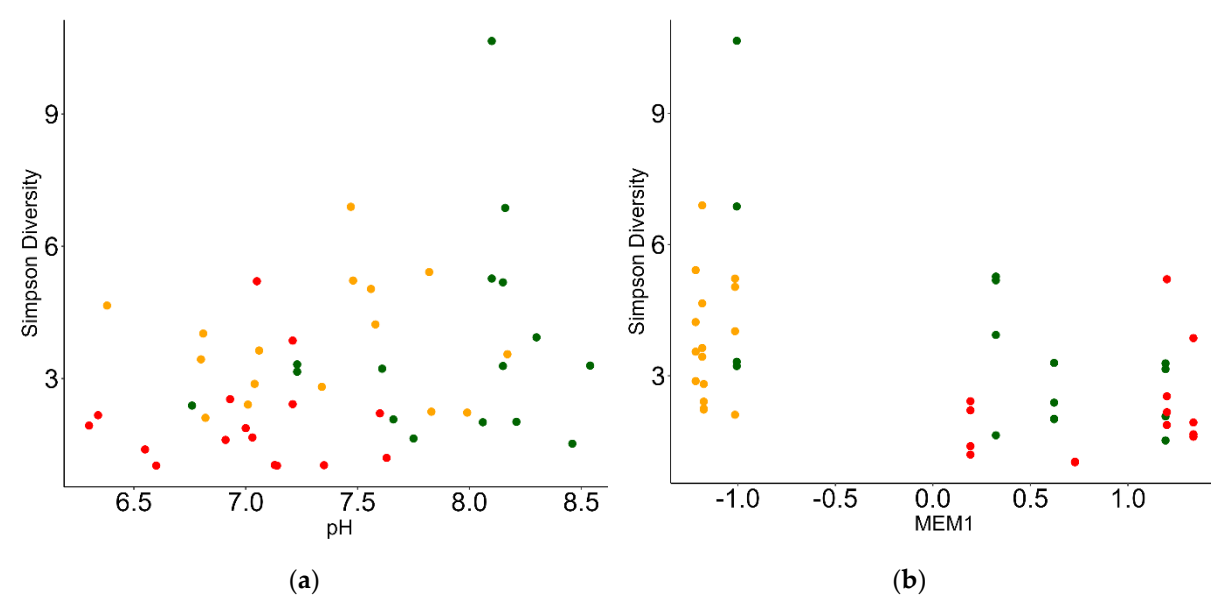


O índice de Simpson aumenta com o aumento do pH na água. Além disso, riachos mais próximos uns dos outros apresentam diversidade semelhante, e a diversidade diminui em locais urbanizados e nos riachos florestados mais próximos desses riachos urbanizados (MEM1). O modelo com ambos os parâmetros explicou 32% da variação do índice. Dados dispostos abaixo na tabela 13 e figura 14.

Tabela 13. Relação entre variáveis ambientais locais e índice de diversidade de Simpson de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa p-valor < 0,05. R² ajustado: 0,32.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> t)
Intercepto	-1.020	1.080	-0.944	0.345
pH	0.287	0.143	2.002	0.045
MEM1	-0.259	0.083	-3.097	<0.001

Figura 14. Variáveis ambientais que influenciam o índice de diversidade de Simpson na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) pH e (b) distância espacial entre riachos (MEM1). As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).



Discussão

Os diferentes usos da terra têm impacto significativo na abundância, riqueza e diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Enquanto a abundância pareceu mais afetada pela natureza urbana dos riachos, com uma diferença menos pronunciada entre riachos florestados e rurais, a riqueza das famílias diminui conforme o gradiente do ambiente florestado para o urbano. Além disso, a variação da sazonalidade foi apenas significativa para a riqueza. Comparando com dados da literatura em estudos de comunidades bentônicas em riachos, mostrou semelhança

para a riqueza (Baumgartner e Robinson, 2017; Bohus et al., 2023), mas diferiu para a abundância (Mykrã e Heino, 2017; Oester et al., 2022). Essa dissonância se deve às condições locais de amostragem, visto que os riachos são ambientes heterogêneos (Santos et al., 2023) e por apresentarem pequeno porte (Lafage et al., 2010) são suscetíveis a alterações de padrões de hábitat.

A mudança na paisagem gera mudanças nas condições ambientais locais, que refletem diretamente na comunidade biótica (Baumgartner e Robinson, 2017; Scotti et al., 2020). A abordagem da diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos teve origem nos Estados Unidos e utilizou três componentes da estrutura da comunidade - riqueza, uniformidade e abundância, para descrever a resposta da comunidade à qualidade ambiental (Metcalf, 1989). A remoção da vegetação natural promove o aumento do escoamento superficial de água, promovendo erosão e incubação de riachos (Birk et al., 2012; Lemes da Silva et al., 2020). Fato que corrobora com a redução da largura (área úmida) e profundidade de riachos em áreas urbanas e rurais, diagnosticada neste estudo. A necessidade de aumento de áreas agrícolas e/ou urbanas para atender às demandas da população (Loomer et al., 2023) reduz a heterogeneidade física dos riachos, bem como a diversidade do substrato (Gabetti et al., 2024). A comunidade bentônica é muito sensível ao tipo e composição do substrato, e os processos de assoreamento tendem a simplificar a composição da comunidade, favorecendo o domínio de poucas espécies adaptadas. O aumento da concentração de nutrientes, da condutividade elétrica e a diminuição da oxigenação na água também selecionam espécies mais resistentes às condições estressantes do ambiente (Baumgartner e Robinson, 2017; Bohus et al., 2023).

Foi evidenciado que os táxons das ordens Ephemeroptera (E), Plecoptera (P) e Trichoptera (T), que são sensíveis à degradação ambiental (Baumgartner e Robinson, 2017; Oester et al., 2023), sofreram um decréscimo na diversidade de acordo com o uso da terra: florestado (14 famílias) para rural (11 famílias) e urbano (3 famílias). Também, a substituição das famílias Blephariceridae (Diptera), Calamoceratidae (Trichoptera), Crambidae (Lepidoptera), Polycentropodidae (Trichoptera), Naucoridae (Hemiptera) e Psephenidae (Coleoptera), presentes no ambiente florestado, que se instalam em ambiente de fluxo lótico com alta oxigenação da água, pois são sensíveis às mudanças ambientais (Masese et al., 2020; Rimcheska e Vidinova, 2023), pelas famílias Hydrobiidae e Physidae, caramujos encontrados em ambientes urbanos, adaptados às condições estressoras do ambiente com fluxo lântico,

hipóxico e com alta concentração de nutrientes (Cope e Winterbourn, 2004; Baumgartner e Robinson, 2017).

Os dados obtidos no índice de diversidade de Shannon e Simpson seguiram o gradiente de uso da terra rural-florestado-urbano. Isso pode ser explicado pela Teoria do Distúrbio Intermediário (IDH) proposta por Connell (1978). De acordo com a teoria da IDH, em níveis intermediários de perturbação, como diagnosticado nos riachos em áreas rurais deste estudo, a diversidade é maximizada porque espécies que prosperam nos estágios sucessionais iniciais e tardios podem coexistir (Connell, 1978). A presença exclusiva no uso da terra rural das famílias Chaoboridae, Culicidae (Diptera), predadoras e de ambientes com fluxo lântico (Mugnai et al., 2010; Durán-Rodríguez et al., 2022); Osmilydae (Neuroptera), também predadora, mas de ambientes com fluxo lótico (Winterton et al., 2017); e, Pisidiidae, um bivalve filtrador que tolera ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio (Skalskaya et al., 2008), ratifica a coexistência de táxons com adaptações diferenciadas em ambientes com perturbação intermediária (rural), nos quais encontram condições para se estabelecerem. O IDH é um modelo de não equilíbrio usado para descrever a relação entre perturbação e diversidade de espécies (Wilkinson, 1999). Um exemplo dessa aplicabilidade às comunidades de macroinvertebrados bentônicos, análogo ao encontrado nesta pesquisa, foi realizado na República Tcheca, que demonstra a restauração de riachos anteriormente canalizados em um ambiente quase natural pode ser colonizado por macroinvertebrados, promovendo com sucesso a biodiversidade ao longo do tempo (de Donnová et al., 2022). Comunidades que sofrem perturbações no habitat, do gradiente para a florestado para o ambiente rural, têm o processo de sucessão retardada. As alterações locais aumentam o espaço e a possibilidade de instalação de comunidades bióticas, levando ao aumento da biodiversidade local por um período até ocorrer o clímax, ou equilíbrio dinâmico dessas comunidades, nesse novo ambiente.

As famílias dominantes nos riachos amostrados permaneceram consistentes ao longo do tempo, independentemente da sazonalidade. Riachos rurais e florestados apresentaram padrão de distribuição mais homogênea compartilhando a presença de 33 famílias em comum, enquanto a comparação de riachos florestados com urbanos apresentou 20 famílias em comum. Isto é exemplificado pela presença constante dos táxons dominantes Chironomidae e Hirudinidae em todos os usos da terra, seguidos pela família Simuliidae, asseverado em outros estudos (Baumgartner e Robinson, 2017; Wiederkehr et al., 2020; Gabetti et al., 2024). Embora os riachos florestais e rurais compartilhem um número substancial de táxons em comum e

apresentem uma distribuição equitativa das famílias entre os ambientes (Iñiguez-Arnijos et al., 2018), os riachos urbanos têm uma composição taxonômica com menor diversidade de dominantes (Bohus et al., 2023). Mudanças no uso da terra levam à dominância de táxons generalistas tolerantes (Chironomidae e Oligochaeta) e reduzem a diversidade taxonômica e funcional nesses locais (Lemes da Silva et al., 2020).

Maior abundância é comum em riachos urbanos (Martins et al., 2022), em função da dominância de Chironomidae (Arias et al., 2023). Nos ambientes mais preservados, temos competição entre espécies, o que tende a aumentar a diversidade e regular a abundância que compõem a comunidade. Estudos também sinalizaram o táxon Chironomidae sobrepondo o quantitativo para outras assembleias de macroinvertebrados bentônicos em ambientes impactados (Burdon et al., 2019; Lemes da Silva et al., 2020).

A presença exclusiva de táxons para cada tratamento de uso da terra apresentados neste estudo sugere que diferentes ambientes nos riachos abrigam famílias únicas (Luiza-Andrade et al., 2022). Salienta-se que a família Calamoceratidae (Trichoptera) depende da presença de fragmentos vegetais, pois se alimentam deles e constroem casulos para se abrigarem e se protegerem dos predadores (Mugnai et al., 2010; Tamaris-Turizo e Gómez, 2020). A ausência desse material impossibilita a permanência dessa família no ambiente. Esse padrão foi observado no gradiente de riqueza, florestado-rural-urbano, o que pode ser um reflexo da substituição de famílias expostas a diferentes condições ambientais (Baumgartner e Robinson, 2017; Masese et al., 2020; Scotti et al., 2020).

Riachos em ambientes florestados apresentaram velocidade da água maior que os demais usos da terra, característica de ambientes lóticos (Masese et al., 2020), com menor interferência antrópica, mantendo características naturais (Oester et al., 2023), em comparação a riachos em ambientes impactados, geralmente com fluxo lântico e/ou intermediário ambientais (Baumgartner e Robinson, 2017; Wiederkehr et al., 2020). Mesmo com a diferença de pluviosidade nos locais de amostragem, a velocidade da água não foi afetada nos diferentes usos da terra nas estações do ano. Fator dissonante com outros estudos em riachos (Mwaijengo et al., 2020; Santos et al., 2023). Isso ratifica a importância de se considerar a heterogeneidade do habitat ao estudar a biodiversidade em riachos (Santos et al., 2023).

Previmos que os índices de abundância, riqueza e diversidade seguiriam o gradiente de uso da terra florestal-rural-urbano, com influência sazonal, porém esse padrão seguiu apenas para a riqueza. Foi verificado que a abundância e diversidade na comunidade de

macroinvertebrados bentônicos depende não apenas de variáveis ambientais, mas também do componente espacial de distribuição dos riachos em uma bacia hidrográfica. A influência compartilhada de componentes ambientais (climáticos, hidromorfológicos, físicos e químicos) modulam as comunidades de macroinvertebrados (Santos et al., 2023). Riachos mais próximos entre si apresentam similaridade na composição das famílias, o que pode ser resultado de processos migratórios e/ou colonização pelo fluxo contínuo de água (Rasmussen et al., 2013; Mwaijengo et al., 2020).

Também antevimos o efeito cascata com aumento de nutrientes no gradiente de uso da terra, porém, diferiu do esperado em relação ao aumento da temperatura da água, onde não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, mesmo apresentando cinco locais de amostragem sem sombreamento (R1; R2; R4; U1 e U4) e dois parcialmente sombreados (R3 e U3). Isso provavelmente se deve ao período de amostragem ter ocorrido no início da manhã, período de menor irradiância solar na água (Masese et al., 2020), porém resultado contrário a demais estudos realizados em riachos (Scotti et al., 2020; Wiederkehr et al., 2020).

Por fim, a ocupação humana das áreas urbanas da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim apresentaram maior impacto na riqueza e diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Resultados diagnosticados em outros estudos (Wiederkehr et al., 2020; Bohus et al., 2023; Oester et al., 2023). Pondera-se que dos nove municípios que integram a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, 1.677,2 km² de território de drenagem, apenas três municípios contam com rede coletora de esgoto, ínfimos 174 km (Itajaí, 112 km; Ilhota, 16 km; Camboriú, 46 km) (IBGE, 2024). O lançamento de poluentes diretamente nos cursos hídricos, em regiões urbanizadas, está afetando as condições básicas de integridade dos processos ecológicos nessas unidades de paisagem. Portanto, a implantação de redes de tratamento de esgoto na área é emergente, bem como urge a necessidade de considerar o uso da terra para desenvolver estratégias de conservação e gestão que garantam a manutenção da biodiversidade dos riachos.

Conclusões

O estudo gerou novos conhecimentos sobre a ecologia em riachos subtropicais, mostrando a influência dos diferentes usos da terra nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos, independentemente da sazonalidade. Foi possível concluir que a distribuição

espacial dos riachos em uma bacia hidrográfica promove a similaridade na composição da biota bentônica entre unidades amostrais próximas, não sendo apenas as variáveis ambientais os fatores que interferem no processo de estabelecimento das assembleias nos ambientes.

Considerando que a amostragem ocorreu em riachos de 1ª e 2ª ordem, estes deveriam ser locais de referência em integridade ecológica, pois são o aporte inicial de drenagem em uma bacia hidrográfica. A contaminação das águas foi evidenciada pelos resultados das variáveis físico e química e pela presença dominante de táxons resistentes a esses ambientes estressores, em todos os usos da terra. Também, a variação expressiva da pluviosidade não alterou a riqueza e a diversidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. A região é acometida constantemente por inundações, o que sinaliza o estabelecimento das comunidades adaptadas frente a esse tipo de intempérie.

Em suma, suscita-se que novos estudos sejam realizados, tendo em vista que este foi um estudo pioneiro da comunidade bentônica na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, sinalizando que ocupação humana pode afetar a manutenção da biota no território. Conhecer a ecologia dos riachos permite inferir, com vistas à conservação e a saúde do ecossistema aquático, mantendo a biodiversidade e a integridade desses ecossistemas.

Capítulo III – Avaliação da integridade ambiental de riachos baseada na estrutura funcional dos macroinvertebrados bentônicos

O desenvolvimento deste capítulo deu origem a um resumo expandido, apresentado no evento: III Congresso Iberoamericano de Biogeografia | I Conferência Brasileira de Biogeografia e Mudanças Climáticas | XIII Congresso Español de Biogeografía - São Paulo, USP. O mesmo pode ser consultado na íntegra em:

- Bohn, I. C.; Cionek, V. d. M.; Costa, V. S. C. d.; Silva, A. L. L. d.; Branco, J. O. 2025. Avaliação da integridade ambiental de riachos: um território em transformação. In: Disponível em: <https://www.even3.com.br/anais/Biogeografia-iCBB-iiiCIB-xiiiCEB/835598-AVALIACAO-DA-INTEGRIDADE-AMBIENTAL-DE-RIACHOS-UM-TERRITORIO-EM-TRANSFORMACAO>. ISBN: 978-65-272-12089

Introdução

A integridade ambiental dos ecossistemas de água doce está ameaçada por múltiplos impactos humanos em escalas locais e globais (Mammola et al., 2021; Paz et al., 2023; Bohn et al., 2024). Em resposta à crescente ameaça de perda de biodiversidade, estudos têm sido direcionados à exploração e previsão das consequências de perturbações antropogênicas em comunidades aquáticas (Price et al., 2019; Bohus et al., 2023). De acordo com Balbour et al. (1999), a integridade ambiental compreende um conjunto de métricas que permite avaliar a salubridade de um ecossistema aquático, fundamentado em três componentes principais (Balbour): o habitat (uso da terra); a qualidade física e química da água; e as condições biológicas. Apesar do número crescente de pesquisas na área (Smol et al., 2005; Mouton et al., 2020; Baker, et al., 2023), ainda não está claro como a diversidade biológica e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos são governados sob condições naturais e como são impactados pela atividade humana (Schmera et al., 2017).

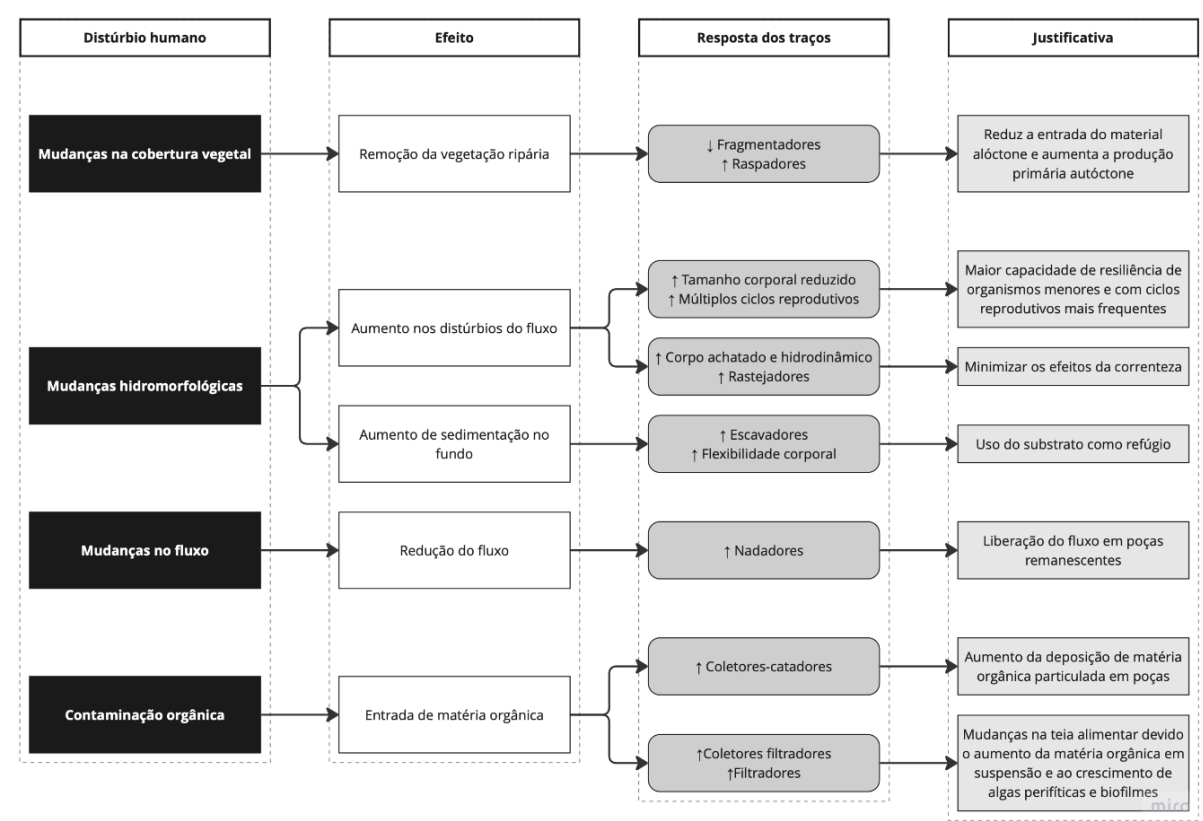
Nas bacias hidrográficas, a intensificação das atividades antrópicas no entorno dos cursos hídricos gera um conjunto de distúrbios que respondem diretamente na composição das comunidades aquáticas, de acordo com o uso da terra (Price et al., 2019; Bohn et al., 2024). Alterações como a simplificação da morfologia dos canais, mudanças na composição do substrato dentro do rio, a perda de vegetação ribeirinha (Luo et al., 2018; Paz et al., 2018) e a contaminação da água por poluição inorgânica e orgânica por meio do uso de pesticidas, fertilizantes e esgotamento sanitário, respectivamente (Solis et al., 2019; Lemes da Silva et al., 2024) são alterações que afetam negativamente as comunidades ribeirinhas. A substituição de espécies sensíveis por tolerantes (Feld et al., 2016; Bohn et al., 2024) e a perda funcional, por filtragem ambiental, onde espécies com apenas um conjunto específico de características podem persistir sob intensificação do uso da terra, resulta em alterações no nível do funcionamento do ecossistema (Lemes da Silva et al., 2024).

