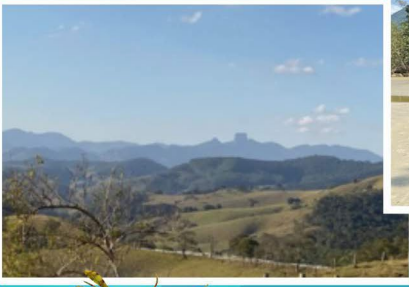
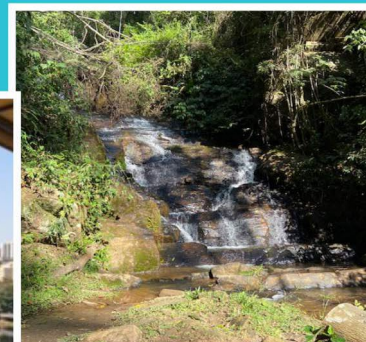
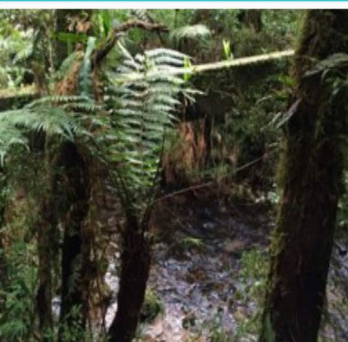


OBJETIVOS DE
DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL



Efeitos dos usos do solo sobre insetos de ambientes aquáticos brasileiros

Kathia Cristhina Sonoda
Editora Técnica



Embrapa

**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura e Pecuária**



Efeitos dos usos do solo sobre insetos de ambientes aquáticos brasileiros



Kathia Cristhina Sonoda
Editora Técnica

Embrapa
Brasília, DF
2025

Embrapa

Parque Estação Biológica
Av. W3 Norte (final)
70770-901 Brasília, DF
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Responsável pelo conteúdo e editoração

Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340, Km 127,5
Tanquinho Velho - Jaguariúna, SP - CEP 13918-110
www.embrapa.br/meio-ambiente

Comitê Local de Publicações

Presidente: *Janaina Paula Marques Tanure*

Secretário-executivo: *Anderson Soares Pereira*

Membros: *Robson Rolland Monticelli Barizon, Aline Teles Biasoto Marques, Alfredo José Barreto Luiz, Marcos Eliseu Losekann, Maria Cristina Tordin, Maria de Cléofas Faggion Alencar, Nilce Chaves Gattaz, Priscila de Oliveira, Sonia Claudia do Nascimento de Queiroz e Victor Paulo Marques Simão*

Revisão de texto: *Nilce Chaves Gattaz e Eliana de Souza Lima*

Normalização bibliográfica: *Victor Paulo Marques Simão (CRB-8/5139) e Maria de Cléofas Faggion Alencar (CRB-8/1658)*

Capa: *Kathia Cristhina Sonoda*

Fotos da capa: *Kathia Cristhina Sonoda e Sheyla Couceiro*

Projeto gráfico e diagramação: *Silvana Cristina Teixeira*

1ª edição

Publicação digital (2025): PDF

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Meio Ambiente

Efeitos dos usos do solo sobre insetos de ambientes aquáticos brasileiros / Kathia Cristhina Sonoda, editora técnica. — Brasília, DF : Embrapa, 2025.

PDF (368 p.) : il. color.

ISBN 978-65-5467-082-1

1. Insetos aquáticos 2. Ecologia aquática. I. Sonoda, Kathia Cristhina

CDD (21 ed.) 595.7

Maria de Cléofas Faggion Alencar (CRB-8/1658)

© 2025 Embrapa



EDITORA TÉCNICA E AUTORES

Carlinda Raily Medeiros

Bióloga, doutora em Ecologia, pesquisadora do Instituto Nacional do Semiárido, Campina Grande, PB

Catiana Regina Brumatti

Bióloga, doutora em Biotecnologia, coordenadora de Oferta Sustentável da Raízen S.A., Piracicaba, SP

Cintia Ribeiro

Engenheira de pesca, mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais, estudante de doutorado da Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA

Cristiane Biasi

Bióloga, doutora em Biodiversidade Animal, professora do Instituto Federal Farroupilha, Panambi, RS

Dalescka Barbosa de Melo

Bióloga, doutora em Ecologia e Conservação, bolsista na Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB

Daniel Silas Veras

Biólogo, mestre em Biodiversidade, Ambiente e Saúde, professor do Instituto Federal do Maranhão, Caxias, MA

Daniele Jovem-Azevêdo

Bióloga, doutora em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, professora do Instituto Federal do Sertão Pernambucano, Floresta, PE

Franciely Ferreira Paiva

Bióloga, doutora em Ecologia e Conservação, bolsista na Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB

Francine Novais Souza

Bióloga, doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente, professora da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, BA

Guilherme Santana Lustosa

Biólogo, mestre em Biodiversidade e Conservação, professor do Instituto Federal do Maranhão, Caxias, MA

José Max Barbosa de Oliveira-Junior

Biólogo, doutor em Zoologia, professor da Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, PA

Joseline Molozzi

Bióloga, doutora em Ecologia e Conservação da Vida Silvestre, professora da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB

Karen Tavares Juruá Bersch

Bióloga, doutora em Ciências, Prefeitura de Canguçu, RS

Karina Dias-Silva

Bióloga, doutora em Ciências Ambientais, professora da Universidade Federal do Pará, Altamira, PA

Karolina Teixeira Silva

Engenheira ambiental, mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais, estudante de doutorado da Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA

Kathia Cristhina Sonoda

Bióloga, doutora em Ecologia de Agroecossistemas, pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Laís Rodrigues Santos

Engenheira ambiental, mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais, estudante de doutorado da Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA

Leandro Juen

Biólogo, doutor em Ecologia e Evolução, professor da Universidade Federal do Pará, Belém, PA

Leandro Schlemmer Brasil

Biólogo, doutor em Zoologia, professor da Universidade Federal de Mato Grosso, Pontal do Araguaia, MT

Lilian Terezinha Winckler

Engenheira-agrônoma, doutora em Ecologia, pesquisadora da Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS

Lucas H. Almeida

Biólogo, mestre em Biociências, estudante de doutorado da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP

Lucianna Marques Rocha Ferreira

Bióloga, doutora em Recursos Naturais, bolsista na Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB

Luiz Ubiratan Hepp

Biólogo, doutor em Ecologia, professor da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS

Marciel Rodrigues

Biólogo, doutor em Ecologia e Conservação, professor da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, BA

Marina Miguel

Bióloga, mestre em Biociências, estudante de doutorado da Faculdade de Ciências e Letras de Assis – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Assis, SP

Milton Vinicius Morales

Engenheiro-agrônomo, mestre em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis, aluno de doutorado na Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba, Sorocaba, SP

Mônica Ceneviva Bastos

Bióloga, doutora em Biologia Animal, professora da Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, PR

Neusa Hamada

Bióloga, doutora em Entomologia, pesquisadora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM

Pitágoras C. Bispo

Biólogo, doutor em Zoologia, professor da Faculdade de Ciências e Letras de Assis – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Assis, SP

Renato Tavares Martins

Biólogo, doutor em Ciências Biológicas, bolsista no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM

Roberta Aversa Valente

Engenheira florestal, doutora em Recursos Florestais, professora da Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba, Sorocaba, SP

Rodolfo Mariano

Biólogo, doutor em Entomologia, professor da Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA

Rozane Maria Restello

Bióloga, doutora em Ecologia e Recursos Naturais, professora da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, RS

Saulo Andrade Araújo

Biólogo, mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais, coordenador do Núcleo Territorial de Educação Litoral Sul – Secretaria de Educação da Bahia, Itabuna, BA

Sheyla Regina Marques Couceiro

Bióloga, doutora em Ecologia, professora da Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, PA

Silvia Vendruscolo Milesi

Bióloga, doutora em Ecologia, bolsista na Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS

Wilma Izabelly Ananias Gomes

Bióloga, doutora em Engenharia Ambiental, pesquisadora do Instituto Nacional do Semiárido, Campina Grande, PB

Yulie Shimano

Bióloga, doutora em Zoologia, professora da Universidade Estadual de Goiás - Unidade Universitária de Porangatu, Porangatu, GO



APRESENTAÇÃO

É com enorme satisfação que apresento o livro *Efeitos dos usos do solo sobre insetos de ambientes aquáticos brasileiros* organizado pela pesquisadora Kathia Sonoda. Este livro foi elaborado de forma a sintetizar as ações realizadas pelos grupos de pesquisa brasileiros que estudam, principalmente, os aspectos ecológicos dos insetos aquáticos e visa fornecer um arcabouço histórico das ações realizadas. O tema é atual e apresenta um grande desafio para os pesquisadores da área, já que a diversidade do grupo ainda é pouco conhecida e a sociedade questiona sobre os serviços ecossistêmicos prestados e seus valores.

O primeiro capítulo apresenta o estado de conhecimento produzido no país após pouco mais de 20 anos de pesquisas no tema. Os capítulos seguintes apresentam informações detalhadas sobre o estado de conhecimento sobre o tema em estados dos biomas brasileiros. No penúltimo capítulo são apresentadas as percepções futuras dos líderes dos grupos de pesquisa; enquanto que o fechamento do livro, no último capítulo, contém uma análise crítica da atuação dos pesquisadores nas políticas públicas e os esforços em ampliar a inserção dos insetos aquáticos como indicadores em ações de biomonitoramento ambiental.

Além de contemplar o objetivo de instruir os estudantes no tema abordado, o livro fornece subsídios às agências de fomento para futuros editais, pois ilustra a necessidade de estudos de longo prazo como também a necessidade de explorar regiões hidrográficas pouco estudadas. Estas informações são primordiais para o adequado gerenciamento de unidades de conservação e para o estabelecimento de zoneamento ecológico-econômico satisfatório do ponto de vista humano, comercial e ambiental.

Este livro atende a cinco dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, a saber: ODS 4 (Educação de Qualidade); ODS 6 (Água Potável e Saneamento); ODS 12 (Consumo e Produção Sustentáveis); ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima) e ODS 15 (Vida Terrestre).

Boa leitura!

Ana Paula Contador Packer
Chefe-Geral da Embrapa Meio Ambiente



PREFÁCIO

A ideia deste livro surgiu há alguns anos de forma muito sucinta em minha mente e necessitou muitos outros anos para que ela se concretizasse como uma ideia formada. Assim mesmo, esta ideia era apenas isso, uma ideia, sem prazo de execução, sem formato definido e como acontece com várias ideias, não era permanente em minha mente. Entretanto, essa ideia foi crescendo até que, primeiramente, tomou a forma de um artigo científico. O desenrolar da redação deste artigo me recordou o desejo de organizar este livro. Foi neste momento que minha consciência abarcou a ideia e começou a estruturá-la, a partir do levantamento bibliográfico passou-se à seleção dos autores, o convite, acertos, estruturação dos capítulos e demais detalhes envolvidos nesta etapa. Confesso que se não fosse pelo impulso de contatar os colegas da área e se tivesse refletido e pesado o tamanho do desafio e suas dificuldades, não teria me lançado nesta aventura. Foram grandes desafios e aprendizados, alguns colegas desistiram pelo caminho, entretanto, outros mostraram-se bravos guerreiros e auxiliaram além de seus capítulos originais.

A rápida adesão dos autores apontou o que eu percebia e me motivou a este projeto, a necessidade de compilarmos os resultados de mais de 20 anos de estudos brasileiros relativos aos efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos (a ideia era focar nos insetos, mas algumas regiões possuem poucos dados e os macroinvertebrados foram adicionados nestes capítulos). Assim, o desafio estava lançado.

Muitos editais para submissão de propostas de pesquisa são demandas de instituições que, devido a lacunas no conhecimento, solicitam o levantamento de informações científicas para a execução de suas atividades, citando-se como exemplo o edital da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) de 2019 em parceria com o Instituto Florestal, que necessitava informações para embasar a gestão de unidades de conservação do estado de São Paulo. Diante disso, surgiu a seguinte pergunta: “Como os profissionais da área podem auxiliar estas instâncias nas gestões eficientes dos biomas, estados e das bacias hidrográficas”? Este questionamento foi um dos pilares para impulsionar a organização deste livro.

Inicialmente, o livro foi organizado com base nos biomas brasileiros, entretanto, alguns biomas não possuem estudos científicos realizados sobre a temática aqui discorrida (dentro dos requisitos de levantamento bibliográfico estabelecidos).

Enquadram-se neste caso a Caatinga e o Pantanal. Por outro lado, a delimitação entre os biomas não é uma linha reta, fato que torna um pouco delicada a abordagem do tema em alguns estados, como o caso de São Paulo, cuja dominância se faz pela Mata Atlântica, porém o recorte do Cerrado entremeando a Mata Atlântica é bastante irregular e muitas regiões hidrográficas (assim como municípios) apresentam os dois biomas em seus limites. Este fato se refletiu na divisão dos tópicos e seus capítulos, onde são apresentados textos sobre Cerrado paulista assim como sobre Mata Atlântica deste mesmo estado. A participação do Comitê Científico foi fundamental, para equilibrar minhas percepções às dos autores. Agradeço do fundo do coração à contribuição destes colegas.

O livro atinge seu objetivo de facilitar à toda comunidade científica brasileira atuante neste tema a visualização de oportunidades a serem exploradas em diversas macro e microescalas, considerando-se regiões hidrográficas, biomas ou estados. Considerando-se, neste caso, os estudantes de pós-graduação e seus orientadores, muitos dos quais contribuíram neste material. O livro também atinge o objetivo de levar informações aos tomadores de decisão e contribuir para as agências de fomento na percepção de locais de interesse para novas investigações, direcionando investimentos das chamadas de projetos, sempre escassos em comparação ao tamanho continental de nosso país.

Mais uma vez, agradeço aos autores assim como a todos os demais profissionais que contribuíram para sua conclusão.

A Editora Técnica

SUMÁRIO



Capítulo 1

Panorama da ocorrência de estudos brasileiros sobre insetos aquáticos como indicadores dos usos do solo

21

Capítulo 2

Uso do solo e fauna de insetos aquáticos de riachos do oeste do estado de São Paulo, região de Cerrado

47

Capítulo 3

Insetos aquáticos como bioindicadores de usos do solo no cerrado maranhense

71

Capítulo 4

Efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos no estado do Amazonas

87

Capítulo 5

Impactos das mudanças de uso do solo sobre as comunidades de insetos aquáticos da Amazônia Paraense

109

Capítulo 6

Uso do solo sobre os aspectos taxonômicos e funcionais de insetos aquáticos em reservatórios no Semiárido

139

Capítulo 7

Respostas da macrofauna bentônica ao uso do solo no entorno de estuários tropicais na Mata Atlântica

177

Capítulo 8

Visão do conhecimento da relação entre o uso do solo e insetos aquáticos na Bahia

227

Capítulo 9

Libélulas como bioindicador de diferentes usos do solo em áreas de Mata Atlântica

247

Capítulo 10

Alterações nos usos do solo e insetos aquáticos: um olhar para padrões e processos em riachos subtropicais da Mata Atlântica

273

Capítulo 11

Efeitos de usos do solo sobre macroinvertebrados bentônicos e serviços ambientais hídricos no bioma Pampa

295

Capítulo 12

Perspectivas futuras sobre a aplicação de programas de biomonitoramento em face aos diferentes usos do solo

327

Capítulo 13

O biomonitoramento como instrumento de políticas públicas: como anda o engajamento dos profissionais da área?

345

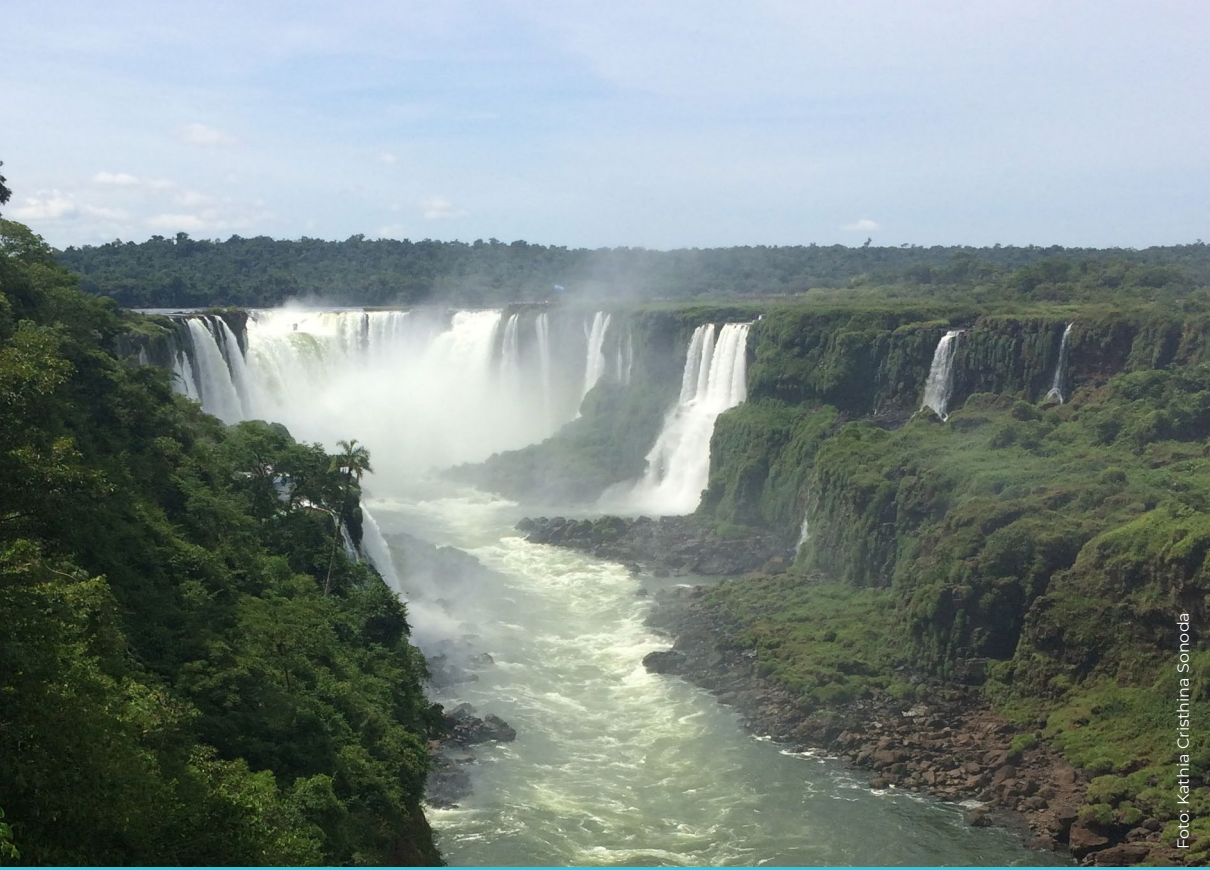


Foto: Kathia Cristhina Sonoda

Capítulo 1

Panorama da ocorrência de estudos brasileiros sobre insetos aquáticos como indicadores dos usos do solo

Milton Vinicius Morales, Roberta Avena Valente e Kathia Cristhina Sonoda

Introdução

A conversão do uso do solo vem sendo mundialmente estudada com seus diferentes impactos, dentre aqueles existentes na biota aquática. Neste contexto, os insetos aquáticos são amplamente usados em todo o mundo como indicadores de impactos. Neste capítulo, avaliou-se o panorama das publicações que abordam o tema, as quais foram relacionadas e espacializadas em função dos biomas, estados e regiões hidrográficas. Assim, levantou-se, por meio do Portal de Periódicos da Capes os estudos científicos desenvolvidos no período entre 1999 e 2020, considerando palavras-chaves como “land use”, “Brazil*”, “aquatic insects”, dentre outras.

De acordo com os resultados recuperados verificou-se maior concentração de estudos nos estados de São Paulo, Rio Grande do Sul, Minas Gerais e Mato Grosso, sendo a Mata Atlântica o bioma mais estudado e a região hidrográfica do Rio Paraná aquela que detém a maior concentração de publicações no tema. Por outro lado, grande parte dos estados brasileiros e algumas das principais regiões hidrográficas brasileiras não possuem um único estudo (ou em quantidade irrisória) sobre a temática, permitindo uma profunda e minuciosa revisão das áreas prioritárias para futuros estudos, as quais compreendem, principalmente, os biomas da caatinga, pampa e pantanal.

Contextualização

A expressão “uso do solo” muitas vezes é utilizada de forma similar a “uso da terra”, pois há uma semelhança entre solo e terra, correspondendo ao substrato físico. Entretanto, na área do geoprocessamento, ambos possuem significados bastante diferentes, sendo este último um termo mais antigo e já pouco

utilizado por estar mais diretamente associado ao substrato físico.

Há diversas interpretações sobre a expressão “uso do solo”, e, de maneira geral, representa toda e qualquer forma de destinação/ocupação a que um local é submetido. Assim, o uso pode ser urbano, agrícola (nas suas mais diversas categorias como plantio perene, criação de animais, silvicultura, e outros), represamento de água, solo exposto, como alguns exemplos. Associado a esta expressão, pode ser adicionado o termo “cobertura” (uso e cobertura do solo) que representa de forma mais acentuada o que está acima do solo, como floresta ombrófila, pastagem, entre outros (IBGE, 2013).

Toda e qualquer intervenção humana no meio natural corresponde a alterações na configuração do uso e cobertura do solo (Di Gregorio; Jansen, 1998, 2005). Para Lambin et al. (2003) os principais fenômenos responsáveis por tais alterações são o desenvolvimento socioeconômico, aumento populacional, expansão demográfica e busca por áreas agricultáveis. Dessa forma, Guzha et al. (2018) citam que tais alterações manifestam-se em respostas relacionadas à biodiversidade e impactos de ordem climática e hidrológica.

O impacto das alterações na configuração do uso e cobertura do solo é notório em ambientes aquáticos, uma vez que seus efeitos, em última instância, acabam por ser carreados à rede de drenagem. O desflorestamento, aliado a atividades antrópicas como assentamentos urbanos, agricultura e mineração são responsáveis por diversos efeitos observados nos ambientes aquáticos, como o aumento da carga de nutrientes e sedimentos presentes na rede de drenagem. A variação da qualidade da água pode ser explicada a partir da composição do uso e cobertura do solo em escala de bacia hidrográfica, considerando seu manejo extremamente necessário para a

manutenção da qualidade da água e conservação dos recursos hídricos (Mello et al., 2018).

O papel das alterações na composição do uso e cobertura do solo, e seus efeitos em escala de bacia hidrográfica é uma temática que ganhou maior atenção aproximadamente nos últimos 25 anos quando deixou de ser estudada de forma esparsa e pontual em todo o mundo (Meyer, 2012). A importância em avaliar o impacto que o uso do solo ocasiona na bacia hidrográfica, em suas mais diversas formas, citando-se as alterações no uso do solo, as coberturas vegetais, o estado de conservação da vegetação ripária vem sendo mundialmente discutida (Renner et al., 2018; Mello et al., 2020).

Dentre as publicações, o assunto é tratado considerando: (1) diferentes escalas geográficas (bacia hidrográfica - macroescala, mata ripária - mesoescala, sedimento - microescala), (2) atividades humanas distintas (agrícola – onde os principais são pastagem, silvicultura, olericultura, urbano, mineração, e outros), (3) tipos de ambientes (aquático, terrestre, subsolo) (Meyer et al., 2012) e (4) diversidade biológica existente (vegetação arbustiva, invertebrados de solo, peixes, macroinvertebrados ou insetos aquáticos, dentre outros) (Korasaki et al., 2013). Estes quatro elementos principais podem ser combinados dentro de uma ampla gama de possibilidades e, apesar do vasto espectro de combinações, a maioria dos estudos aponta conclusões congruentes: o uso do solo afetará a qualidade da água (Chauhan; Verma, 2015; Prudente et al., 2017; Petersen et al., 2018) e causará alterações nas comunidades, gerando o desaparecimento de táxons, bem como o desequilíbrio comunitário devido às alterações nas dinâmicas taxonômicas e funcionais das comunidades (Cajaíba et al., 2018; Krynak; Yates, 2018), citando alguns.

Neste contexto, houve também o despertar pela importância do uso e cobertura do solo e seus impactos sobre a biota aquática (macroinvertebrados/insetos) com os primeiros estudos no Brasil que remonta à virada do século XXI (Marques et al., 1999; Ometto et al., 2000), e que, a partir disto, houve um aumento na produção científica nesta temática.

Os insetos aquáticos são mundialmente utilizados em estudos de avaliação ambiental e de monitoramento. Seu uso é justificado por diversos fatores, tais como a baixa mobilidade, a ocorrência em praticamente todos os ambientes do globo, a incorporação das alterações e impactos ambientais devido ao tempo de permanência no ambiente aquático. Assim, suas respostas a poluentes são mais fidedignas do que avaliações químicas da água, fatos que os enquadram como indicadores de qualidade ambiental (Schneider et al., 2011; Rodrigues et al., 2019; Monteles et al., 2021).

Por “indicador” será adotado o conceito recomendado pelo Grupo de Trabalho Intersetorial sobre Biomonitoramento (Buss et al., 2016), reconhecido pela Associação Brasileira de Limnologia. Este grupo adotou a definição de Heink e Kowarik (2010, p. 592), que diz:

[...] Um indicador ambiental é um componente ou medida de um fenômeno relevante usado para descrever ou avaliar condições ou mudanças ambientais ou um conjunto de objetivos.

Há um reconhecimento que algumas regiões do território brasileiro são mais estudadas que outras; isto ocorre, principalmente, pela proximidade das universidades ou instituições de pesquisa brasileiras; entretanto, é necessária que se faça uma análise crítica da situação pelos motivos expostos acima.

Sendo assim, a análise da contribuição e distribuição espacial dos estudos brasileiros referentes aos efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos apresentada neste capítulo visa oferecer um panorama da distribuição espacial destes estudos, de forma a apontar aglomerações e lacunas físicas.