Utilizar a biota para avaliar a condição ecológica do ecossistema é uma estratégia para identificar e quantificar impactos ambientais (Villéger et al., 2018), sob a premissa de que a presença/ausência de táxons específicos em um determinado local reflete sua qualidade ambiental (Keck et al., 2017; Paz et al., 2018). Bioindicadores como peixes, macrófitas, diatomáceas e macroinvertebrados bentônicos são um dos grupos mais amplamente utilizados em estudos de bioavaliação (Resh, 2008). Os macroinvertebrados bentônicos, organismos que

habitam entre o solo e a coluna de água, são sensíveis a uma gama de estressores ambientais e, portanto, uma ferramenta útil para avaliar a integridade ambiental em riachos (Miserendino et al., 2011; Paz et al., 2023).

Características biológicas de invertebrados aquáticos, como hábitos alimentares (grupos tróficos funcionais) e modo de locomoção (modo de vida), respondem aos aspectos do fluxo hídrico, como disponibilidade de alimentos/nutrientes, tipo de substrato e regime hidrológico; e, em funções ecológicas importantes na ciclagem de nutrientes, decomposição, acumulação de biomassa (Lemes da Silva et al., 2024). De acordo com Castro et. al. (2018) o conjunto dessas características biológicas podem responder a previsões de distúrbios ambientais (figura 15).

Figura 15. Representação gráfica mostrando previsões de respostas a características biológicas dos de macroinvertebrados bentônicos à impactos humanos. Os impactos humanos podem aumentar (↑) ou diminuir (↓) a abundância de uma categoria de característica (adaptado: Feio e Dolédec, 2012; Castro et al., 2018).



Comumente, a literatura explora os impactos das mudanças no uso da terra a partir de métricas taxonômicas ou índices bióticos, ou seja, uma abordagem taxonômica das comunidades aquáticas (Jiang et al., 2021; Paz et al., 2023). No entanto, nas últimas três

décadas, a abordagem funcional foi adicionada aos estudos ecológicos, pois ajuda a entender as relações entre a estrutura da comunidade e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, os quais enfrentam múltiplos estressores (Dolédec et al., 1999; Hering et al., 2015; Lemes da Silva et al., 2024).

A diversidade funcional de comunidades é definida como a diversidade de características presentes em uma comunidade, ponderada por suas abundâncias (Villéger et al., 2010). Nessa, cada espécie contribui para o funcionamento do ecossistema por meio de suas características funcionais (alimentação; modo de vida), que estabelecem a relação entre as condições ambientais e as características das espécies (adaptações) que habitam esse local (Múrria et al., 2020; Schmera et. al., 2022). Isto posto, assume-se que as perdas de espécies resultam em uma perda semelhante de diversidade de características funcionais.

Desde 1999, muitos índices de diversidade funcional foram publicados e incluem como classificações o número de grupos funcionais, quanto a soma (Walker et al., 1999) ou média - Entropia Quadrática - de distâncias funcionais entre pares de espécies no espaço de características funcionais multivariadas (Botta-Dukat, 2005); distâncias entre espécies ao longo de classificações hierárquicas - Diversidade Funcional - (Petchey e Gaston, 2002); e, a distribuição de abundância ao longo de eixos de características funcionais - Variância da Diversidade Funcional - (Mason et al., 2003). Entretanto, Mason et al. (2005) argumentaram que a diversidade funcional não pode ser resumida por um único número, propondo então que a diversidade funcional seja composta de três componentes independentes e quantificados separadamente: riqueza funcional, uniformidade funcional e divergência funcional. O interesse em compor a diversidade funcional em três componentes independentes é fornecer mais detalhes no diagnóstico dos mecanismos que ligam a biodiversidade ao funcionamento do ecossistema (Villéger et al., 2008).

A riqueza funcional (FRic) é estimada usando o índice de volume do casco convexo existente, ou seja, pode ser definida como o espaço ocupado pelas espécies dentro de um conjunto, independentemente de sua abundância (Villéger et al., 2008). Já o índice de uniformidade funcional (FEve) é baseado na árvore de abrangência mínima que vincula todas as espécies no espaço funcional multidimensional, isto é, quantifica a regularidade com que as abundâncias das espécies são distribuídas ao longo da árvore de abrangência (Pakeman, 2014). Por fim, a divergência funcional (FDiv) é a medida que quantifica como as espécies divergem em suas distâncias (ponderadas por sua abundância) do centro de gravidade no espaço funcional

(Mason et al., 2005). Conforme pesquisas de Cadotte et al. (2011) e Gagic et al. (2015) a diversidade funcional deve ser incorporada ao estudo ecológico, almejando à tomada de decisões de conservação e restauração, especialmente para aqueles esforços que tentam reconstruir ou preservar ecossistemas saudáveis e funcionais. Por suposto, a composição dos três índices como métrica identifica a homogeneização funcional de um ecossistema, que revela a redução da capacidade das comunidades aquáticas de lidar com estresses futuros, incluindo mudanças climáticas, comprometendo ainda mais a biodiversidade e o funcionamento ecossistêmico desses riachos (Brauns et al., 2022; Paz et al., 2023).

Considerando os riachos o aporte hídrico propulsor para a manutenção do fluxo em bacias hidrográficas (Bohn Vieira et al., 2022b); e, sua vulnerabilidade frente às alterações no uso da terra por impactos antrópicos (Price et al., 2019; Lemes da Silva et al., 2024), é emergente compreender como a integridade ambiental do ecossistema pode influenciar na composição da estrutura funcional dos macroinvertebrados bentônicos. Nesse cenário, a presente investigação em riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC), permitiu avaliar duas áreas principais: (i) a composição funcional das assembleias de macroinvertebrados bentônicos presentes em riachos de primeira e segunda ordem, em diferentes usos da terra; e, (ii) identificar a influência das variáveis ambientais na composição dos índices de riqueza funcional (FRic); uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) das comunidades aquáticas.

Concebendo que a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim - localizada na região do Vale do Itajaí (SC) - aporta hidricamente nove municípios em sua rede de drenagem e integra uma das sete sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do rio Itajaí, com atividades de captação de água para abastecimento público e esgotamento sanitário superior às demais sub-bacias do seu território (Bohn Vieira et al., 2022a), antevimos as seguintes hipóteses: (i) perda da diversidade funcional dos invertebrados aquáticos no gradiente do uso da terra florestado>rural>urbano, devido às alterações ambientais associadas à intensificação das atividades antrópicas; e, (ii) influência das variáveis ambientais na diversidade funcional dos macroinvertebrados bentônicos, com redução da integridade ambiental dos riachos ao longo do gradiente do uso da terra.

É esperado que riachos florestados, com águas rasas, oxigenadas, sombreadas e presença de matéria orgânica grossa (folhas e galhos), os organismos dominantes sejam fragmentadores e raspadores, com dieta herbívora e modo de vida agarrador, escalador (ordens Trichoptera e Plecoptera) e rastejador (ordem Ephemeroptera), sensíveis às alterações

ambientais (Castro et al., 2018; Paz et al., 2022; Lemes da Silva et al., 2024). Já em riachos de áreas rurais, que apresentam canais mais largos, com maior incidência solar e crescimento de macrófitas aquáticas e algas, seja um ambiente de prevalência para organismos coletores-catadores e raspadores, com dieta detritívora ou carnívora e com modo de locomoção agarrador, nadador (ordem Diptera - insetos) e patinador (ordem Hemiptera: Gerridae, Veliidae) (Paz et al., 2018; Yadamsuren et al., 2020; Jiang et al., 2021). E, em ambientes urbanizados, mais impactados por ações antrópicas, com águas de fluxo lântico, hipóxicas e com acúmulo de matéria orgânica fina, os organismos dominantes sejam coletores-filtradores (bivalves) e predadores (insetos), com dieta abrangendo as três categorias e modo de vida escavador, nadador ou rastejador, adaptados a homogeneização do hábitat (Schmera et al., 2022; Conceição et al., 2020; Paz et al., 2022).

Sustentando as hipóteses supracitadas, o objetivo desse estudo é avaliar a integridade ambiental dos riachos (IA), considerando como parâmetros os efeitos das mudanças no uso da terra, a qualidade da água e a diversidade funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos ao longo das estações do ano, na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Essa linha de pesquisa servirá como referência para estudos de comunidades bentônicas em riachos, tendo em vista que não há referencial no território em questão, bem como poderá aprimorar estratégias de conservação e monitoramento ambiental, contribuindo para a manutenção da integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos, frente às crescentes pressões antrópicas.

Metodologia

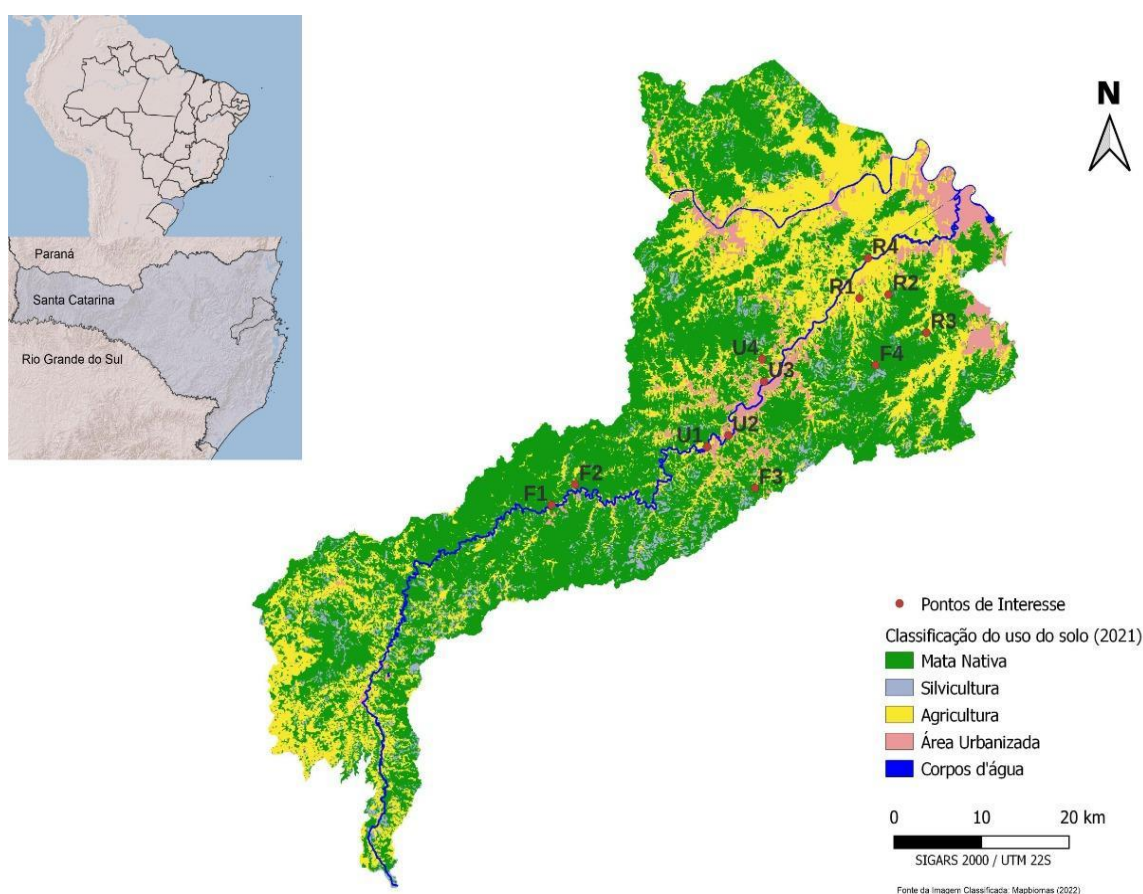
Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, integra uma das sete sub-bacias que compõem a bacia hidrográfica do rio Itajaí, pertencente a região hidrográfica da Vertente Atlântico Sul (Bohn Vieira et al., 2022a). O rio Itajaí-mirim está inserido no bioma de Mata Atlântica, em área de Floresta Ombrófila Densa, com elevado índice de umidade e baixa amplitude térmica, devido à influência oceânica. No contínuo do rio, existem áreas ocupadas por mineração de areia, agricultura - principalmente o cultivo de arroz - e urbanização, com aporte industrial direcionado a área têxtil (Roedel et al., 2024). Nos últimos 10 anos, o aumento da ocupação humana nos nove municípios que integram a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim,

aproximadamente 25,8% da população (IBGE, 2010; 2020) - 453.071 habitantes no ano de 2010 e 569.979 habitantes em 2020 -, tem comprometido a integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos desse território (Bohn et al., 2024).

Portanto, foram investigados 12 riachos de primeira e segunda ordem (Strahler, 1957) - sendo quatro riachos para cada uso da terra: florestado (F1-F4); rural (R1-R4) e urbano (U1-U4), distribuídos em cinco municípios: Botuverá, Brusque, Ilhota, Camboriú e Itajaí; na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, região do Vale do Itajaí (SC) (figura 16).

Figura 16. Localização dos sítios amostrais e respectivos usos da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.



Os riachos localizados nas regiões florestadas (F1- F4), apresentam fluxo lótico com habitats que intercalam corredeiras e remansos; substrato variando entre rochas grandes e pequenas com deposição e acúmulo de galhos e folhas; sendo sombreados pela cobertura vegetal do entorno. Os riachos localizados nas regiões agricultáveis (R1 – R4) são mais homogêneos, com substrato arenoso e/ou argiloso de menor granulometria; fluxo de água inferior às regiões florestadas e incidência solar direta, por apresentarem apenas cobertura

vegetal rasteira e/ou inexistente. Já os riachos localizados na área urbana (U1 – U4), apresentam um ambiente homogêneo, com fluxo lântico, substrato fino e águas com odor compatível com processos de degradação, pigmentada e óleo sobrenadante, característicos do despejo de resíduos industriais e esgotamento sanitário diretamente no curso hídrico.

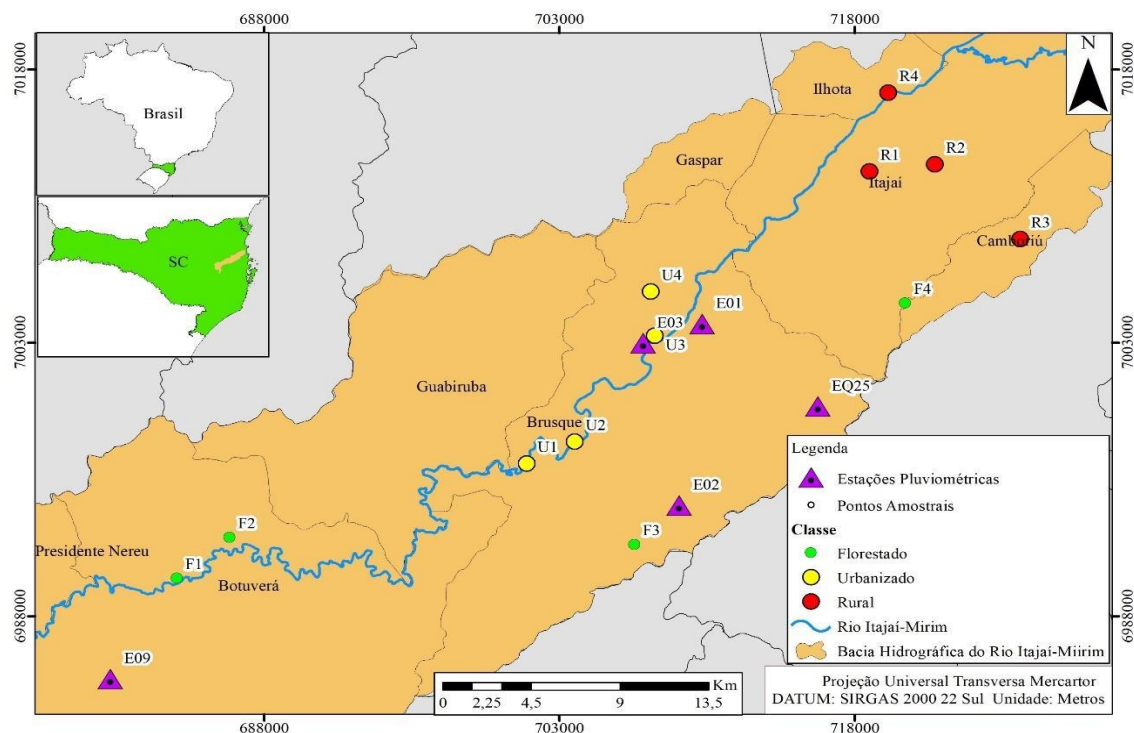
Amostragem de campo

A amostragem das variáveis ambientais dos riachos e da biota (macroinvertebrados bentônicos), ocorreram sazonalmente em: fevereiro (verão); maio (outono); julho (inverno) e novembro (primavera) de 2022, nos 12 sítios distribuídos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

A metodologia de coleta e identificação dos macroinvertebrados bentônicos está descrita no Capítulo II, seção metodologia “Amostragem dos macroinvertebrados bentônicos”. Da mesma forma, a metodologia de aferição das variáveis ambientais: largura do riacho (Wid), velocidade da água (Vel), profundidade (Dep), pluviosidade (Pluv), pH da água; oxigênio dissolvido (OD); condutividade elétrica (Cond), temperatura da água (Temp), fósforo total (TP), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e nitrogênio amoniacal (NH_4); encontra-se descrita no mesmo capítulo, seção “Variáveis ambientais”.

Considerando que a região de estudo é acometida por intempéries climáticas - enxurradas recorrentes -, além de considerar o índice de compacidade para escolha dos sítios amostrais (Capítulo I), também foram selecionadas estações meteorológicas distantes no máximo a 20 km dos pontos amostrais para obtenção dos dados da pluviosidade (figura 17), haja vista que riachos podem alterar o fluxo mesmo com baixo índice de pluviosidade.

Figura 17. Localização das estações meteorológicas em relação aos sítios amostrais na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.



Características funcionais, modo de vida e dieta dos macroinvertebrados bentônicos

Três características biológicas e, respectivas 14 categorias funcionais que representam os macroinvertebrados bentônicos foram selecionadas para compor esse estudo: características funcionais; modo de vida (locomoção) e dieta. Para características funcionais: (i) Grupo de alimentação funcional (FFG): Coletor-catador, Coletor-filtrador, Fragmentador, Predador e Raspador (quadro 3); (ii) Modo de locomoção: Agarrador, Escalador, Escavador, Nadador, Patinador e Rastejador (quadro 4); e, para preferência de dieta: (iii) Carnívoro, Detritívoro e Herbívoro (quadro 3) (Cummins et al., 2005; Merritt et al., 2017).

Essas características biológicas e suas 14 categorias (tabela 14) foram previamente identificadas para responder a integridade ambiental dos riachos, considerando a perturbação antropogênica nos diferentes usos da terra: florestado, rural e urbano (Cummins et al., 2005; Dolédec et al., 2011; Serra et al., 2019; Paz et al., 2022; Lemes da Silva et al., 2024).

Quadro 3. Classificação dos Grupos de Alimentação Funcional (FFG) e recursos alimentares (Cummins et al., 2005; Merritt et al., 2017). CPOM = Matéria Orgânica Particulada Grossa; FPOM = Matéria Orgânica Particulada Fina.

Grupos funcionais	Mecanismos de alimentação por tamanho de partícula	Recursos alimentares dominantes	Faixa de tamanho da partícula do alimento (mm)
Coletores catadores	Alimentadores por depósito - ingerem sedimentos ou coletam partículas soltas em áreas deposicionais. Geralmente são detritívoros.	FPOM - partículas detriticas em decomposição; algas; bactérias e fezes.	0.05 - 1.0
Coletores filtradores	Alimentadores por suspensão - filtram partículas da coluna d'água. Podem ser herbívoros ou detritívoros.	FPOM - partículas detriticas em decomposição; algas; bactérias e fezes	0.01 - 1.0
Fragmentadores	Mastigam serrapilheira condicionada ou tecido de planta vascular viva ou roem madeira. Podem ser herbívoros ou detritívoros.	CPOM - plantas vasculares em decomposição ou hidrófita viva.	> 1.0
Predadores	Capturam e engolem presas ou tecidos, ingerem fluidos corporais. São carnívoros.	Presas - animais vivos ou em partes.	> 0.5
Raspadores	Pastam em superfícies de rochas, madeira ou caules de plantas aquáticas enraizadas. Geralmente são herbívoros.	Perifíton - algas não-filamentosas aderidas e detritos associados; microflora; fauna e fezes.	0.01 - 1.0

Quadro 4. Categorização do modo de vida (locomoção) dos macroinvertebrados bentônicos e respectiva descrição comportamental e morfológica (Merritt et al., 2017).

Categoria	Descrição
Agarrador	Os representantes possuem adaptações comportamentais (construção fixa de refúgios) e morfológicas (longas e curvadas garras tarsais; achatamento dorsoventral e guelras ventrais como uma ventosa) para se fixarem em superfícies de corredeiras de riachos rochosas
Escalador	São adaptados para viver em hidrófitas vasculares ou detritos orgânicos (galhos pendurados, raízes e vegetação ao longo de riachos) com modificações para se mover verticalmente em superfícies de caules.
Escavador	Habitam os sedimentos finos de riachos (piscinas) e lagos. Alguns constroem tocas discretas, que podem ter tubos de areia se estendendo acima da superfície do substrato ou os indivíduos podem cavar através do sedimento. Alguns escavam (cavam túneis) em hastes de plantas, folhas ou raízes (mineradores).

Categoria	Descrição
Nadador	São adaptados para nadar como peixes em habitats lóticos ou lênticos. Os indivíduos geralmente se agarram a objetos submersos como rochas (corredeiras lóticas) ou plantas vasculares (lênticas), entre curtos períodos de natação.
Patinador	São adaptados a deslizar sobre a superfície, devido a tensão superficial da água, onde se alimentam como necrófagos (predadores) de organismos presos na película da superfície.
Rastejador	Habitam a superfície de folhas flutuantes de hidrófitas vasculares ou sedimentos finos, geralmente com modificações para permanecer sobre o substrato e manter as superfícies respiratórias livres de lodo.

Índices de Diversidade Funcional

Para analisar a diversidade funcional das comunidades de macroinvertebrados nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim foram calculados três índices de Diversidade Funcional (FD): (1) a Riqueza Funcional (FRic); (2) a Uniformidade Funcional (FEve) e (3) a Divergência Funcional (FDiv). Os índices foram calculados utilizando a função dbFD do pacote FD. A justificativa pela escolha dos índices encontra-se descrita no quadro 5.

Quadro 5. Principais conceitos dos Índices de Diversidade Funcional e justificativas da inclusão no estudo.

Índice	Abreviação	Conceito	Justificativa da inclusão
Riqueza Funcional	FRic	Corresponde à razão entre o hiper volume preenchido por cada comunidade no espaço funcional e ao preenchido por todos os táxons que ocorrem no espaço funcional (Múrria et al., 2020). Corresponde à quantidade de espaço funcional por todas as espécies dentro de uma determinada comunidade em relação ao espaço funcional regional, ou seja, a quantidade de espaço de característica funcional ocupado pela espécie (Mason et al., 2005).	É um índice de diversidade funcional complementar à riqueza taxonômica. Fornece informações sobre o tamanho do espaço funcional de uma comunidade e como ele muda ao longo do tempo e espaço (Mammola et al., 2005).

Índice	Abreviação	Conceito	Justificativa da inclusão
Uniformidade Funcional	FEve	Corresponde a uma medida de regularidade dos táxons em todo o espaço funcional (Múrria et al., 2020). É a distribuição de abundâncias em todo o espaço funcional, ou seja, entre as características (Pakeman, 2014). Distribuição da abundância entre caracteres funcionais (Mason et al., 2005).	É um índice de diversidade funcional complementar a uniformidade taxonômica que mede o quão comuns ou “abundantes” certas características são, dentro de um espaço funcional. Fornece uma indicação da simetria do espaço funcional (Micheli; Halpern, 2005).
Divergência Funcional	FDiv	Corresponde ao grau em que a distribuição de abundância maximiza as diferenças em caracteres funcionais dentro da comunidade (Mason et al., 2005). É a medida usando um novo índice que quantifica como as espécies divergem em suas distâncias (ponderadas por sua abundância) do centro de gravidade no espaço funcional (Villéger et al., 2008).	É um índice de diversidade funcional que é independente da riqueza de espécies. É valorado a contribuição de cada espécie, proporcional a sua abundância (Villéger et al., 2008).

Análise dos dados

A avaliação exploratória da distribuição das diferentes categorias de traços funcionais foi realizada com o cálculo de frequência relativa. A fim de avaliar os padrões de variação espaço-temporais dos descritores da comunidade bentônica, foram aplicados aos dados o teste de Kruskal – Wallis assumindo como variável resposta os índices de diversidade funcional: Riqueza Funcional (FRic), Uniformidade Funcional (FEve) e Divergência Funcional (FDiv) (separadamente), e como variáveis preditoras (separadamente) as estações do ano e categorias

de uso da terra (floresta, rural, urbano). Estes dados foram previamente submetidos a análises de variância e modelos lineares generalizados (com distribuição de poisson e binomial negativa), mas os dados não atenderam aos pressupostos, e os resíduos apresentaram padrão compatível com heterocedasticidade e sobredispersão, inviabilizando a interpretação.

Com o objetivo de explorar a distribuição dos trechos amostrais em função da composição de atributos funcionais da comunidade de macroinvertebrados, utilizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA).

Com o objetivo de avaliar a associação das variáveis ambientais com os descritores das comunidades bentônicas, foram aplicados aos dados testes de Correlação de Pearson, entre os índices de diversidade funcional FRic; FEve e FDiv (separadamente), e com os parâmetros limnológicos e físicos. Os testes foram realizados com fósforo total (TP), condutividade da água (Cond), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), nitrogênio amoniacal (NH₄), profundidade (Dep), temperatura (Temp), largura (Wid), potencial hidrogeniônico (pH), velocidade da água (Vel), oxigênio dissolvido (DO) e pluviosidade (Pluv).

Resultados

Mudanças nos traços funcionais, modo de vida e dieta dos macroinvertebrados bentônicos em função do uso da terra

Foram coletados 83.520 macroinvertebrados bentônicos pertencentes a 67 famílias e 23 ordens. Dentre a diversidade dessas famílias, foram classificados quanto ao FFG: 11 coletores-catadores; 7 coletores-filtradores; 8 fragmentadores; 27 predadores e 14 raspadores; ao modo de locomoção: 15 agarradores, cinco escaladores, 11 escavadores, 16 nadadores, três patinadores e 17 rastejadores; e, quanto a alimentação: 27 carnívoros, 19 detritívoros e 21 herbívoros (tabela 14). Foi possível identificar que existe diferença entre os grupos funcionais e o uso da terra.

Considerando a diversidade das famílias em relação ao uso do solo, os coletores-catadores apresentaram maior diversidade em ambiente florestado, seguido pelo ambiente rural e urbano. Cinco táxons estavam presentes em todos os ambientes, cinco compartilharam o ambiente florestado e rural, sendo quatro deles representados pela ordem Ephemeroptera e, a

família Psychodidae (Diptera) estava presente somente no ambiente florestado. A alimentação é exclusivamente detritívora e o modo de vida, é predominante escavador, seguido por nadador e rastejador, sendo apenas as famílias Caenidae e Leptophlebiidae (Ephemeroptera) escalador e agarrador, respectivamente.

Os fragmentadores também apresentaram maior diversidade em ambiente florestado, seguido dos ambientes rural e urbano. Destes, as famílias Crambidae (Lepdoptera) e Calamoceratidae (Trichoptera) foram encontradas somente no ambiente florestado e apenas o gênero *Macrobrachium* (Crustacea) estava presente nos três usos da terra. A alimentação é herbívora e detritívora na mesma proporção e quanto ao modo de vida, é predominante rastejador, seguido de escalador. Apenas o gênero *Macrobrachium* (Crustacea) é nadador.

Os coletores-filtradores foram evidenciados com maior diversidade em ambiente rural, seguido pelos ambientes florestado e urbano, sendo a família Culicidae (Diptera) exclusiva no ambiente rural e a família Polycentropodidae (Trichoptera) exclusiva no ambiente florestado. A alimentação é predominantemente herbívora, sendo duas famílias detritívora e uma carnívora (Polycentropodidae). Quanto a locomoção, é predominante agarrador, seguido por escavador e nadador na mesma proporção.

Os predadores também tiveram maior diversidade no ambiente rural, seguidos do ambiente florestado e urbano. Foram identificadas 15 famílias coexistindo nos três ambientes, 9 famílias presentes em ambientes florestado e rural; e, as famílias Chaoboridae (Diptera) e Osmylidae (Neuroptera) presentes apenas no ambiente rural e a família Naucoridae (Heteroptera) identificada somente no ambiente florestado. A alimentação é predominantemente carnívora, excetuando-se a ordem Nematoda, detritívora. Quanto ao modo de vida, é predominante rastejador, seguido de nadador, agarrador, escavador e patinador na mesma proporção. Os patinadores pertencem exclusivamente a ordem Hemiptera, famílias: Gerridae, Mesoveliidae e Veliidae.

Por fim, os raspadores apresentaram o mesmo número de táxons no ambiente urbano e florestado, mas superior ao ambiente rural. Entretanto, foram identificadas duas famílias exclusivas no ambiente florestado, Psephenidae (Coleoptera) e Blephariceridae (Diptera), herbívoros, com modo de vida agarrador e predominantes em águas lóticas; diferentemente das três famílias exclusivas em ambiente urbano, Camaenidae (Stylommatophora), Physidae (Basommatophora) e Hydrobiidae (Littorinimorpha), moluscos adaptados às condições estressoras do ambiente, com respiração pulmonar, vivendo em ambientes lênticos. A

alimentação é predominantemente herbívora, excetuando-se a família Camaenidae (Stylommatophora), detritívora. Quanto ao modo de vida, é predominante agarrador, sendo rastejadores, nadadores e escavadores na mesma proporção, identificada apenas a família Planorbidae (Basommatophora) como escalador.

Tabela 14. Classificação Taxonômica; Grupos de alimentação funcional (FFG) (Functional Feeding Groups), Locomoção e dieta de macroinvertebrados bentônicos encontrados em cada sítio amostral por uso da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. FFG: **COGA** - Coletor-catador (Gathering-collectors); **COFI** - Coletor-filtrador (Filtering-collectors); **SHR** - Fragmentador (Shredders); **PRE** - Predador (Predators); **SCR** - Raspador (Scrapers). Locomoção: **CLG** - (Clingers) Agarrador; **CLB** - (Climber) Escalador; **BUR** - (Burrower) Escavador; **SWI** - (Swimmer) nadador; **SKA** - (Skaters) Patinador; **CRA** - (Crawler) Rastejador. Dieta: **CAR** - Carnívoro; **DET** - Detritívoro; **HER** - Herbívoro. Uso da terra: **F** - Florestado; **R** - Rural; **U** - Urbano.

Táxons		FFG	Locomoção	Dieta	Uso da Terra
Acari	Hydracarina	SCR	CLG	HER	F; R; U
Amphipoda	Hyalellidae	SHR	CRA	DET	F; U
Annelida	Hirudinidae	PRE	CRA	CAR	F; R; U
	Oligochaeta	COGA	BUR	DET	F; R; U
Architaenioglossa	Ampullariidae	SCR	CLG	HER	R; U
Arthropoda	Collembola	COGA	CRA	DET	F; R; U
Basommatophora	Ancylidae	SCR	CRA	HER	F; R; U
	Physidae	SCR	CLG	HER	U
	Planorbidae	SCR	CLB	HER	F; R; U
Caenogastropoda	Thiaridae	SCR	CLG	HER	F; R; U
Coleoptera	Dytiscidae	PRE	SWI	CAR	F; R; U
	Elmidae	COGA	CRA	DET	F; R; U
	Girinidae	PRE	SWI	CAR	F; R; U
	Haliplidae	SHR	CLB	HER	F; U
	Hydrophilidae	PRE	CRA	CAR	F; R
	Psephenidae	SCR	CLG	HER	F
	Staphylinidae	PRE	CLG	CAR	F; R
Crustacea	<i>Macrobrachium</i>	SHR	SWI	HER	F; R; U
	Ostracoda	COGA	SWI	DET	F; R
Diptera	Blephariceridae	SCR	CLG	HER	F
	Ceratopogonidae	COGA	BUR	DET	F; R; U
	Chaoboridae	PRE	CRA	CAR	R
	Chironomidae	COGA	BUR	DET	F; R; U
	Culicidae	COFI	SWI	HER	R
	Empididae	PRE	CRA	CAR	F; R; U
	Psychodidae	COGA	BUR	DET	F
	Simuliidae	COFI	CLG	DET	F; R; U
	Syrphidae	COFI	BUR	DET	F; R
	Tabanidae	PRE	CRA	CAR	F; R; U
	Tipulidae	PRE	BUR	CAR	F; R; U

Táxons		FFG	Locomoção	Dieta	Uso da Terra
Ephemeroptera	Baetidae	COGA	SWI	DET	F; R
	Caenidae	COGA	CLB	DET	F; R
	Leptophlebiidae	COGA	CLG	DET	F; R
	Leptohyphidae	COGA	SWI	DET	F; R
Hemiptera	Belostomatidae	PRE	SWI	CAR	F; R; U
	Corixidae	SCR	SWI	HER	F; R
	Gerridae	PRE	SKA	CAR	F; R
	Mesoveliidae	PRE	SKA	CAR	F; R; U
	Pleidae	PRE	SWI	CAR	F; R
	Veliidae	PRE	SKA	CAR	F; R; U
Heteroptera	Naucoridae	PRE	SWI	CAR	F
Lepidoptera	Crambidae	SHR	CLB	HER	F
	Pyralidae	SHR	CLB	HER	F; R
Littorinimorpha	Hydrobiidae	SCR	BUR	HER	U
Megaloptera	Corydalidae	PRE	CLG	CAR	F; R
Nematoda	Nematoda	PRE	BUR	DET	F; R; U
Neuroptera	Osmylidae	PRE	CRA	CAR	R
Odonata	Aeshnidae	PRE	CRA	CAR	F; R; U
	Calopterigidae	PRE	SWI	CAR	F; R; U
	Coenagrionidae	PRE	CRA	CAR	F; R
	Dictyodidae	PRE	SWI	CAR	F; R; U
	Gomphidae	PRE	BUR	CAR	F; R
	Libellulidae	PRE	SWI	CAR	F; R; U
	Megapodagrionidae	PRE	CRA	CAR	F; R
Plecoptera	Gripopterygidae	SHR	CRA	DET	F; R
	Perlidae	PRE	CLG	CAR	F; R
Stylommatophora	Camaenidae	SCR	CRA	DET	U
Trichoptera	Calamoceratidae	SHR	CRA	DET	F
	Helicopsychidae	SCR	BUR	HER	F; U
	Hydropsychidae	PRE	CLG	CAR	F; R; U
	Hydroptilidae	SCR	CLG	HER	F; R
	Leptoceridae	SCR	SWI	HER	F; R; U
	Limnephilidae	SHR	CRA	DET	F; R
	Philopotamidae	COFI	CLG	HER	F; R
	Polycentropodidae	COFI	CLG	CAR	F
Veneroida	Pisidiidae	COFI	BUR	HER	R; U
	Sphaeriidae	COFI	SWI	HER	F; R; U

Comparando os resultados da diversidade dos táxons com a abundância relativa dos macroinvertebrados bentônicos, nos FFG, somente a abundância relativa dos fragmentadores segue o mesmo gradiente de uso da terra para diversidade: florestado>rural>urbano, os demais são diferentes. Os coletores-catadores tiveram maior diversidade em ambiente florestado, mas com maior abundância no uso da terra urbano (72.55%). Os coletores-filtradores apresentaram maior diversidade no ambiente rural, mas isso representou 53.03% da abundância relativa desse

grupo. Os predadores apresentaram maior diversidade no ambiente rural, mas a abundância relativa é maior no ambiente urbano (60,74%). E, para o FFG raspadores, havia uma igualdade de diversidade entre o uso do solo florestado e urbano, mas quando comparado a abundância dos indivíduos, os valores sofrem um decréscimo de 40,6% para 23,27%, respectivamente (tabela 15). Isto posto ratifica a utilização dos diferentes índices de diversidade neste estudo, uma vez que a Riqueza Funcional (FRic) considera a diversidade taxonômica e a Uniformidade Funcional (FEve) e Divergência Funcional (FDiv) contemplam o grau de abundância dos indivíduos.

Quanto a locomoção, agarradores e escaladores apresentaram maior abundância no ambiente florestado (45,02% e 42,21%, respectivamente), representados pelas ordens Trichoptera e Plechoptera que utilizam os galhos e folhas para construir seus refúgios. Nadadores foram mais representativos no ambiente rural (50.66%), adaptados a ambientes lóticos (Ephemeroptera; Trichoptera) e lênticos (Coleoptera; Odonata, Crustacea). Com exceção da família Naucoridae (Heteroptera), todos os demais representantes deste traço encontraram-se no ambiente rural. Rastejadores e escavadores apresentaram maior abundância em ambiente urbano. Com adaptações para se locomoverem no sedimento fino e cavar túneis, são representados principalmente pelas famílias: Collembola (Arthropoda), Hirudinidae (Annelida), Elmidae (Coleoptera) – rastejadores – e, Oligochaeta (Annelida), Chironomidae (Diptera) e ordem Nematoda – escavadores. Por fim, os patinadores com maior abundância no ambiente florestado, foram exclusivos da ordem Hemiptera, representados por três famílias: Mesoveliidae e Veliidae, presentes nos três usos do solo e a família Gerridae habitando o ambiente florestado e rural (tabelas 14 e 15).