Levantamento bibliográfico e avaliação contextual

Realizou-se o levantamento bibliográfico por meio do portal de periódicos da Capes, considerando o período de 1999 a 2020 e utilizando-se os termos de busca “land use”, “Brazil*”, “aquatic insects”, “macroinvertebrates”, “EPT” e “Odonata”. O termo “macroinvertebrates” foi considerado somente para publicações que incluíam os insetos aquáticos, os estudos realizados com grupos não-insetos foram descartados.

Trabalhos de conclusão de curso, dissertações e teses também foram analisados e posteriormente descartados ao constatar-se a ocorrência de publicação decorrente desta modalidade de publicação, evitando duplicidade. Além disso, estudos sobre índices e ocorrências de táxons, ou outros que não estavam relacionados a “usos do solo” não foram considerados.

A espacialização dos trabalhos considerados foi realizada em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), a partir das coordenadas geográficas dos pontos de coleta dos estudos, quando tais informações não estavam presentes nos trabalhos. Utilizou-se os mapas dos artigos ou informações de localização, como nomes de municípios, bacias hidrográficas, parques estaduais e federais ou unidades de conservação. Em último caso, quando nenhuma informação de localização estava disponível, as coordenadas foram obtidas dos autores.

Em função dos diferentes sistemas de coordenadas adotados nos estudos, todas as coordenadas obtidas foram padronizadas para o sistema de coordenadas geográficas, utilizando o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS) 2000 como *Datum* de referência.

Em relação à base de dados referente aos estados, biomas e regiões hidrográficas, foram utilizados arquivos em formato *shapfile* obtidos junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para os biomas e estados brasileiros e junto a Agência Nacional de Águas (ANA) para as regiões hidrográficas.

Após a espacialização dos estudos, ocorreu a quantificação do número de publicações encontradas por estado, bioma e região hidrográfica. Considerando a existência de trabalhos que foram realizados em mais de um estado (Paula; Fonseca-Gessner, 2010; Moroneze et al., 2011; Medeiros, 2015; Simião-Ferreira, 2018; entre outros), ou bioma (Vieira et al., 2015; Titan, 2016; Dala-Corte et al., 2020) ou região hidrográfica (Ligeiro et al., 2013; Almeida, 2014; Ferreira et al., 2017; Castro et al., 2018; entre outros), sua quantificação para as determinadas análises apresenta um número superior ao total de artigos, em função do mesmo trabalho ser computado em mais de um estado, bioma ou região hidrográfica.

Os trabalhos foram também analisados quanto ao táxon estudado, considerando macroinvertebrados, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), Chironomidae, Odonata e outros táxons. A proposta original do livro foi concentrar nas publicações referentes aos insetos aquáticos; entretanto, durante o levantamento bibliográfico, verificou-se que o volume de publicações que consideram exclusivamente os insetos é bastante baixa. Por isso, manteve-se a ideia original, porém estudos sobre macroinvertebrados e insetos+Annelida

foram considerados a fim de ressaltar a baixa quantidade de publicações (e, conseqüentemente, locais estudados) sobre a entomofauna aquática brasileira. Assim, as exceções foram feitas no intuito de apontar a necessidade premente de mais estudos nas regiões destacadas, sem perder a proposta inicial do livro.

Panorama da distribuição das publicações no território brasileiro

Foram selecionados 132 artigos que atendiam aos requisitos determinados pelos pesquisadores, que totalizaram 2.254 pontos de coleta em campo. Ressalta-se que o número de pontos de coleta utilizados em cada publicação é bastante variável, e ocorreram casos onde, em um mesmo trabalho, são coletados pontos em mais de um estado, bioma ou região hidrográfica, ou ainda, diferentes publicações utilizaram os mesmos pontos de coleta.

Foi possível verificar a ocorrência de aglomerações de pesquisas em locais próximos às instituições de ensino e pesquisa, o que é compreensível, uma vez que isto facilita a logística e otimiza a aplicação dos recursos empregados.

Notou-se, também, um aumento significativo das publicações a partir de 2010, tendo atingido o ápice de publicações no tema no ano de 2014 (Figura 1.1).

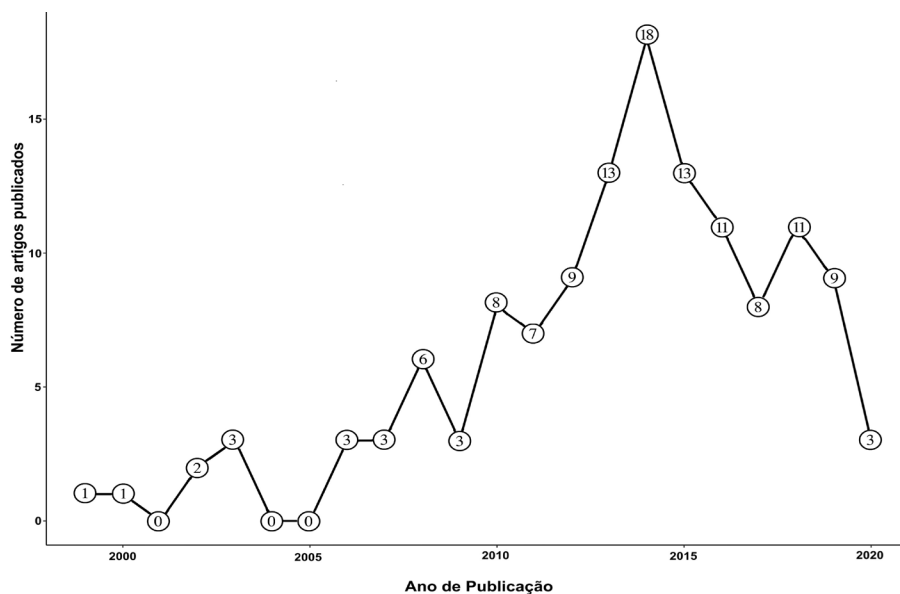


Figura 1.1. Ocorrência anual de publicações sobre o tema no período analisado.

Nesse levantamento o bioma mais estudado no território nacional foi a Mata Atlântica, com um total de 75 artigos publicados, representando 46,88% das publicações, seguido pelo Cerrado (56 artigos, 35% das publicações), Amazônia (23 artigos, 14,37% das publicações), Pantanal (3 artigos, 1,88% das publicações), Pampa (2 artigos, 1,25% das publicações) e Caatinga, com apenas 1 artigo publicado, representando 0,62% das publicações.

A espacialização dos pontos de coleta em relação aos biomas brasileiros pode ser observada na Figura 1.2, que demonstra a disparidade entre os três biomas com maior número de publicações (Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia) em relação aos três biomas com menor quantidade de estudos (Pampa, Pantanal e Caatinga). Por meio desta figura, percebe-se facilmente a concentração de esforços em alguns

locais em detrimento de outros, e a necessidade de mudança e investimentos em pesquisa para cobrir as áreas sem dados e sem informações.

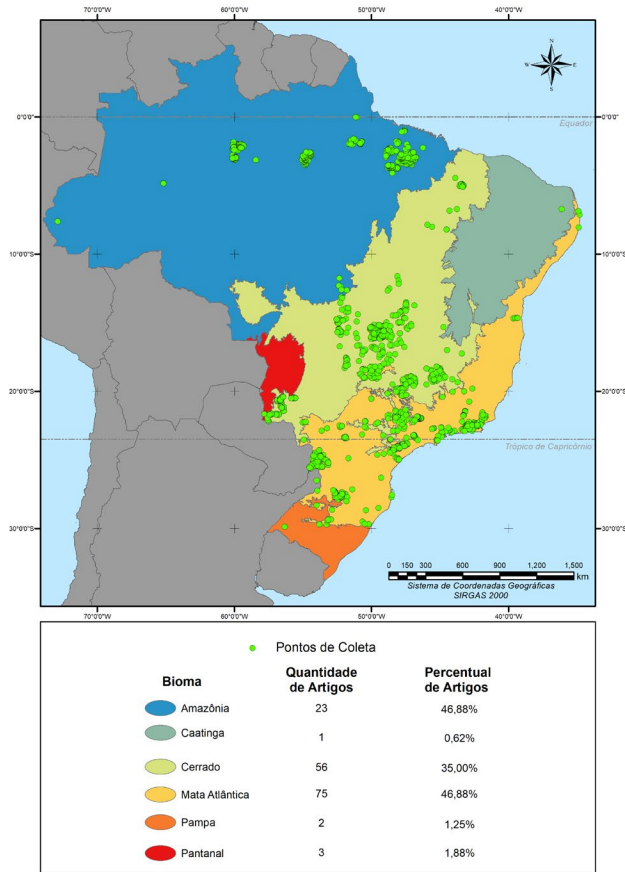


Figura 1.2. Espacialização dos pontos de coleta em relação aos biomas brasileiros.

Fonte: Adaptado de IBGE (2019).

Em relação à espacialização dos artigos quanto aos estados da federação (Figura 1.3), São Paulo se apresenta como o estado com maior volume de publicações, com 30 trabalhos

publicados, representando 19,23 % do total, seguido pelos estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul, ambos com 21 trabalhos publicados e representando 13,46 % do total cada um.

Dos 26 estados brasileiros e o Distrito Federal, sete não apresentam nenhum estudo relacionado a esta temática, sendo eles: Alagoas, Ceará, Espírito Santo, Rio Grande do Norte, Rondônia, Roraima e Sergipe, e 20 estados apresentam estudos conduzidos em seus territórios. Entretanto, alguns possuem quantidade mínima, como é o caso do Acre, Amapá, Bahia, Pernambuco, Paraíba, Piauí e Tocantins, que apresentaram apenas uma publicação em cada estado. Outros estados também tiveram número baixo de estudos, como é o caso do Distrito Federal (2 estudos), Santa Catarina (4 estudos), Maranhão (5 estudos) e Mato Grosso do Sul (5 estudos).

Ressalta-se que alguns estados possuem mais de um bioma, como o caso de São Paulo, cujos artigos formaram dois grupos, divididos entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica, que contribuíram com 9,43% e 15,09%, respectivamente, para este estado.

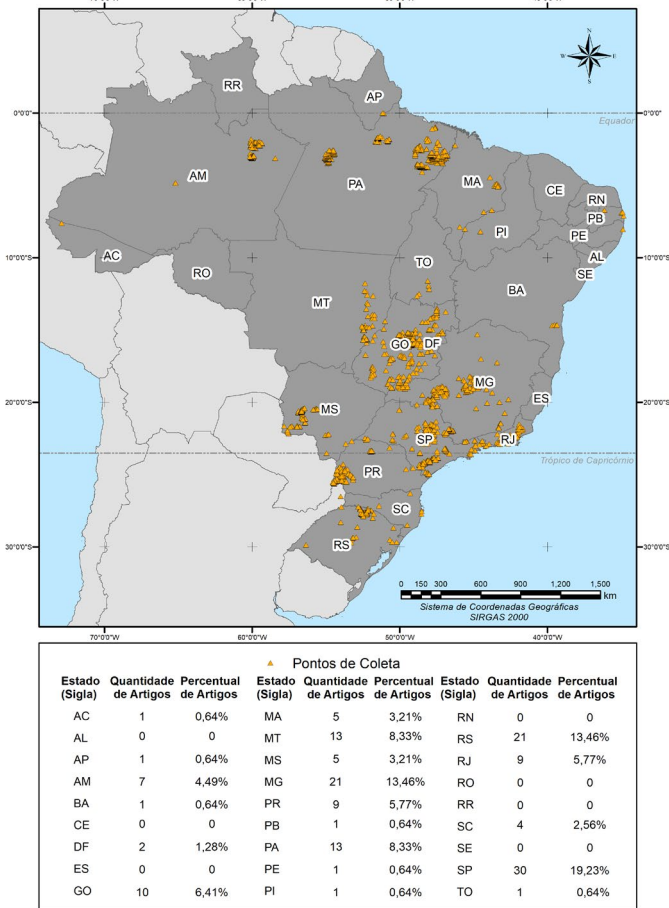


Figura 1.3. Espacialização dos artigos dentre os estados brasileiros.

Fonte: Adaptado de IBGE (2019).

Ao analisar este panorama dos estados utilizando-se os táxons como filtro, observa-se que muitos estudos utilizam prioritariamente toda a comunidade (macroinvertebrados ou insetos) em suas análises, contando com mais de 29% das publicações (Figura 1.4). Entretanto, estudos que consideram os principais táxons indicadores utilizados mundialmente (Chironomidae, EPT e Odonata), obtém-se o mesmo

quantitativo percentual, que aponta a importância em analisar estes grupos isoladamente. Odonata possui muitas espécies dentre a lista sob ameaça de extinção, por diversas razões; os outros grupos são relatados com menos frequência. Este fato não diminui sua importância para o funcionamento do ecossistema e a acurácia nos estudos futuros que considerem a temática do uso do solo, podendo enfatizar e apontar táxons a serem incluídos em tais listagens.

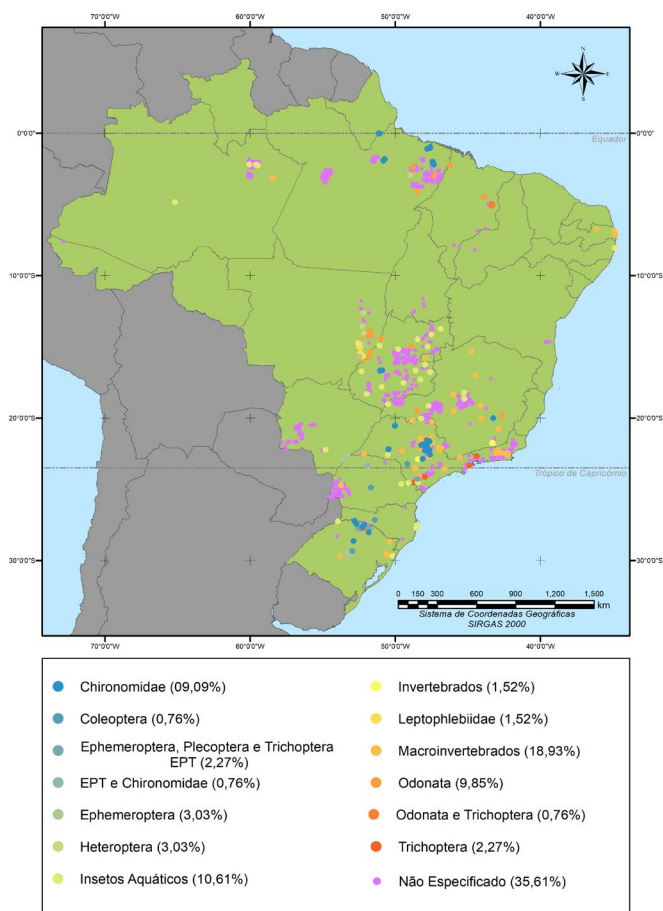


Figura 1.4. Distribuição dos estudos realizados de acordo com os táxons analisados, em relação aos estados federativos da União.

Fonte: Adaptado de IBGE (2019).

Ao avaliar o panorama das publicações distribuídas por regiões hidrográficas (Figura 1.5) a região do Rio Paraná tem o maior volume de publicações (31,06%), seguida pela região do Tocantins/Araguaia (15,53%) e Atlântico Sudeste (11,18%).

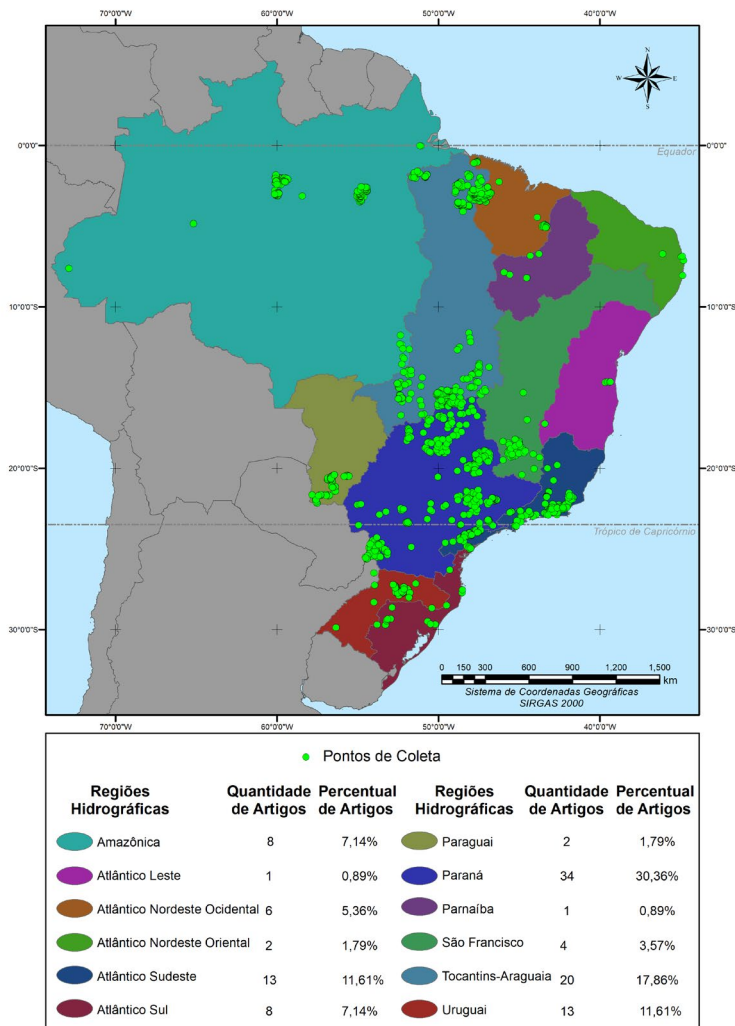


Figura 1.5. Espacialização da totalidade dos artigos de acordo com as regiões hidrográficas.

Fonte: Adaptado de ANA (2020).

Observou-se a baixa quantidade de estudos em diversas regiões hidrográficas, destacando-se as regiões do Parnaíba com apenas um estudo, representando apenas 0,62% dos trabalhos, do Atlântico Leste e do Atlântico Nordeste Oriental, ambas com dois estudos, que representou 1,24% do total e a do Paraguai com apenas três estudos que representou 1,86% do montante.

Análise integrativa sobre os panoramas vigentes

Os dados apresentados mostram que apesar dos esforços empregados nas últimas décadas, ainda há muito a ser realizado em termos de cobertura espacial, visto que a grande parte do território brasileiro não possui informações suficientes para embasar a gestão do uso do solo e qualidade da água com base na entomofauna. O mesmo pode ser concluído quando se considera a gestão das regiões hidrográficas, que é a instância adotada pelo órgão federal de administração das águas - a Agência Nacional da Água (ANA). Como apresentado no início do capítulo, os levantamentos das variáveis químicas e físicas são insuficientes para atestar a qualidade do recurso hídrico (Fierro et al., 2017), cuja incorporação da informação biológica torna a interpretação mais fidedigna e realística (Adu; Oyeniyi, 2019).

Um dimensionamento da importância de estudar concomitantemente o componente biológico pode ser verificado ao analisar os efeitos das mudanças de uso do solo relacionados à sua fertilidade. Os estudos confirmam a lógica: há alteração na disponibilidade de nutrientes no solo, em função do aporte de nutrientes proporcionado pelo cultivo agrícola (Carvalho et al., 2009), onde a maior concentração de nutrientes em solos agrícolas implica diretamente na qualidade

da água em seu entorno. Considera-se que após eventos chuvosos, são observados fenômenos como o carreamento de nutrientes e sedimentos para os cursos d'água (Chalar et al., 2011).

Estima-se que o enriquecimento do sedimento devido a esta entrada alóctone de nutrientes é da ordem de dez vezes maior em locais agrícolas (Allan et al., 1997). Além disso, a simples entrada de sedimento constitui elemento estressor para a biota aquática devido a diversos fatores, citando-se o soterramento de nichos, locais de habitação (Firmiano et al., 2021), potencializada pela incorporação dos nutrientes da adubação. Estes fatos levantam questões concernentes acerca de implicações sobre a qualidade da água resultante a ser usada principalmente para irrigação e dessedentação de populações humana e animais.

A qualidade da água é analisada em cada município, nos quais estações de tratamento de água atuam justamente com o intuito de controlar entradas de nutrientes/compostos químicos e biológicos de fontes diversas. Entretanto, é de conhecimento geral que no meio rural não há controle da qualidade da água em cada propriedade; assim, o agricultor captará água de outra propriedade a montante, estando condicionado às práticas de manejo adotadas por seu vizinho.

Esta prática gera uma espiral espacial da dinâmica de nutrientes entre as propriedades, ou seja, considerando-se a utilização de nutrientes (adubos, defensivos, e também dejetos de animais que ocasionalmente adentram os cursos d'água) em cada propriedade, o escoamento superficial da água da chuva com carreamento de nutrientes, a mudança na qualidade da água, a captação para irrigação (ou uso doméstico) a jusante, nova aplicação de nutrientes na propriedade voltando para o início do ciclo, ocasiona um efeito cascata da adição de

nutrientes aplicados em cada propriedade agrícola. Em última instância, devido ao efeito acumulativo, afetará diretamente a qualidade da água na bacia hidrográfica.

Uma forma de mitigar o efeito cascata de nutrientes é a manutenção de uma boa cobertura da vegetação ripária (Mello et al., 2020), pois há grande diminuição no escoamento superficial e conseqüente aporte de sedimento e nutrientes para o interior destes córregos, que torna prejudicial para as larvas de insetos sensíveis ao enriquecimento orgânico (Allan et al., 1997; Garcia-Garcia et al., 2017). Para dimensionar a importância dos efeitos que as áreas agrícolas podem ocasionar sobre a comunidade de insetos aquáticos, observa-se que a densidade numérica destes insetos pode aumentar até 33 vezes àquela de ambientes naturais (Greenwood; Brooker, 2016).

Vale ressaltar que este fluxo de nutrientes também ocorrerá entre o ambiente aquático e a vegetação ripária, que é um elo entre os ambientes aquático e terrestre, onde animais e plantas possuem estreita interação. Exemplificando, a matéria orgânica proveniente da mata como frutos, folhas, madeiras servem de alimento e substrato para os organismos aquáticos; estes, ao emergirem (saída dos espécimes da água para o ar ao atingir a fase adulta) podem integrar a cadeia alimentar (Ambasht; Ambasht, 2008; Wesner, 2010; Carlson et al., 2016) ao atuar como predadores no ambiente terrestre, como é o caso das libélulas, ou servirem de alimento a animais, como aranhas, morcegos, aves (Stenroth et al., 2015). Assim, os compostos introduzidos no ecossistema aquático são incorporados no tecido animal, e posteriormente disponibilizados para os animais da mata ripária, conforme já descrito, propiciando o retorno de parte dos compostos químicos utilizados na agricultura.

Os diferentes tipos de uso do solo têm efeitos distintos na qualidade da água, dependendo da área ocupada, intensidade do manejo, configuração da bacia, dentre outros aspectos. Taniwaki et al. (2017) destacaram que, no caso da Mata Atlântica, a conversão recente de pastagens de baixa intensidade, em áreas de cultivo intensivo de cana-de-açúcar, aumentou as concentrações de nitrato e sedimentos suspensos na água em pequenas bacias. Estes compostos alteram a dinâmica de crescimento de algas, e podem alterar a coloração da água, e que por isto, diminui a transparência da água e influencia em interações intraespecíficas, citando-se a predação como exemplo.

Diante do volume de informações gerado a cada ano e, muitas vezes, da falta de consenso entre suas conclusões, diversas dúvidas surgem entre os agentes envolvidos diretamente na produção (agricultor) e aos gestores e técnicos (ambientais/agrícolas) que se vêem diante de situações complexas. Um exemplo dessa situação pode ser observado através de dois estudos conduzidos na Amazônia Oriental que apontaram situações contrastantes e suas aplicações devem ser consideradas com parcimônia. Um dos estudos foi conduzido com toda a comunidade de insetos aquáticos e apontou que a floresta ripária tem relação positiva direta sobre táxons sensíveis (EPT), enquanto a capoeira e a pastagem tiveram efeitos negativos sobre estas ordens (Monteles et al., 2021). No segundo estudo, foi verificado que a capoeira é uma situação passível de criação de animais, pois permite a manutenção da estrutura funcional de Chironomidae (Sonoda et al., 2018). Neste caso, a sensibilidade do grupo taxonômico bioindicador para apontar impactos dos usos do solo deve ser considerada. Os resultados de ambos estudos indicam a possibilidade de aliar a prática agrícola à sustentabilidade ambiental. Isto reforça

a necessidade da manutenção da mata ripária (Brasil, 2012) aliada à mudança na adoção da capoeira para a produção de animais em detrimento da pastagem convencional.

Considerações finais

Este levantamento confirmou o que já era de conhecimento subliminar, a intensa centralização dos estudos em regiões específicas, principalmente das áreas de estudo utilizadas para a coleta de amostras. Essa concentração está bastante relacionada à proximidade com as universidades e centros de pesquisas e se justifica por alguns fatores: 1. Otimizar recursos financeiros, 2. Permitir estudos de longo prazo em um mesmo local (mesmo que realizados em curto prazo).

Vinte estados da nação mostram-se em situação de ausência de informações e conhecimento ou apresentam baixíssima produção científica no tema, ou seja, 77% dos estados brasileiros não possuem informações necessárias para embasar políticas públicas de gestão para o adequado direcionamento dos usos do solo nas bacias hidrográficas. Dessa forma, as secretarias municipais e estaduais (infraestrutura, planejamento, meio ambiente, e outras) não contam com suporte técnico-científico para as tomadas de decisões. Da mesma forma, os comitês de bacias hidrográficas necessitam destas informações para o seu adequado manejo.

Os capítulos finais do livro retomaram este tema e os autores responderam às seguintes perguntas:

1. Como é possível auxiliar estas instâncias nas gestões eficientes dos estados, municípios e/ou das bacias hidrográficas?