Considerando a dieta dos macroinvertebrados bentônicos em relação ao uso da terra os detritívoros dominaram todos os ambientes, sendo mais evidenciado em ambiente urbano (71,02% indivíduos) devido a presença da família Chironomidae. Os carnívoros foram mais comuns na área urbana (59,60%) e florestada (27,80%); e os herbívoros foram mais representativos em ambiente rural (40,97%) e florestado (36,25%) (tabela 15).

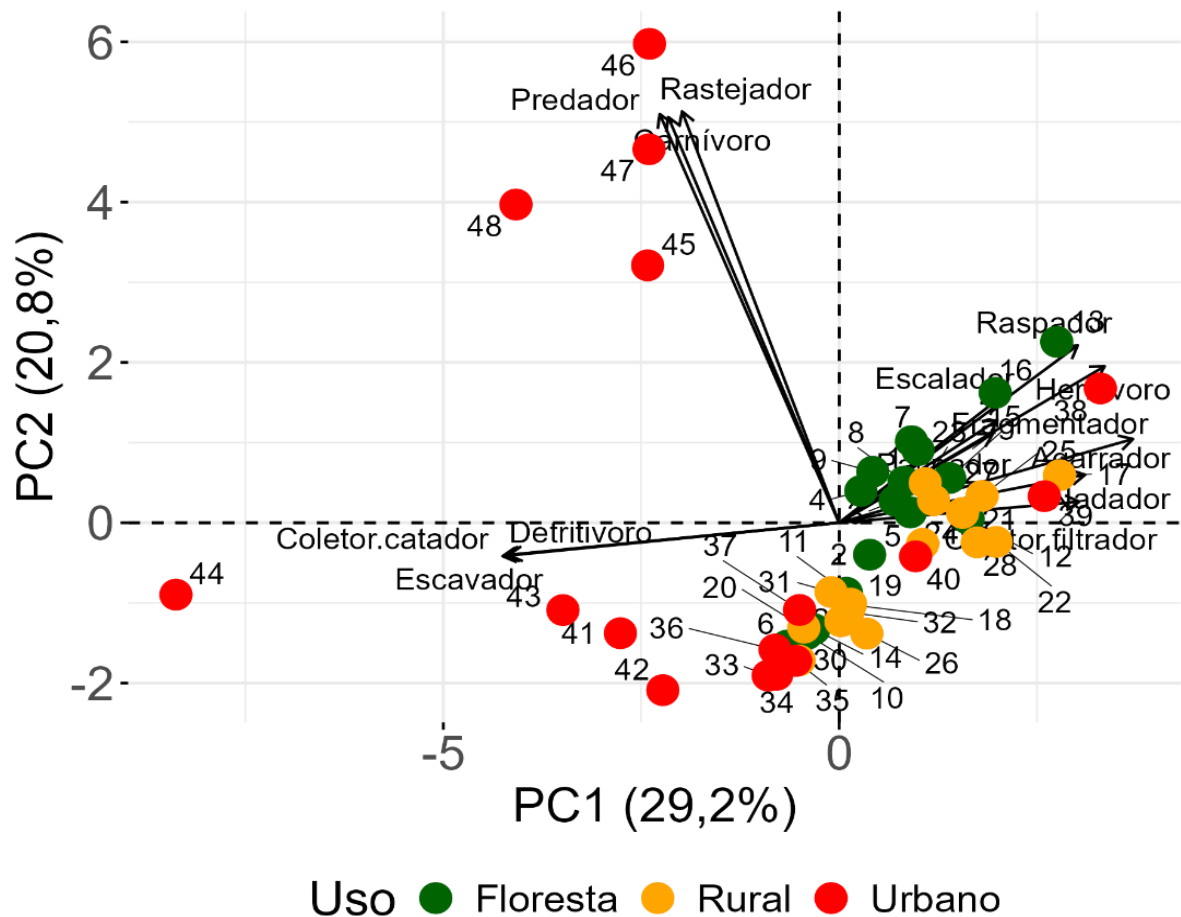
Tabela 15. Abundância relativa dos traços dos macroinvertebrados bentônicos (Grupo trófico funcional e locomoção) e o percentual da representatividade de cada categoria por uso da terra (Florestado, Rural e Urbano).

Traços	Categorias	Uso da terra			Total
		Florestado	Rural	Urbano	
		%	%	%	%
Grupos tróficos funcionais	Coletor-catador	18,05	9,40	72,55	100
	Coletor-filtrador	20,50	53,03	26,47	100
	Fragmentador	85,68	9,90	4,42	100
	Predador	26,77	12,49	60,74	100
	Raspador	40,60	36,13	23,27	100
Locomoção	Agarrador	45,02	35,56	19,42	100
	Escalador	42,21	34,68	23,11	100
	Escavador	16,18	7,78	76,04	100
	Nadador	43,90	50,66	5,44	100
	Patinador	56,00	40,00	4,00	100
	Rastejador	29,65	13,80	56,54	100
Dieta	Carnívoro	27,80	12,60	59,60	100
	Detritívoro	18,72	10,26	71,02	100
	Herbívoro	36,25	40,97	22,78	100

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada como ferramenta estatística para avaliar a relação entre a composição de macroinvertebrados bentônicos e os diferentes usos da terra nos riachos estudados, permitindo identificar padrões de distribuição e associação de espécies com ambientes urbanos, rurais e florestados. Também, a aplicação do teste visou reduzir a complexidade dos dados e evidenciar as variações mais significativas nos traços ecológicos dos macroinvertebrados. Os dados de entrada incluíram informações sobre o modo de vida e a alimentação dos macroinvertebrados bentônicos coletados, bem como a classificação do uso do solo em seus entornos. Os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) da Análise dos Componentes Principais (PCA) explicaram 50% da diferença dos traços dos macroinvertebrados bentônicos em relação ao uso da terra e revelaram uma segregação mais evidente dos riachos localizados no ambiente urbano e maior similaridade de características entre riachos em ambiente florestado e rural. A PC1 explicou (29,2%) da

variação total. Macroinvertebrados bentônicos predadores e coletores-catadores com modo de vida rastejador, escavador e alimentação detritívora, carnívora; são positivamente correlacionados com os riachos presentes no ambiente urbano. A PC2 explicou 20,8% da variação total. Macroinvertebrados bentônicos fragmentadores, raspadores com modo de vida agarrador e escalador, herbívoros são correlacionados com riachos localizados em ambiente florestado. Riachos em ambientes rurais compartilham similaridade de características com riachos em ambientes florestados pela sobreposição dos pontos, mas com maior evidência de coletores-filtradores nesse ambiente (figura 18).

Figura 18. Análise dos Componentes principais (PCA) baseada nos traços funcionais, modo de vida e dieta dos macroinvertebrados bentônicos dos riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. As cores representam os usos da terra (verde = florestado; laranja = rural; vermelho = urbano).



Os pontos urbanos representados pelos números 45, 46, 47 e 48, correspondem aos pontos amostrais U4 e U3 (riachos urbanos), com assembleias bentônicas de traços funcionais, modo de vida e locomoção mais próximos entre si. Vale ressaltar a abundância da família

Hirudinidae no ponto amostral U4 e a família Chironomidae no U3, ambos organismos adaptados a ambientes com níveis elevados de poluição e baixa quantidade de oxigênio. Já o ponto amostral U2 (38-41), demonstrou uma variabilidade de características, semelhante ao ambiente florestado no verão e outono; ao rural no inverno. Este local fica na região central do município de Brusque (SC), mas com vegetação nas proximidades. Isso pode refletir na inserção ou não do esgotamento sanitário e industrial no curso da água, influenciando a resistência da biota, ou mesmo no processo de autodepuração. O ponto amostral F2 (6-9) (riacho florestado) apresentou traços semelhantes aos riachos urbanos e rurais, somente na estação verão. Esse local é propriedade particular, com área de lazer na cachoeira e pode ter sido influenciado pela visita frequente ao local na referida estação. Os pontos amostrais R1 (18-21) e R2 (22-25) (riachos rurais) apresentaram traços mais próximos aos riachos em ambientes florestados, e apresentam maior proximidade geográfica entre eles, enquanto o ponto amostral R4 (30-33) ficou próximo dos traços evidenciados no ambiente urbano. O R4 é localizado no interior do município de Ilhota (SC), inserido entre uma plantação de arroz e a pavimentação da rodovia, o que pode contribuir para a proximidade dos traços com o ambiente urbano. (figuras 17 e 18).

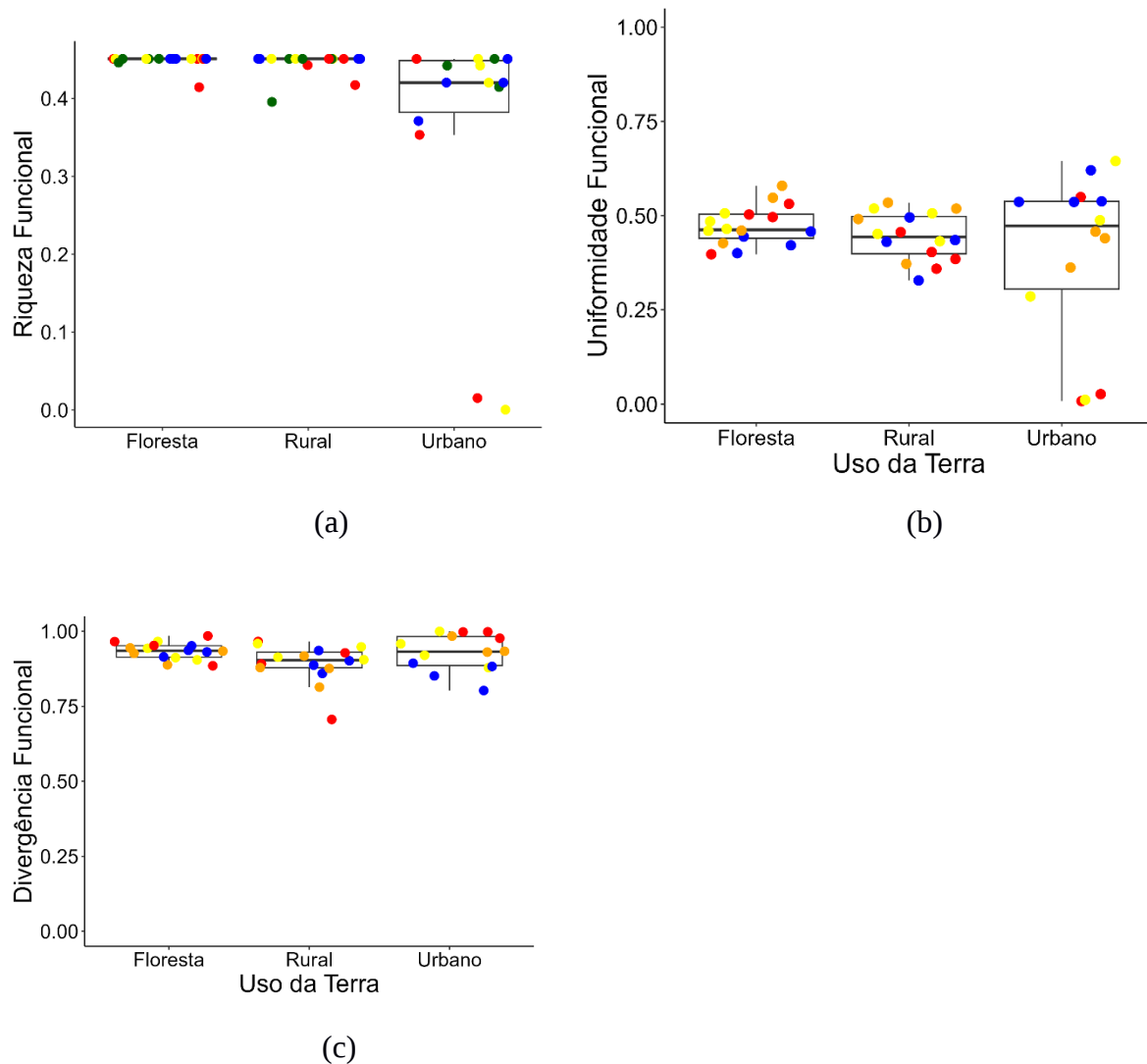
Variação da Diversidade Funcional em função do uso da terra

A Riqueza Funcional (FRic) é menor nos riachos urbanos, em comparação com riachos florestados e rurais, mas não há diferença funcional entre riachos florestados e rurais. Não existe diferença entre os índices de Uniformidade Funcional (FEve) e a Divergência Funcional (FDiv) em função do uso da terra, independentemente do período sazonal (tabela 16 e figura 19).

Tabela 16. Relação entre os Índices de Diversidade Funcional dos macroinvertebrados bentônicos e os diferentes usos da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Índice	H	Gl	p-valor	Post-hoc
Riqueza funcional (FRic)	14,686	2	0,0006	F = R U < F U < R
Uniformidade funcional (FEve)	1,167	2	0,557	
Divergência funcional (FDiv)	4,758	2	0,092	

Figura 19. Estrutura Funcional das comunidades bentônicas nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim ao longo do gradiente do uso da terra floresta-rural-urbano: (a) Riqueza Funcional; (b) Uniformidade Funcional (c) Divergência funcional. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão).



Considerando que não há diferença no índice de FRic entre riachos em ambientes florestados e rurais, mas há diferença entre riachos florestados e urbanos, sendo uma análise realizada com base no número de táxons que desempenham determinada função no ambiente e não por identidade taxonômica, verificou-se que em ambientes florestados para rurais há uma redução de quatro famílias pertencentes ao grupo dos fragmentadores, enquanto florestado para urbano são cinco. Para coletores-catadores, entre florestados e rurais há a redução de apenas uma família, já entre florestado e urbano são 6 famílias. Coletores-filtradores, apresentam a diferença de uma família entre os ambientes florestados e rurais e duas famílias em relação ao

ambiente florestado e urbano. Para os predadores também há um decréscimo dos táxons ambiente ao florestado para o urbano, 25 para 15, respectivamente; e apenas uma família entre florestado e rural. Por fim, os raspadores apresentaram o mesmo número de táxons entre o ambiente florestado para o urbano.

A inexistência da diferença entre os índices de Uniformidade Funcional (FEve) e Divergência Funcional (FDiv) em função do uso da terra, relaciona-se dominância de grupos funcionais nos períodos amostrados, nos quais os traços das espécies são substituídos de forma equilibrada e com abundância relativa semelhante, de acordo com suas respostas às características ambientais. Famílias como Chironomidae e Hirudinidae foram dominantes entre os usos da terra, já aportados no Capítulo 2, com o resultado do Índice de diversidade de Simpson.

Relação entre os Índices de Diversidade Funcional e as variáveis ambientais

Os índices de diversidade funcional não apresentaram diferença significativa, independentemente da amplitude da variação dos parâmetros limnológicos nos riachos. A baixa correlação entre a riqueza funcional de macroinvertebrados e as variáveis ambientais, pode indicar que variações na qualidade físico-química da água não estão explicando diretamente as diferenças na diversidade funcional das comunidades bentônicas. A interpretação precisa contemplar para além das variáveis ambientais, como: complexidade ecológica, resiliência e adaptação das comunidades, escala espacial e temporal e influência de outros fatores antropogênicos. Algumas ponderações puderam ser realizadas para Riqueza Funcional (FRic) e Uniformidade Funcional (FEve).

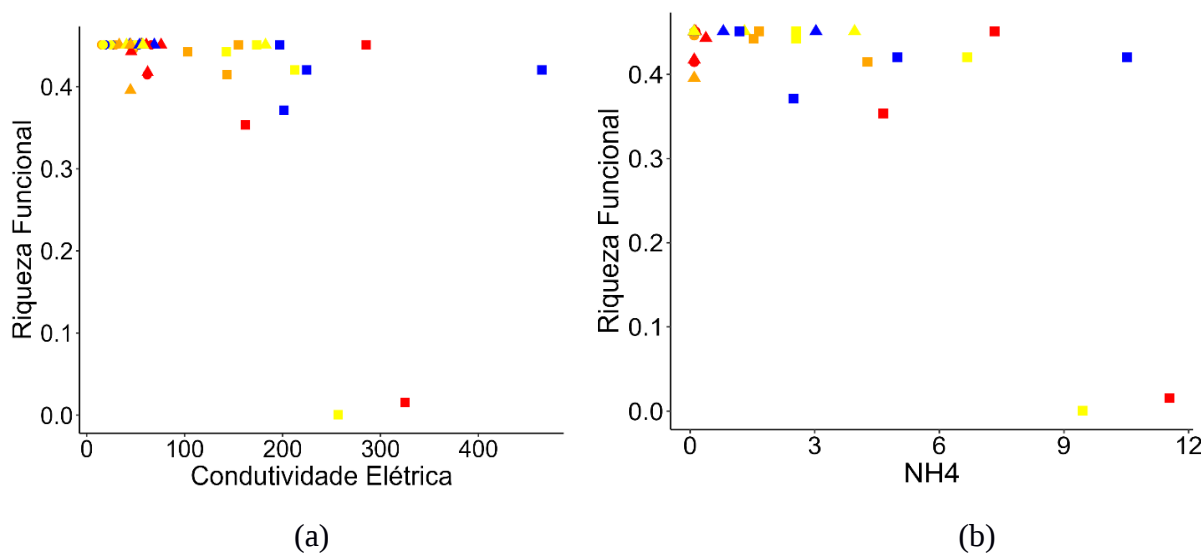
O índice de Riqueza Funcional (FRic) dos macroinvertebrados bentônicos apresentou uma correlação negativa moderada com o nitrogênio amoniacal (NH₄) e fraca com o fósforo total (TP) e a condutividade elétrica (Cond). Sugere que o aumento desses nutrientes na água, por incremento de esgotamento sanitário (matéria orgânica), pode comprometer a manutenção da diversidade funcional das comunidades aquáticas. Já, a correlação positiva com o oxigênio dissolvido (OD), mesmo fraca, demonstra uma associação entre o aumento da disponibilidade de oxigênio dissolvido na água e o aumento da FRic (tabela 17 e figura 20).

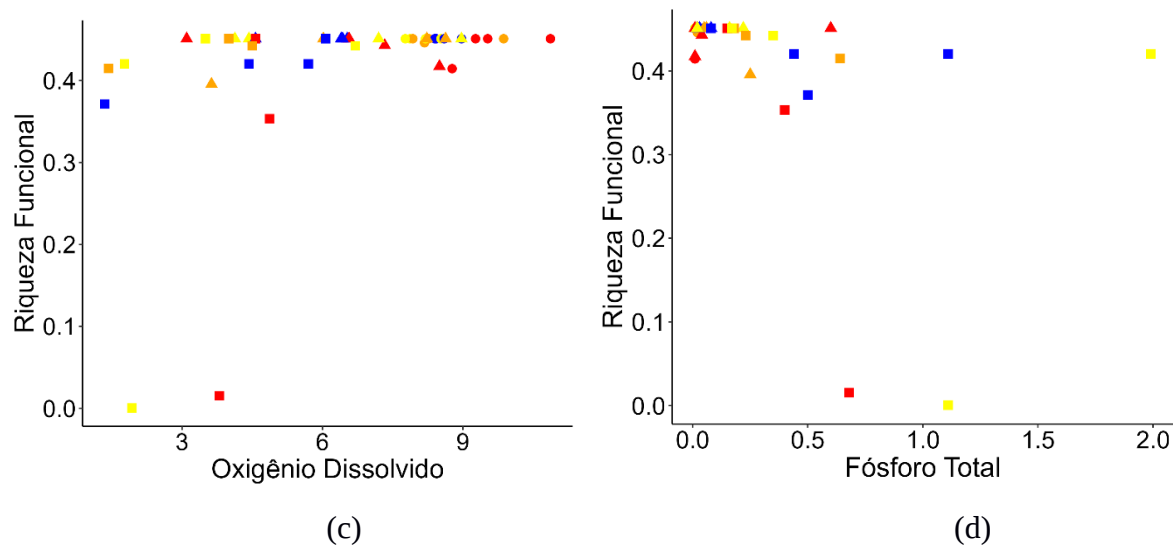
Tabela 17. Correlação entre variáveis ambientais locais e índice de Diversidade Funcional (FD), Riqueza Funcional (FRic) das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa p-valor $\leq 0,05$. Cor = coeficiente de correlação.

Variáveis ambientais	FD	Cor	p-value
Cond	FRic	-0,494	<0,001
TP	FRic	-0,467	0,001
OD	FRic	0,402	0,005
NH ₄	FRic	-0,682	<0,001

Não houve diferença significativa entre os usos da terra e estações do ano, considerando a influência das variáveis ambientais no índice de diversidade FRic. Os outliers gerados nos gráficos referem-se ao ponto amostral U3, ambiente urbano, altamente impactado (figura 20).

Figura 20. Associação das variáveis ambientais com o índice de Riqueza Funcional (FRic) dos macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) condutividade elétrica, (b) nitrogênio amoniacal, (c) oxigênio dissolvido e (d) fósforo total. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão). Os símbolos representam os usos da terra (● = floresta; ▲ = rural; ■ = urbano).



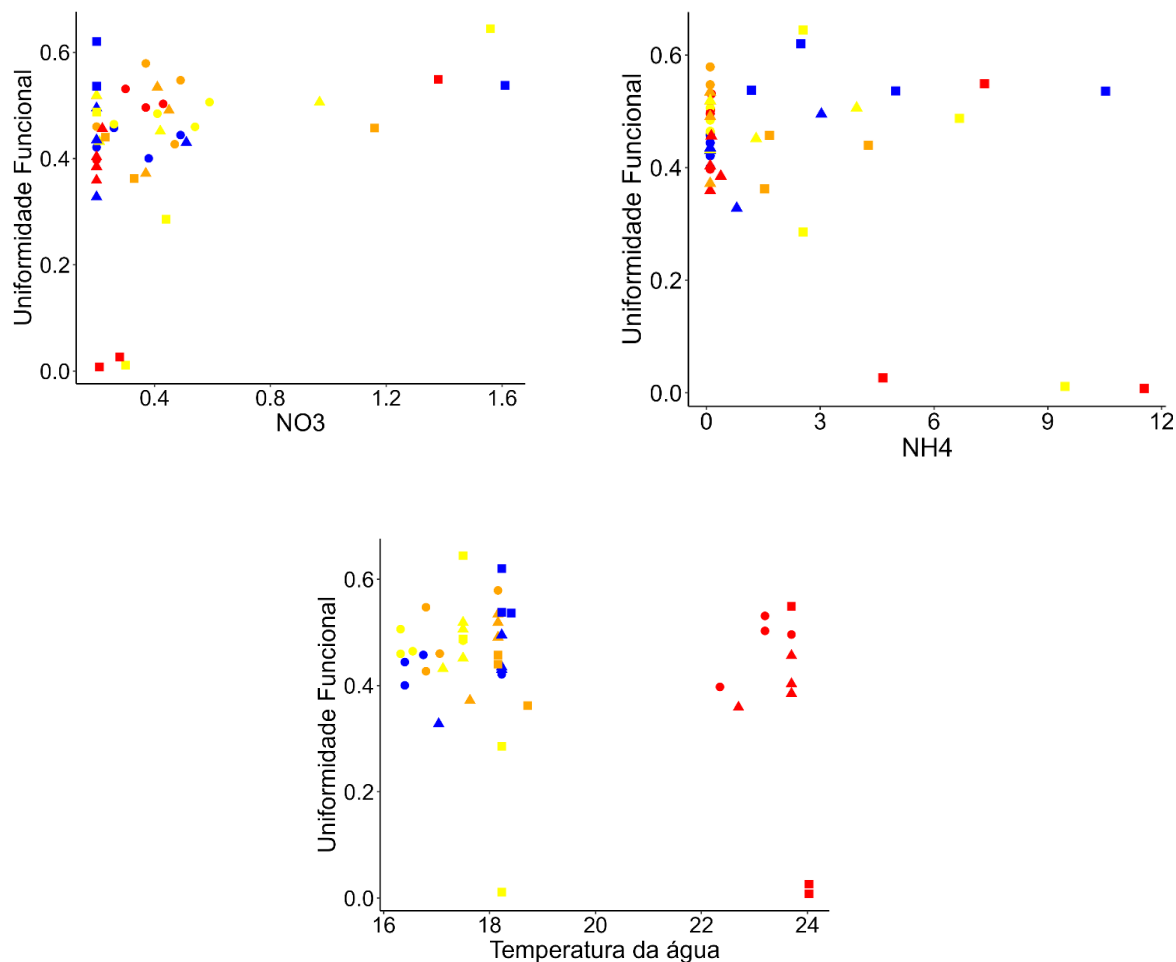


O índice de Uniformidade Funcional (FEve) dos macroinvertebrados bentônicos apresentou uma correlação negativa fraca com nitrogênio amoniacal (NH_4) e temperatura (Temp); e, positiva com nitrato (NO_3). Propõe que o aumento de NO_3 na água pode favorecer o equilíbrio da funcionalidade nas comunidades aquáticas, enquanto maiores concentrações de NH_4 e elevações de temperatura tendem a reduzir essa uniformidade, independentemente do período sazonal (tabela 18 e figura 21). O estresse ambiental pode favorecer o estabelecimento de grupos tróficos tolerantes e dominantes. Outliers referem-se ao ponto amostral U3, ambiente urbano com expressiva abundância da família Chironomidae, adaptada ao estresse ambiental (figura 21).

Tabela 18. Correlação entre variáveis ambientais locais e índice Uniformidade Funcional (FEve) das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Considerou-se diferença significativa p-valor $\leq 0,05$. Cor = coeficiente de correlação.

Variáveis ambientais	FD	Cor	p-value
NO_3	FEve	0,301	0,042
NH_4	FEve	-0,406	0,005
Temp	FEve	-0,296	0,045

Figura 21. Associação das variáveis ambientais com o índice de Uniformidade Funcional (FEve) dos macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim: (a) nitrato, (b) nitrogênio amoniacal e (c) temperatura da água. As cores representam as estações do ano (azul = inverno; laranja = outono; amarelo = primavera e vermelho = verão). Os símbolos representam os usos da terra (● = floresta; ▲ = rural; ■ = urbano).



O índice de Divergência Funcional não apresentou correlação significativa com nenhuma das variáveis ambientais locais.

Discussão

Os diferentes usos da terra mantêm a presença de determinados grupos funcionais de comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Porém, a existência desses táxons não representa uma variação funcional significativa em função do uso da terra. Comparando com dados da literatura em estudos de assembleias

bentônicas em riachos, corroborou para a seleção de características biológicas (FFG; modo de vida e dieta) por uso da terra (Feld et al., 2016; Li et al., 2019), mas diferiu quando comparado a influência do uso da terra na diversidade funcional dessas comunidades aquáticas (Fierro et al., 2017; Paz et al., 2022; Lemes da Silva et al., 2024).

Em concordância com as mudanças previsíveis na composição e função da comunidade de macroinvertebrados ao longo contínuo do rio (Vannote et al., 1980), os resultados encontrados confluem ao conceito do funcionamento da comunidade resiliente às alterações ambientais e exibe respostas previsíveis às mudanças nos recursos alimentares (Frainer et al., 2014; Woods et al., 2022; Backer et al., 2022).

Riachos florestados, com águas rasas, oxigenadas, sombreadas e presença matéria orgânica grossa (folhas e galhos), evidencia a presença dominante das famílias de fragmentadores e coletores-catadores (todas as famílias identificadas estão presentes nesse ambiente), com dieta herbívora e detritívora e modo de vida principalmente rastejador, escalador e nadador, como evidenciado em pesquisa de Lemes da Silva et al. (2024) em riachos de ilha subtropical no Brasil e, Paz et al. (2022), em riachos abarcando gradiente de uso da terra, Argentina. Foram especialmente representados pelas ordens Trichoptera e Ephemeroptera, sensíveis às alterações ambientais (Castro et al., 2018). Também, táxons únicos para esse uso da terra, as famílias Blephariceridae e Psephenidae raspadores, Calamoceratidae e Crambidae fragmentadores, Polycentropodidae coletor-filtrador, Psychodidae coletor-catador, adaptados a ambientes lóticos; sendo comunidades taxonomicamente únicas que exploram o conjunto de recursos disponíveis (Baker et al., 2022). As adaptações a ambientes lóticos, garantem que eles possam se movimentar e posteriormente se ancorar a substratos para obter alimento (Salles e Ferreira-Júnior, 2014). Entretanto, esse ambiente também apresentou um número expressivo de famílias com hábito predador, predominantemente nadadores, que pode ser explicado porque espécies com essa característica geralmente têm forte capacidade de dispersão e podem escapar de circunstâncias adversas em busca de alimento (Jiang et al., 2021).

Riachos em áreas rurais que apresentam canais mais largos, com maior incidência solar, crescimento de macrófitas aquáticas, algas e matéria orgânica particulada fina (Paz et al., 2018; Yadamsuren et al., 2020), tem prevalência para famílias de coletores-filtradores (Diptera e Verenoida) e também coletores-catadores. Das 11 famílias identificadas como coletores-catadores, 10 estão presentes em ambiente rural. Com dieta predominante detritívora, em termos de hábito, os escavadores aumentaram significativamente com a degradação do habitat

e o aumento do sedimento fino, demonstrando uma resposta previsível à perturbação humana (ordens Diptera e Verenoida) (Jiang et al., 2021). Os nadadores, ordens Ephemeroptera e Diptera (exclusiva do ambiente a família Culicidae) e agarradores, ordens Trichoptera e Diptera (Simuliidae) sugerem que as diferentes formas de locomoção dos indivíduos nesse ambiente estão relacionadas à adaptação dos indivíduos ao substrato ou representa uma estratégia utilizada na busca por alimento (Salles; Ferreira-Júnior, 2014; Jiang et al., 2021). Terras para fins agrícolas envolve aumento na deposição de sedimentos finos, o que contribui na presença de escavadores e, potencialmente leva à redução do fluxo devido à captação de água, favorecendo os nadadores (Castro et al., 2018; Baker et al., 2022) e patinadores, ordem Hemiptera (Mesoveliidae, Gerridae, Veliidae). Ademais, mudanças na qualidade da água associadas à contaminação orgânica, predispõe a presença de filtradores (Castro et al., 2018) e o crescimento de macrófitas aos coletores-catadores (Paz et al., 2018).

Em riachos urbanizados, mais antropizados, com águas de fluxo lântico, hipóxias e com acúmulo de matéria orgânica fina, a dominância de organismos raspadores (Gastrópodes) adaptados as condições estressoras do ambiente e expansão associada à disponibilidade alimentar de biofilmes é evidenciada (Jiang et al., 2021; Lu et al., 2022). Também, a presença expressiva de predadores, ordens Odonata, Coleoptera, Annelida e Nematoda, com dieta abrangendo as três categorias e modo de vida escavador, nadador, rastejador, agarrador e patinador, corrobora com estudos de Conceição et al. (2020), em riachos em planície ao sul do Brasil, no qual afirma que em ambientes antropizados as características funcionais generalistas conferem aos organismos maior resistência e/ou resiliência, favorecidos em locais com baixas concentrações de oxigênio, alta competição e predação por menor disponibilidade de habitat e substrato (Dolédec et al., 2011; Lu et al., 2022; Schmera et al., 2022). Cabe ressaltar que a família Chironomidae, mais abundante no uso da terra urbano (sítio amostral U3), apresenta um ciclo de vida sazonal rápido, baixa capacidade de dispersão e alta ocorrência de escavação (Paz et al., 2022), confirmando a resiliência (reduzem o tempo de retorno das populações após a perturbação) e resistência (suportam a perturbação sem perda apreciável de indivíduos) diante de extremas perturbações ambientais (Feio e Dolédec, 2012; Li et al., 2019; Lu et al., 2022). Em geral, em riachos mais degradados, há a redução de fragmentadores (pois faltam folhas/galhos/frutos da vegetação para serem fragmentados) e aumento de raspadores (que se beneficiam da proliferação de algas). Há alterações das fontes de alimento para consumidores

e predadores, com aumento de onivoria e sobreposição de nicho na comunidade (Schmera et al., 2017).

Considerando os índices de diversidade funcional em relação ao uso da terra, a similaridade funcional foi observada entre riachos florestados e rurais, e menos pronunciada entre riachos florestados e urbanos, quando considerado o espaço funcional ocupado pelos táxons (FRic), mas não evidenciada quando considerada a abundância destes para a regularidade no ambiente (FEve) e extremidade ocupada pelos traços (FDiv).

A maioria dos estudos sugerem que a diversidade funcional de conjuntos de macroinvertebrados responde a diferentes fatores ambientais (Castro et al., 2018; Conceição et al., 2020), devido a dependência individual de espécies sensíveis à filtragem ambiental (Weiher e Keddy, 1995; Conceição et al., 2020). A filtragem ambiental tem um efeito indireto sobre as características de resposta, e essa mudança modifica a diversidade funcional (Keddy, 1992; Weiher e Keddy, 1995). Contudo, nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, a teoria da filtragem ambiental à FRic, poderia ser aplicável para riachos em ambientes florestados para urbanos, onde apresentam mudanças nas características funcionais das assembleias aquáticas. Riachos urbanos, devido à sua baixa previsibilidade e alta adversidade ambiental como poluição difusa, canalização, redução da vegetação ripária e eventos hidrológicos extremos como enchentes rápidas, por escoamento superficial, impõem restrições (Fierro et al., 2017; Li et al., 2019) e selecionam organismos com estratégias oportunistas e generalistas (Castro et al., 2018), resultando em uma seleção ambiental intensa e direcionada. Isso favorece espécies mais tolerantes a distúrbios e reduzindo a FRic da comunidade aquática (Conceição et al., 2020; Lemes da Silva et al., 2024). Outros estudos evidenciaram o aumento da semelhança funcional em locais urbanos e a abundância relativa de espécies com categorias extremas ou únicas de características funcionais diminuiu (Ding et al., 2017; Edegbene et al., 2021). A simplificação do habitat causada por atividades humanas leva a perda da heterogeneidade do habitat, fator que afeta as assembleias funcionais de macroinvertebrados, (Paz et al., 2018).

Por outro lado, riachos em ambientes florestados e rurais com similaridade de FRic, conflui para a hipótese da mudança gradual proposta por Connell (1978). Esta sinaliza que a manutenção da diversidade em comunidades biológicas ocorre devido a mudanças ambientais graduais e contínuas, que impedem a exclusão competitiva definitiva entre as espécies e como resultado, nenhuma espécie mantém vantagem competitiva por tempo, ou seja, ocorre uma mudança gradual das comunidades (Connell, 1978; Townsend e Hildrew, 1994). Nesse

contexto, estudos de Li et al. (2019), afirmam que a sobrevivência das espécies em habitats acontece principalmente por meio de combinações de características, mas não das espécies em si, apoiando-se no conceito de Southwood (1977), onde o habitat é o modelo para estratégias ecológicas. De acordo com Southwood (1977), espécies que vivem nas condições semelhantes de habitat devem exibir combinações semelhantes de características (Southwood, 1977; Townsend e Hildrew, 1994). Nesse ínterim, sugere-se que estudos do uso da terra na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim sejam realizados a montante dos sítios amostrais florestados, a fim de compreender a similaridade funcional dessas comunidades, afinal a recolonização é um mecanismo reconhecido na literatura, como passível de manter a diversidade em riachos alterados (Connell, 1978; Morabowen et al., 2019).

Previmos a perda da diversidade funcional dos invertebrados aquáticos no gradiente do uso da terra florestado-rural-urbano, porém a hipótese não foi evidenciada. Os índices de FEve e FDiv não apresentaram diferença em relação ao uso do solo, isso pode ser explicado porque as abundâncias das espécies podem ter um impacto maior no funcionamento do ecossistema à presença ou ausência de um táxon (FRic) (Villéger et al., 2008; Laliberté e Legendre, 2010). A contribuição de cada espécie para a divergência funcional e a uniformidade funcional é proporcional à sua abundância (Baker et al., 2022). Nesse contexto, a homogeneização funcional evidenciada nesse estudo, é preocupante visto que pode levar a redução da capacidade das comunidades aquáticas lidarem com estresses futuros da antropização (Olden, 2006; Lemes da Silva et al., 2024).

Ademais, antevimos que as condições limnológicas dos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim influenciam na diversidade funcional das comunidades bentônicas, comprometendo a integridade ambiental no gradiente do uso da terra, entretanto verificou-se que independentemente das condições da qualidade da água ou do uso do solo a diversidade funcional no ecossistema se mantém. Isso pode ser atribuído às funções semelhantes fornecidas pelos táxons abundantes, que corrobora para a hipótese da redundância funcional, comum em invertebrados aquáticos (Rosenfeld, 2002; Price et al., 2019, Baker et al., 2022), devido a homogeneização do habitat (Olden, 2006). Grupos funcionais de alimentação são amplamente reconhecidos em estudos de comunidades de invertebrados (Cummins, 1973; Cummins e Klug 1979), no entanto dentro das guildas alimentares, as interações podem ocorrer entre equivalentes funcionais com habilidades competitivas e necessidades de recursos quase iguais (Keddy, 1992), levando a redundância funcional. Espécies consideradas sensíveis em um

ambiente podem ter funções semelhantes às de espécies mais tolerantes, como Baetidae e Caenidae (Ephemeroptera), que são coletores-catadores com família Ceratoponigidae (Diptera) (Paz et al., 2023).

Portanto, nesse estudo não visualizarmos o habitat como um modelo causal rígido, a multiplicidade de estratégias ecológicas mostrou a manutenção funcional do ecossistema aquático onde a abundância de organismos pode influenciar diretamente no habitat e confrontar a diminuição da especialização e diminuição da diversidade de recursos em ambientes antropizados (Fierro et al., 2017; Lu et al., 2022), reconhecida como relação inversa entre diversidade e adversidade (Slobodkin e Sanders, 1959). Quiçá, introduzir heterogeneidade em um ambiente inicialmente homogêneo (Levin, 1974), seja um desafio nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Concomitantemente, caracteres contrastantes de espécies são desconsiderados quando espécies são agregadas a gêneros ou famílias (Villéger et al., 2008; Waringer et al., 2013) e, portanto, lidar com famílias como unidades homogêneas pode impedir o valor real da diversidade funcional das comunidades (Schmera et al., 2017 Price et al., 2019).

Conclusões

A pesquisa abordou o uso de múltiplas abordagens para descrever o aspecto multifacetado da integridade ambiental no funcionamento do ecossistema aquático. A partir da avaliação da diversidade funcional dos macroinvertebrados bentônicos, qualidade física e química da água (parâmetros limnológicos) e a caracterização do hábitat (estrutura do habitat subaquático e uso da terra), foi possível concluir que o uso da terra predispõe a presença de determinados traços funcionais nas comunidades aquáticas, entretanto a abundância de alguns táxons e/ou a presença de famílias consideradas sensíveis a um ambiente, terem funções semelhantes as famílias mais tolerantes, não há perda funcional nesse ecossistema.