2. Como fazem os gestores dos estados, municípios e/ou das bacias hidrográficas para administrar eficientemente sem embasamento de suporte técnico-científico?
3. Qual o melhor modelo para direcionar a execução de estudos de forma a permitir maior abrangência espacial do país e fornecer dados para estes gestores administrarem, com mais eficácia, as regiões hidrográficas?

Apesar de existirem centenas de publicações disponíveis na internet, esta informação necessita ser compilada, interpretada e disponibilizada de forma célere por profissionais da área para que gestores e o público interessado possam utilizar adequadamente.

Ao longo do livro, o leitor terá a oportunidade de se inteirar sobre as realidades encontradas em alguns biomas/ estados brasileiros. Após este alinhamento, as questões acima apresentadas e perspectivas futuras poderão ser confrontadas às suas próprias considerações.

Referências

ADU, B. W.; OYENIYI, E. A. Water quality parameters and aquatic insect diversity in Aahoo stream, Southwestern Nigeria. **The Journal of Basic and Applied Zoology**, v. 80, p. 15, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1186/s41936-019-0085-3>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Catálogo de metadados da ANA**. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/0574947a-2c5b-48d2-96a4-b07c4702bbab>. Acesso em: 05 maio 2021.

ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 149-161, 1997.

AMBASHT, R. S.; AMBASHT, N. K. Land-water ecotone ecology. **Proceedings of the National Academy of Sciences India, Section B – Biological Sciences**, v. 78, p. 99-104, 2008.

BRASIL. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 28 mai. 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 01 set. 2022.

BUSS, D. F.; ROQUE, R. O.; SONODA, K. C.; MEDINA JÚNIOR, P. B.; STEFANES, M.; IMBIMBO, H. R. V.; KUHLMANN, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; OLIVEIRA, L. G.; MOLLOZZI, J.; CAMPOS, M. C. S.; JUNQUEIRA, M. V.; LIGEIRO, R.; MOULTON, T. P.; HAMADA, N.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores no processo de licenciamento ambiental no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 100-113, 2016.

CAJAÍBA, R. L.; PÉRICO, E.; SILVA, W. B.; VIEIRA, T. B.; DALZOCHIO, M. S.; BASTOS, R.; CABRAL, J. A.; SANTOS, M. How informative is the response of ground beetles' (Coleoptera: Carabidae) assemblages to anthropogenic land use changes? Insights for ecological status assessments from a case study in the Neotropics. **Science of the Total Environment**, v. 636, p. 1219-1227, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.392>.

CARLSON, P. E.; MCKIE, B. G.; SANDIN, L.; JOHNSON, R. K. Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects: implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers. **Freshwater Biology**, v. 61, n.6, p. 848-861, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12745>.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; HERPIN, U. & CERRI, C. C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the South-Western Amazon: carbon stocks and soil fertility. **Sciencia Agricola**, v. 66, n. 2, p. 233-241, 2009.

CHALAR, G.; AROCENA, R.; PACHECO, J. P.; FABIÁN, D. Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). **Ecological Indicators**, v. 11, p. 362-369, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.004>.

CHAUHAN, A.; VERMA, S. C. Impact of agriculture, urban and forest land use on physico-chemical properties of water – a review. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 4, n. 10, p. 18-22, 2015.

DI GREGORIO, A.; JANSEN, L. J. M. **Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual**. Environment and Natural Resources Service, GCP/RAF/287/ITA Africover - East Africa Project and Soil Resources, Management and Conservation Service. Rome: FAO, 1998. 157 p. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/229839605_Land_Cover_Classification_System_LCCS_Classification_Concepts_and_User_Manual. Acesso em: 18 out. 2024.

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; VARGAS-CHACOFF, L.; BERTRÁN, C.; ARISMENDI, I. 2017. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. In: TUTU, H. (ed.). **Water quality**. Ed. IntechOpen. Universidade de Witwatersrand, África do Sul. DOI: <https://doi.org/10.5772/65084>.

FIRMIANO, K. R.; CASTRO, D. M. P.; LINARES, M. S.; CALLISTO, M. Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141865, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865>.

GARCIA-GARCIA, P. L.; VAZQUEZ, G.; NOVELO-GUTIERREZ, R.; FAVILA, M.E. Effects of land use on larval Odonata assemblages in cloud forest streams in central Veracruz, Mexico. **Hydrobiologia**, v. 785, n. 1, p. 19-33, 2017.

GREENWOOD, M. J.; BOOKER, D. J. Influence of hydrological regime and land cover on traits and potential export capacity of adult aquatic insects from river channels. **Oecologia**, v. 180, p. 551-566, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3462-8>.

GUZHA, A. C.; RUFINO, M. C.; OKOTH, S.; JACOBS, S.; NÓBREGA, R. L. B. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 15, p. 49-67, 2018.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 584-593, 2010.

IBGE. **Downloads**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 8 maio 2021.

IBGE. **Manual técnico de uso da terra**. Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=281615>. Acesso em: 18 out. 2024.

KORASAKI, V.; BRAGA, R.; ZANETTI, R.; MOREIRA, F.; VAZ-DE-MELLO, F.; LOUZADA, J. Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: valuing traditional farming practices. **Biodiversity & Conservation**, v. 22, n. 6-7, p. 1485-1499, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0487-3>.

KRYNAK, E. M.; YATES, A.G. Benthic invertebrate taxonomic and trait associations with land use in an intensively managed watershed: implications for indicator identification. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1050-1059, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.002>.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 205–241, 2003.

MANDER, Ü.; MEYER, B. Adaptation and functional water management through land use change. **Ecological Indicators**, v. 22, p. 1-3, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.033>.

MARQUES, M. M. G. D. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in South-East Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 553-561, 1999.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130–138, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

MEYER, K. M.; VOS, M.; MOOIJ, W. M.; HOL, W. H. G.; TERMORSHUIZEN, A. J.; VAN DER PUTTEN, W.H. Testing the paradox of enrichment along a land use gradient in a multitrophic aboveground and belowground community. **Plos One**, v. 7, n. 11, p. e49034. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049034>.

MONTELES, J.; GERHARD, P.; FERREIRA, A.; SONODA, K. C. Agriculture impacts benthic insects on multiple scales in the Eastern Amazon. **Biological Conservation**, v. 255, p. 108998, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108998>.

OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; BALLESTER, M. V.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba River basin, South-East Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.

PETERSEN, C. R.; JOVANOVIC, N. Z.; GRENFELL, M. C.; OBERHOLSTER, P. J.; CHENG, P. Responses of aquatic communities to physical and chemical parameters in agriculturally impacted coastal river systems. **Hydrobiologia**, v. 813, p. 157-175, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3518-y>.

PRUDENTE, B. S.; POMPEU, P. S.; JUEN, L.; MONTAG, L. F. A. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 303-316, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12868>.

RENNER, S.; PÉRICO, E.; DALZUCHIO, M. S.; SAHLÉN, G. Water body type and land cover shape the dragonfly communities (Odonata) in the Pampa biome, Rio Grande do Sul, Brazil. **Journal of Insect Conservation**, v. 22, p. 113-125, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0042-8>.

RODRIGUES, C.; GUIMARÃES, L.; VIEIRA, N. Combining biomarker and community approaches using benthic macroinvertebrates can improve the assessment of the ecological status of rivers. **Hydrobiologia**, v. 839, p. 1-24, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03991-7>.

SCHNEIDER, C.; EKSCHMITT, K.; WOLTERS, V.; BIRKHOFFER, K. Ring-based versus disc-based separation of spatial scales: a case study on the impact of arable land proportions on invertebrates in freshwater streams. **Aquatic Ecology**, v. 45, p. 351-356, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-011-9358-8>.

SONODA, K. C.; MONTELES, J. S.; FERREIRA, A.; GERHARD, P. Chironomidae from Eastern Amazon: understanding the differences of land-use on functional feeding groups. **Journal of Limnology**, v. 77, s1, p. 196-202, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1799>.

STENROTH, K.; POLVI, L. E.; FÄLSTRÖM, E.; JONSSON, M. Land-use effects on terrestrial consumers through changed size structure of aquatic insects. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 136-149, 2015.

TANIWAKI, R. H., CASSIANO, C. C., FILOSO, S., FERRAZ, S. F. DE B., CAMARGO, P. B. DE, & MARTINELLI, L. A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of The Total Environment**, 584-585, p. 339-347, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>.

WESNER, J. S. Seasonal variation in the trophic structure of a spatial prey subsidy linking aquatic and terrestrial food webs: adult aquatic insects. **Oikos**, v. 119, n. 1, p. 170-178, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17687.x>.



Foto: Kathia Cristina Sonoda

Capítulo 2

Uso do solo e fauna de insetos aquáticos de riachos do oeste do estado de São Paulo, região de Cerrado

Pitágoras C. Bispo, Lucas H. Almeida, Mônica Ceneviva Bastos e Marina Miguel

Introdução

A exploração agrícola da região oeste do estado de São Paulo começou na transição entre os séculos XIX e XX e foi intensificada com a chegada das linhas férreas. Pequenos agricultores, imigrantes e grandes produtores de café viram nessa região, ainda pouco explorada, a oportunidade de melhorar as condições de vida ou expandir os seus negócios. Nesse processo, a população indígena foi deslocada e a paisagem foi fortemente modificada (Schiavon, 2016). As matas começaram a ser removidas, dando lugar aos sítios, fazendas e núcleos urbanos (Schiavon, 2016). Desde então, a região que originalmente abrigava uma rica diversidade e era coberta por floresta estacional semidecídua e cerrado foi modificada, restando menos de 5% da vegetação original - média das oito Unidades e Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do oeste paulista (Nalon et al., 2008; Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, 2021) (Figura 2.1). Atualmente, os remanescentes de vegetação nativa estão confinados principalmente às pequenas áreas de preservação, as quais estão isoladas umas das outras em uma matriz agrícola. A modificação da paisagem pelo desmatamento tem sido acompanhada da degradação do solo, do descarte incorreto do lixo, da liberação de efluentes orgânicos e inorgânicos e do represamento de rios e riachos. Portanto, a biodiversidade da região tem sido fortemente impactada.

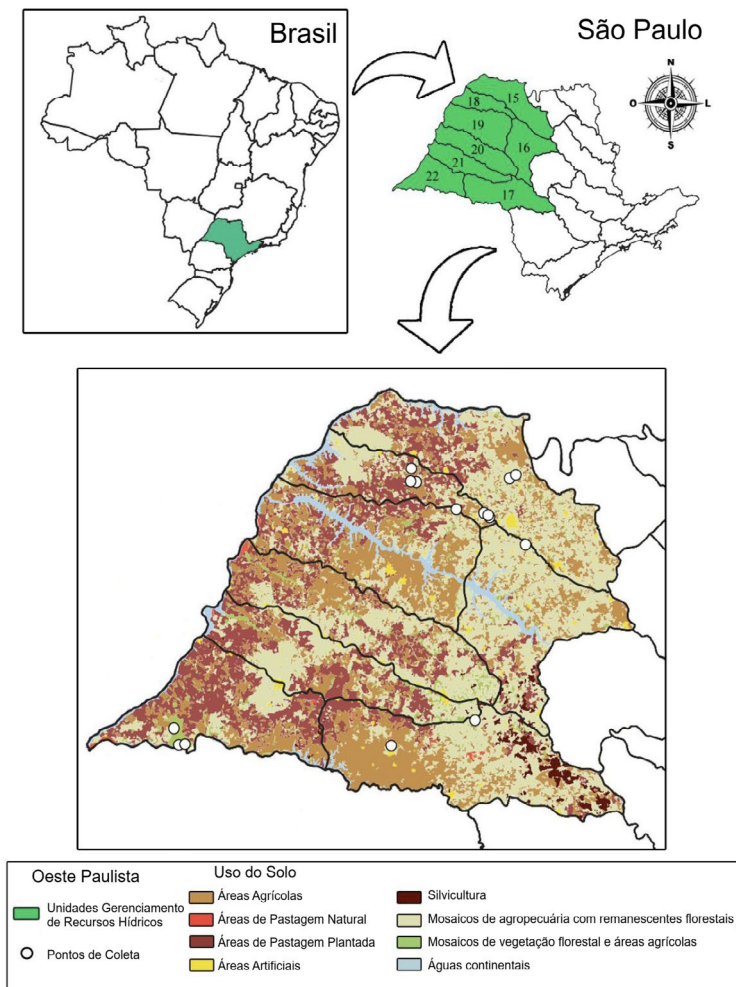


Figura 2.1. Mapa da região oeste do estado de São Paulo com as suas respectivas unidades de gerenciamento de recursos hídricos (Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, 2021): 15 – Turvo-Grande; 16 – Tietê-Batalha; 17 – Médio Paranapanema; 18 – São José dos Dourados; 19 – Baixo Tietê; 20 – Aguapeí; 21 – Rio do Peixe; e 22 – Pontal do Paranapanema, totalizando uma área de drenagem de um pouco mais que 100.000 km².

Fonte: Cortezzi et al. (2009); Ceneviva-Bastos et al. (2012, 2017); Marques et al. (2013); Suriano; Fonseca-Gessner (2013); Ceneviva-Bastos e Casatti (2014).

A modificação da paisagem da bacia hidrográfica impacta diretamente os ambientes lóticos (rios e riachos), uma vez que diminui a heterogeneidade e a integridade de habitat, introduz poluentes de diferentes naturezas e, como consequência, afeta a biota aquática (Sonoda et al., 2011; Egler et al., 2012; Molina et al., 2017; Dala-Corte et al., 2020).

Os ecossistemas lóticos de pequeno porte, denominados de riachos, são fortemente vulneráveis aos impactos associados ao uso do solo, tanto em função do seu volume reduzido (insuficiente para diluir poluentes) quanto em função da forte relação com a vegetação terrestre (Dudgeon, 2010). Estes são sistemas dinâmicos, com grande heterogeneidade ambiental e são habitados por uma grande diversidade de organismos, muitos deles sensíveis à poluição e redução da integridade de habitat (Buss et al., 2004; Suriano et al., 2010; Zeni et al., 2017; Dala-Corte et al., 2020). Assim, entender como as atividades antrópicas afetam a biodiversidade e a dinâmica funcional desses ecossistemas é essencial para avaliar a intensidade dos impactos e estabelecer estratégias efetivas de monitoramento e conservação.

Entre os organismos que vivem em riachos, os insetos assumem um lugar de destaque, tanto pela grande diversidade e abundância, quanto por sua importância nas teias alimentares e no processamento da matéria orgânica. Os macroinvertebrados aquáticos, que em riachos são representados principalmente por insetos, têm sido utilizados como ferramentas de avaliação e biomonitoramento ambiental em diferentes partes do mundo (Rosenberg; Resh, 1993; Resh et al., 1995; Barbour et al., 1999; Bonada, 2006; Mendoza-Penagos et al., 2021). Isso se deve, principalmente, ao fato destes organismos serem afetados de diferentes maneiras pelos impactos antrópicos e integrarem esses efeitos ao

longo do tempo. Nesse contexto, vários países, como exemplo, Austrália, Canadá, Estados Unidos, Reino Unido, e outros, possuem grandes programas de biomonitoramento usando macroinvertebrados aquáticos. No Brasil, infelizmente, não há nenhum programa de biomonitoramento dessa natureza. O que há são trabalhos científicos desenvolvidos por diferentes grupos de pesquisa que mostram as possibilidades e estratégias mais eficazes para fazer esse tipo de monitoramento (Baptista et al., 2007; Buss; Vitorino, 2010; Suriano et al., 2010; Saito et al., 2015). No caso da região oeste do estado de São Paulo, dados sobre insetos aquáticos são escassos (Cortezzi et al., 2009; Sonoda et al., 2011). Isso se estende aos trabalhos que abordam os efeitos do uso do solo sobre a diversidade desses organismos em riachos. Apesar disso, buscou-se aqui discutir os poucos dados disponíveis e identificar as principais lacunas do conhecimento que precisam ser preenchidas para que se possa ter uma visão mais completa sobre o tema.

Desmatamento e redução da integridade do habitat

A região oeste do estado de São Paulo é basicamente agrícola e essa atividade tem ocasionado um grande impacto na paisagem. Apesar da expansão agrícola na região ter sido relativamente recente, principalmente nos últimos 100 anos (Schiavon, 2016), ela foi capaz de remover ou alterar quase totalmente a vegetação nativa (Instituto Florestal do Estado de São Paulo, 2020). Esse tipo de alteração tem afetado fortemente os riachos, desestabilizando as margens, aumentando o assoreamento, reduzindo a entrada de matéria orgânica grossa e a heterogeneidade de habitat, e mudando a fonte predominante de energia de alóctone para autóctone. De fato, os riachos naturais, na maior parte dos casos, são totalmente

ou parcialmente cobertos pela vegetação e as folhas que caem em seu leito são uma importante fonte de energia para esses ecossistemas. Portanto, riachos em paisagens protegidas tendem a ser funcionalmente influenciados pela energia alóctone proveniente da vegetação ripária.

Neste contexto, a mudança na cobertura vegetal pode afetar o funcionamento dos ecossistemas lóticos de pequeno porte. Por exemplo, do ponto de vista funcional, é esperado que a remoção da vegetação marginal em riachos com fundo consolidado (fundo rochoso) aumente a abundância relativa de insetos aquáticos coletores e raspadores. Isso pode estar relacionado ao aumento da matéria orgânica fina, que beneficia os coletores, e ao aumento das algas perifíticas, em função da maior entrada de luz, que favorece os raspadores. Por outro lado, é esperada a diminuição de acúmulos de folhas e de matéria orgânica grossa, que reduz a abundância de fragmentadores. No caso de riachos com leito não consolidado, é esperado o aumento da matéria orgânica fina em função da remoção da vegetação, que amplia a abundância de organismos coletores que vivem associados ao sedimento fino. Assim, a remoção ou alteração da vegetação pode afetar a diversidade taxonômica e a estrutura funcional da fauna de insetos aquáticos (Sweeney, 1993; Egler et al., 2012; Ono et al., 2020; Silva-Araújo et al., 2020).

A remoção da vegetação, além disso, reduz a heterogeneidade interna do riacho, tanto pela diminuição do aporte de recursos alóctones, como galhos e folhas, quanto pelo aumento do assoreamento e da intensidade das enxurradas, que levam à perda e ao soterramento de estruturas internas, e altera as características dos habitats. Após a remoção da vegetação, um riacho com acúmulos de folhas, pedras e areia, pode ter um aumento da entrada de sedimento fino, que pode cobrir todo o leito, reduzindo na prática a heterogeneidade

ambiental. Isso pode causar grandes perdas de diversidade alfa (diversidade local) e beta (diversidade entre locais) (Melo et al., 2011), visto que a heterogeneidade tanto dentro quanto entre riachos é fundamental para a manutenção da alta diversidade de insetos aquáticos nesses ecossistemas. Em vários riachos do oeste do estado de São Paulo é possível observar uma simplificação na heterogeneidade de habitat em função da remoção da vegetação, o que pode ter um importante efeito sobre a fauna de insetos aquáticos. Por exemplo, em estudo realizado nas bacias do rio Turvo e de São José dos Dourados, Zeni et al. (2017) indicaram que uma maior heterogeneidade dentro do riacho pode ser associada às bacias com uma maior proporção de áreas florestadas e menor proporção de áreas plantadas com cana-de-açúcar. Adicionalmente, a interação entre remoção da vegetação e intensas chuvas no período chuvoso também pode afetar fortemente os riachos. Riachos sem mata ripária estão mais sujeitos às enchentes-relâmpago, que causam a perda de heterogeneidade de habitat através da remoção de estruturas como bancos de macrófitas, cascalho e areia. Grande parte da biota aquática também é arrastada pela correnteza, diminuindo consideravelmente a riqueza e abundância de insetos (Marques et al., 2013). Portanto, a manutenção ou recuperação da vegetação ripária é essencial para a conservação da biota e funcionamento dos riachos.

Além da remoção da vegetação, uma prática comum na região é o represamento dos ambientes lóticos, formando desde grandes reservatórios para a produção de energia elétrica até pequenos açudes para diversas finalidades. Um dos principais impactos que ocorrem quando um riacho é represado é a quebra da continuidade funcional entre os diferentes trechos (Bunn; Arthington, 2002). Adicionalmente, há uma mudança de um ecossistema lótico para lântico no trecho represado, alterando o fluxo e aumentando o acúmulo

de matéria orgânica e nutrientes, especialmente em riachos cuja finalidade do represamento é a dessedentação de gado ou a criação de peixes. O represamento pode levar a mudanças nos parâmetros físico-químicos da água (Fairchild; Velinsky, 2006), por exemplo, aumentando o tempo de residência de nutrientes e afetando a temperatura da água (Seyedhashemi et al., 2021).

As modificações ambientais geradas pelos represamentos impactam fortemente a biota e reduzem a riqueza e abundância de vários grupos de insetos aquáticos. Por outro lado, podem beneficiar os táxons que vivem em substrato pouco consolidado e que são adaptados ao déficit de oxigênio. Adicionalmente, o represamento pode alterar a estrutura trófica à jusante do trecho represado, especialmente quando ele inclui a criação de peixes (Four et al., 2019). De fato, na região oeste do estado de São Paulo, muitos desses pequenos reservatórios são utilizados para a piscicultura, o que pode aumentar a quantidade de nutrientes e a abundância de produtores primários, levando a um processo de eutrofização (Macedo; Sipaúba-Tavares, 2010). Dados preliminares sobre pequenos represamentos do oeste paulista indicam que a composição de táxons muda com a transformação do riacho em um ambiente lântico; também indicam que há um aumento de organismos filtradores à jusante do represamento. Estes dados estão de acordo com aqueles obtidos para outras regiões, os quais têm mostrado mudanças nas comunidades de insetos aquáticos a jusante dos reservatórios (Martínez et al., 2013; Ko et al., 2020). É importante salientar também que em vários locais há uma sequência de represamentos em um mesmo riacho, o que pode amplificar os efeitos negativos sobre a fauna. Portanto, é importante que os represamentos sejam feitos de acordo com o planejamento do uso do solo de forma a minimizar os seus efeitos negativos sobre a biota.

Poluição orgânica e a perturbação invisível dos agrotóxicos

As atividades agrícolas normalmente usam um grande aporte de nutrientes como fertilizantes, que são facilmente carregados para os ambientes aquáticos em decorrência das chuvas. Além disso, grandes quantidades de efluentes orgânicos desaguam nos ambientes aquáticos pelas áreas urbanas. Neste contexto, a poluição orgânica é um dos principais problemas ambientais em riachos, e isto não é diferente na região oeste do estado de São Paulo. Normalmente, a poluição orgânica leva ao aumento da quantidade de algas, de macrófitas e de matéria orgânica fina, além da redução da oxigenação da água. Isto pode ter um grande efeito negativo sobre a fauna de insetos aquáticos, reduzindo a riqueza de táxons sensíveis e aumentando a quantidade de táxons tolerantes a esse tipo de poluição. Por exemplo, em estudo feito na região oeste do estado de São Paulo (Cortezzi et al., 2009), observou-se uma grande redução na diversidade e uma mudança na composição de táxons no riacho mais impactado pela poluição orgânica. Neste local, houve um grande predomínio do gênero *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae), que normalmente é tolerante a esse tipo de poluição. É importante ressaltar que os ambientes lóticos são sistemas abertos; assim, a entrada de poluição orgânica crônica em um determinado ponto da rede hidrográfica pode impactar os trechos à jusante, mesmo que esses trechos estejam em áreas com margens protegidas.

A poluição orgânica é facilmente percebida, tanto pela alteração da cor quanto pelo cheiro da água. Por outro lado, há uma perturbação invisível que pode ser ainda mais perigosa para a biota aquática. Todos os anos, uma grande quantidade de substâncias tóxicas é lançada no solo e nos

ambientes lóticos, muitas delas são incolores e inodoras. Dentre elas, estão aquelas usadas como agrotóxicos no controle de pragas. Esses agrotóxicos são carregados pelas águas das chuvas para os ambientes aquáticos, onde podem afetar a fauna de insetos de diferentes maneiras (Mello et al., 2018). Por exemplo, experimentos laboratoriais preliminares utilizando espécies de *Limnognonus* (Heteroptera: Gerridae) e de *Chironomus* (Diptera: Chironomidae) do oeste paulista sugerem que herbicidas derivados do glifosato podem reduzir a sobrevivência de insetos aquáticos. Considerando que o oeste paulista é uma região agrícola, estudos mais detalhados sobre os efeitos dos agrotóxicos sobre os organismos aquáticos são altamente relevantes e podem fornecer subsídios tanto para o monitoramento da diversidade aquática quanto para o desenvolvimento de uma agricultura mais sustentável.

Métricas potenciais para avaliar os efeitos do uso do solo sobre os insetos aquáticos do oeste Paulista

Os poucos trabalhos desenvolvidos em riachos da região oeste do estado de São Paulo têm demonstrado que mudanças no uso do solo podem reduzir a diversidade e mudar a composição faunística de insetos aquáticos (Cortezzi et al., 2009). Por exemplo, em estudo feito na região (Cortezzi et al., 2009), curvas de rarefação mostraram claramente a redução da riqueza padronizada para o mesmo número de indivíduos no riacho mais perturbado (Figura 2.2). De fato, em geral, a mudança do uso do solo reduz a heterogeneidade de habitat (Molina et al., 2017; Zeni et al., 2017), o que pode diminuir a diversidade de táxons, uma vez que a variabilidade ambiental dentro de cada riacho afeta fortemente a fauna (Costa; Melo, 2008; Mazão; Bispo, 2016). Por exemplo, um estudo realizado em riachos do oeste paulista mostrou que

o aumento experimental da heterogeneidade de habitat amplia a riqueza de táxons, sua abundância e a complexidade das teias alimentares (Ceneviva-Bastos et al., 2017).

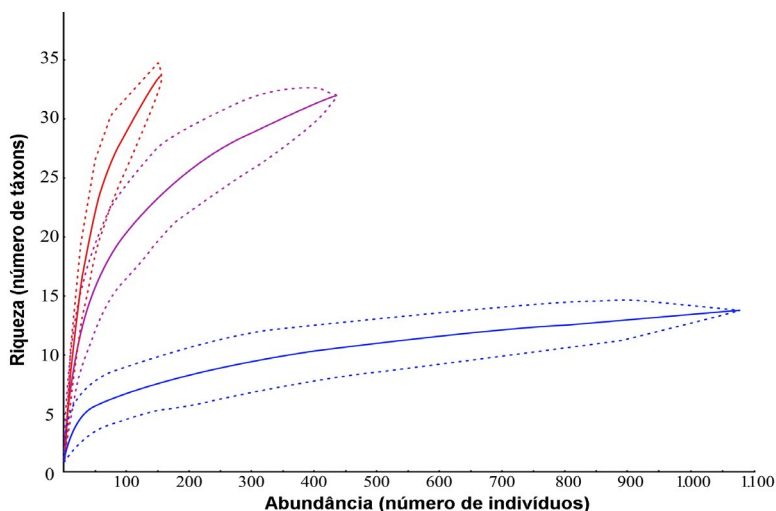


Figura 2.2. Curvas de rarefação dos táxons referentes à fauna de macroinvertebrados aquáticos (na maioria insetos) coletada em riachos da região de Assis, oeste do estado de São Paulo. Curvas vermelhas e roxas indicam riachos com alta integridade; curva azul indica riacho com baixa integridade. Intervalo de confiança, 95%.

Fonte: Adaptado de Cortezzi et al. (2009).

Adicionalmente, estudo realizado no estado de São Paulo (Suriano; Fonseca-Gessner, 2013), que incluiu alguns riachos da região oeste, demonstrou claramente a mudança de composição de táxons dos riachos associados às paisagens antropizadas (pasto e plantação de cana-de-açúcar) em relação àquela de riachos associados às paisagens com florestas nativas (florestas semidecídua, ombrófila densa e ombrófila mista) (Figura 2.3).

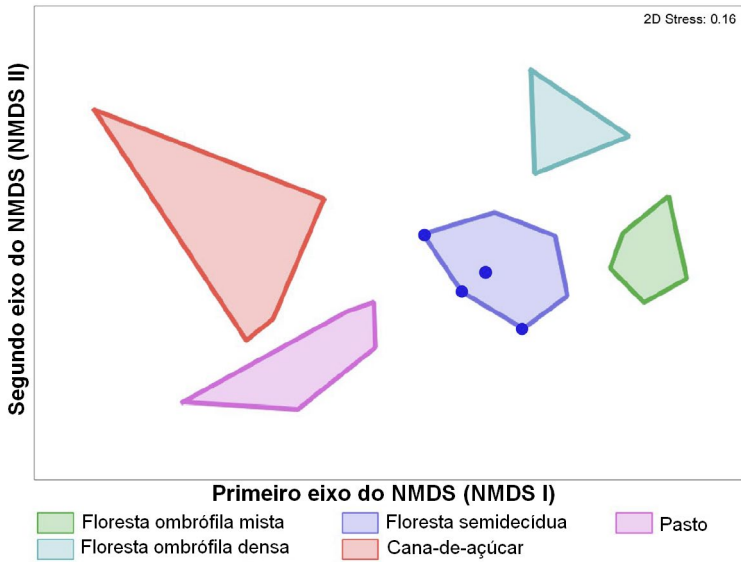


Figura 2.3. Ordenação de comunidades de macroinvertebrados aquáticos (na maioria insetos) coletadas no estado de São Paulo segundo o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseado na distância de Bray-Curtis. Os pontos em azul indicam riachos coletados no oeste do estado de São Paulo.

Fonte: Adaptado de Suriano e Fonseca-Gessner (2013).

Essa mudança de composição (Suriano; Fonseca-Gessner, 2013) pode ser exemplificada pela diferenciação entre os 20 táxons mais abundantes em riachos de pasto, cana-de-açúcar e floresta semidecídua (Figura 2.4).

Considerando que diferentes dimensões da fauna de insetos aquáticos podem ser afetadas pelo uso do solo, é um grande desafio estabelecer métricas sensíveis a essas mudanças e que sejam facilmente mensuráveis para uma avaliação ambiental eficiente.

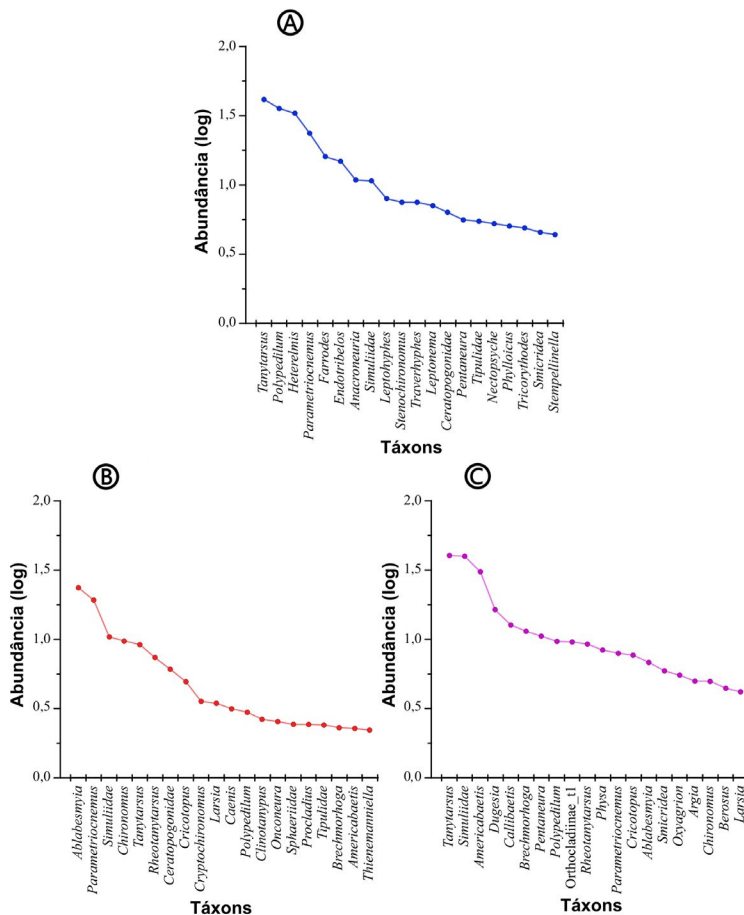


Figura 2.4. Log da abundância (número de indivíduos) média dos 20 táxons de macroinvertebrados aquáticos (na maioria insetos) mais representativos em riachos do estado de São Paulo: (A) Floresta semidecídua; (B) Cana-de-açúcar; (C) Pasto. Os dados de mata semidecídua incluem comunidades de riachos do oeste do estado de São Paulo.

Fonte: Adaptado de Suriano e Fonseca-Gessner (2013).

Suriano et al. (2010) compilaram uma lista dessas métricas para avaliação da qualidade ambiental de riachos, que é apresentada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Lista de métricas de comunidades de insetos aquáticos potencialmente afetadas pelas alterações ambientais (dados compilados de várias fontes por Suriano et al., 2010), suas definições e respostas qualitativas esperadas aos impactos resultantes do uso do solo no estado de São Paulo. As métricas consideradas como melhores candidatas a compor um potencial sistema de monitoramento, segundo Suriano et al. (2010), estão marcadas em negrito.

Métrica	Definição	Resposta esperada
Riqueza de ordens	Número total de ordens	Diminui
Riqueza de famílias	Número total de famílias	Diminui
Riqueza de EPT ⁽¹⁾	Número total de EPT	Diminui
Abundância	Número total de organismos	Variável
Abundância de EPT/ Chironomidae	Número total de EPT pelo número total de Chironomidae	Diminui
% Megaloptera	Abundância relativa de Megaloptera	Diminui
% Coleoptera	Abundância relativa de Coleoptera	Diminui
% Diptera	Abundância relativa de Diptera	Aumenta
% EPT	Abundância relativa de EPT	Diminui
% EPT/Chironomidae	Abundância relativa de EPT pela de Chironomidae	Diminui
% Fragmentadores	Abundância relativa de fragmentadores	Diminui
% Coletores	Abundância relativa de coletores	Variável
% Predadores	Abundância relativa de predadores	Variável
Diversidade de Shannon – família	Índice de diversidade de Shannon-Wiener usando-se o número de famílias	Diminui
Diversidade de Shannon – gênero	Índice de diversidade de Shannon-Wiener usando-se o número de táxons	Diminui
Diversidade de Simpson – família	Índice de diversidade de Simpson usando-se o número de famílias	Diminui
BMWP⁽²⁾	Índice biótico BMWP	Diminui

⁽¹⁾EPT: ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

⁽²⁾BMWP: índice biótico Biological Monitoring Working Party.

Fonte: Adaptado de Suriano et al. (2010).

A sensibilidade de cada uma dessas métricas depende do tipo e intensidade dos impactos e das características dos organismos da região. Nesse contexto, antes de usar essas métricas, é importante fazer uma avaliação de quais delas são mais adequadas ao universo do estudo, comparando riachos íntegros com aqueles reconhecidamente impactados. O estudo de Suriano et al. (2010), que foi desenvolvido no estado de São Paulo, incluindo alguns riachos da região oeste, mostrou que entre as métricas apresentadas na Tabela 2.1, a riqueza total de famílias de insetos aquáticos, a riqueza e abundância relativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), a porcentagem de Megaloptera, a porcentagem de EPT, o índice de diversidade de Shannon-Wiener e o índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP) foram as mais sensíveis. Portanto, essas métricas podem ser eficientes para o monitoramento dos efeitos das atividades antrópicas sobre os riachos da região.

Insetos aquáticos que ocorrem na região oeste do estado de São Paulo

Como ficou claro ao longo do texto, a fauna de insetos aquáticos da região oeste do estado de São Paulo ainda é pouco conhecida. No entanto, com base em alguns estudos, é possível apresentar uma lista não exaustiva de táxons que ocorrem na região (Tabela 2.2). A lista é baseada, principalmente, em amostras de riachos impactados, uma vez que há poucos riachos preservados na região.

Tabela 2.2. Lista de insetos aquáticos (ordens em negrito) coletados em riachos do oeste do estado de São Paulo. Os números indicam a intensidade de perturbação antrópica nos riachos onde os táxons ocorrem (1: baixa; 2: média; 3: alta e 4: muito alta). A intensidade de perturbação antrópica foi obtida a partir da avaliação visual da integridade do riacho e da vegetação marginal.

Táxons	Riachos de Ocorrência	Táxons	Riachos de Ocorrência	Táxons	Riachos de Ocorrência	Táxons	Riachos de Ocorrência
Coleoptera							
Fam. ind.	1, 2, 3	<i>Cryptochironomus</i>	1, 3	<i>Larisa</i>	1, 3	<i>Zelusia</i>	3
Curculionidae	3	<i>Dicrotendipes</i>	3	<i>Pentaneura</i>	1, 2, 3	Caenidae	
Dytopidae	1, 3	<i>Endatribelos</i>	1, 3	<i>Thienemannimyia</i>	2, 3	<i>Caenis</i>	3
Dytiscidae	1, 3	<i>Fissimentum</i>	1, 2, 3	Ceratopogonidae		aff. <i>Brasilocaenis</i>	2
Elmidae		<i>Harnischia</i>	3	Gen. ind.	3	Leptophlebiidae	
Gen. ind.	1, 2, 3	<i>Kiefferulus</i>	1	<i>Atrichopogon</i>	3	<i>Traverhyphes</i>	1, 3
<i>Heterelmis</i>	1, 3	<i>Lauterborniella</i>	3	Culicidae	3	<i>Trycorythodes</i>	1, 3
<i>Hexacylloepus</i>	1, 3	<i>Miana</i>	3	Dixidae	3	<i>Trycorythopsis</i>	3
<i>Hexanchorus</i>	1	<i>Nimbocera</i>	3	Dolichopodidae	3	Leptophlebiidae	
<i>Microcylolepus</i>	1, 3	<i>Parachironomus</i>	2, 3	Empididae	1, 2, 3	<i>Farrades</i>	1, 3
<i>Macrelmis</i>	1, 3	<i>Phaenoespectra</i>	1, 3	Ephydriidae	3	<i>Hagenulopsis</i>	1
<i>Phanocerus</i>	3	<i>Polypedillum</i>	1, 2, 3	Muscidae	3	<i>Miroculis</i>	1
<i>Neoelmis</i>	1, 3	<i>Pseudochironomus</i>	2, 3	Phoridae	3	<i>Ulmeritoides</i>	3
		<i>Rheotanytarsus</i>	1, 2, 3, 4	Psychodidae	3	Hemiptera	
		<i>Saetheria</i>	1, 2, 3	Sciomyzidae	3	Belostomatidae	
Gyrinidae	1, 3, 4	<i>Stenochironomus</i>	1, 2, 3	Simuliidae	3	<i>Belostoma</i>	1, 3
Hydraenidae	3	<i>Tanytarsini</i>	1, 3	<i>Simulium</i>	1, 3	Corixidae	
Hydrochidae	3	<i>Tanytarsus</i>	1, 2, 3, 4	Stratiomyidae	3	<i>Tenagobia</i>	3
Hydrophilidae	1, 3	<i>Tribelos</i>	1	Syrphidae	3	Gerridae	
Lampyridae	3	Gen. ind. (Orthoclaadiinae)	3	Tabanidae	3	Gen. ind.	3
Luthrochidae	3	<i>Coynoneura</i>	1, 2, 3	Tipulidae	1, 2, 3, 4	<i>Aquarius</i>	3
Noteridae	1, 3	<i>Cricotopus</i>	1, 2, 3	Ephemeroptera		<i>Brachymetra</i>	3
Psephenidae	1	<i>Lopescladius</i>	1, 2	Baetidae		<i>Cylindrostethus</i>	1, 3
Scirtidae	1, 3	<i>Nanocladius</i>	1, 2, 3	<i>Americabaetis</i>	1, 3	<i>Halobatopsis</i>	1, 3
Staphylinidae	1, 3, 4	<i>Onconeura</i>	1, 3	<i>Apobaetis</i>	1, 3	<i>Limnagonus</i>	3
Torridincolidae	3	<i>Parametricnemus</i>	1, 2, 3	<i>Aturbina</i>	3	<i>Neogerris</i>	3
Diptera		<i>Procladius</i>	1, 2, 3	<i>Baetodes</i>	1, 3	<i>Ovatametra</i>	3
Chironomidae		<i>Thienemanniella</i>	1, 2, 3, 4	<i>Callibaetis</i>	3	<i>Rheumatobates</i>	3
(Chironominae)		Gen. ind. (Tanypodinae)	3	<i>Camelobaetisidius</i>	1	Hydrometridae	
<i>Beardius</i>	3	<i>Ablabesmyia</i>	2, 3	<i>Cloeodes</i>	1	<i>Hydrometra</i>	3
<i>Calatomyia</i>	1, 2, 3	<i>Clinotanytus</i>	3	<i>Cryptotanypha</i>	3	Naucoridae	
<i>Chironomus</i>	1, 3, 4	<i>Coelotanytus</i>	3	<i>Guajirulus</i>	3	Gen. ind.	1
<i>Chironomus gr. riparius</i>	3	<i>Denopelopia</i>	3	<i>Paracloeodes</i>	3	<i>Ambrysus</i>	3
<i>Cladopelma</i>	3	<i>Djalimabatista</i>	1, 4	<i>Tupiara</i>	3	<i>Ctenipocoris</i>	3
<i>Cladotanytarsus</i>	1, 2	<i>Labrundinia</i>	2, 3	<i>Waltzohyphius</i>	1, 3	<i>Limnocaris</i>	1, 3

Continua...

Tabela 2.2. Continuação.

Táxons	Riachos de Ocorrência	Táxons	Riachos de Ocorrência	Táxons	Riachos de Ocorrência	Táxons	Riachos de Ocorrência
<i>Pelocoris</i>	3	Phyllogomphoidea	3	Perilidae	3	<i>Cerootina</i>	2
Notonectidae		<i>Progomphus</i>	1,3	<i>Anacroneria</i>	1,2,3	<i>Cynellus</i>	3
<i>Martarega</i>	3	<i>Tibiagomphus</i>	1,3	Trichoptera		<i>Polycentropus</i>	3
<i>Notonecta</i>	3	<i>Zonophora</i>	3	Calamoceratidae		<i>Polycentropus</i>	3
Veliidae		Libellulidae		<i>Phylloicus</i>	1,3	Xiphocentronidae	
<i>Microvelia</i>	3	Gen. ind.	1,2,3	Ecnomidae	1	<i>Xiphocentron</i>	3
<i>Paravelia</i>	3	<i>Anatya</i>	3	Austrorinatodes	1	Zygentoma	3
<i>Platyvelia</i>	3	<i>Brechmorhoga</i>	1,3	Glossosomatidae			
<i>Rhagovelia</i>	1,3	<i>Cannaphila</i>	1,3	<i>Mexitrichia</i>	3		
<i>Stridulivelia</i>	3	<i>Dasythemis</i>	3	Helichopsychidae			
Lepidoptera		<i>Diastops</i>	1,3	<i>Helicopsyche</i>	3		
Crambidae		<i>Dythemis</i>	3	Hydropsychidae			
<i>Petrophila</i>	1,3	<i>Elasmothemis</i>	1,3	<i>Blepharopus</i>	1,2		
<i>Parapopynx</i>	1,3	<i>Erythrodiplox</i>	3	<i>Leptonema</i>	1,2,3		
Pyralidae	2	<i>Macrothemis</i>	1,3	<i>Macronema</i>	1,2,3		
Megaloptera		<i>Micrathyrta</i>	1	<i>Macrosternum</i>	1,3		
Corydalidae		<i>Oligoclada</i>	3	<i>Smicridea</i>	1,3		
<i>Corydalus</i>	1,3	<i>Orthemis</i>	3	Hydroptilidae			
Neuroptera		<i>Perithemis</i>	1,3	Gen. ind.	1		
Fam. ind.		<i>Planiplax</i>	3	(Leucotrichini)			
Odonata	3	<i>Tramea</i>	1,3	<i>Allsothricha</i>	3		
Subordem Anisoptera		Subordem Zygoptera		<i>Flintilla</i>	2		
Aeshnidae		Calopterygidae		<i>Hydroptila</i>	1,3		
Gen. ind.	3	<i>Hetaerina/Mnesarete</i>	1,2,3	<i>Metrichia</i>	3		
<i>Castoraeschna</i>	3	Coenagrionidae		<i>Neotrichia</i>	1,2,3		
<i>Coryphaeschna</i>	1,3	Gen. ind.	1,3	<i>Oxyethira</i>	3		
<i>Neuraeschna</i>	1,3	<i>Acanthagrion</i>	3	<i>Tricholeiarchon</i>	3		
<i>Rhionaeschna</i>	1,3	<i>Argia</i>	1,3	Leptoceridae			
Corduliidae		<i>Enallagma</i>	3	<i>Nectopsyche</i>	3		
<i>Navicordulia</i>	1	<i>Oxyagrion/Oxyagrion</i>	3	<i>Oecetis</i>	1,2		
Gomphidae		<i>Cyanallagma</i>	3	<i>Triplectides</i>	1,3		
Gen. ind.	1,2,3	Dicteriidae		Odontoceridae			
Gomphoides	1,3	<i>Heliocharis</i>	1	<i>Marilia</i>	1,2,3		
<i>Peruviogomphus</i>	3	Megapodagrionidae		Philopotamidae			
<i>Phyllocyca</i>	3	<i>Oxystigma</i>	1	<i>Chimarra</i>	1,3		
		Plecoptera					
		Phyllocentropodidae					

Fonte: Cortezzi et al. (2009); Ceneviva-Bastos et al. (2012, 2017); Marques et al. (2013); Ceneviva-Bastos; Casatti (2014).

Considerações finais

A região do oeste paulista ainda carece de estudos sobre a fauna de insetos aquáticos. Nesse panorama, a realização de novos levantamentos e de estudos que busquem entender os efeitos do uso do solo sobre essa fauna são fundamentais, especialmente nessa região historicamente impactada e com remanescentes florestais escassos. Apesar da escassez de dados, os poucos estudos indicam que o uso do solo afeta tanto a diversidade alfa (i.e., riqueza de táxons) quanto a diversidade beta (i.e., composição de táxons), confirmando estudos desenvolvidos em outras regiões. Um dos problemas da região é que existem poucas áreas preservadas, o que limita a coleta em áreas referência e dificulta a avaliação da intensidade dos impactos de diferentes estressores ambientais sobre a fauna. Apesar dessa dificuldade, a construção de um banco de dados sobre fauna de riachos da região pode trazer informações relevantes sobre os efeitos do uso do solo sobre esses ecossistemas. Esse é um passo fundamental para que os insetos aquáticos sejam usados de forma eficiente em programas de biomonitoramento.

Referências

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 83–94, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; & STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2. ed. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999. 339 p.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495–523, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental management**, v. 30, n. 4, p.492–507. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; ELGLER, M. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 518, p. 179–188, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000025067.66126.1c>.

BUSS, D. F.; VITORINO, A. Rapid bioassessment protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, p. 562–571, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1899/09-095.1>.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L.; UIEDA, V. Can seasonal differences influence food web structure on preserved habitats? Responses from two Brazilian streams. **Community Ecology**, v. 13, n. 2, p. 243–252, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12518>.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: evidences from a field experiment in Brazil. **Limnologia**, v. 46, p. 9–21, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.11.005>.

CENEVIVA-BASTOS, M.; MONTANA, C. G.; SCHALK, C.; CAMARGO, P. B.; CASATTI, L. Responses of aquatic food webs to the addition of structural complexity and basal resource diversity in degraded neotropical streams. **Austral Ecology**, v. 42, p. 908–919, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12518>.

CORTEZZI, S. S.; BISPO, P. C.; PACIÊNCIA, G. P.; LEITE, R. C. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudeste do Estado de São Paulo. **Iheringia Série Zoologia**, v. 99, n. 1, p. 36–46, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000100005>.

COSTA, S. S.; MELO, A. S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 131–138, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9145-7>.

DALA-CORTE, R. B.; Melo, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M.; PES, A. M.; MAGALHÃES, A. L. D.; GODOY, B. S.; LEAL, C.

G.; MONTEIRO-JÚNIOR, C. S.; STENERT, C.; CASTRO, D. M. P.; MACEDO, D. R.; LIMA-JÚNIOR, .P.; GUBIANI, É. A.; MASSARIOL, F. C.; TERESA, F. B.; BECKER, F. G.; SOUZA, F. N.; VALENTE-NETO, F.; SOUZA, F. L.; SALLES, F. F.; BREJÃO, G. L.; BRITO, J. G.; VITULE, J. R. S.; SIMÃO-FERREIRA, J.; DIAS-SILVA, K.; ALBUQUERQUE, L.; JUEN, L.; MALTCHIK, L.; CASATTI, L.; MONTAG, L.; RODRIGUES, M. E.; CALLISTO, M.; NOGUEIRA, M. A. M.; SANTOS, M. R.; HAMADA, N.; PAMPLIN, P. A. Z.; POMPEU, P. S.; LEITÃO, R. P.; RUATO, R.; MARIANO, R.; COUCEIRO, S. R. M.; ABILHOA, V.; OLIVEIRA, V. C.; SHIMANO, Y.; MORETTO, Y.; SÚAREZ, Y. R.; ROQUE, F. de O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>.

DUDGEON, D. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5, p. 422–430, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.001>.

EGLER, M.; BUSS, D. F.; MOREIRA, J. C.; BAPTISTA, D. F. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 437–443, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000300004>.

INSTITUTO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário florestal do estado de São Paulo: mapeamento da cobertura vegetal nativa**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/consema/sites/15/2020/08/mapeamento-da-vegetacao-nativa-do-estado-de-sao-paulo-inventario-florestal-2020.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2023.

FAIRCHILD, G. W.; VELINSKY, D. J. Effects of small ponds on stream water chemistry. **Lake and Reservoir Management**, v. 22, n. 4, p. 321–330, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1080/07438140609354366>.

FOUR, B.; THOMAS, M.; DANGER, M.; ANGELI, N.; PERGA, M. E.; BANAS, D. Using stable isotope approach to quantify pond dam impacts on isotopic niches and assimilation of resources by invertebrates in temporary streams: a case study. **Hydrobiologia**, v. 834, n. 1, p. 163–181, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3920-0>.

KO, N. T.; SUTER, P.; CONALLIN, J.; RUTTEN, M.; BOGAARD, T. Aquatic macroinvertebrate community changes downstream of the hydropower generating dams in myanmar-potential negative impacts from increased power generation. **Frontiers in Water**, v. 2, 573543, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3389/frwa.2020.573543>.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MARQUES, L. C.; CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Progressive recovery of a tropical deforested stream community after a flash flood. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 111-123, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179975X2013000200002>.

MARTÍNEZ, A; LARRAÑAGA, A; BASAGUREN, A; PÉREZ, J; MENDOZA-LERA, C; POZO, J. Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. **Hydrobiologia**, v. 711, p. 31-42, 2013.

MAZÃO, G. R.; BISPO, P. C. The influence of physical instream spatial variability on Chironomidae (Diptera) assemblages in Neotropical streams. **Limnologia**, p. 1-5, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.004>.

MELO, A. S.; SCHNECK, F.; HEPP, L. U.; SIMÕES, N. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 318-331, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000010>.

MELLO, J. L.; CARDOSO, B. N.; COLOMBO-CORBI, V.; CORBI, J. J. Effects of agrochemicals on freshwater macroinvertebrates: challenges and perspectives from southeastern Brazil. **Limnology and Oceanography Bulletin**, v. 28, p. 1-4, 2018.

MENDOZA-PENAGOS, C. C.; CALVÃO, L. B.; JUEN, L. A new biomonitoring method using taxonomic families as substitutes for the suborders of the Odonata (Insecta) in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 124, p. 1-12, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107388>.

MOLINA, M. C.; ROA-FUENTES, C. A.; ZENI, J. O.; CASATTI, L. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural stream. **Limnologia**, v. 65, p. 14-21, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.001>.