Nesse contexto, emerge o questionamento: é possível manter um determinado nível de degradação ambiental, uma vez que, não há prejuízo funcional para o ecossistema? Considerando a abordagem ecológica, a resposta ao questionamento é negativa, pois a sugestão desse resultado de estudo é integrar métricas taxonômicas e funcionais às comunidades aquáticas. Essa associação pode atribuir maior robustez ao diagnóstico de impacto ambiental e potencial preditivo na avaliação de múltiplos estressores em ecossistemas de água doce. Por

mais que a abundância das espécies ou a presença de táxons com funções semelhantes supram as funções no ambiente, há um declínio da biodiversidade, bem como a redução da qualidade da água e perda da mata ciliar. Nas palavras de Southwood (1977, p. 356) "se os padrões observados na estrutura de uma comunidade são produtos da seleção natural, então uma seleção semelhante por ambientes semelhantes deve fornecer soluções ótimas semelhantes para a estrutura da comunidade". Sob pressão evolutiva, as comunidades se organizam de maneira parecida, porque a seleção natural escolhe soluções parecidas para os mesmos problemas ecológicos.

Portanto, a associação de métricas baseadas em características e presença de táxons pode ser considerada na avaliação da integridade ambiental de sistemas aquáticos, abarcando sua complexidade. Esse diagnóstico pode referenciar subsídios para gestão pública das águas, bem como suscita a reflexão para estudos futuros em bacias hidrográficas, visando a conservação do habitat e a manutenção da vida.

Conclusão Geral

O desenvolvimento dessa tese se estruturou em três perguntas de pesquisa: (a) de que forma pode ser estruturado um delineamento amostral adequado para avaliar a influência do uso da terra nas comunidades aquáticas? (b) de que modo os impactos antrópicos afetam a estrutura taxonômica na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC)? (c) como os impactos antrópicos afetam a estrutura funcional na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim (SC)?

Os resultados apresentados ao longo dos três capítulos abordaram evidências que sustentaram respostas às três perguntas, bem como testam a hipótese de que os impactos antrópicos resultantes do uso e ocupação da terra levam à redução da integridade ambiental nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. A supressão da vegetação no entorno dos riachos, o aumento de nutrientes nos corpos hídricos, principalmente no ambiente urbano e a redução da diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos no gradiente de uso da terra, confirmam a hipótese da tese.

Ademais, os resultados questionaram o uso de métricas isoladas para avaliação da qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos. Avaliar os efeitos do uso e ocupação da terra na estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e como eles refletem na integridade ambiental dos riachos envolve o olhar sistêmico para a bacia hidrográfica, mas também local - sítio amostral específico -, assim como a completude de ambos para alcançar resultados potenciais mitigadores da supressão ecológica.

Ao elaborar o delineamento amostral para compreensão dos efeitos do uso da terra nas comunidades aquáticas, considerando critérios utilizados em pesquisas no mundo e direcionando a suscetibilidade da região investigada a inundações, validou a construção de um plano amostral eficiente, eficaz e de possível replicação para demais áreas de investigação em bacias hidrográficas, aportando assim, a visão sistêmica e local à pesquisa.

Também, os resultados desse estudo ratificaram a importância de agregar as ferramentas de geoprocessamento na escolha dos pontos amostrais à validação no campo, tendo em vista que devido ao pequeno porte, riachos são frequentemente acometidos por interferência humana como desvio de curso, soterramento ou canalização, para suprir as necessidades da população,

principalmente em áreas rurais e urbanas. Por outro lado, em áreas florestadas, a restrição de acesso aos riachos é um fator limitante à pesquisa. Portanto, a associação entre critérios de elegibilidade abrangentes e locais para estudo de comunidades aquáticas; imagens de satélite e, validação a campo dos sítios amostrais, contribuíram sobremaneira para a composição da homogeneidade entre os tratamentos e a adaptabilidade de outros, consubstanciando a cientificidade da pesquisa e o acesso a amostragem dos parâmetros biológicos e limnológicos nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Com base no delineamento amostral elaborado no primeiro capítulo foi realizada a coleta sazonal dos macroinvertebrados bentônicos e mensurar os parâmetros limnológicos em 12 riachos na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim. Os resultados da avaliação da influência do ambiente local na estrutura taxonômica das assembleias de macroinvertebrados bentônicos revelaram a diminuição da riqueza das espécies ao longo do gradiente do uso da terra florestado-rural-urbano e maior abundância em ambiente urbano, sem influência significativa da sazonalidade. Também, a diversidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos não tem influência apenas das variáveis ambientais, mas também da distribuição espacial entre os riachos, ou seja, a proximidade dos riachos gera similaridade na dominância de espécies, pois algumas espécies em fase adulta são aladas, o que facilita o deslocamento em busca de parceiro reprodutivo ou mesmo de alimento, colonizando ambientes próximos. Portanto, validou-se a importância de considerar a distribuição espacial entre riachos para uma avaliação ecológica de comunidades bentônicas.

Por mais que a região investigada seja acometida constantemente por inundações, considerado no índice de compactidade, a variação expressiva da pluviosidade não alterou a riqueza e a diversidade de macroinvertebrados bentônicos, o que sinalizou a adaptação e/ou estabelecimento das comunidades frente a esse tipo de intempérie. Conquanto, considerando que a amostragem ocorreu em riachos de 1ª e 2ª ordem e, estes deveriam ser locais de referência em integridade ecológica, pois são o aporte inicial de drenagem em uma bacia hidrográfica, a contaminação das águas evidenciada pelos resultados das variáveis físicas e químicas e pela presença dominante de táxons resistentes a ambientes estressores, principalmente em ambientes urbanos, afetou a diminuição da riqueza das assembleias bentônicas. Isto posto, ressalta-se a necessidade do monitoramento para a conservação da qualidade das águas nos riachos da bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, garantindo a sobrevivência da biota, assim como a manutenção

da potabilidade hídrica, pois drena nove municípios às suas margens, sendo referência para o abastecimento público de água da população ao seu entorno.

Em contraste à redução no índice de riqueza de espécies no gradiente de uso da terra, a proximidade dos resultados dos índices de diversidade taxonômica de Shannon e Simpson, entre ambientes florestados e rurais, predispôs a ideiação para substituição de áreas florestadas por áreas agricultáveis, sem prejuízo significativo na diversidade taxonômica. Diante desse cenário, emerge o repensar o uso da métrica como exclusiva para a avaliação da integridade ambiental em ecossistemas aquáticos, pois efetivamente há prejuízo quando considerado o índice de riqueza de espécies e presença exclusiva de táxons para cada tratamento de uso da terra.

Incorporando aos resultados, ao avaliar a integridade ambiental dos riachos na estrutura funcional dos macroinvertebrados bentônicos: o hábitat (uso da terra); a qualidade física e química da água; e condições biológicas com a categorização dos táxons em traços funcionais, identificou-se que existe diferença entre os grupos funcionais para cada uso da terra: florestado, rural e urbano, mas não há uma perda significativa na riqueza funcional (FRic) das assembleias presentes em riachos florestados e rurais. Outrossim, quando analisadas as variáveis ambientais na composição dos índices de riqueza funcional (FRic); uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) das comunidades aquáticas também não apresenta influência significativa, ou seja, independentemente das condições da qualidade da água ou do uso do solo a diversidade funcional no ecossistema se mantém. Isso significa que para apresentar mudança na composição funcional das comunidades aquáticas os riachos localizados em ambientes rural e/ou urbano precisam estar altamente impactados. Por suposto, emerge o questionamento do uso dos índices funcionais de forma isolada em avaliação biológica para assembleias bentônicas.

A homogeneização funcional evidenciada nesse estudo, é preocupante visto que pode levar a redução da capacidade das comunidades aquáticas lidarem com estresses futuros da antropização, uma vez que o habitat não é um modelo causal rígido. A multiplicidade de estratégias ecológicas mostrou a manutenção funcional do ecossistema aquático, onde a abundância de organismos pode influenciar diretamente no habitat e confrontar a diminuição da especialização e diminuição da diversidade de recursos em ambientes antropizados.

Portanto, foi concluído que para aplicação da abordagem ecológica multimétrica na avaliação da integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos é necessário considerar a avaliação biológica taxonômica e funcional às comunidades aquáticas. Por mais que a

abundância das espécies ou a presença de táxons com funções semelhantes supram as funções no ambiente, há um declínio da biodiversidade, bem como a redução da qualidade da água e desflorestamento no gradiente do uso do solo. Em suma, há impacto negativo da antropização na integridade do ecossistema aquático.

À vista disso, fundamentada na legislação brasileira de conservação dos cursos hídricos e de uso da terra; e, nas premissas da Agenda 2030, como dimensão ambiental - Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6: Água potável e saneamento e o ODS 15: Vida terrestre – a tese mostrou-se contributiva na apropriação de conhecimento sobre as condições ecológicas do território em estudo, antes desconhecido. A premissa global para assegurar a gestão sustentável da água, proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, bem como deter a perda de biodiversidade foi o mote propulsor de um estudo local, na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, todavia uma modelagem passível de replicação em outros territórios, nacional e/ou internacional. Por fim, a contribuição para estratégias de monitoramento e conservação dos ecossistemas aquáticos, evidenciados neste estudo, em consonância com os compromissos globais da Agenda 2030, carece ser desvelado como aporte decisório de gestão frente às alterações climáticas emergentes, superando assim, a interface entre teoria acadêmica e práticas de gestão pública das águas.

Considerações Finais

A construção dessa tese permitiu avançar para além de respostas ecológicas e vislumbrar uma proposta de Estratégia de Gestão Hídrica, à luz do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade do Vale do Itajaí (Univali) atuar de forma interdisciplinar e permitir o diálogo entre as áreas do conhecimento científico. Seus resultados geraram inquietação pessoal, tanto por parte da ineficiência da Gestão Pública como quando consideradas as métricas ecológicas de monitoramento, que evidenciaram o descaso com a conservação dos riachos, responsáveis pelo aporte hídrico inicial das bacias hidrográficas.

Seria tangível encerrar esta tese com a proposta dos seus resultados gerarem “subsídios para gestão pública”. Mas afinal, quem são esses atores: gestores públicos? Ou mesmo, como eles poderiam interpretar os resultados alcançados nesta pesquisa e aplicarem em soluções emergentes e, que estas garantam ações resolutivas frente aos impactos antrópicos crescentes nas bacias hidrográficas? Inquietações essas, foram o mote propulsor para o estudo da proposta “Estratégia como Prática (SAP)”, não somente direcionada à bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, mas também passível de replicação à Gestão Hídrica em diferentes territórios.

A agenda de pesquisa da Estratégia como Prática na comunidade internacional é defendida principalmente pelos autores: Richard Whittington (1996) e Paula Jarzabkowski (2004). Originalmente, as pesquisas em estratégias de gestão abarcavam o olhar competitivo, com metas e objetivos inflexíveis. Esta, se provou infrutífera para aqueles a favor do modelo de formulação e escolha de estratégia fundamentada em base econômica e posicionamento político (Jarzabkowski, 2004). Assim, uma nova vertente de orientação pós-moderna em estratégia de cunho sociológico, emergiu nas escolas europeias (Whittington, 1996, 2001, 2004, 2006; Jarzabkoski, 2002, 2003, 2004). O termo “Estratégia como Prática”, do inglês *Strategy-as-Practice* (SAP), tem como objetivo recolocar a estratégia sob análise (Jarzabkowski, 2003), mudando o foco exclusivo da vantagem competitiva para à prática, considerando a perspectiva sociológica como um amplo campo de atividade social e a perspectiva gerencialista analisando os processos estratégicos gerais e atividades dos que a praticam (Whittington, 2004).

Nessa perspectiva sociológica as decisões tomadas pelos estrategistas acabam por interferir diretamente no equilíbrio da sociedade como um todo, para tanto, tem-se como ênfase delimitar o exercício da função a partir da perspectiva de que os “atores-estrategistas”

demandam continuamente: conhecimento, tecnologia e informação para o exercício prático da estratégia. A SAP, socialmente construída, acontece por influência das atividades internas ligadas ao trabalho administrativo, das atividades externas da sociedade e dos grupos que as organizações estão inseridas, uma vez que são participantes de uma reunião social (Whittington, 2006). Isto posto, aspectos como política e seus atores – gestores públicos – são invariavelmente relevantes para a execução dessa proposta metodológica.

A estrutura conceitual da SAP foi proposta por Jarzabkowski et al. (2007) e contempla três dimensões no Diagrama de Venn, os quais se influenciam mutuamente: Práxis; Práticas e Praticantes. Neste, subentende-se que os praticantes usam as práticas para moldar a práxis; a práxis gera novas práticas e as práticas moldam o papel dos praticantes.

A “Práxis” consiste em rotinas postas em uso que intrinsecamente subsidiam recursos processuais, comportamentais, cognitivos, físicos e discursivos, por meio dos quais os atores interagem socialmente, atuando em diferentes níveis: micro, no contexto local; meso, regional; ou macro, global (Jarzabkowski et al., 2007). As “Práticas” correspondem ao que os praticantes empregam em suas práxis. Considerando assim que as práticas podem assumir diferentes formas, elas são classificadas de três formas: racionais – organizam e coordenam estratégias; discursivas – recursos linguísticos, cognitivos e simbólicos que interagem com a estratégia organizacional; e, episódicas – correspondem à criação de oportunidades de organização na interação entre praticantes (Jarzabkowski, 2007). Por fim, os “Praticantes” são os atores que utilizam as práticas estratégicas para agir e participam ativamente da construção das estratégias organizacionais, podendo ser colaboradores internos – integrantes da própria organização – ou externos – membros de outras organizações ou profissionais autônomos – mas que influenciam na estratégia da organização (Jarzabkowski e Spee, 2009) (figura 22).

Considerando o exposto e aplicando a metodologia da Estratégia como Prática à Gestão hídrica, é necessário definir as ações e os atores nas três dimensões propostas.

A Práxis, compete às rotinas estratégicas relacionadas à gestão integrada e contínua da qualidade e quantidade das águas, em seus respectivos níveis. Esta, operacionalizada por meio de planos de ação, reuniões intersetoriais, relatórios técnicos e intervenções diretas. Envolve as ações cotidianas e integradas que ocorrem em diferentes níveis (local, estadual, federal), como:

- Coleta e análise de dados hidrológicos;
- Processos de outorga e fiscalização de uso da água;
- Reuniões de comitês de bacia hidrográfica;

- Elaboração e revisão de Planos de Recursos Hídricos;
- Implementação de sistemas de alerta para secas e enchentes;
- Negociações entre usuários (irrigação, consumo urbano, energia, indústria).

A Prática compete ao conjunto de procedimentos, normas, leis e rotinas consolidadas que orientam essa práxis. São sistemas estabelecidos de pensar e agir, repetidos e institucionalizados, moldando como a gestão hídrica é feita, como por exemplo:

- A legislação brasileira (Lei nº 9.433/97 – Política Nacional de Recursos Hídricos);
- A utilização do sistema SIGRH (Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos);
- Indicadores como o Índice de Qualidade da Água (IQA);
- Procedimentos para concessão de outorga;
- Metodologias padrão da ANA para diagnóstico de bacias;
- Normas de participação nos comitês de bacia;
- Cobrança pelo uso da água como instrumento econômico de gestão.

Praticantes ou atores estrategistas envolvidos diretamente na realização das práticas que compõem a práxis. Esses interpretam e adaptam as práticas à realidade local e moldam o curso da práxis de maneira estratégica. São eles:

- Técnicos e gestores públicos (ANA, secretarias estaduais, prefeituras);
- Representantes da sociedade civil (ONGs, associações de moradores);
- Usuários da água (agricultores, empresas, companhias de saneamento);
- Pesquisadores e consultores ambientais;
- Membros dos comitês de bacia hidrográfica.

Em suma, consubstanciando práxis, práticas e praticantes no contexto social de Gestão, de acordo com Jarzabkowski et al. (2007), é possível compor um modelo eficiente e eficaz de Estratégia como Prática, cabendo aos potenciais pesquisadores da área uma avaliação à possíveis aplicações e ou eventuais ajustes e refinamento dos mesmos. Portanto, alvitado as bacias hidrográficas e adentrando ao diálogo interdisciplinar, com vistas à conservação dos ecossistemas aquáticos, propõem-se na figura 22 a aplicabilidade de ações dessa metodologia nas três dimensões do diagrama ao território de pesquisa estruturado nessa tese: a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim.

Figura 22. Modelo de Estratégia como Prática aplicado à Gestão Hídrica, embasado em Jarzabkowski et al. (2007).



Com base no modelo de aplicabilidade da SAP a bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim, suscitam-se questionamentos que podem subsidiar estudos futuros e orientar ações como plano de gestão ao território: (i) dos atores (praticantes), rotinas (práticas) e fluxo de atividades (práxis), o que está sendo realizado na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim? (ii) quais as possíveis fragilidades evidenciadas mediante aplicabilidade do modelo suscitado para a região de estudo? (iii) de que forma a Estratégia como Prática pode ser implantada assertivamente à Gestão Hídrica na bacia hidrográfica do rio Itajaí-mirim?

Minimizando o desconforto subjetivo frente aos impactos antrópicos vivenciados em cada momento de coleta à campo, espera-se que o modelo proposto de “Estratégia como Prática aplicada à Gestão Hídrica”, resultado de lacunas evidenciadas nesta tese, possam repercutir em ações efetivas por parte da Gestão Pública e seus atores, bem como orientar pesquisas futuras, conforme fundamentadas pelos seus precursores, Paula Jarzabkowski e Richard Whittington. Afinal, o conhecimento é efêmero e dinâmico, portanto, enquanto aprendizes deste, façamos a aplicação desse saber em serviço de todos!