NALON, M.; MATTOS, I. F. A.; CORRÊA-FRANCO, G. A. D. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: RODRIGUES, R. R.; JOLY, C. A.; DE BRITO, M. C. W.; PAESE, A.; METZGER, J. P.; CASATTI, L.; NALON, M. A.; MENEZES, M.; IVANAUSKAS, M. N.; BOLZANI, V.; BOLONI, V. L. R. (org.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/FAPESP, 2008. p. 16-21.

ONO, E. R.; MANOEL, P. S.; MELO, A. L. U.; UIEDA, V. S. Effects of riparian vegetation removal on the functional feeding group structure of benthic macroinvertebrate assemblages. **Community Ecology**, v. 21, p. 145-157, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00014-7>.

RESH, V. H.; NORRIS, R. H.; BARBOUR, M. T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 108–121, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x>.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Springer, 1993. 488 p.

SAITO, V. S.; SIQUEIRA, T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring. **Hydrobiologia**, v. 745, p. 167–179, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2102-3>.

SCHIAVON, T. Ferrovias e o processo de identificação e valorização do patrimônio industrial no Brasil. A Estrada de Ferro Noroeste do Brasil e as paisagens industriais da região Oeste do Estado de São Paulo. **Arquitextos**, v. 197, n. 02, 2016.

SEYEDHASHEMI, H.; MOATAR, F.; VIDAL, J.-P.; DIAMOND, J. S.; BEAUFORT, A.; CHANDESRI, A.; VALETTE, L. Thermal signatures identify the influence of dams and ponds on stream temperature at the regional scale. **Science of The Total Environment**, v. 766, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142667>.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/>. Acesso em: 14 maio 2021.

SILVA-ARAÚJO, M.; SILVA-JÚNIOR, E. F.; NERE-LIMA, V.; FEIJÓ-LIMA, R.; TROMBONI, F.; LOURENÇO-AMORIM, C.; THOMAS, S. A.; MOULTON, T. P.; ZANDONÀ, E. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 4, p. 277–28, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.09.004>.

SONODA, K. C.; VETTORAZZI, C. A.; ORTEGA, E. M. M. Relação entre uso do solo e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 187–200, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4013/nbc.2011.63.06>.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, p. 418–428, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400007>.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A.; ROQUE, F. O.; FROELICH, C.G. Choices of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 175, p. 87–101, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400007>.

SWEENEY, W. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North America. **Proceedings of The Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 144, p. 291–340, 1993.

ZENI, J. O.; HOEINGHAUS, D. J.; CASATTI, L. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshwater Biology**, p. 1–13, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.13047>.



Foto: Daniel Veras

Capítulo 3

Insetos aquáticos como bioindicadores de usos do solo no cerrado maranhense

Daniel Silas Veras, Guilherme Santana Lustosa e Leandro Juen

Introdução

O leste maranhense, principalmente na faixa centro-norte, apresenta clima quente e úmido com temperatura variando entre 21,2 °C e 38,3 °C e com média anual de 28,2 °C. O índice pluviométrico está entre 1.100 e 1.500 mm/ano com verão chuvoso (janeiro a junho) e inverno seco (julho a dezembro) (Fernandes et al., 2010; Sousa et al., 2015). A região apresenta principalmente fitofisionomias do Cerrado, com diversidade de formações vegetacionais como cerradão, cerrado típico e veredas (Sousa et al., 2015), podendo ocorrer matas secundárias dominadas por babaçuais (*Attalea speciosa*).

Essa área tem apresentado importantes mudanças no uso do solo nos últimos anos, principalmente porque está inserida nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (Matopiba). O Matopiba é considerado uma das últimas fronteiras agrícola brasileira e tem perdido sua paisagem natural principalmente para o cultivo de soja (Bastos et al., 2019). Dentro dessa área encontra-se o município de Caxias que até o ano de 2018 apresentava substituição de suas paisagens naturais, principalmente para o plantio de pastagem para a alimentação do gado (Oliveira et al., 2020). No entanto, com o avanço do agronegócio ligado ao cultivo de soja, esse perfil vem mudando nos últimos anos, o que é especialmente preocupante para a conservação do ecossistema aquático e da biodiversidade de insetos aquáticos da região, pois as mudanças no uso do solo podem provocar alteração nas características da estrutura dos riachos e em sua integridade ambiental (Veras et al., 2019). Quando não se cumpre a legislação ambiental, como a Lei nº 12.727/2012 (Brasil, 2012) que trata sobre a proteção da vegetação nativa e estabelece áreas de proteção permanente e reserva legal, a vegetação marginal é modificada ou completamente desflorestada (Dala-Corte et al., 2020).

Outro fator importante a ser considerado é que o conhecimento da biodiversidade ainda é muito incipiente, e a redução nos déficits de conhecimento linneano, wallaceano, bem como os demais déficits, ainda é muito recente para a região (Desiderio et al., 2017; Bastos et al., 2019; Barbosa et al., 2020; Moura et al., 2020; Nascimento et al., 2020; Veras et al., 2020; Viana et al., 2020; Castro et al., 2021). Com isso, evidencia-se a importância de ampliar o conhecimento da biodiversidade local para determinar como os diferentes usos e ocupações do solo têm afetado a estruturação das comunidades de insetos aquáticos. Este capítulo apresenta dados preliminares de bioindicadores da qualidade do ambiente, que podem servir como modelo que permita estabelecer estratégias de manejo mais adequadas para a realidade local, e que possibilite que a conservação da biodiversidade existente em áreas do cerrado maranhense seja mais efetiva. Além disto, busca-se apresentar um panorama do conhecimento e dos trabalhos com insetos aquáticos que vêm sendo desenvolvidos nessa área.

Estado da arte dos estudos com insetos aquáticos no Maranhão

Os dados da literatura científica foram levantados utilizando as seguintes palavras-chaves e operadores booleanos: “Brazil*” AND “Maranhão*” AND (“Aquatic insects*” OR “Odonata*” OR “Ephemeroptera*” OR “Plecoptera*” OR “Trichoptera*” OR “Elmidae*” OR “Gerromorpha*” OR “Nepomorpha*”). Usou-se estes táxons, porque são mais amplamente utilizados em biomonitoramento de riachos. Neste levantamento identificou-se um total de 16 artigos, sendo seis (n = 6) na base de dados *Scopus* e dez (n = 10) na *Web of Science*. Deste levantamento 10 estudos são sobre registros de

ocorrência (*checklist*) ou taxonômico, os demais são estudos ecológicos que buscam avaliar o efeito dos diferentes usos do solo ou dos efeitos ambientais sobre a biodiversidade de insetos aquáticos. Como a maioria dos artigos é de cunho taxonômico ou de distribuição, o maior número foi publicado na *Zootaxa* e na *Checklist* (Figura 3.1).

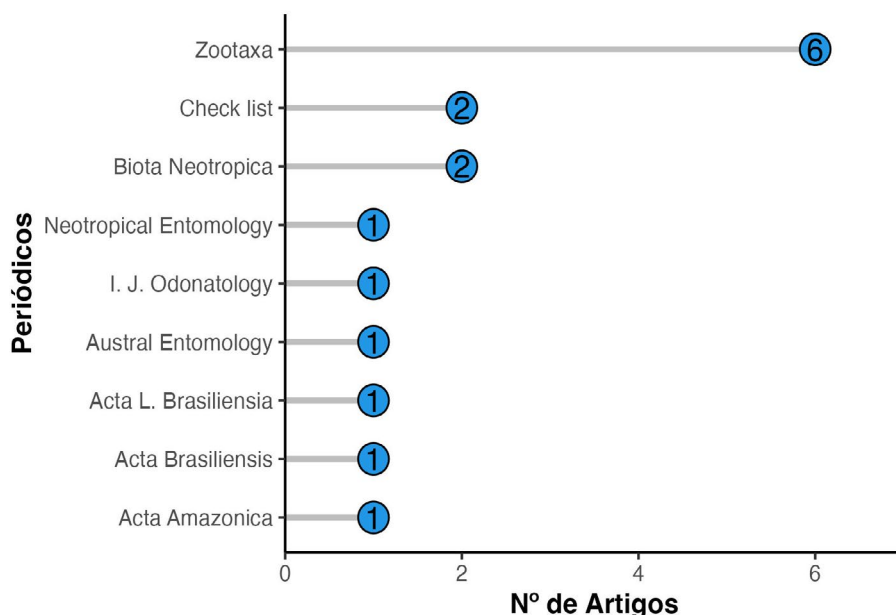


Figura 3.1. Distribuição de artigos com estudos de insetos aquáticos no estado do Maranhão e distribuídos nos periódicos científicos.

A primeira publicação sobre insetos aquáticos no Maranhão ocorreu no ano de 2008, cujo objetivo foi verificar a ocorrência de Odonata na área de proteção ambiental do Itapiracó, em São Luís, de autoria de De Marco Jr. (2008). Após essa publicação, houve um grande hiato em publicações nesse campo do conhecimento. Em 2019 surgiram publicações de novos trabalhos, dos quais três artigos (n = 3) apresentaram

lista de distribuição de espécies e descrição taxonômica. Os primeiros estudos com abordagem ecológica apareceram no ano de 2020 ($n = 9$), (Figura 3.2A). A média de citações por artigo produzido no Maranhão é baixa, pois, considerando todos os artigos publicados, houve apenas nove para o referido período, (Figura 3.2B), que poderia ser justificado pela maioria dos estudos terem sido publicados recentemente. No entanto, há uma tendência de aumento, haja vista o crescimento de publicações sobre o tema nos últimos 2 anos, o que pode reduzir as lacunas de conhecimento para a região. Tal fato é importante para a conservação da biodiversidade, principalmente se considerarmos que o estado faz parte do chamado Matopiba conforme citado anteriormente.

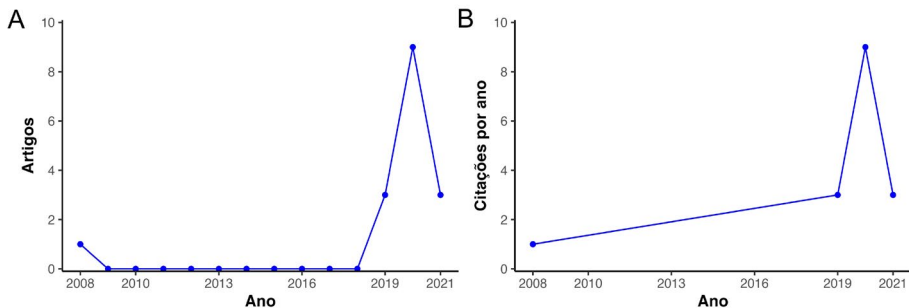


Figura 3.2. (A) Produção científica anual relacionada a insetos aquáticos no estado do Maranhão, indicando o número de artigos publicados; (B) variação nas taxas de citações médias por artigo por ano.

As palavras-chaves mais frequentes nos artigos publicados sobre insetos aquáticos no Maranhão são “taxonomy”, “biodiversity”, “aquatic insect”, “atolophlebiinae” e “stream ecology”, reforçando novamente que a produção de conhecimento está ainda concentrada em estudos taxonômicos, principalmente de Ephemeroptera (Figura 3.3). Esse resultado indica a necessidade de ampliar as pesquisas

e, conseqüentemente, as publicações na área de ecologia de insetos aquáticos. Um dos possíveis fatores que explica o aumento dos estudos publicados nos últimos anos é a abertura do programa de pós-graduação em Biodiversidade na Universidade Estadual de Caxias, em 2015, onde, até o momento, seis dissertações foram realizadas contemplando ordens de insetos aquáticos. Outro fator pode ser a realização de concursos públicos recentes, com a contratação de pesquisadores que criaram laboratórios e grupos de estudos e realizaram pesquisas que contribuíram com a formação de recursos humanos nessa área.

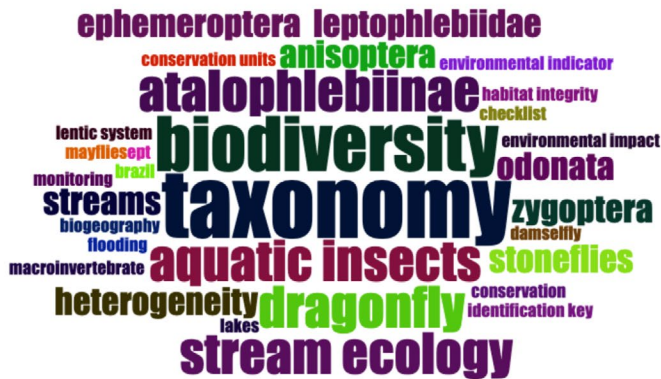


Figura 3.3. Nuvem de palavras confeccionadas a partir das palavras-chaves dos autores encontradas em artigos relacionados a insetos aquáticos no estado do Maranhão. O tamanho da fonte indica a maior frequência dentro das publicações consideradas.

Estrutura da comunidade aquática e indicadores dos diferentes usos do solo no cerrado maranhense

Na região em que se localiza a área de proteção ambiental (APA) do Inhamum, criada pela Lei Municipal nº 1.464/2001 (Caxias, 2001), os riachos estão inseridos em um mosaico de

paisagens, e no geral é formado por fitofisionomias de cerrado típico, cerradão e mata de galeria, e apresenta mais de 30 m de zona ripária, mas é comum quebras ao longo das margens. Em áreas de uso agropecuário há a prática de criação de bovinos e/ou suínos e culturas de ciclo curto, além de locais para visitação, como os balneários. A zona ripária pode variar de 30 m a menos de 5 m, as quebras são frequentes. Enquanto, nas áreas urbanas observa-se desde a supressão total ou parcial da mata ripária, é comum a canalização, bem como o despejo de efluentes domésticos in natura e resíduos sólidos.

Considerando isto, para realizar o biomonitoramento utiliza-se as libélulas (Odonata), em virtude de sua sensibilidade à variação do ambiente e aos efeitos na mudança da estrutura do seu habitat (Miguel et al., 2017). Estudos empíricos realizados em riachos de primeira a terceira ordem, em fitofisionomias do cerrado maranhense, mostram que há uma clara diferença na composição de espécies de libélulas quando a paisagem é influenciada por usos agropecuários e urbanos em relação aos locais conservados (Veras; Abreu, 2017; Veras et al., 2020). Nesses estudos, apontam-se as espécies como *Acanthagrion gracile* (Coenagrionidae: Zygoptera), *Acanthagrion aepiolum* (Coenagrionidae: Zygoptera), *Perithemis tenera* (Libellulidae: Anisoptera) como potenciais bioindicadores de ambientes influenciados por usos agropecuário e urbano, enquanto, *Zenithoptera lanei* (Libellulidae: Anisoptera) tem a tendência de estar associada a riachos mais conservados, como aqueles encontrados em área de proteção ambiental (Veras; Abreu, 2017; Veras et al., 2020).

Dentre as variadas respostas, a riqueza em espécies merece uma atenção especial, sendo um dos parâmetros recorrentes em trabalhos de conservação. As estimativas de riqueza em espécies devem atender a pressupostos como

área, escala, intensidade de amostragem, agrupamento taxonômico, métodos de estimativa e natureza da dinâmica (Fleishman et al., 2006). As respostas da riqueza em espécies a diferentes usos do solo podem ser comprometidas por sazonalidade, endemismo, espécies invasoras e espécies raras; portanto, na literatura é encontrada uma divergência nos estudos realizados em diferentes locais, escalas e períodos sazonais (períodos secos e chuvosos) (Gomes et al., 2022).

Neste trabalho a riqueza de espécies entre os diferentes usos do solo não se mostrou uma boa métrica indicadora da diversidade, como também evidenciado por Hillebrand et al. (2018), uma vez que não notaram diferença significativa entre o número de táxons entre as categorias de uso de solo (Figura 3.4).

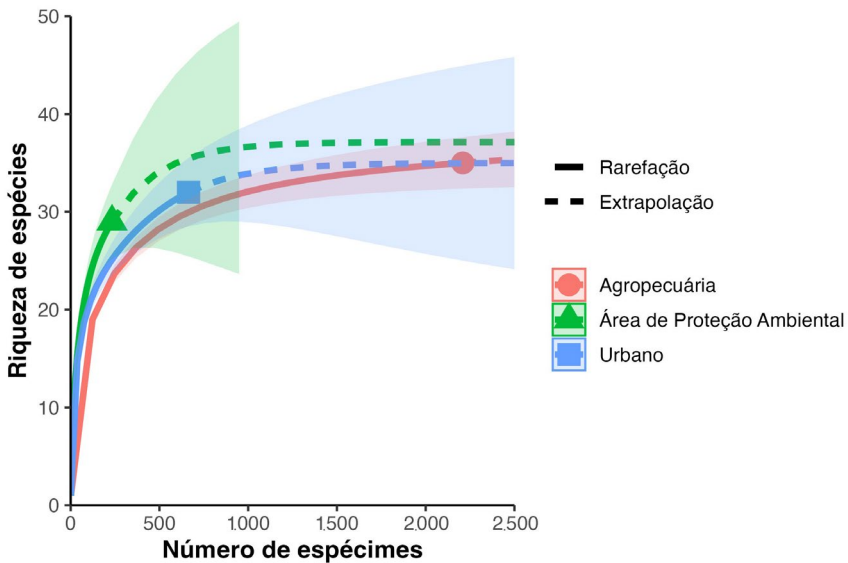


Figura 3.4. Riqueza estimada (números de Hill) de gêneros por categorias de usos amostrados em riachos de Caxias, MA, Brasil. A linha representa a média da riqueza estimada, a sombra representa o intervalo de confiança da riqueza estimada.

No entanto, ao comparar a riqueza entre os grupos taxonômicos, pode-se observar que a ordem Odonata difere da família Elmidae ($p < 0,05$), e das ordens Ephemeroptera ($p = 0,03$) e Trichoptera ($p < 0,05$), mas sem potencial para ser indicadora dos diferentes usos (Figura 3.5).

As cores representam os táxons de insetos aquáticos investigados no estudo (Elmidae, Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera); como é próprio do gráfico box-plot, a caixa representa a variação dos dados por meio dos quartis (1º, 2º e 3º), enquanto a linha vertical representa o whisker e indica a variabilidade fora do quartil inferior e superior. O ponto maior representa a média amostral e os pontos menores indicam os valores discrepantes.

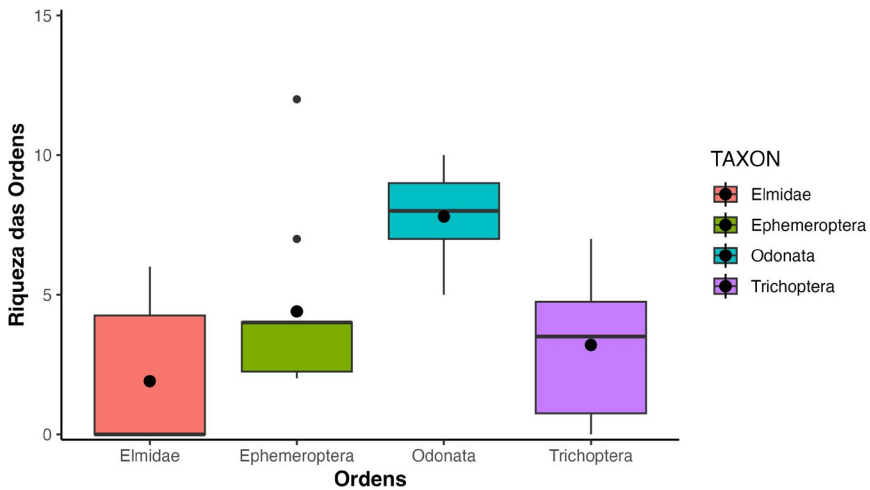


Figura 3.5. Riqueza média da família Elmidae e das ordens Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera.

Diferente da riqueza estimada, a composição de gêneros entre as paisagens apresentou-se como uma métrica com potencial de indicação, uma vez que cada tipo de uso apresentou táxons exclusivos em sua composição (Figuras 3.6A e 3.6B), de tal forma que foi possível selecionar táxons indicadores específicos para cada uma dessas paisagens. No que se refere à área de proteção ambiental, a larva do gênero *Tauriphila* (Odonata: IndVal = 0,926; $p = 0,015$), é um táxon associado anteriormente com locais conservados (Fulan et al., 2011). Ao referir-se às áreas de influência agropecuária, as larvas de *Helicopsyche* (Trichoptera: IndVal = 0,992; $p = 0,024$) foram relacionadas anteriormente a áreas agropecuárias (Townsend et al., 1997; Pereira et al., 2012), enquanto que, ao referir-se à zona urbana, as larvas indicadoras foram *Neoelmis* (Elmidae: IndVal = 1 ; $p = 0,020$) e *Macrelmis* (Elmidae: indVal = 0,980; $p = 0,025$), que possuem ocorrência associada positivamente às áreas urbanas (Buss et al., 2002; Braun et al., 2014, 2018).

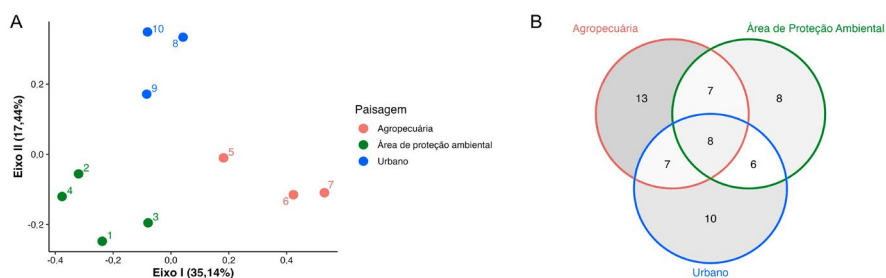


Figure 3.6. (A) Ordenação da composição de insetos aquáticos dos córregos de Caxias, MA, Brasil, com base em uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA); (B) Diagrama Venn com compartilhamento de gêneros (representado pelo valor numérico) entre as áreas APA, Rural e Urbano.

Os estudos em insetos aquáticos têm se concentrado no leste maranhense em Caxias e oeste maranhense, com estudos mais recentes na cidade de Buriticupu (Figura 3.7).

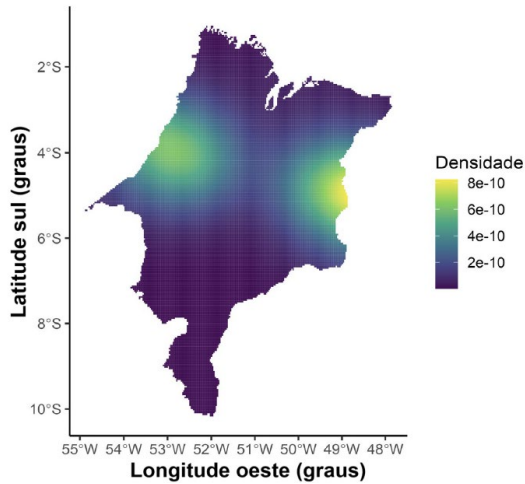


Figura 3.7. Densidade de estudos com insetos aquáticos realizados no estado do Maranhão.

Considerações finais

Apesar de ter sido registrado um aumento no número de estudos com insetos aquáticos a partir do ano de 2019, observou-se uma concentração nas regiões leste e oeste do Maranhão. Assim, evidencia-se a necessidade de ampliar as pesquisas na região norte e sul do estado, entre outros problemas que serão considerados sobre perspectivas futuras no estudo dos insetos e macroinvertebrados aquáticos. Essas ações são prementes, principalmente se considerarmos a pressão ambiental que tem ocorrido nessa área de grande concentração do Cerrado, que tem sido paulatinamente substituída pelo cultivo da soja. Essa constatação pode afetar negativamente a qualidade ambiental da bacia do rio Parnaíba, tanto no Maranhão quanto no Piauí. Igual atenção deve ser dada à bacia do Itapecuru, pois essa monocultura da soja tem avançado rapidamente sobre uma vasta área de ocorrência do Cerrado.

Referências

BARBOSA, D. A.; BRASIL, L. S.; AZEVÊDO, C. A. S.; LIMA, L. R. C. The role of spatial and environmental variables in shaping aquatic insect assemblages in two protected areas in the transition area between Cerrado and Amazônia. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0923>.

BASTOS, R. C.; BRASIL, L. S.; CARVALHO, F. G.; CALVÃO, L. B.; SILVA, J. O. A.; JUEN, L. Odonata of the state of Maranhão, Brazil: Wallacean shortfall and priority areas for faunistic inventories. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0734>.

BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF: Casa Civil, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm. Acesso em: 01 set. 2022.

BRAUN, B. M.; PIRES, M. M.; STENERT, C.; MALTCHIK, L.; KOTZIAN, C. B. Effects of riparian vegetation width and substrate type on riffle beetle community structure. **Entomological Science**, v. 21, n. 1, p. 66–75, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ens.12283>.

BRAUN, B. M.; PIRES, M. M.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R. Diversity and ecological aspects of aquatic insect communities from montane streams in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 186–198, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000200009>.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, n. 1, p. 125–136, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1021281508709>.

CASTRO, E. R.; VERAS, D. S.; LUSTOSA, G. S.; AZEVÊDO, C. A. S.; JUEN, L. Effects of Environmental Variables and Habitat Integrity on the Structure of the Aquatic Insect Communities of Streams in the Cerrado-Caatinga Ecotone in Northeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 50, n. 1, p. 21–31, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00816-4>.

CAXIAS. Lei nº 1.464/2001, de 04 de julho de 2001. Dispõe sobre a Criação da Área de Proteção Ambiental Municipal do Inhamum e dá outras providências. Prefeitura Municipal de Caxias, Maranhão.

DALA-CORTE, R. B.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M. PES, A. M.; MAGALHÃES, A. L. B.; GODOY, B. S.; LEAL, C. G.; MOTEIRO-JÚNIOR, C. S.; STENERT, C.; CASTRO, D. M. P.; MACEDO, D. R.; LIMA-JUNIOR, D. P.; GUBIANI, E. A.; MASSARIOL, F. C.; TERESA, F. B.; BECKER, F. G.; SOUZA, F. N.; VALENTE-NETO, F.; SOUZA, F. L.; SALLES, F. F.; BREJÃO, G. L.; BRITO, J. G.; VITULE, J. R. S.; SIMIÃO-FERREIRA, J.; DIAS-SILVA, K.; ALBUQUERQUE, L.; JUEN, L.; MALTCHIK, L. CASATTI, L.; MONTAG,

L.; RODRIGUES, M. E.; CALLISTO, M. NOGUEIRA, M. A. M.; SANTOS, M. R.; HAMADA, N.; PAMPLIN, P. A. Z.; POMPEU, P. S.; LEITÃO, R.P.; RUARO, R.; MARIANO, R.; COUCEIRO, S. R. M.; ABILHOA, V.; OLIVEIRA, V. C.; SHIMANO, Y.; MORETTO, Y.; SÚAREZ, Y. R.; ROQUE, F. O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>.

DE MARCO JÚNIOR, P. Libellulidae (Insecta: Odonata) from Itapiracó reserve, Maranhão, Brazil: new records and species distribution information. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 819–822, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400030>.

DESIDERIO, G. R.; BARCELOS-SILVA, P.; SOUZA, W. R. M.; PES, A. M.; AZEVEDO, C. A. S. Caddisflies (Insecta: Trichoptera) from Maranhão State, Northeast Region, Brazil: A new species, checklist, and new geographical records. **Zootaxa**, v. 4221, n. 2, p. 151–171, 2017. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4221.2.1>.

FERNANDES, R. S.; CONCEIÇÃO, G. M.; COSTA, J. M.; PAULA-ZÁRATE, E. L. Samambaias e licófitas do município de Caxias, Maranhão, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 5, n. 3, p. 345–356, 2010. DOI: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v5i3.634>.

FLEISHMAN, E.; NOSS, R. F.; NOON, B. R. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. **Ecological indicators**, v. 6, n. 3, p. 543–553, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.07.005>.

FULAN, J. Â.; HENRY, R.; DAVANSO, R. C. S. Effects of daily changes in environmental factors on the abundance and richness of Odonata. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, p. 23–29, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.015>.

GOMES, P. G. S.; LIMA, E. L.; SILVA, S. R.; JUEN, L.; BRASIL, L. S. Does land use and land cover affect adult communities of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT)? A systematic review with meta-analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 10, p. 1–14, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10352-w>.

HILLEBRAND, H.; BLASIUS, B.; BORER, E. T.; CHASE, J. M.; DOWNING, J. A.; ERIKSON, B. K.; FILSTRUP, C. T.; HARPOLE, W. S.; HODAPP, D.; LARSEN, S.; LEWANDOWSKA, A. M.; SEABLOOM, E. W.; VAN DE WAAL, D. B.; RYABOV, A.B. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 169–184, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12959>.

MIGUEL, T. B.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; LIGEIRO, R.; JUEN, L. Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 555–566, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.010>.

MOURA, L. P.; MARQUES COUCEIRO, S. R.; JUEN, L.; VERAS, D. S. Congruence of the composition of Odonata between dry and rainy seasons in the Maranhense Cerrado. **International Journal of Odonatology**, v. 23, n. 4, p. 305–314, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/13887890.2020.1779826>.

NASCIMENTO, S. R. S.; LIMA, L. R. C.; DE AZEVÊDO, C. A. S. Leptophlebiidae Banks, 1900 (Insecta, Ephemeroptera) from Maranhão state, Brazil. **Check List**, v. 16, n. 3, p. 579, 2020. DOI: <https://doi.org/10.15560/16.3.579>.

OLIVEIRA, T. J. A.; DORNER, S. H.; RODRIGUES, W. Farming and land use changes in Cerrado biome: the case of East Maranhão–Brazil (1985/2018). **COLÓQUIO-Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 17, n. 2, p. 130–146, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26767/1679>.

PEREIRA, L. R.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, v. 48, n. 3, p. 295–302, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2012018>.

SOUSA, I.; MENESES, R.; VIANNA, J. (ed.). **Cartografias invisíveis: saberes e sentires de Caxias**. Caxias: Academia Caxiense de Letras, 2015. 500 p.

TOWNSEND, C.; ARBUCKLE, C.; CROWL, T.; SCARSBROOK, M. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 177–191, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00151.x>.

VERAS, D. S.; ABREU, M. M. Biomonitoramento do riacho do Lamêgo em Caxias (MA) através da determinação do índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). **Educação Ambiental em Ação**, v. 26, n. 60, 2726, maio 2017. Disponível em: <http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=2726>. Acesso em: 17 out. 2021.

VERAS, D. S.; CASTRO, E. R.; LUSTOSA, G. S.; DE AZEVÊDO, C. A. S.; JUEN, L. Evaluating the habitat integrity index as a potential surrogate for monitoring the water quality of streams in the cerrado-caatinga ecotone in northern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7667-x>.

VERAS, D. S.; LUSTOSA, G. S.; MOURA, L. P.; FERREIRA, M. F. R.; JUEN, L. Differences in land use modify Odonata assemblages in the Cerrado-Caatinga ecotone. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7119>.

VIANA, C. G.; CAMPOS, I. R.; LUSTOSA, G. S.; VERAS, D. S. Environmental gradients as filters on the composition of aquatic insect of the Cerrado-Caatinga, Brazil. **Acta Brasiliensis**, v. 4, n. 3, p. 142–148, 2020. DOI: <https://doi.org/10.22571/2526-4338362>.



Foto: Sheyla Couceiro

Capítulo 4

Efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos no estado do Amazonas

Renato Tavares Martins, Sheyla Regina Marques Couceiro e Neusa Hamada

Introdução

O Brasil detém aproximadamente 12% das águas superficiais do planeta (1,4 bilhão de quilômetros cúbicos), com preponderância na região amazônica 74% (Agência Nacional de Águas, 2007). Porém, apesar do grande volume, ano a ano, a disponibilidade de água na Amazônia diminui devido a degradação (ex.: poluição, assoreamento e represamento) de igarapés (denominação regional para riachos), rios e lagos, relacionada principalmente às atividades de uso do solo próximas aos corpos d'água (Couceiro et al., 2007, 2010; Martins et al., 2017; Cowie, 2019). Isso demonstra a fragilidade desses ecossistemas e, também, que o grande volume de água não necessariamente implica em disponibilidade infinita.

O desmatamento (Figura 4.1) é a principal causa de impactos para os ecossistemas aquáticos na Amazônia resultante de várias atividades humanas de uso do solo. Com base em dados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (Prodes), a área acumulada de desmatamento na região, entre os anos de 2004 e 2020, foi de 171.790 km² (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020). De 2004 a 2012 houve uma redução expressiva no desmatamento, que não se sustentou ao longo dos anos, resultando em novo aumento a partir de 2014, e as maiores taxas na região foram registradas nos estados do Pará (40%), Mato Grosso (26%), Rondônia (14%) e Amazonas (8%).

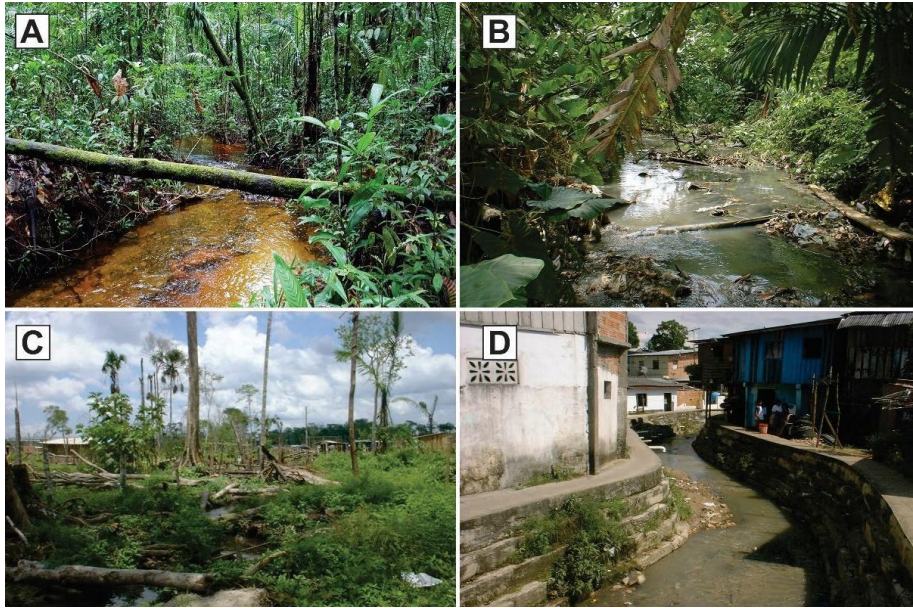


Figura 4.1. Diferentes usos do solo próximo aos igarapés do estado do Amazonas, Brasil; (A) floresta em área não impactada; (B) área urbana; (C) desmatamento; e (D) área urbana.

No Amazonas, as maiores áreas de desmatamento das últimas três décadas foram registradas nos anos de 2019 e 2020 equivalentes, respectivamente a 1.434 km² e 1.521 km² (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020), resultados de práticas de corte raso (96,3%), corte seletivo (3,3%) e mineração em grandes áreas (0,4%) (Amazonas, 2021). O aumento recente do desmatamento no estado está relacionado à expansão do setor agropecuário, na área conhecida como arco do desmatamento, que ocupa o sul do estado (Carrero; Fearnside, 2011), envolvendo os municípios de Lábrea, Apuí, Novo Aripuanã, Boca do Acre, Manicoré, Humaitá e Canutama, que juntos contribuíram com 88% do total de desmatamento no estado (Amazonas, 2021). Além disso, desde 2015, o orçamento dos órgãos ambientais do Amazonas tem sido reduzido, resultando em menor poder de fiscalização, favorecendo o aumento do desmatamento

(Meirelles et al., 2017), embora 69% do desmatamento no Amazonas tenha ocorrido em áreas federais (Amazonas, 2021).

Outro importante foco de impacto sobre os sistemas aquáticos é o lançamento de esgoto *in natura* nesses ecossistemas (Figura 4.1). Manaus, capital do estado do Amazonas, teve um grande incremento populacional humano desde a implantação do Distrito Industrial na década de 1970. Devido a isso, sua população passou de 300 mil habitantes em 1970 para uma estimativa de 2,2 milhões de habitantes em 2020 (IBGE, 2020). Esse rápido crescimento populacional foi concentrado na região urbana (~ 99% da população), com uma ocupação desordenada às margens dos igarapés e de áreas úmidas, áreas financeiramente pouco valorizadas (Bentes, 2005), que resultou na remoção da vegetação ripária, no assoreamento e despejo de esgoto doméstico nos ambientes aquáticos (Couceiro et al., 2007; Junk et al., 2014). Ainda hoje, somente 20% do esgoto de Manaus são tratados, sendo o restante depositado em fossas ou lançados nos igarapés (Instituto Trata Brasil, 2021).

A poluição dos sistemas aquáticos é algo comum em áreas urbanas de grandes municípios de países subdesenvolvidos. Denominada de “síndrome dos igarapés urbanos” essa degradação ambiental é caracterizada pelo aumento da cobertura impermeável do solo no entorno, aumento da concentração de nutrientes, aumento da temperatura da água, aumento da largura do igarapé e da profundidade em áreas de remanso, redução da complexidade e estabilidade do canal (Paul; Meyer, 2001; Walsh et al., 2005), reduzindo, assim, a diversidade de organismos aquáticos, que se torna uma fauna de espécies tolerantes ao alto grau de impacto a que esses ecossistemas são submetidos. Além dos impactos sobre a biodiversidade aquática, a qualidade

de vida da população pode ser afetada devido ao mau cheiro das águas e a possibilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica (Miagostovich et al., 2008).

Visão geral dos estudos no Amazonas

De acordo com um levantamento bibliográfico foram realizados 17 estudos que avaliaram os efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos no Amazonas. O primeiro estudo foi publicado por Cleto Filho e Walker (2001), que avaliaram os efeitos da urbanização sobre os invertebrados aquáticos, grupo em que os insetos são os organismos mais representativos em abundância e em número de espécies.

Embora o Amazonas possua 62 municípios, em apenas três deles foram realizados estudos que avaliaram os efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos: Manaus (n = 14), Coari (n = 2) e Itacoatiara (n = 1). A maioria dos estudos foi desenvolvida em campo (igarapés, n = 16), seguido por um estudo em criadouro artificial. Os estudos que avaliaram a assembleia de insetos aquáticos representaram 71% do total. Os demais estudos usaram grupos-chave como: Odonata (n = 3), Ceratopogonidae (Diptera n = 1) e Trichoptera fragmentadores (*Phylloicus* e *Triplectides* n = 1). Esses estudos, em geral, utilizaram espécimes imaturos (n = 14), sendo que apenas três estudos foram realizados com indivíduos adultos (Odonata). A urbanização (desmatamento + poluição orgânica n = 8) foi o principal uso do solo avaliado que utilizou os insetos aquáticos, desmatamento (n = 7), agricultura (n = 1) e urbanização + derramamento de óleo (n = 1).

Nessa revisão, alguns estudos apenas citaram o uso do solo presente no entorno do igarapé (Cleto Filho; Walker, 2001; Bobot; Hamada, 2002; Couceiro et al., 2006; Lopes et al.,

2008; Monteiro Junior et al., 2013; Roque et al., 2015; Dourado et al., 2017). Assim, foram explorados apenas os estudos (n = 10), a seguir relacionados, que realizaram uma caracterização mais detalhada do uso do solo.

Agricultura

Nessimian et al. (2008) em um estudo na área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) avaliaram o efeito da fragmentação florestal e da mudança da cobertura florestal sobre a assembleia de insetos aquáticos. Nos igarapés em área de pastagem houve diminuição de até 34% da riqueza de insetos e de até 46% da riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Tabela 4.1). Além disso, foi registrada a alteração da assembleia de insetos nos igarapés em área de pastagem em relação às áreas com floresta primária e secundária. Nesse estudo foram registrados 14 táxons exclusivos em igarapés de áreas de floresta primária, sete táxons exclusivos em áreas de floresta secundária e sete táxons exclusivos em áreas de pastagem. *Chalcopteryx* (Odonata: Polythoridae), *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae), *Protosialis* (Megaloptera: Sialidae, atualmente espécies desse gênero da América do Sul foram alocadas em *Ilyobius*), *Gyrelmis*, *Heterelmis*, *Macrelmis* (Coleoptera: Elmidae), *Helicopsyche* (Trichoptera: Helicopsychidae), e *Macrostemum* (Trichoptera: Hydropsychidae) foram positivamente correlacionados com o Índice de Integridade de Habitat (HII), enquanto *Callibaetis* (Ephemeroptera: Baetidae), *Belostoma* (Heteroptera: Belostomatidae), *Tenagobia* (Heteroptera: Micronectidae), *Smicridea* (Trichoptera: Hydropsychidae) e Pyralidae (Lepidoptera) foram negativamente correlacionados com o HII. Através da análise de espécies indicadoras (IndVal) foi possível determinar quatro táxons como indicadores de igarapés em áreas de floresta

primária e oito táxons como indicadores de igarapés em áreas de pastagem (Tabela 4.2).

Tabela 4.1. Resposta da assembleia de insetos aquáticos a diferentes tipos de impactos avaliados no estado do Amazonas, Brasil.

Grupos	Impacto	Abundância	Riqueza	EPT riqueza ⁽⁴⁾	Composição	Referência
Insetos aquáticos	Agricultura	-	Diminui	Diminui	Diferente	Nessimian et al. (2008)
Insetos aquáticos	Desmatamento	Diminui ⁽¹⁾	Diminui	-	Diferente	Couceiro et al. (2010)
Insetos aquáticos	Desmatamento	Diminui ⁽²⁾	Diminui ⁽³⁾	-	-	Couceiro et al. (2011)
Insetos aquáticos	Urbanização	Similar	Diminui	-	Diferente	Couceiro et al. (2007)
Odonata adulto	Urbanização	Similar	Diminui	-	Diferente	Monteiro Junior et al. (2014)
Anisoptera adulto	Urbanização	Aumenta	Aumenta	-	Diferente	Monteiro Junior et al. (2014)
Zygoptera adulto	Urbanização	Diminui	Diminui	-	Diferente	Monteiro Junior et al. (2014)
Insetos aquáticos	Urbanização	-	Diminui	-	-	Martins et al. (2015)
Insetos aquáticos	Urbanização	-	Diminui	Diminui	Diferente	Martins et al. (2017)
Insetos aquáticos	Urbanização	Similar	Diminui	-	Diferente	Couceiro et al. (2021)

⁽¹⁾ Densidade.

⁽²⁾ Densidade dos grupos funcionais.

⁽³⁾ Riqueza de grupos funcionais.

⁽⁴⁾ Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

Tabela 4.2. Resposta à agricultura (pastagem) de táxons indicadores (insetos aquáticos) no estado do Amazonas, Brasil.

Ordem	Família	Táxon	Resposta ao impacto ⁽¹⁾
Diptera	Chironomidae	<i>Stenochironomus</i>	+
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	+
Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	+
	Corixidae	<i>Tenagobia</i>	+
	Notonectidae	<i>Martarega</i>	+
Odonata	Gomphidae (A)	<i>Cyanogomphus</i>	-
		<i>Progomphus</i>	-
	Coenagrionidae (Z)	Coenagrionidae sp.2 ⁽²⁾	+
Trichoptera	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	+
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	-
	Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	-
	Polycentropodidae	<i>Nyctiophilax</i>	+

(A): Anisoptera.

(Z): Zygoptera.

⁽¹⁾ Positivo (+): indicador de igarapés em áreas de pastagem; Negativo (-): indicador de igarapés em áreas de floresta primária.

⁽²⁾ Morfotipo determinado no estudo.

Fonte: Nessimian et al. (2008).

Desmatamento

Couceiro et al. (2010, 2011) avaliaram o efeito da entrada de sedimento em igarapés florestados, devido a remoção de faixas de floresta para abertura de estradas e poços para a exploração de petróleo e gás sobre os invertebrados aquáticos da Província Petrolífera de Urucu, em Coari (Figura 4.2). Neste estudo foi registrada uma diminuição da densidade e da riqueza (taxonômica e funcional) e, modificação da composição da assembleia nos igarapés impactados em relação aos igarapés referência (Tabela 4.1), relacionado ao aumento no índice de cor de sedimento (SCI) e aumento da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão.

Para os fragmentadores, a redução foi de 40% nos igarapés impactados como resultado do soterramento de folhiço, utilizado na alimentação e como abrigo por esses organismos. Através da análise IndVal foi possível determinar 32 táxons de insetos aquáticos como indicadores de igarapés referência, mas nenhum táxon como indicador de igarapés impactados por sedimentação (Tabela 4.3).



Figura 4.2. Impactos em razão da entrada de sedimento em igarapés florestados na Província Petrolífera de Urucu, em Coari - Amazonas. Ilustração: Sheyla Couceiro

Tabela 4.3. Resposta ao desmatamento de táxons indicadores em estudos realizados no estado do Amazonas, Brasil.

Ordem	Família	Táxon	Resposta ao impacto ⁽²⁾	Referência
Blattaria			-	Couceiro et al. (2010)
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydrodessus</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Elmidae		-	Couceiro et al. (2010)
	Hydrophilidae	<i>Phaenonotum</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Scirtidae		-	Couceiro et al. (2010)
Diptera	Cecidomyiidae		+	Couceiro et al. (2007)
	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae 2 ⁽¹⁾	-	Couceiro et al. (2010)
	Chironomidae		-	Couceiro et al. (2010)
		<i>Cladopelma</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Coelotanypus</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Cricotopus</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Cryptochironomus</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Fissimentum</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Larsia</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Nanocladius</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Onconeura</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Parachironomus</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Paratendipes</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Polypedilum</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Rheotanytarsus</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Thienemaniella</i>	+	Couceiro et al. (2007)
	Empididae		+	Couceiro et al. (2007)
	Psychodidae	<i>Maruina</i>	-	Couceiro et al. (2010)
		Psychodidae sp.1 ⁽¹⁾	-	Couceiro et al. (2010)
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Brasilocaenis</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Coryphoridae	<i>Coryphorus</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Leptohyphidae		-	Couceiro et al. (2010)
	Polymitarcyidae	<i>Campsurus</i>	-	Couceiro et al. (2010)
Heteroptera	Corixidae	<i>Tenagobia</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	-	Couceiro et al. (2010)

Continua...

Tabela 4.3. Continuação.

Ordem	Família	Táxon	Resposta ao impacto ⁽²⁾	Referência
Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Sialidae	<i>Protosialis</i>	-	Couceiro et al. (2010)
Odonata	Coenagrionidae		-	Couceiro et al. (2010)
	Libellulidae	<i>Gynothemis</i>	+	Couceiro et al. (2007)
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	-	Couceiro et al. (2010)
		<i>Macrogynoplax</i>	-	Couceiro et al. (2010)
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	-	Couceiro et al. (2010)
		<i>Oecetis</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	<i>Triplectides</i>	-	Couceiro et al. (2010)	
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Philopotamidae	<i>Wormaldia</i>	-	Couceiro et al. (2010)
	Polycentropodidae	<i>Nyctiophilax</i>	-	Couceiro et al. (2010)

⁽¹⁾ Morfotipos determinados no estudo de Couceiro et al. (2010).

⁽²⁾ Positivo (+): resposta positiva ao impacto; Negativo (-): resposta negativa ao impacto.

Urbanização

Estudos realizados na área urbana de Manaus avaliaram os efeitos do desmatamento e/ou poluição orgânica (representada por fósforo total e nitrogênio total) sobre os invertebrados aquáticos. A riqueza, abundância e composição da assembleia de invertebrados aquáticos responderam à urbanização independentemente do período sazonal (Couceiro et al., 2021). A abundância de invertebrados aquáticos não diferiu entre os igarapés referência ou impactados, mas a riqueza,

EPT (%), relação EPT/Chironomidae e fragmentadores (%) diminuíram com o aumento do desmatamento e da poluição orgânica (Couceiro et al., 2007; 2010) (Tabela 4.1). Além disso, foi registrada a diminuição da biomassa de fragmentadores com o aumento da urbanização (Martins et al., 2015). Por outro lado, os coletores-apanhadores (%) e Oligochaeta + Psychodidae (% OP) aumentaram com a urbanização (Couceiro et al., 2010; Martins et al., 2017).

A composição da assembleia nos igarapés menos impactados diferiu da assembleia presente nos igarapés mais impactados (Tabela 4.1) (Couceiro et al., 2007), mas a variação da assembleia entre os anos amostrados não aumentou com o incremento da urbanização (Martins et al., 2017). Nos igarapés de referência a fauna foi composta principalmente por Coleoptera (Elmidae), Diptera (*Ablabesmyia*, *Beardius*, *Endotribelos*, *Labrundinia*, *Pseudochironomini*, *Stenochironomus*, *Tanytarsini* e *Tanytarsus*), Ephemeroptera (*Leptohyphidae* e *Leptophlebiidae*), Odonata (*Progomphus*), Trichoptera (*Cernotina*, *Macronema* e *Phylloicus*) e Decapoda. Já nos igarapés impactados por desmatamento e/ou poluição orgânica a fauna foi composta principalmente por Diptera (Ceratopogonidae, *Culex*, Ephydriidae, *Lucilia*, Psychodidae e Syrphidae), Heteroptera (*Microvelia*), Odonata (Aeshnidae), Chilopoda, Isopoda e Oligochaeta (Couceiro et al., 2007).

Através da análise IndVal foi possível determinar 29 táxons como indicadores de igarapés referência (Tabela 4.4), 16 táxons como indicadores de igarapés desmatados (Tabela 4.3) e 3 táxons como indicadores de igarapés com desmatamento + poluição orgânica (Tabela 4.4). Através da Análise de Taxa Indicador de Limiar Titan (*Threshold Indicator Taxa Analysis*), foi possível determinar Ceratopogonidae (Diptera), Chironominae, Orthocladiinae e Tanypodinae (Diptera: Chironomidae), *Caenis*

(Ephemeroptera: Caenidae) e *Helicopsyche* (Trichoptera: Helicopsychidae) como indicadores de igarapés menos impactados, enquanto Ephydriidae e Psychodidae (Diptera) foram indicadores dos igarapés mais impactados (Tabela 4.4).

Ao contrário dos estudos citados acima, que utilizavam principalmente insetos imaturos, foram desenvolvidos dois estudos para avaliar os efeitos da urbanização sobre a assembleia de Odonata adultos. No primeiro, foi avaliada a relação entre Odonata e a integridade ambiental em igarapés urbanos de Manaus. A riqueza de Odonata e de Zygoptera foram, respectivamente, de 2,1 e 2,9 vezes maior nos igarapés referência em relação aos igarapés degradados (Tabela 4.1) (Monteiro Junior et al., 2014). Já a riqueza de Anisoptera foi 1,4 vezes maior nos igarapés intermediários em relação aos igarapés referência. A abundância de Odonata foi similar entre os tipos de igarapés, mas a abundância de Anisoptera foi 9,7 vezes maior nos igarapés degradados, enquanto a abundância de Zygoptera foi até 3,7 vezes maior nos igarapés referência. Foram registradas 26 espécies de Odonata exclusivas dos igarapés referência, 14 nos igarapés intermediários e quatro nos igarapés degradados, sendo a composição de espécies nos igarapés referência diferente dos igarapés intermediários e degradados (Monteiro Junior et al., 2014). Através da análise IndVal foi possível determinar nove espécies dos gêneros *Argia*, *Epipleoneura*, *Psaironeura* (Coenagrionidae), *Chalcopteryx* (Polythoridae), *Hetaerina* (Calopterygidae), *Heteragrion* (Heteragrionidae) e *Perilestes* (Perilestidae) como indicadores de igarapés referência e seis espécies dos gêneros *Argia*, *Acanthagrion* (Coenagrionidae), *Erythrodiplax* e *Orthemis* (Libellulidae) como indicadores de igarapés urbanizados (Tabela 4.4) (Monteiro Junior et al., 2015).