Referências

- Ab'Sáber, A. N. 2012. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 7 ed.; Ateliê editorial: São Paulo, Brasil, 160p.
- Agra J.; Callisto M.; Santos R. 2015. Condições de referência em riachos tropicais: bases para monitoramento e conservação de recursos hídricos. In Anais do VIII Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Curitiba (PR).
- Alencar, V. E. S. A.; Rocha, E. D.; Souza Júnior, J. A.; Carneiro, B. S. 2019. Análise de Parâmetros de Qualidade da Água em Decorrência de Efeitos da Precipitação na Baía de Guajará–Belém–PA. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 12(2): 661–680.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst*, 35: 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Arias, M.; Bonetto, C.; Fanelli, S.L.; Scenna, L.; Miglioranza, K. S. B.; Mugni, H. 2003. Macroinvertebrate assemblages in lowland streams under horticultural impact (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 850: 399–416. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05081-7>
- Armitage, P. D. 1995. Behaviour and ecology of adults. In: *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges* (P. D. Armitage, P. S. Cranston & L. C. V. Pinder, ed.). London: Chapman & Hall, 194–224.
- Baker, N. J.; Welti, E. A.; Pilotto, F.; Jourdan, J.; Beudert, B.; Huttunen, K. L.; Muotka, T.; Paavola, R.; Gothe, E.; Haase, P. 2023. Seasonal and spatial variation of stream macroinvertebrate taxonomic and functional diversity across three boreal regions. *Insect Conservation and Diversity*, 16(2): 266–284. <https://doi.org/10.1111/icad.12623>
- Barbour, M. T.; Stribling, J. B.; Karr, James. R. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: Wayne Davis S.; Simon, Thomas P. *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Cap.6: 63–77.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J.B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic*

macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

- Batista, R. S.; de Souza, A. R.; Lázaro, W. L.; Muniz, C. C.; Oliveira Junior, E. S. 2022. Uso de macroinvertebrados aquáticos na bioindicação de ambientes transformados no Pantanal, Centro-Oeste do Brasil. *Gaia Scientia*, 16(1): 31–48. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n1.60827>
- Baumgartner, S. D.; Robinson, C. T. 2017. Changes in macroinvertebrate trophic structure along a land-use gradient within a lowland stream network. *Aquatic Sciences*, 79(2): 407–418. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0506-z>
- Benyahia, L.; Dridi, H. 2017. L’analyse Diachronique de la superficie urbaine par télédétection et SIG d’une Grande ville algérienne (Batna). *Sciences & Technologie D*, (45): 101–108.
- Birk, S.; Bonne, W.; Borja, A.; Brucet, S.; Courrat, A.; Poikane, S.; Solimini, A.; Bund, W.; Zampoukas, N.; Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- Bo, T.; Doretto, A.; Levrino, M.; Fenoglio, S. 2020. Contribution of beta diversity in shaping stream macroinvertebrate communities among hydro-ecoregions. *Aquatic Ecology*, 54(4): 957–971. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09786-6>
- Bohn Vieira, I. C.; Soares Correa da Costa, V.; de Mello Cionek, V.; Olinto Branco, J.; Werneck Ribeiro, E. A. 2022a. Predileção de riachos para o monitoramento da qualidade da água: Um serviço ecossistêmico de provisão na bacia hidrográfica do rio Itajaí- Mirim (Brasil). *Finisterra*, 57: 95–108. <https://doi.org/10.18055/Finis284825>.
- Bohn Vieira, I. C.; Correa da Costa, V. S.; Cionek, V. de M.; Werneck Ribeiro, E. A.; Branco, J. O. 2022b. Ecologia de riachos: delineando planos amostrais para compreensão dos efeitos de uso da terra sobre comunidades aquáticas. *Gaia Scientia*, 16: 33–52. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n4.64902>

- Bohn, I. C.; Branco, J. O.; Cionek, V. D. M.; Costa, V. S. C. D.; Silva, A. L. L. D.; Ribeiro, E. A. W. 2024. Effects of Land Use on the Community Structure of Aquatic Invertebrate in Subtropical Streams. *Diversity*, 16(8): 497. <https://doi.org/10.3390/d16080497>
- Bohus, A.; Gál, B.; Barta, B.; Szivák, I.; Karádi-Kovács K.; Boda P.; Padisák J.; Schmera D. 2023. Effects of urbanization-induced local alterations on the diversity and assemblage structure of macroinvertebrates in low-order streams. *Hydrobiologia*, 850: 881–899. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05130-1>
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V. H.; Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495–523.
- Botta-Dukat, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16:533–540.
- Brasil. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 09 jan. 1997.*
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005, 58–63p.*
- Brauns, M.; Allen, D. C.; Boëchat, I. G.; Cross, W. F.; Ferreira, V.; Graeber, D.; Patrick C. J.; Peipoch, M.; Von Schiller, D.; Gücker, B. 2022. A global synthesis of human impacts on the multifunctionality of streams and rivers. *Global Change Biology*, 28(16): 4783–4793. <https://doi.org/10.1111/gcb.16210>
- Burdon, F. J.; Munz, N. A.; Reyes, M.; Focks, A.; Joss, A.; Räsänen, K.; Altermatt, F.; Eggen, R. I. L.; Stamm, C. 2019. Agriculture versus wastewater pollution as drivers of macroinvertebrate community structure in streams. *Science of the Total Environment*, 659: 1256–1265. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.372>
- Burliga, A. L.; Torgan, L. C.; de Nobrega, E. A.; Beaumord, A.C.; da Costa, C.O.; Yamauti, D.V. 2008. Diatomáceas epilíticas do rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. *Acta*

Scientiarum. Biological Sciences, 27(4): 415–421.
<https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v27i4.1276>

- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, 19: 465–473.
- Cadotte, M. W.; Carscadden, K.; Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48: 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Cairns, J.; McCormick, P. V.; Niederlehner, B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1–44.
- Castro, D. M. P.; Dolédec, S.; Callisto, M. 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, 84: 573–582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>
- Cerezini, M. T.; Hanai, F. Y. 2017. Gestão sustentável e integrada da água em bacias hidrográficas: 20 anos da lei das águas no Brasil. *Caminhos de Geografia*, 18(64): 159–168.
- Colvin, S. A. R.; Sullivan, S. M. P.; Shirey, P. D.; Colvin, R. W.; Winemiller, K. O.; Hughes, R. M.; Fausch, K. D.; Infante, D. M.; Olden, J. D.; Bestgen, K. R.; Danehy, R. J.; Eby, L. 2019. Headwater Streams and Wetlands are Critical for Sustaining Fish, Fisheries, and Ecosystem Services. *Fisheries*, 44(2): 73–91. <https://doi.org/10.1002/fsh.10229>
- Comitê do Itajaí. 2010. Caderno Síntese: para que a água continue a trazer benefícios para todos. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí. Brasil, Blumenau, 2010.
- Conceição, A. A.; Albertoni, E. F.; Milesi S. V.; Hepp, L. U. 2020. Influence of anthropic impacts on the functional structure of aquatic invertebrates in subtropical wetlands. *Wetlands* 40(6): 2287–2296. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01317-1>
- Connell, J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199: 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>

- Cope, N. J.; Winterbourn, M. J. 2004. Competitive interactions between two successful molluscan invaders of freshwaters: an experimental study. *Aquatic Ecology*, 38: 83–91. <https://doi.org/10.1023/B:AECO.0000021018.20945.9d>
- Cummins, K. W. 1973. Trophic relationships of aquatic insects. *Annu. Rev. Entomol.* 13: 133–206.
- Cummins, K. W.; Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147–172. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.10.110179.001051>
- Cummins, K. W.; Merritt, R. W.; Andrade, P. C. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1): 69–89. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>
- de Donnová, S.; Petruželová, J.; Kintrová, K.; Sorfová, V.; Polásková, V.; Straka, M.; Vrba, J.; Bojková, J. 2022. Rapid macroinvertebrate colonisation in restored channelised streams contiguous with natural stream reaches. *Hydrobiologia*, 849: 4135–4152. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04928-3>
- de Sousa Sobrinho, J.; Lima, M. L.; Ucker, F. E.; dos Santos, F. C. V.; Freire, C. L. 2019. Comparação entre o método do flutuador e o molinete hidrométrico para estimativa de vazões em condutos livres. *Revista Uniaraguaia*, 14: 103–110. Disponível online: <https://sipe.uniaraguaia.edu.br/index.php/REVISTAUNIARAGUAIA/article/view/591/Vol14-2-art-9>
- Ding, N.; Yang, W.; Zhou, Y.; Gonzalez-Bergonzoni, I.; Zhang, J.; Chen, K.; Vidal, N.; Jeppesen, E.; Liu, Z.; Wang, B. 2017. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 574: 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>
- Docile, T. N.; Figueiró, R. 2013. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. *Acta Scientiae et Technicae*, 1(1): 31–44. <http://dx.doi.org/10.17648/uezo-ast-v1i1.6>

- Dodds W. K; Smith, V. H. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6: 155–164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Dolédéc, S.; Statzner, B.; Bournard, M. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: Patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42: 737–758. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00509.x>
- Dolédéc, S.; Phillips, N.; Townsend, C. 2011. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 56: 1670–1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02597.x>
- Downing, J. A.; Cole, J. J.; Duarte, C. M.; Middelburg, J. J.; Melack, J. M.; Prairie, Y. T.; Kortelainen, P.; Strigegl, W. H.; Tranvik, L. J. 2012. Global abundance and size distribution of streams and rivers. *Inland Waters*, 2: 229–236. <https://doi.org/10.5268/IW-2.4.502>
- Dudgeon, D. 2006. The impacts of human disturbance on stream benthic invertebrates and their drift in North Sulawesi, Indonesia. *Freshwater Biology*, 51: 1710–1729. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01596.x>
- Durán-Rodríguez, O. Y.; Valencia-Espinosa, J. A.; Torres-Olvera, M. J.; Pineda-López, R. F.; Jones, R. W.; Ramírez-Herrejón, J. P. 2022. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in two subtropical river drainages. *Hidrobiológica*, 32: 127–140. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n2/duran>
- Dusabe, M. C.; Wronski, T.; Gomes-Silva, G.; Plath, M.; Albrecht, C.; Apio, A. 2019. Biological water quality assessment in the degraded Mutara rangelands, northeastern Rwanda. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191: 139. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7226-5>
- Edegbene, A. O.; Odume, O. N.; Arimoro, F. O.; Keke, U. N. 2021. Identifying and classifying macroinvertebrate indicator signature traits and ecological preferences along urban pollution gradient in The Niger Delta. *Environmental Pollution*, 281: 117076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117076>
- Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2004. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Comunicado Técnico. São

- Paulo: Jaguariúna, Brasil. Disponível online: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/5841/1/comunicado_19.pdf
- Feio, M. J.; Dolédec, S. 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. *Ecological Indicators*, 15: 236–247. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.039>.
- Feld, C. K.; Birk, S.; Eme, D.; Gerisch, M.; Hering, D.; Kernan, M.; Maileht, K.; Mischke, U.; Ott, I.; Pletterbauer, F.; Poikane, S.; Salgado, J.; Sayer, C. D.; Van Wichelen, J.; Malard, F. 2016. Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 60: 71–83. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.024>
- Fernández, H. R.; Domínguez, E. 2001. Guía para determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Vol 1. 282 p.
- Ferreira, V.; Albariño, R.; Larrañaga, A.; LeRoy, C. J.; Masese, F. O.; Moretti, M. S. 2023. Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia*, 850: 2501–2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
- Fierro, P.; Bertrán, C.; Mercado, M.; Peña-Cortés, F.; Tapia, J.; Hauenstein, E.; Caputo, L.; Vargas-Chacoff, L. 2015. Composición del paisaje como determinante de la diversidad y de grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en ríos de la Araucanía, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(1): 186–200. <https://doi.org/10.3856/vol43-issue1-fulltext-16>
- Fierro, P.; Bertrán, C.; Tapia, J.; Hauenstein, E.; Peña-Cortés, F.; Vergara, C.; Cerna, C.; Vargas-Chacoff, L. 2017. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Sci. Total Environ.* 609: 724–734.
- Finlay, J.mC. 2011. Stream size and human influences on ecosystem production in river networks. *Ecosphere*, 2(8): 1–21. <https://doi.org/10.1890/es11-00071.1>
- Frainer, A.; McKie, B. G.; Malmqvist, B. 2014. When does diversity matter? Species functional diversity and ecosystem functioning across habitats and seasons in a field experiment. *Journal of Animal Ecology*, 83: 460–469. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12142>

- Fugère, V.; Kasangaki, A.; Chapman, L. J. 2016. Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere*, 7(6): e01355. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1355>
- Gabetti, A.; Maganza, A.; Mossotto, C.; Rizzioli, B.; Esposito, G.; Bertoli, M.; Pizzul, E.; Bozzetta, E.; Prearo, M.; Pastorino, P. 2024. Macroinvertebrate Assemblages and the Influence of Microhabitat in a High-Mountain Lake (Northwest Italy). *Diversity*, 16(6): 329. <https://doi.org/10.3390/d16060329>
- Gagic, V.; Bartomeus, I.; Jonsson, T.; Taylor, A.; Winqvist, C.; Fischer, C.; Slade, E. M.; Steffan-Dewenter, I.; Emmerson, M.; Potts, S. G.; Tscharnke, T.; Weisser, W.; Bommarco, R. 2015. Functional identity and diversity predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society*, 282: 2014–2620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
- Gouveia, R. L.; Selva, V. S. F. 2021. Gestão para a conservação das águas: o estudo de caso do Riacho Parnamirim (Pernambuco). *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 9(2): 91–108.
- Gravélius, H. 1914. Grundriss der gesamten Gewässerkunde. Banda I: Fluvikunde (Compêndio de Hidrologia, Vol. I. Rivers, em alemão). Goschen, Berlim.
- Gray, L. J. 1989. Emergence production and export of aquatic insects from a tallgrass prairie stream. *Southwestern Naturalist*, 34: 313–318.
- Hepp, L. U.; Urbim, F. M.; Tonello, G.; Loureiro, R.C.; Sausen, T.L; Fornel, R.; Restello, R.M. 2016. Influência do uso da terra sobre a composição estrutural e funcional da comunidade de macroinvertebrados associados a detritos em riachos subtropicais da Floresta Atlântica. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28: e3. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0616>
- Hering, D.; Aroviita, J.; Baattrup-Pedersen, A.; Brabec, K.; Buijse, T.; Ecke, F.; Kail, J. 2015. Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: A field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 52(6): 1518–1527. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12531>
- Herringshaw, C.J.; Stewart, T. W.; Thompson, J. R.; Anderson, P. F. 2011. Land Use, Stream Habitat and Benthic Invertebrate Assemblages in a Highly Altered Iowa Watershed. *Source: The American Midland Naturalist*, 165: 274–293.

- Homechin, Jr. M.; Beaumord, A. C. 2007. Caracterização da qualidade das águas do trecho médio do rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina. In Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambú, Minas Gerais, Brasil. 23-28p. Disponível online: <https://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/viiiiceb/pdf/1740.pdf>
- Hunt, L.; Marrochi, N.; Bonetto, C.; Liess, M.; Buss, D.F.; Vieira da Silva, C.; Chi, M. C.; Resh, V. H. 2017. Do Riparian Buffers Protect Stream Invertebrate Communities in South American Atlantic Forest Agricultural Areas? *Environmental management*, 60(6): 1155–1170. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0938-9>
- IBGE. 2013. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manuais Técnicos em Geociências: Manual técnico de uso da terra. Rio de Janeiro, 7(3): 1–171.
- IBGE. 2020. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível online: <https://cidades.ibge.gov.br>
- Iñiguez-Armijos, C.; Hampel, H.; Breuer, L. 2018. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. *Aquatic Ecology*, 52: 77–92. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05081-7>
- Jankowski, K. J.; Mejia, F. H; Blaszcak, J. R.; Holtgrieve, G. W. 2021. Aquatic ecosystem metabolism as a tool in environmental management. *WIREs Water* 1521(8): 1–27. <https://doi.org/10.1002/wat2.1521>
- Jarzabkowski, P.; Wilson, D. C. 2002. Top Teams and Strategy in a UK University. *Journal of Management Studies*, 39(3): 357–383. <https://doi.org/10.1111/1467-6486.00296>
- Jarzabkowski, P. 2003. Strategic practices: an activity theory perspective on continuity and change. *Journal of Management Studies*, 40(1): 23–55. <https://doi.org/10.1111/1467-6486.t01-1-00003>
- Jarzabkowski, P. 2004. Strategy as practice: recursiveness, adaptation, and practices-in-use. *Organization Studies*, 25(4): 529–560. <https://doi.org/10.1177/0170840604040675>
- Jarzabkowski, P.; Balogun, J.; Seild, D. 2007. Strategizing: the challenges of a practice perspective. *Human Relations*, 60(1): 5–27. <https://doi.org/10.1177/0018726707075703>
- Jarzabkowski, P.; Spee, A. P. 2009. Strategy-as-practice: A review and future directions for the field. *International Journal of Management Reviews*, 11(1): 69–95. <https://doi.org/10.1111/j.1468-2370.2008.00250.x>

- Jiang, W.; Pan, B.; Jiang, X.; Shi, P.; Zhu, P.; Zhang, L.; Chen, J.; Naicheng, W. 2021. A comparative study on the indicative function of species and traits structure of stream macroinvertebrates to human disturbances. *Ecological Indicators*, 129: 107939. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107939>
- Jones, F. C. 2008. Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews*, 16: 45–69. <https://doi.org/10.1139/A07-010>
- Jonsson, M.; Burrows, R. M.; Lidman, J.; Fältström, E.; Laudon, H.; Sponseller, R. A. 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio*, 46(3): 311–323. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0837-y>
- Karr, J. R.: 1981, Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006%3C0021:A0BIUF%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006%3C0021:A0BIUF%3E2.0.CO;2)
- Karr, J. R.; Fausch, K. D.; Angermeier, P. L.; Yant, P. R.; Schlosser, I. J. 1986. Assessment of Biological Integrity in Running Water: A Method and its Rationale. Special Publication 5. Champaign: Illinois Natural History Survey.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long - neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1: 66–84. <https://doi.org/10.2307/1941848>
- Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41(2): 221–234. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x>
- Keck, F.; Vasselon, V.; Tapolczai, K.; Rimet, F.; Bouchez, A. 2017. Fresh water biomonitoring in the information age. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(5): 266–274. <https://doi.org/10.1002/fee.1490>
- Keddy, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of vegetation science*, 3(2): 157–164.
- Kerans, B. L.; Karr, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers in the Tennessee valley. *Ecological Applications*, 4(4): 768–785. <https://doi.org/10.2307/1942007>

- Kokesh, B. S.; Kidwell, S. M.; Walther, S. M. 2022. Detecting strong spatial and temporal variation in macrobenthic composition on an urban shelf using taxonomic surrogates. *Marine Ecology Progress Series*, 682: 13–30. <https://doi.org/10.3354/meps13932>
- Lafage, D.; Bergman, E.; Eckstein, R. L.; Österling, E. M.; Sadler, J. P.; Piccolo, J. J. 2019. Local and landscape drivers of aquatic-to-terrestrial subsidies in riparian ecosystems: a worldwide meta-analysis. *Ecosphere*, 10(4): 112. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2697>
- Laliberté, E.; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1): 299–305.
- Lamberti, G. A.; Chaloner, D. T.; Hershey, A. E. 2010. Linkages among aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 245–263. <https://doi.org/10.1899/08-166.1>
- Lemes da Silva, A. L.; Lemes, W. P.; Andriotti, J.; Petrucio, M. M.; Feio, M. J. 2020. Recent land-use changes affect stream ecosystem processes in a subtropical island in Brazil. *Austral Ecology*, 45: 644–658. <https://doi.org/10.1111/aec.12879>
- Lemes da Silva, A. L.; de Macedo-Soares, L. C. P.; Serra, S. R. Q.; Petrucio, M. M.; Feio, M. J. 2024. Changes in functional diversity of aquatic invertebrates across urbanization levels in a coastal island, Brazil. *Hydrobiologia* 851: 2731–2748. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05490-w>
- Levin, S. A. 1974. Dispersion and population interactions. *The American Naturalist*, 108(960): 207–228.
- Li, Z.; Wang, J.; Liu, Z.; Meng, X.; Heino, J.; Jiang, X.; Xiong, X.; Jiang, X.; Xie, Z. 2019. 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* 655: 1288–1300.
- Lippis, W. C.; Braun-Howland, E. B.; Baxter, T. E. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed; American Public Health Association: Washington, DC, USA.
- Lisboa, P. G.; Junior, F. R. F.; Da Silva Junior, J. G.; Haddad, H. C.; De Jesus França, L. C.; Dos Santos Lisboa, G.; De Amorim Silva, V.; Da Silva Magalhães, R. 2022. Cinco