Tabela 4.4. Resposta à urbanização (poluição orgânica + desmatamento) de táxons indicadores (insetos aquáticos) em estudos realizados no estado do Amazonas, Brasil.

Ordem	Família	Táxon	Resposta ao impacto ⁽³⁾	Referência
Coleoptera	Elmidae		-	Couceiro et al. (2007)
	Scirtidae		-	Couceiro et al. (2007)
Diptera	Chironomidae		-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
		Chironominae	-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
		Orthoclaadiinae	-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
		Tanypodinae	-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
		Tanytarsini	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Ablabesmyia</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Beardius</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Caladomyia</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Chironomus</i>	+	Couceiro et al. (2007)
		<i>Corynoneura</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Endotribelos</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Harnischia</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Labrundinia</i>	-	Couceiro et al. (2007)
		<i>Nilothauma</i>	-	Couceiro et al. (2007)
<i>Pentaneura</i>	-	Couceiro et al. (2007)		
<i>Pseudochironomini</i>	-	Couceiro et al. (2007)		
<i>Stenochironomus</i>	-	Couceiro et al. (2007)		

Continua...

Tabela 4.4. Continuação.

Ordem	Família	Táxon	Resposta ao impacto ⁽³⁾	Referência
		<i>Tanytarsus</i>	-	Couceiro et al. (2007)
	Ephydriidae		+	Couceiro et al. (2007)
			+	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
	Psychodidae		+	Couceiro et al. (2007)
			+	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
	Tipulidae		-	Couceiro et al. (2007)
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i>	-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾
	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	-	Couceiro et al. (2007)
	Leptophlebiidae	<i>Miroculis</i>	-	Couceiro et al. (2007)
Heteroptera	Veliidae	<i>Stridulivelia</i>	-	Couceiro et al. (2007)
Odonata	Gomphidae (A)	<i>Progomphus</i>	-	Couceiro et al. (2007)
	Libellulidae (A)	<i>Erythrodiplax basalis</i> ⁽¹⁾	+	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Erythrodiplax fusca</i> ⁽¹⁾	+	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Orthemis discolor</i> ⁽¹⁾	+	Monteiro Junior et al. (2015)
	Calopterygidae (Z)	<i>Hetaerina moribunda</i> ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)
	Coenagrionidae (Z)		-	Couceiro et al. 2010
		<i>Acanthagrion cuyaba</i> ⁽¹⁾	+	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Argia bicellulata</i> ⁽¹⁾	+	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Argia</i> sp.1 ⁽¹⁾	+	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Argia</i> sp.2 ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Epipleoneura manauensis</i> ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)
		<i>Psaironeura tenuissima</i> ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)

Continua...

Tabela 4.4. Continuação.

Ordem	Família	Táxon	Resposta ao impacto ⁽³⁾	Referência	
	Heteragrionidae (Z)	<i>Heteragrion</i> sp.2 ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)	
	Perilestidae (Z)	<i>Perilestes attenuatus</i> ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)	
	Polythoridae (Z)	<i>Chalcopteryx scintillans</i> ⁽¹⁾	-	Monteiro Junior et al. (2015)	
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	-	Couceiro et al. (2007)	
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	-	Couceiro et al. (2007)	
			-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾	
	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	-	Couceiro et al. (2007)	
	Leptoceridae	<i>Triplectides</i>	-	Couceiro et al. (2007)	
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	-	Couceiro et al. (2007)	
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	-	Couceiro et al. (2007)	
			-	Martins et al. (2017) ⁽²⁾	
			<i>Cyrnellus</i>	-	Couceiro et al. (2007)

⁽¹⁾ Adulto

⁽²⁾ Dados de Martins et al. (2017), exceto a análise Titan (conforme explicado no texto).

⁽³⁾ Positivo (+): resposta positiva ao impacto; Negativo (-): resposta negativa ao impacto.

(A) Anisoptera

(Z) Zygoptera

Considerações finais

Os estudos que avaliaram os efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos no Amazonas começaram tardiamente em relação a outras partes do Brasil. No entanto, a quantidade desses estudos vem aumentando, ainda que com uma taxa relativamente baixa de aproximadamente 1,2 artigos por ano. Além disso, embora o Amazonas seja o maior estado do Brasil (1.571.000 km²) há uma forte concentração de estudos na sua capital, Manaus, o que está relacionado com a presença do

Laboratório de Citotaxonomia e Insetos aquáticos do INPA que participou na publicação de 76% dos artigos avaliados.

Como em outras regiões do Brasil, no Amazonas a maioria dos estudos que utilizou os insetos aquáticos na avaliação dos efeitos de diferentes usos do solo sobre os ambientes aquáticos, foram feitos uma única vez, portanto, são estudos de avaliação ambiental e não de monitoramento. Assim, realizar estudos de biomonitoramento na região é fundamental para a preservação das águas, como uma ferramenta de alarme que emite sinais antes da degradação desses ambientes.

Em suma, o que se vêem nos sistemas aquáticos do estado do Amazonas são impactos antrópicos concomitantes com efeitos indistinguíveis. Por exemplo, igarapés de áreas urbanas sofrem não somente com desmatamento, mas também com o despejo de esgoto não tratado. O aporte de sedimentos para os igarapés está associado ao desmatamento. Esses impactos resultam em perda de funções ecológicas, sociais e econômicas desses ecossistemas, comprovando, portanto, que as políticas públicas ainda estão aquém das necessidades de controle e mitigação desses impactos.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **GEO Brasil**: recursos hídricos. Resumo executivo. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/wfa/sa/GEO%20Brasil%20Recursos%20H%C3%ADricos%20-%20Resumo%20Executivo.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2021.

AMAZONAS. Secretaria do Meio Ambiente do Amazonas. **Análise de dados de desmatamento**: DETER. 2021. Disponível em: <http://meioambiente.am.gov.br/dados-sobre-desmatamento/>. Acesso em: 15 maio 2021.

BENTES, N. **Manaus**: realidade e contrastes sociais. Manaus: Valer, 2005. 128 p.

BOBOT, T. E.; HAMADA, N. Gêneros de Plecoptera de dois igarapés na Amazônia Central, Brasil. **Entomotropica**, v. 17, n. 3, p. 299-301, 2007.

CARRERO, G. C.; FEARNSTIDE, P. M. Forest clearing dynamics and the expansion of landholdings in Apuí, a deforestation hotspot on Brazil's Transamazon Highway. **Ecology and Society**, v. 16, n. 2, 2011. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/art26/>. Acesso em: 15 maio 2021.

CLETO FILHO, S. E. N.; WALKER, I. Effects of urban occupation on the aquatic macroinvertebrate from a small stream of Manaus, Amazonas State, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 1, p. 69-89, 2001.

COUCEIRO, S. R. M.; DIAS-SILVA, K.; HAMADA, N. Influence of climate seasonality on the effectiveness of the use of aquatic macroinvertebrates in urban impact evaluation in central Amazonia. **Limnology**, v. 22, n. 2, p. 237-244, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00648-6>.

COUCEIRO, S. R. M.; FORSBERG, B. R.; HAMADA, N.; FERREIRA, R. L. M. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1A, p. 35-44, 2006.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PADOVESI-FONSECA, C. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 1, p. 89-103, 2010.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 271-284, 2007.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PADOVESI-FONSECA, C. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. **Austral Ecology**, v. 36, n. 6, p. 628-637, 2011.

COWIE, S. The jungle metropolis: how sprawling Manaus is eating into the Amazon. **The Guardian**. 2019. Disponível em: <https://www.theguardian.com/cities/2019/jul/23/the-jungle-metropolis-how-sprawling-manaus-is-eating-into-the-amazon>. Acesso em: 1 jun. 2021.

DOURADO, E. D. R.; FERREIRA-KEPPLER, R. L.; MARTINS, R. T.; RONDEROS, M. M. Biting midges (Diptera: Ceratopogonidae) from an urban forest fragment in Central Amazon (Brazil): Effects of opening areas on abundance, richness, and composition. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, p. 2757-2770, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170370>.

IBGE. **Estimativas de população**: EstimaPop. 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/estimapop/tabelas>. Acesso em: 31 maio 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (Brasil). **Projeto PRODES**: monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite.

2020. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 15 maio 2021.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento 2021**. 2021. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/novo-ranking-do-saneamento-2021>. Acesso em: 15 maio 2021.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>.

LOPES, M. J. N.; SILVA, M. S. R.; SAMPAIO, R. T. M.; BELMONT, E. L. L.; SANTOS-NETO, C. R. Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. **SaBios. Revista de Saúde e Biologia**, v. 3, n. 2, p. 1-9, 2008.

MARTINS, R. T.; MELO, A. S.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; HAMADA, N. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. **Freshwater Science**, v. 34, n. 2, p. 716-726, 2015.

MARTINS, R. T.; COUCEIRO, S. R. M.; MELO, A. S.; MOREIRA, M. P.; HAMADA, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 480-491, 2017.

MEIRELLES, F. A.; CENAMO, M. C.; BASTIDA, A. C. **O valor da sustentabilidade no Amazonas**: análise dos gastos públicos do governo no setor ambiental. Manaus: Idesam, 2017. 64 p. Disponível em: <https://idesam.org/publicacao/analise-dos-gastos-publicos-no-amazonas.pdf>. Acesso em: 25 maio 2021.

MIAGOSTOVICH, M. P.; FERREIRA, F. F. M.; GUIMARÃES, F. R.; FUMIAN, T. M.; DINIZ-MENDES, L.; LUZ, S. L. B.; SILVA, L. A.; LEITE, J. P. G. Molecular detection and characterization of gastroenteritis viruses occurring naturally in the stream waters of Manaus, central Amazonia, Brazil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 74, n. 2, p. 375-382, 2008.

MONTEIRO JÚNIOR, C. S.; COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; JUEN, L. Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. **International Journal of Odonatology**, v. 16, n. 2, p. 135-144, 2013.

MONTEIRO JÚNIOR, C. S.; JUEN, L.; HAMADA, N. Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 303-311, 2015.

MONTEIRO JÚNIOR, C. S.; JUEN, L.; HAMADA, N. Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. **Landscape and Urban Planning**, v. 127, p. 28-40, 2014.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; MARCO JUNIOR, P.; GORDO, G.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 117-131, 2008.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333-365, 2001.

ROQUE, F. O.; ESCARPINATI, S. C.; VALENTE-NETO, F.; HAMADA, N. Responses of aquatic saproxylic macroinvertebrates to reduced-impact logging in Central Amazonia. **Neotropical Entomology**, v. 44, n. 4, p. 345-350, 2015.

WALSH, C. J.; ROY, A.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN II, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.



Foto: Frederico F. Salles

Capítulo 5

Impactos das mudanças de uso do solo sobre as comunidades de insetos aquáticos da Amazônia Paraense

Leandro Schlemmer Brasil, José Max Barbosa Oliveira-Junior, Karina Dias-Silva, Yulie Shimano e Leandro Juen

Introdução

Gradativamente as paisagens do estado do Pará, predominadas anteriormente por floresta amazônica, estão sendo convertidas em áreas para fins antrópicos, em especial para o uso agropecuário. A partir do ano de 1985 pode-se notar um gradual aumento das áreas de agropecuária sobre a floresta, chegando a ocupar 16,82% do seu território em 2019 (Souza Júnior et al., 2020) (Figura 5.1).

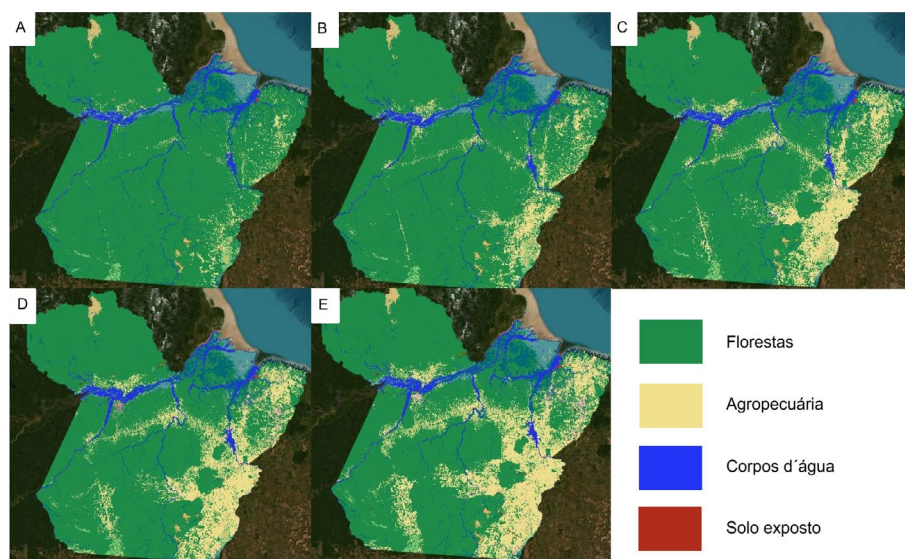


Figura 5.1. Expansão da conversão da floresta amazônica para agrossistemas no estado do Pará, de 1985 a 2023: (A) 1985; (B) 1995; (C) 2005; (D) 2015; (E) 2023.

Ao analisar o uso do solo agropecuário de forma mais detalhada, pode-se facilmente identificar que boa parte desses 16,82% do território foi ocupada regularmente pela pecuária após o desmatamento, por ter pouca exigência tecnológica e de logística regional (Fearnside, 2005). Posteriormente, com o aumento da acessibilidade dessas áreas, seja pela construção ou abertura de estradas ou de portos, as áreas começam,

gradativamente, a ter valor econômico agregado e torna-se alvo da agricultura, como pode ser visualizado na região de Paragominas, PA com as plantações de soja (Gardner et al., 2013), e Tailândia, PA com as plantações de palma de dendê (Montag et al., 2021).

Essas mudanças de uso do solo podem impactar consideravelmente a biodiversidade e as condições ambientais dos riachos. Quando a vegetação nativa é convertida em uma atividade agrícola ou pecuária, aumenta-se a entrada de luz nos riachos, aumenta a temperatura do ar e da água, o que, por sua vez, diminui a quantidade de oxigênio dissolvido e a disponibilidade de alimento de origem alóctone, como as folhas das árvores e seus frutos, que servem de alimento para as comunidades aquáticas (Juen et al., 2016). Além disso, quando existe a remoção total ou parcial da vegetação ciliar existe maior chance de que poluentes, como os defensivos agrícolas, contaminem a água dos riachos e as comunidades aquáticas. Isso ocorre porque a vegetação ciliar serve como uma proteção natural que filtra a água que escorre ao longo de toda a bacia de drenagem para dentro do riacho (Lima et al., 2022).

Dentre as comunidades aquáticas, os insetos aquáticos apresentam rápidas respostas às alterações ambientais, desde alterações físicas e químicas dentro do riacho, ou alterações físicas ocorridas no entorno dos riachos (Brasil et al., 2021). Esses organismos, além de serem bioindicadores de qualidade de água e de habitat, são importantes elos da cadeia alimentar servindo como presa ou como predadores (Hamada et al., 2014), assim como na ciclagem de nutrientes como fragmentadores de matéria orgânica nos corpos d'água (Firmino et al., 2021), o que torna essencial conhecer como as alterações ambientais podem afetar em diferentes regiões do bioma Amazônico, que ao contrário do que se pensa, é um

bioma com paisagem heterogênea (Juen; Marco Júnior, 2012) e que está em constante transformação.

Este capítulo apresenta as principais alterações nas condições ambientais e na fauna de insetos aquáticos em decorrência da mudança de uso do solo para a plantação de palma de dendê e de pastagens para o desenvolvimento de pecuária. Aborda, especificamente, esses dois tipos de uso do solo por serem os mais representativos no estado do Pará.

Impactos da plantação de palma de dendê sobre as comunidades de insetos aquáticos de riachos no estado do Pará

Estima-se que exista mais de cem mil hectares de plantação de palma de dendê no estado do Pará (Montag et al., 2021). Além de causar mudanças na paisagem, atingem os riachos que drenam as plantações, e mudam suas condições ambientais consideravelmente, quando comparados aos riachos de floresta amazônica nativa (Figura 5.2).

Apesar do aumento das pesquisas nos últimos anos, foram encontrados apenas três trabalhos que mostraram a influência da palma de dendê sobre as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) no estado do Pará (Figura 5.2), todos realizados na região do município de Tailândia. Shimano e Juen (2016), estudando apenas com a ordem Ephemeroptera, reportaram que a riqueza foi menor nas áreas de plantação de palma de dendê quando comparadas às áreas de floresta primária, porém, a composição foi similar entre os tratamentos.

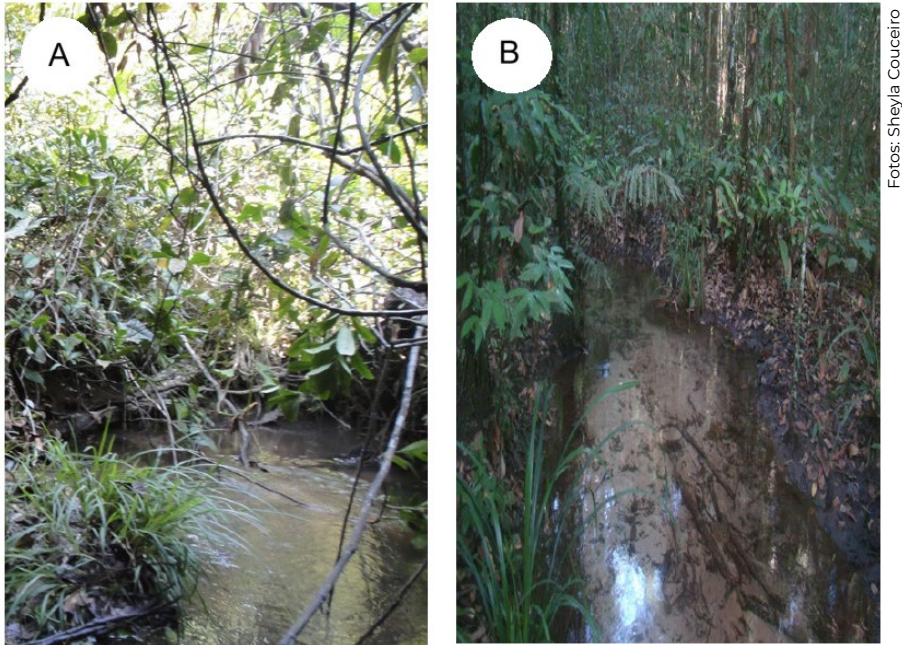


Figura 5.2. (A) riacho (igarapé) amazônico de uma região de plantação de palma de dendê; (B) riacho (igarapé) amazônico de uma região de floresta preservada.

Já Paiva et al. (2017), estudando as ordens Plecoptera e Trichoptera (PT), encontraram abundância e riqueza de PT e foram menores na área de palma, enquanto a composição de gêneros não diferiu entre os tratamentos. Por fim, Luiza-Andrade et al. (2017) verificaram que a abundância de EPT não diferiu entre os tratamentos; porém, a riqueza e a composição de EPT diferiu, sendo que a riqueza foi menor na área de plantação. Sendo assim, observou-se que todas as métricas analisadas (abundância, riqueza e composição) se mostraram influenciadas negativamente pela plantação de palma de dendê em pelo menos algum dos estudos mencionados anteriormente. Por outro lado, não se encontrou nenhuma relação positiva desse tipo de cultivo na biodiversidade aquática.

Além disso, Shimano e Juen (2016) verificaram que dois gêneros de Ephemeroptera podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade de água na região, *Ulmeritoides*, que foi associado positivamente com a plantação de dendê, e *Miroculis*, que foi associado negativamente (Tabela 5.1).

A realidade do conhecimento sobre o efeito da monocultura de dendê sobre Heteroptera aquáticos e semi-aquáticos, segue a mesma perspectiva dos estudos para EPT, pois mesmo com as vastas áreas de monocultura de dendê no estado do Pará, apenas cinco trabalhos foram realizados nesse tipo de paisagem (Figura 5.3). Os trabalhos foram realizados em riachos no município de Tailândia, e o trabalho pioneiro com o grupo foi o de Cunha et al. (2015), que utilizou tanto Nepomorpha quanto Gerromorpha. Neste estudo os autores evidenciaram a maior integridade ambiental para os igarapés de floresta e a menor para os igarapés em área de dendê, sendo que a riqueza e a abundância de Heteroptera apresentaram relação positiva com a integridade ambiental.

O segundo trabalho que avaliou a heterogeneidade ambiental (espécies indicadoras e diversidade beta de Heteroptera aquático e semi-aquático na mesma região), realizado por Cunha e Juen (2017), concluiu que riachos em áreas de palma apresentam menor variação ambiental, ou seja, menor heterogeneidade e identificou dez espécies associadas a riachos de floresta [*Stridulivelia strigosa*, *Rhagovelia evidis*, *Tachygerris celocis*, *Brachymetra lata*, *Rhagovelia jubata*, *Microvelia* sp.2 (Gerromorpha), *Tenagobia* spp., *Limnocoris burmeisteri*, *Martarega gonostyla*, *Ranatra tuberculifrons* (Nepomorpha)] e a espécie *Rhagovelia brunae* (Gerromorpha), associada a riachos que drenam áreas de plantação de palma. A diversidade alfa foi maior em riachos de floresta e a diversidade beta não apresentou diferença em ambientes de palma e floresta.

O terceiro trabalho publicado discutiu aspectos de dimorfismo alar em Gerromorpha e foi publicado por Cunha et al. (2020), reportando que foram encontrados indivíduos alados em maior número em áreas de floresta. Porém, os riachos de floresta apresentaram maior riqueza de organismos sem asas. O quarto trabalho, publicado por Mendes et al. (2020a), mostrou que *Cilindrostethus palmaris* (Gerromorpha) apresentou alta atividade de eliminação de substâncias nocivas ao organismo (detoxificação) em áreas de plantação de dendê.

No quinto trabalho (Cunha e Juen, 2020), os autores concluíram que a metacomunidade de Gerromorpha é estruturada principalmente pelas variáveis ambientais: profundidade, cobertura de dossel, imersão e declividade do riacho, o que indica que as plantações de dendê alteram os ambientes aquáticos e, conseqüentemente, levam a alterações na estrutura da comunidade de Heteroptera aquática, resultando em diminuição de espécies, diminuição de abundância, diferenciação dos fenótipos alados nos ambientes e alteração na composição das espécies. Os autores registraram ainda muitas espécies que são associadas a igarapés de floresta.

Nos últimos anos, o número de trabalhos que avaliam a influência da palma de dendê sobre a ordem Odonata no estado do Pará ainda é pouco expressivo (Figura 5.2). Juen et al. (2016) foram os primeiros a avaliarem o efeito da plantação de palma sobre a estrutura do habitat e biota de igarapés da Amazônia Oriental, incluindo os Odonata. Dos parâmetros analisados, os principais efeitos detectados pelos autores foram a diminuição da riqueza de Odonata de acordo com o decréscimo dos tipos de substrato (cobertura do igarapé) e homogeneização do tamanho dos detritos lenhosos, e o aumento da riqueza de

acordo com a redução na quantidade e tamanho de partículas de substrato. Segundo Juen et al. (2016), a substituição da floresta por plantações de dendezeiros reduz a quantidade de folhas levadas pela chuva para os igarapés, efeito que é reforçado pelo manejo das plantações, que inclui a remoção manual de restos de folhas secas entre as árvores. Como observado pelos autores, pequenas alterações na disponibilidade de cobertura de igarapé para organismos aquáticos podem ter um efeito negativo sobre a biodiversidade local, reduzindo o número de espécies capazes de colonizar esses ambientes.

A partir daí até 2020, quatro novos trabalhos foram publicados com essa abordagem. Em 2018, Carvalho e colaboradores identificaram que a comunidade de Odonata foi afetada pela substituição de espécies florestais por espécies não florestais. No trabalho, foram identificadas sete espécies exclusivas de igarapés com maior cobertura de vegetação nativa e quatro espécies exclusivas de igarapés com menor cobertura vegetal nativa (Tabela 5.1). Os autores sugerem que para mitigar esse impacto é necessário aumentar as áreas de corredores ciliares nativos ao longo de igarapés que passam por plantações de dendezeiros. Mendes et al. (2019), identificaram diferenças na diversidade alfa e beta de larvas de Odonata das subordens Zygoptera e Anisoptera encontradas entre áreas de floresta contínua (floresta) e áreas de dendezeiros com tampões florestais (palmeira), e avaliaram a extensão da rotatividade e aninhamento de comunidades dentro de cada tipo de habitat. Ademais, no trabalho, identificaram 13 gêneros exclusivos para plantação de dendê e dois gêneros exclusivos de igarapés florestados (Tabela 5.1). Os autores concluíram que as plantações de dendezeiros podem alterar a estrutura ambiental dos igarapés e influenciar a riqueza de gêneros de Odonata e sua rotatividade nos igarapés amazônicos.

Um ano após, Mendes et al. (2020a) avaliaram as respostas de desintoxicação (atividade da glutatona S-transferase) de três invertebrados aquáticos, incluindo a espécie *Mnesarete aenea* (Odonata) em plantações de dendzeiros e áreas florestais na Amazônia Oriental Brasileira. Os autores reportaram que a espécie *M. aenea* mostrou diferenças na indução da resposta à desintoxicação, com maior atividade específica em áreas de dendzeiros do que em áreas florestais (Tabela 5.1). No entanto, eles destacaram que a conversão da paisagem natural e o uso de agroquímicos em plantações de dendzeiros podem afetar a dinâmica de organismos sensíveis a mudanças na qualidade do habitat.