- décadas de conflitos de uso e cobertura da superfície em áreas de preservação permanente no Rio Cachoeira, sul da Bahia, Brasil. *Gaia Scientia*, 16(1). <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n1.61616>
- Loomer, H. A.; Kidd, K. A.; Erdozain, M.; Benoy, G. A.; Chambers, P. A.; Culp, J. M. 2023. Stream macroinvertebrate community responses to an agricultural gradient alter consumer-driven nutrient dynamics. *Hydrobiologia*, 850: 315–334. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05070-w>
- Lu, A.; Li, J.; Zheng, B.; Yin, X. 2022. Effect of Different Land Use Types on the Taxonomic and Functional Diversity of Macroinvertebrates in an Urban Area of Northern China. *Water* 14(23): 3793. <https://doi.org/10.3390/w14233793>
- Luiza-Andrade, A.; Silva, R. R.; Shimano, Y.; Faria, A. P. J.; Cardoso, M. N.; Brasil, L. S.; Ligeiro, R.; Martins, R. T.; Hamada, N.; Juen, L. 2022. Niche breadth and habitat preference of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (Insecta) in streams in the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia*, 849: 4287–4306. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04987-6>
- Luo, K.; Hu, X.; He, Q.; Wu, Z.; Cheng, H.; Hu, Z.; Mazumder, A. 2018. Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. *Science of the Total Environment*, 621: 1601–1614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.068>
- Mammola, S.; Carmona, C.P.; Guilherme, T.; Cardoso, P. 2021. Concepts and applications in functional diversity. *Functional Ecology*, 35: 1869–1885. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>
- Martins, R. T.; Brito, J.; Dias-Silva, K.; Leal, C. G.; Leitão, R. P.; Oliveira, V. C.; Oliveira-Júnior, J. M. B.; de Paula, F. R.; Roque, F. O.; Hamada, N.; Juen, L.; Nessimian, J. L.; Pompeu, P. S.; Hughes, R. M. 2022. Congruence and responsiveness in the taxonomic compositions of Amazonian aquatic macroinvertebrate and fish assemblages. *Hydrobiologia*, 849: 2281–2298. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04867-z>
- Maseke, F. O.; Achieng, A. O.; O'Brien, G. C.; McClain, M. E. 2020. Macroinvertebrate taxa display increased fidelity to preferred biotopes among disturbed sites in a hydrologically

- variable tropical river. *Hydrobiologia*, 848: 321–343. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04437-1>
- Mason, N. W.; MacGillivray, K.; Steel, J. B.; Wilson, J. B. 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14(4): 571–578. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02184.x>
- Mason, N. W. H.; Mouillot, D.; Lee, W.G.; Bastow W. J. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111: 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Matomela, N. H.; Chakona, A.; Kadye, W. T. 2021. Comparative assessment of macroinvertebrate communities within three afromontane headwater streams influenced by different land use patterns. *Ecological Indicators*, 129: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107972>
- Medeiros, A. S.; Williams, A.; Milošević, D. 2021. Assessment of ecological impairment of Arctic streams: Challenges and future directions. *Ecology and evolution*, 11(14): 9715–9727. <https://doi.org/10.1002/ece3.7798>
- Mendonça, J. K. A.; Gonçalves, D. F.; Rigue, F. M. 2020. Experimento para determinação semiquantitativa de oxigênio dissolvido em água doce. *Revista Sítio Novo*, 4(1): 53–61. <https://doi.org/10.47236/2594-7036.2020.v4.i1.53-61p>.
- Merritt, R. W.; Cummins, K. W.; Berg, M. B. 2017. Chapter 6 - Trophic Relationships of Macroinvertebrates. Editor(s): F. Richard Hauer, Gary A. Lamberti, *Methods in Stream Ecology*. Third Edition. Academic Press: 117–140.
- Merritt, R. W.; Cummins, K. W.; Berg, M. B. 2017. Chapter 20 - Trophic Relationships of Macroinvertebrates. Editor(s): F. Richard Hauer, Gary A. Lamberti, *Methods in Stream Ecology*. Third Edition. Academic Press: 413–433.
- Metcalf, J. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1-2): 101-139. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90223-6](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90223-6)
- Meyer, J. M.; Kaplan, L. A.; Newbold, D.; Strayer, D. L.; Woltemade, C. J.; Zedler, J. B.; Beilfuss, R.; Carpenter, Q.; Semlitsch, R.; Watzin, M. C.; Zedler, P. H. 2007. Where rivers are born: the scientific imperative for defending small streams and wetlands.

- Sierra Club and American Rivers, 03-23. Disponível online: https://www.researchgate.net/publication/313728461_Where_Rivers_are_Born_the_Scientific_Imperative_for_Defending_Small_Streams_and_Wetlands
- Micheli, F.; Halpern, B. S. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8: 391–400. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00731.x>
- Miserendino, M. L.; Casaux, R.; Archangelsky, M.; Di Prinzio, C. Y.; Brand, C.; Kutschker, A. M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment*, 409(3): 612–624. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>
- Morabowen, A.; Crespo-Pérez, V.; Ríos-Touma, B. 2019. Effects of agricultural landscapes and land uses in highly biodiverse tropical streams of the Ecuadorian Choco. *Inland Waters*, 9(3): 289–300. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1527597>
- Mouton, T. L.; Tonkin, J. D.; Stephenson, F.; Verburg, P.; Floury, M. 2020. Increasing climate-driven taxonomic homogenization but functional differentiation among river macroinvertebrate assemblages. *Global Change Biology*, 26: 6904–6915. <https://doi.org/10.1111/gcb.15389>
- Mugnai, R.; Nessimian, J. L.; Baptista, D. F. 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010, 176 p.
- Múrria, C.; Iturrarte, G.; Gutiérrez-Cánovas, C. 2020. A trait space at an overarching scale yields more conclusive macroecological patterns of functional diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 29: 1729–1742. <https://doi.org/10.1111/geb.13146>
- Mwaijengo, G. N.; Vanschoenwinkel, B.; Dube, T.; Njau, K. N.; Brendonck, L. 2023. Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical River catchment, northeastern Tanzania. *Limnologica*, 82: 125780. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125780>
- Mykrä, H.; Heino, J. 2017. Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity*, 31: 181–188.
- O'Mara, K.; Venarsky, M.; Stewart-Koster, B.; McGregor, G.; Schulz, C.; Marshall, J.; Bunn, S. E.; Kainz, M. J. 2022. Trophic transfer of lipids and fatty acids across habitats in

- tropical river food webs. *Freshwater Biology*, 67(5): 893–911. <https://doi.org/10.1111/fwb.13889>
- Oester, R.; dos Reis Oliveira, P. C.; Moretti, M. S; Altermatt, F.; Bruder, A. 2023. Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation. *Hydrobiologia*, 850: 3359–3374. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05049-7>
- Okumura, R. A. T.; Gonçalves da Silva, A.; Ressayé Simões da Silva, N.; Reis do Nascimento Lopes, E.; Brandi Abreu Bifano, R.; Viana Quilenato, R. V. Q. 2020. Determinação da Qualidade da Água de um Rio Tropical sob a perspectiva do Uso do Solo e Cobertura Vegetal. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 13(4): 1835–1850. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1835-1850>
- Olden, J. D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, 33(12): 2027–2039. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>
- ONU. Organização das Nações Unidas. 2015. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>.
- Pakeman, R. J. 2014. Functional trait metrics are sensitive to the completeness of the species trait data? *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 9–15. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12136>
- Palmer, M.A.; Reidy Liermann, C.A.; Nilsson, C.; Flörke, M.; Alcamo, J.; Lake, P.S.; Bond, N. 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 81–89. <https://doi.org/10.1890/060148>
- Palt, M.; Le Gall, M.; Piffady, J.; Hering, D.; Kail, J. 2022. A metric-based analysis on the effects of riparian and catchment land use on macroinvertebrates. *Sci Total Environ*, 10(816): 151590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151590>
- Paz, L. E.; Nicolosi Gelis, M. M.; Licursi, M.; Gomez, N.; Rodrigues Capitulo, A. 2018. Use of native macrophytes for recovery of the habitat structure and complexity of a lowland stream affected by river engineering works: Implications for management. *River Research and Applications*, 34(6): 575–585. <https://doi.org/10.1002/rra.3280>

- Paz, L. E.; Rodriguez, M.; Gullo, B.; Capítulo, R. A. 2022. Impacts of urban and industrial pollution on functional traits of benthic macroinvertebrates: are some traits advantageous for survival? *Science of the Total Environment* 807(2): 150650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150650>
- Paz, L. E.; Rodriguez, M.; Rodrigues Capitulo, A.; Spaccesi, F.; Armendariz, L.; Cortelezzi, A. 2023. Combining taxonomic and functional approaches to assess land-use impacts on macroinvertebrate assemblages and improve bioindication. *River Research and Applications*, 39(8): 1590–1601. <https://doi.org/10.1002/rra.4153>
- Petchey, O. L.; Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology letters*, 5(3): 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Piratoba, A. R. A.; Ribeiro, H. M. C.; Morales, G. P.; Gonçalves, W. G. 2017. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 12: 435–456. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>
- Plafkin, J. L.; Barbour, M. T.; Porter, K. D.; Gross, S. K.; Hughes, R. M. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Washington, DC: Environmental Protection Agency.
- Pratt, J. M.; Coler, R. A. 1976. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, 10(11):1019–1025. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(76\)90083-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(76)90083-X)
- Price, E. L.; Sertić Perić, M.; Romero, G. Q.; Kratina, P. 2019. Land use alters trophic redundancy and resource flow through stream food webs. *Journal of animal ecology*, 88(5): 677–689. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12955>
- R Core Team. 2022. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.
- Raitif, J.; Plantegenest, M.; Agator, O.; Piscart, C.; Roussel, J. M. 2018. Seasonal and spatial variations of stream insect emergence in an intensive agricultural landscape. *Science of the Total Environment*, 644: 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.021>
- Rasmussen, J. J; McKnight, U. S; Loinaz, M. C; Thomsen, N. I.; Olsson, M. E.; Bjerg, P. L.; Binning, P. J.; Kronvang. B. 2013. A catchment scale evaluation of multiple stressor

- effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, 442: 420–431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.076>
- Resh, V. H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138: 131–138. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9749-4>
- Rimcheska, B.; Vidinova, Y. 2023. Diversity and structure of macroinvertebrate communities in permanent small streams and rivers in Eastern Balkans. *Hydrobiologia*, 850: 3341–3357. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05004-6>
- Roedel, T.; Walloth, V.; Cionek, V. M.; Branco, J. O. 2024. Caracterização socioambiental da bacia hidrográfica do rio Itajaí-Mirim-SC. *Metodologias e Aprendizado*, 7: 102–126. <https://doi.org/10.21166/metapre.v7i1.4954>
- Rosaneli, C. F.; Fischer, M. L.; Sganzerla, A.; Neto, A. P. 2022. Interação água e saúde global: uma questão bioética. *Agua y Territorio/Water and Landscape*, 19: e5471–e5471. <https://doi.org/10.17561/at.19.5471>
- Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, USA, 40–158.
- Rosenfeld, J. S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98: 156–162. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Salles F. F.; Ferreira-Júnior N. 2014. Hábitat e Hábitos. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. 1ª. Editora do INPA: Manaus, 39–49p.
- Salvarrey, A. V. B.; Kotzian, C. B.; Spies, M. R.; Braun, B. 2014. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *Journal of Insect Science*, 14(13): 1–23. <https://doi.org/10.1673/031.014.13>
- Santos, J. I.; Silva, C.; Gonçalves, F. J. M.; Pereira, J. L.; Castro, B. B. 2023. Macroinvertebrate community structure and ecological status in Portuguese streams across climatic and water scarcity gradients. *Hydrobiologia*, 850: 967–984. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05137-2>

- Schmera, D.; Baur, B.; Erős, T. 2012. Does functional redundancy of communities provide insurance against human disturbances? An analysis using regional-scale stream invertebrate data. *Hydrobiologia*, 693(1): 183–194. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1107-z>
- Schmera, D.; Heino, J.; Podani, J.; Erős, T.; Dolédec, S. 2017. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787: 27–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- Schmera, D.; Heino, J.; Podani, J. 2022. Characterising functional strategies and trait space of freshwater macroinvertebrates. *Scientific Reports*, 12: 12283. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16472-0>
- Scotti, A.; Füreder, L.; Marsoner, T.; Tappeiner, U.; Stawinoga, A. E.; Bottarin, R. 2020. Effects of land cover type on community structure and functional traits of alpine stream benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 65(3): 524–539. <https://doi.org/10.1111/fwb.13448>
- SDE. Secretaria Estadual do Desenvolvimento Sustentável do Estado de Santa Catarina. 2022. Comitê do Rio Itajaí. Disponível em: http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=38&idMenu=544
- Serra, S. R. Q.; Calapez A. R.; Simões, N. E.; Sá Marques, J. A. A.; Laranjo, M.; Feio, M. J. 2019. Effects of variations in water quantity and quality in the structure and functions of invertebrates' community of a Mediterranean urban stream. *Urban Ecosystems* 22: 1173–1186.
- Shannon, C.E.; Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, 1949.
- Silva, F. L.; Fushita, Â. T.; da Cunha-Santino, M. B.; Júnior, I. B.; Júnior, J. C. T. V. 2021. Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14(3), 1626-1653. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1626-1653>
- Silva-Araújo, M.; Silva-Junior, E. F.; Neres-Lima, V.; Feijó-Lima, R.; Tromboni, F.; Lourenço-Amorim, C.; Thomas, S. A.; Moulton, T. P.; Zandonà, E. 2020. Effects of riparian

- deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic Forest streams. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18: 277–282. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.09.004>
- Silveira, M. P.; Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Nessimian, J. L.; Egler, M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101: 117–128.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688–688.
- Skalskaya, I. A.; Bakanov, A. I.; Flerov, B. A. 2008. Study on zooperiphyton and zoobenthos of a small river. *Inland Water Biol*, 1: 84–92. <https://doi.org/10.1007/s12212-008-1013-2>
- Slobodkin, L. B.; Sanders, H. L. 1959. On the contribution of environmental predictability to species diversity. *Diversity and Stability in Ecological Systems*, 82-95p. Brookhaven Symp. Biol. no. 22. Brookhaven National Laboratory, Upton, N.Y.
- Smol, J. P.; Wolfe, A. P.; Birks, H. J. B.; Douglas, M. S. V.; Jones, V. J.; Korhola, A.; et al. 2005. Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(12): 4397–4402. <https://doi.org/10.1073/pnas.0500245102>
- Soares de Oliveira, K.; Lima, W. R. de.; Tavares, J. L. 2022. Análise da qualidade da água e do estado trófico em um reservatório da Bacia Hidrográfica do Rio Potengi, região semiárida do Nordeste. *Gaia Scientia*, 16(2). <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n2.61852>
- Soares, P. A.; Pinheiro, A.; Soares, K. H.; Zucco, E. 2010. Estimativa da disponibilidade hídrica em pequenas bacias hidrográficas com escassez de dados fluviométricos. *Revista de estudos ambientais*, 12(1): 29–38. <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2010v12n1p29-38>
- Solis, M.; Arias, M.; Fanelli, S.; Bonetto, C.; Mugni, H. 2019. Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in pampas streams. *Ecological Indicators*, 101: 373–379. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.036>
- Southwood, T. R. E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 46(2): 337–365. <https://doi.org/10.2307/3817>

- Strahler, A.N. 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. Transactions, American Geophysical Union, 38: 913–920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Tamaris-Turizo, C. E.; Gómez Arrieta, K. 2020. Feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae) in a Neotropical River of the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68: 79–91. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44340>
- Tewari, A.; Singh, P. K.; Gaur, S. 2022, February 1. Engineered hyporheic zones: Design and applications in stream health restoration - a review. *Water Supply*, 22(2): 2179–2193. <https://doi.org/10.2166/ws.2021.366>
- Townsend, C. R.; Hildrew, A. G. 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, 31(3): 265–275. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x>
- Valle, I. C.; Buss, D.; Baptista, D. F. 2013. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. *Braz. J. Biol*, 73: 231–238. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000200002>
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Verdonschot, P. F. M.; Verdonschot, R. C. M. 2023. The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. *Hydrobiologia*, 850: 2537–2562. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04918-5>
- Vieira, I. C. B.; Ribeiro, E. A. W. 2021. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água no rio Itajaí-Açu, Santa Catarina. *Revista de Geografia*, 38(2): 396–420. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2021.248822>
- Villéger, S.; Mason, N. W.; Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger, S.; Miranda, J. R.; Hernández, D. F.; Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat

- degradation. *Ecological Applications*, 20(6): 1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Von Sperling, M. 2007. Estudos de modelagem da qualidade da água de rios. 1 ed.; Universidade Federal de Minas Gerais: Belo Horizonte, Brasil, 588p.
- Walker, B.; Kinzig, A.; Langridge, J. 1999. Original Articles: Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. *Ecosystems* 2: 95–113. <https://doi.org/10.1007/s100219900062>
- Wang, L.; Li, Y.; Li, J.; Tan, L.; Rizo, E. Z.; Han, B. P. 2023. The seasonal patterns of aquatic insect composition and diversity in a disturbed (sub)tropical river revealed by linear and nonlinear approaches with occurrence and abundance data. *Hydrobiologia*, 850, 3949–3963. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05278-4>
- Waringer, J.; Graf, W.; Malicky, H. 2013. Problems associated with extrapolating ecological traits to higher-than-species level exemplified in the description of the larvae of *Potamophylax haidukorum* Malicky, 1999, *Potamophylax winneguthi* (Klapálek, 1902) and *Melamphophylax austriacus* Malicky, 1990. *Limnologica* 43(6): 441–450.
- Weiher, E.; Keddy, P. A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos* 74(1): 159–164. <https://doi.org/10.2307/3545686>
- Wiederkehr, F.; Wilkinson, C. L.; Zeng, Y.; Yeo, D. C. J.; Ewers, R. M.; O’Gorman, E. J. 2020. Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. *Biological Conservation*, 249: 108634. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108634>
- Wilkinson, D. M. 1999. The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos*, 84: 145–147. <https://doi.org/10.2307/3546874>
- Winterton, S. L.; Zhao, J.; Garzón-Orduña, I. J.; Wang, Y.; Liu, Z. 2017. The phylogeny of lance lacewings (Neuroptera: Osmylidae). *Systematic Entomology*, 42: 555–574. <https://doi.org/10.1111/syen.12231>
- Whittington, R. 1996. Strategy as Practice. *Long Range Planning*, 29(5): 731–735. [https://doi.org/10.1016/0024-6301\(96\)00068-4](https://doi.org/10.1016/0024-6301(96)00068-4)
- Whittington, R. 2001. Learning to strategise: problems of practice. *SKOPE Research Paper*, 20, 1-25.

- Whittington, R. 2004. Strategy after modernism: recovering practice. *European Management Review*, 1(1): 62–68. <https://doi.org/10.1057/palgrave.emr.1500006>
- Whittington, R. 2006. Completing the practice turn in strategy research. *Organizations Studies*, 27(5): 613–634. <https://doi.org/10.1177/0170840606064101>
- Wohl, E. The significance of small streams. 2017. *Front. Earth Sc*, 11: 447–456. <https://doi.org/10.1007/s11707-017-0647-y>
- Wolf, M. D. 2021. Ocorrência de parabenos nas águas do Rio Itajaí-Mirim. Dissertação de Mestrado. Instituto Federal de Santa Catarina, Itajaí. 70p. 2021.
- Woods, T.; Kaz, A.; Giam, X. 2022. Phenology in freshwaters: a review and recommendations for future research. *Ecography*, 6:1–14. <https://doi.org/10.1111/ecog.05564>
- Yadamsuren, O.; Morse, J. C.; Hayford, B.; Gelhaus, J. K.; Adler, P. H. 2020. Macroinvertebrate community responses to land use: a trait-based approach for freshwater biomonitoring in Mongolia. *Hydrobiologia*, 847(8): 1887–1902. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04220-2>
- Yoshimura, M. 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomological Science*, 15(2): 145–154. <https://doi.org/10.1111/j.1479-8298.2011.00511.x>
- Zolin, T. D. S.; Fernandes, S. S. L.; de Oliveira Ribeiro, V.; Corrêa, N. F.; Alves de Carvalho, L.; Diodato, J. O. 2022. Influência do uso e cobertura do solo na qualidade da água - estudo de caso do córrego Laranja Doce, Dourados/MS. *Gaia Scientia*, 16(1). <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n1.61337>