Ainda em 2020, Mendes et al. (2020b) avaliaram a relação entre os fatores abióticos e a diversidade morfológica (DM) de larvas de Odonata através da construção de índices ecomorfológicos em áreas de plantio de dendê com mata ciliar na Amazônia Oriental. Os autores encontraram diferenças significativas na DM das larvas entre as áreas de dendzeiro e floresta, quando os resultados obtidos foram comparados com as medidas tradicionais de biodiversidade (riqueza estimada de espécies), a DM foi mais eficiente. Os autores acreditam que a supressão ou alteração da mata ciliar possa aumentar a entrada de carga sedimentar e diminuir a quantidade de substrato vegetal disponível no sistema, levando à simplificação dos caracteres morfológicos. Portanto, afirmam que tais características podem ser utilizadas como indicadores de impacto ambiental.

Em artigo recente, Firmino et al. (2021) avaliaram a implicação de insumos de serapilheira de espécies vegetais de importância agrícola na decomposição em riachos amazônicos. Os autores incubaram serapilheira de espécies vegetais de importância agrícola, como cacau (nativo) e dendzeiro (exótica), como controle, serapilheira

de *Hymenaea courbaril* (nativa). A conversão da mata ciliar em monoculturas de dendzeiro (*Elaeis guineensis*) tem efeito negativo para o processamento de matéria orgânica em riachos amazônicos, devido à menor taxa de decomposição da serapilheira desta espécie.

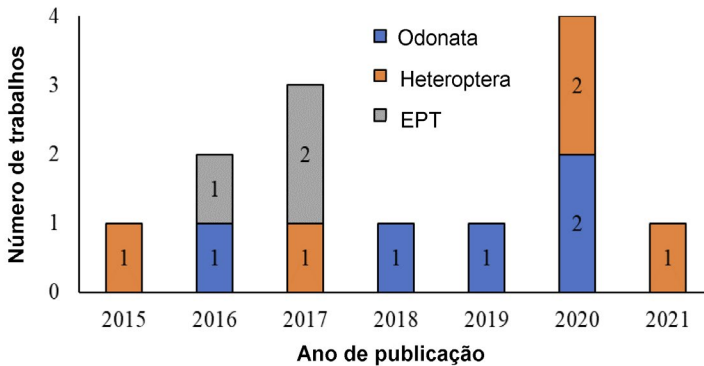


Figura 5.3. Número de trabalhos que avaliam a influência da palma de dendê sobre insetos aquáticos (Odonata, Heteroptera e EPT - Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) no estado do Pará, Brasil, por ano de publicação.

Impactos da pecuária (pastagens) sobre as comunidades de insetos aquáticos de riachos no estado do Pará

Estima-se que as pastagens sejam o uso dominante do solo no estado do Pará. Além de causar mudanças na paisagem, essas mudanças atingem os riachos que drenam as pastagens, mudando suas condições ambientais consideravelmente, quando comparados aos riachos de floresta amazônica nativa (Figura 5.4).



Fotos: Sheylla Couceiro

Figura 5.4. (A) riacho (igarapé) amazônico de uma região de pastagem; (B) riacho (igarapé) amazônico de uma região de floresta preservada.

Poucos trabalhos abordaram a influência de pastagens sobre as comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) no estado do Pará (Figura 5.3). Entre os trabalhos encontrados, os autores coletaram as informações em áreas de pasto, porém, essas amostras foram utilizadas em conjunto com outros tipos de uso do solo (ex. agricultura, mineração, floresta degradada, solo exposto) em índices de impacto (Faria et al., 2021; Paiva et al., 2021) em uma abordagem de ecologia de paisagem. Portanto, não se conseguiu avaliar diretamente qual o efeito do pasto sobre as métricas de abundância, riqueza e composição das comunidades de EPT. Porém, Faria et al. (2021) encontraram dois gêneros de Trichoptera associados ao gradiente de pasto, *Helicopsyche* e *Triplectides* (Tabela 5.1).

Em igarapés em áreas de pastagem, atividade que ocupa a maior extensão de terras utilizadas para fins antrópicos no

Pará, estudos com Heteroptera aquáticos são ainda mais escassos, sendo encontrado apenas o que foi mencionado em Guterres et al. (2021). Os autores buscaram analisar como igarapés em áreas de corte de floresta convencional, corte de impacto reduzido e de áreas de pastagem apresentam suas características físicas e se a comunidade de Gerromorpha se difere nestes ambientes. Foram registradas maior heterogeneidade ambiental e maior riqueza de Gerromorpha em igarapés de extração de madeira convencional e de pastagem, porém, embora esses igarapés tenham a maior riqueza de espécies de Gerromorpha, essas espécies são tolerantes a alteração ambiental.

Em relação aos Ephemeroptera e Heteroptera, há um maior número de artigos que avaliaram a influência de pastagens sobre as comunidades de Odonata, no estado do Pará. No total, registrou-se 16 trabalhos que fizeram alguma relação desse tipo de uso do solo com algum atributo biológico de Odonata (Figura 5.5).

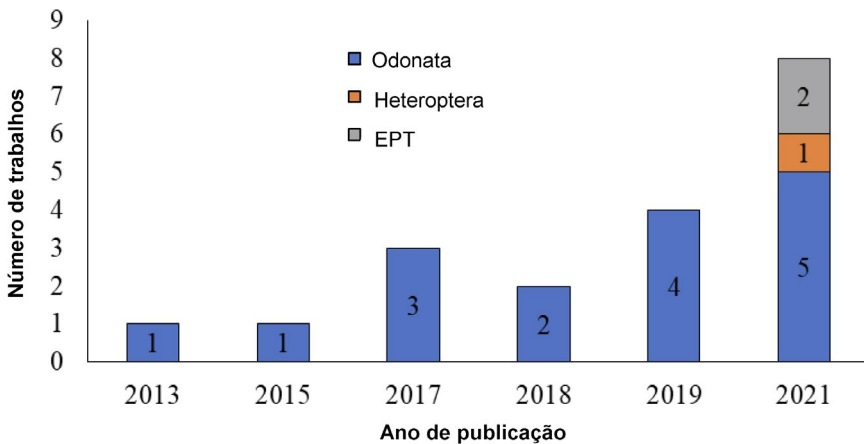


Figura 5.5. Número de artigos científicos que avaliam a influência da pastagem/pecuária sobre insetos aquáticos (Odonata, Heteroptera e EPT - Ephemeroptera, Plecoptera e Trichopteta) no estado do Pará, Brasil, por ano de publicação.

Gardner et al. (2013) foram os primeiros a relatarem a relação de pastagem e Odonata, e vários outros grupos, por exemplo, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Heteroptera, no Pará. Os autores não avaliaram necessariamente o efeito desse tipo de uso do solo sobre os Odonata, mas ao apresentarem a Rede Amazônia Sustentável (RAS) no artigo, ajudaram a destacar lacunas mais urgentes para serem sanadas, e direcionamento para melhorias na sustentabilidade do uso do solo na Amazônia e em outros lugares nos trópicos (Gardner et al., 2013).

Dois anos após, Oliveira-Junior et al. (2015) foram os primeiros a, efetivamente, usarem Odonata para avaliar os impactos ambientais (incluindo a pastagem) sobre a condição ecológica de igarapés no município de Paragominas (norte do Pará). Os autores identificaram que os Anisoptera tendem a fornecer indicadores mais úteis de ambientes mais degradados porque possuem mecanismos homeostáticos mais eficientes e são mais móveis, permitindo-lhes tolerar uma gama mais ampla de condições ambientais. Por outro lado, Zygoptera tendem a fornecer um papel mais útil como indicadores de ambientes mais preservados e altos níveis de heterogeneidade ambiental por causa de seus tamanhos corporais, áreas de vida menores e maiores restrições ecofisiológicas, segundo os mesmos autores.

Ainda em Paragominas, Oliveira-Junior et al. (2017) buscaram identificar os fatores ambientais que estruturam as assembleias de Odonata em 50 igarapés desse município. Em geral, os autores identificaram que a vegetação ciliar (relacionada aos diferentes usos do solo, incluindo a pastagem) foi o principal fator que explicou a riqueza de espécies de Anisoptera e Zygoptera. A redução da cobertura do dossel do riacho gerou um aumento na riqueza de espécies de Anisoptera e uma diminuição na

riqueza de espécies de Zygoptera. Os autores concluem que seus resultados indicam que manter a vegetação ciliar intacta é fundamental para conservar ou restabelecer a estrutura da assembleia de Odonata aquáticos.

No mesmo ano, Miguel et al. (2017) verificaram quais parâmetros da comunidade de Odonata (ex. riqueza de espécies, abundância/biomassa, composição, diversidade taxonômica e distinção taxonômica/filogenética) são mais eficazes para a avaliação da perda de integridade ambiental devido à conversão de áreas naturais em áreas de pecuária e agricultura, por exemplo, em igarapés de Paragominas. Os autores descrevem que a composição de espécies forneceu o melhor parâmetro para a avaliação da integridade ecológica, proporcionando uma avaliação relativamente precisa a um custo médio de pesquisa menor do que outros parâmetros. A diversidade taxonômica e a distinção também forneceram resultados relativamente confiáveis, contribuíram com informações adicionais sobre as relações evolutivas entre os táxons de Odonata e também forneceram uma abordagem de baixo custo. Diante desses achados, os autores concluem que o biomonitoramento baseado em Odonata deve se concentrar nesses parâmetros, isto é, composição de espécies, seguido pela diversidade e distinção taxonômica para garantir a detecção e avaliação ideais das alterações do habitat. Brasil et al. (2017) avaliaram elementos da estrutura da metacomunidade de Zygoptera amostrados em 93 igarapés amazônicos distribuídos nos municípios de Santarém e Belterra, na área de endemismo Tapajós (interflúvio entre os rios Tapajós e Xingu), e no município de Paragominas, na área de endemismo de Belém (interflúvio entre os rios Tocantins e Amazonas), sendo que as duas áreas incluem igarapés sob diferentes níveis de influência antrópica (inclusive da pecuária). Os autores

identificaram que há uma evidente homogeneização biótica de comunidades de Zygoptera em igarapés impactados pelo homem, e que espécies raras foram suprimidas e as espécies mais comuns tornaram-se hiperdominantes. Assim concluem que compreender os mecanismos que desencadeiam mudanças nas metacomunidades é uma questão importante para a conservação, pois podem ajudar a criar medidas de mitigação dos impactos das atividades antrópicas nas comunidades biológicas, e, por isso, devem ser expandidos para estudos com outros grupos taxonômicos em sistemas tropicais e temperados, e, sempre que possível, em múltiplas escalas espaciais.

Em 2018, ao usar dados ecológicos coletados de 93 igarapés nos municípios de Santarém, Belterra e Paragominas, Chen et al. (2017) avaliaram oito abordagens para o desenvolvimento de um índice multimétrico baseado em assembleias de peixes e insetos aquáticos para avaliar o status biológico do local. Os autores identificaram que todas as métricas de insetos aquáticos (incluindo Odonata) diferiram significativamente entre os locais de referência e os mais perturbados (por pastagens, barragens e revestimentos, estradas, tubulações e aterros/lixo, por exemplo) nas regiões Paragominas e Santarém.

No mesmo ano, Silva e Oliveira-Junior (2018) testaram o efeito da cobertura de dossel sobre a comunidade de Odonata em pequenos igarapés na região de Santarém e Belterra, onde mostraram que a remoção da vegetação dos igarapés está relacionada a diversas ações antrópicas, dentre elas a pecuária. A diminuição da cobertura de dossel em 10% promove um aumento de aproximadamente três indivíduos e de uma espécie de Anisoptera. Por outro lado, para a subordem Zygoptera com o mesmo percentual ocorre um decréscimo de

dois indivíduos e de uma espécie. A diferença na distribuição dos indivíduos da ordem Odonata pode ser explicada por suas exigências ecofisiológicas inerentes a cada subordem, e dada a especificidade de cada subordem, podem ser utilizadas como bioindicadores de qualidade do habitat.

Em 2019, quatro trabalhos contemplaram de forma implícita as relações de variáveis ambientais, que incluía pastagem/pecuária sobre Odonata (Oliveira-Júnior; Juen, 2019a, 2019b; Oliveira-Júnior et al., 2019; Pereira et al., 2019). Oliveira-Junior e Juen (2019a) avaliaram a importância relativa de fatores ambientais e espaciais para a estruturação das comunidades locais de Odonata em igarapés preservados e alterados nos municípios de Santarém, Belterra e Paragominas. Embora os Anisoptera sejam mais tolerantes a diferentes condições ambientais, os autores ressaltam que as variáveis ambientais ainda têm uma influência fundamental na estrutura da comunidade quando se considera todos os ambientes pesquisados.

Oliveira-Junior e Juen (2019b) avaliaram se a abundância relativa e a riqueza de espécies de Anisoptera e Zygoptera podem ser usadas como ferramenta para medir impactos ambientais decorrentes de diferentes atividades antrópicas, incluindo a pecuária em igarapés amazônicos (Santarém, Belterra e Paragominas). Os autores identificaram que uma modificação do habitat resultou em uma inversão na abundância proporcional e riqueza de espécies de Anisoptera e Zygoptera, onde a diversidade de Zygoptera diminuiu com a perda da integridade do habitat, enquanto a diversidade de Anisoptera aumentou com a perturbação do habitat.

Oliveira-Junior et al. (2019) avaliaram os efeitos de fatores abióticos em escalas locais (por exemplo, variáveis físicas quantitativas do riacho) e regionais (por exemplo, altitude,

variáveis bioclimáticas e cobertura florestal) em comunidades adultas de Odonata em riachos preservados e alterados nos mesmos municípios supracitados. Os autores identificaram que a comunidade de Odonata pode ser influenciada por fatores regionais e locais, e que, a relação entre Odonata e as variáveis ambientais locais, tais como, integridade, cobertura do dossel e descritores físicos e químicos da água dos riachos, sob influência de pastagem, e regionais como, variáveis bioclimáticas e de cobertura florestal registradas no estudo tem implicações importantes para o uso desses organismos para monitorar pequenos igarapés da Amazônia Oriental.

Pereira et al. (2019) avaliaram a interferência de fatores ambientais em espécies adultas de Odonata nas regiões de Santarém, Belterra e Paragominas. Os riachos estão distribuídos ao longo de um gradiente de diferentes estados de preservação, desde completamente preservados até fortemente impactados por plantações e pecuária. Os autores mostraram que ambientes mal preservados favorecem a ocorrência de organismos com tórax mais largo e a substituição da oviposição endofítica pela exofítica (Pereira et al., 2019). Como as mudanças no ambiente geralmente não alteram a riqueza de Odonata, mas sim a composição, esses resultados mostram um favoritismo para grupos com características mencionadas, como Libellulidae, em detrimento de outros grupos (especialmente Zygoptera), o que pode resultar em homogeneidade da comunidade e biodiversidade e perda funcional. Desta forma, os autores concluem que, a manutenção de ambientes bem preservados é indispensável para garantir a biodiversidade de Odonata (Pereira et al., 2019).

Carvalho et al. (2021) avaliaram os efeitos do uso do solo ao longo de um gradiente ambiental sobre a diversidade filogenética e taxonômica de Odonata na Amazônia (Bacia do

Tapajós, Bacia do Capim e Bacia do Acará). Testaram a hipótese de que em áreas desmatadas (por exemplo, pastagem para gado, plantação de palmeiras e extração de madeira), a comunidade de Odonata será mais pobre taxonomicamente e filogeneticamente do que em áreas florestadas. Os resultados dos autores mostraram que os impactos antropogênicos afetaram a diversidade filogenética de Odonata e que o aumento da vegetação arbustiva esteve relacionado ao aumento da diversidade filogenética das comunidades, sugerindo que a diversidade filogenética de Odonata na Amazônia está relacionada à estrutura da vegetação ciliar.

Oliveira-Junior et al. (2021) avaliaram a co-ocorrência de espécies e padrões de tamanho corporal em Odonata adultos encontrados em igarapés preservados e alterados da Amazônia (Santarém, Belterra e Paragominas), para determinar se existem diferenças morfológicas entre as espécies que permitem sua coexistência. Os autores encontraram divergência morfológica entre pares de espécies de Zygoptera em toda a amostra, isto é, igarapés preservados e alterados. Ademais, destacaram que os padrões de distribuição das espécies Odonata são limitados por processos ambientais específicos, principalmente em ambientes preservados e em especialistas, como a maioria dos Zygoptera, e que, espécies de Zygoptera têm requisitos de microhabitat mais específicos, o que poderia explicar esse padrão. Os Anisoptera preferem ambientes abertos que geralmente possuem maior oferta de recursos, embora tenda a haver menor heterogeneidade de microhabitat, o que leva à redução da co-ocorrência.

Martins et al. (2021) usaram a Análise de Taxa Indicador de Limiar (TITAN) para avaliar os impactos do histórico de perda de floresta e uso do solo como terras agrícolas, pastagem e floresta secundária em 92 igarapés da Amazônia Oriental (Santarém,

Belterra e Paragominas). Como resultados, os autores fizeram três destaques importantes: 1) táxons sensíveis respondem ao desmatamento de forma não linear; 2) táxons sensíveis são mais sensíveis à perda de floresta da bacia do que à perda de floresta ripária; 3) táxons sensíveis oferecem sinais de alerta precoce de danos ecológicos causados pela perda de florestas. Por fim, recomendaram que, se o Brasil deseja proteger sua biota aquática, particularmente seus táxons sensíveis de peixes e macroinvertebrados (incluindo os Odonata), seria oportuno expandir suas proteções de zonas ribeirinhas e proteger várias bacias inteiras em todos os biomas e em ecorregiões ou tipos de paisagem dentro de cada bioma.

Ainda em Santarém, Belterra e Paragominas, Resende et al. (2021) avaliaram os efeitos das alterações ambientais decorrentes de mudanças no uso do solo sobre diferentes aspectos da diversidade comportamental de Odonata adultos. Nos resultados, os autores indicam uma perda de comportamentos em locais impactados por mudanças antrópicas (incluindo pastagem), bem como variação em alguns traços morfológicos e comportamentais sob condições ambientais específicas. Adicionalmente, ressaltam a importância de considerar características comportamentais no desenvolvimento de estratégias de conservação, uma vez que espécies com repertório comportamental único podem sofrer tipos específicos de pressão de extinção.

Bastos et al. (2021) avaliaram o padrão de resposta de Odonata adultos ao longo de um gradiente de perturbação ambiental na Amazônia brasileira (Santarém, Belterra e Paragominas), com o objetivo de identificar subgrupos de espécies que respondem de maneira semelhante a filtros ambientais. Com os resultados, os autores fizeram quatro destaques: 1) a ordem Odonata contém grupos de espécies

distintos que compartilham respostas semelhantes às mudanças ambientais; 2) os padrões de resposta foram relacionados à estrutura filogenética e similaridade morfológica (essa relação parece ser complexa e não clara); 3) outros fatores como histórico de uso do solo podem afetar os Odonata, 4) apesar disso, os padrões de resposta apresentaram algumas diferenças entre as áreas. Por fim, concluíram que a aplicação mais ampla dessa abordagem deve facilitar a identificação e avaliação dos efeitos dessas mudanças sobre as comunidades de Odonata.

Tabela 5.1. Táxons bioindicadores de macroinvertebrados aquáticos e seu tipo de resposta ao uso da solo no estado do Pará, Brasil, baseado em pesquisa bibliográfica.

Táxons	Família	Ordem	Uso da terra	Tipo da resposta	Município	Fonte
<i>Ulmeritoidea</i>	Leptophlebiidae	Ephemeroptera	Palma	Positivo	Taiândia	Shimano e Juen (2016)
<i>Miroculis</i>	Leptophlebiidae	Ephemeroptera	Palma	Negativo	Taiândia	Shimano e Juen (2016)
<i>Helicopsyche</i>	Helicopsychidae	Trichoptera	Pasto	Positivo	Paragominas	Faria et al. (2021)
<i>Triplectides</i>	Leptoceridae	Trichoptera	Pasto	Positivo	Paragominas	Faria et al. (2021)
<i>Rhagovalia brunnea</i>	Veliidae	Heteroptera	Palma	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Stridulivella strigosa</i>	Veliidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Tenagobia spp.</i>	Corixidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Rhagovalia evidis</i>	Veliidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Limnocoelis burmeisteri</i>	Naucoridae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Tachygerris celocis</i>	Gerridae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Brachymetra lata</i>	Gerridae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Rhagovalia jubata</i>	Veliidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Martarega gonostyla</i>	Notonectidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Ranatra tuberculifrons</i>	Nepidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Microvelia sp.2</i>	Veliidae	Heteroptera	Floresta	Positivo	Taiândia	Cunha e Juen (2017)
<i>Neoneura denticulata</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Ischnura fluviatilis</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Orthemis discolor</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Argia reclusa</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Tholymis citrina</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Fyglia amazonica</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Epipleoneura kaxuriana</i>	Protoneuridae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Microstigma rotundatum</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Acanthagrion kennedii</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Perilestes solutus</i>	Perilestidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Mnesarete smaragdina</i>	Calopterygidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Carvalho et al. (2018)
<i>Archeogomphus</i>	Gomphidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Brechmorhoga</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)

Continua...

Tabela 5.1. Continuação.

Taxons	Família	Ordem	Uso da terra	Tipo da resposta	Município	Fonte
<i>Dythemis</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Enallagma</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Erythrodiplax</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Erythemis</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Helocharis</i>	Dicteriadiidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Idiogomphoides</i>	Comphidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Oxygrion</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Perithemis</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Protonевра</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Telebasis</i>	Coenagrionidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Zenithoptera</i>	Libellulidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Tibigomphus</i>	Comphidae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Chalcopteryx</i>	Polythoridae	Odonata	Palma	Negativo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Mnesarete aenea</i>	Calopterygidae	Odonata	Palma	Positivo	Taiândia	Mendes et al. (2019)
<i>Heteragrion aurantiacum</i>	Heteragrionidae	Odonata	Pastagem	Negativo	Paragominas	Oliveira-Junior et al. (2015)
<i>Protonевра tenuis</i>	Coenagrionidae	Odonata	Pastagem	Negativo	Paragominas	Oliveira-Junior et al. (2015)
<i>Mnesarete aenea</i>	Calopterygidae	Odonata	Pastagem	Negativo	Paragominas	Oliveira-Junior et al. (2015)
<i>Argia infumata</i>	Coenagrionidae	Odonata	Pastagem	Negativo	Paragominas	Oliveira-Junior et al. (2015)
<i>Chalcopteryx rutilans</i>	Polythoridae	Odonata	Pastagem	Negativo	Paragominas	Oliveira-Junior et al. (2015)
<i>Pentaneura spp.</i>	Chironomidae	Diptera	Agricultura	Positivo	Mãe do Rio e Igarapé-Açu	Sonoda et al. (2018)
<i>Caladomyia spp.</i>	Chironomidae	Diptera	Floresta	Positivo	Igarapé-Açu, Capitão Poço, Marapanim, São Francisco do Pará	Sonoda et al. (2018)
<i>Paratanytarsus spp.</i>	Chironomidae	Diptera	Floresta	Positivo	Igarapé-Açu, Capitão Poço, Marapanim, São Francisco do Pará	Sonoda et al. (2018)
<i>Beardius spp.</i>	Chironomidae	Diptera	Floresta	Positivo	Igarapé-Açu, Capitão Poço, Marapanim, São Francisco do Pará	Sonoda et al. (2018)
<i>Goeldichironomus spp.</i>	Chironomidae	Diptera	Capoeira	Positivo	Marapanim e Irituia	Sonoda et al. (2018)
<i>Polypedilum spp.</i>	Chironomidae	Diptera	Capoeira	Positivo	Marapanim e Irituia	Sonoda et al. (2018)

Considerações finais

A agropecuária avança gradativamente sobre as florestas amazônicas paraenses e já existem trabalhos suficientes para demonstrar seus impactos às comunidades de insetos aquáticos, principalmente em áreas impactadas pela plantação de palma de dendê, entre outras culturas. Além do número absoluto de trabalhos, a utilização de diferentes ordens de insetos aquáticos para o monitoramento dos impactos ambientais dessas atividades é importante, uma vez que os EPT devem refletir melhor as condições físico-químicas da água, enquanto os Odonata e Heteroptera adultos refletem as condições ambientais de estrutura do canal do riacho e da vegetação ripária, além de serem eficientes indicadores do estado de preservação da bacia de drenagem. De forma geral, e usando diversas métricas, as comunidades aquáticas apresentaram uma diminuição na abundância, na riqueza e mudanças no padrão de distribuição das espécies, principalmente daquelas mais sensíveis. Uma questão importante é a lacuna de conhecimento sobre os efeitos da agricultura sobre os riachos e as comunidades aquáticas. Neste capítulo não encontrou-se um número mínimo de trabalhos para discutir um tópico específico nessa temática. Sonoda et al. (2018) estudaram igarapés com efeito de agricultura na Amazônia paraense, utilizando Chironomidae e evidenciaram o potencial de uso de seus grupos funcionais alimentares para estudos de impactos das mudanças de uso e ocupação do solo sobre os igarapés. Mais recentemente foi evidenciado por Monteles et al. (2021) que a conversão das áreas Amazônicas em agricultura tem efeitos negativos sobre a qualidade da água, estrutura do habitat e sobre as comunidades de insetos aquáticos. Portanto, estes estudos demonstram através de diversas evidências que as mudanças de uso do solo

estão impactando as comunidades aquáticas dos riachos paraenses e que o respeito à legislação ambiental brasileira, principalmente referente a preservação da vegetação próxima aos corpos d'água, é essencial para mitigar esses impactos e produzir alimentos e serviços de forma mais sustentável. As agências ambientais são incentivadas a utilizarem os insetos aquáticos para o monitoramento das condições ambientais e para avaliar a qualidade da água. Estudos futuros devem indicar que é interessante avaliar e padronizar os índices bióticos para os insetos aquáticos no Pará.

Referências

- BASTOS, R. C.; BRASIL, L. S.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; CARVALHO, F. G.; LENNOX, G. D.; BARLOW, J.; JUEN, L. Morphological and phylogenetic factors structure the distribution of damselfly and dragonfly species (Odonata) along an environmental gradient in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 122, e. 107257, Mar. 2021.
- BRASIL, L. S.; VIEIRA, T. B.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; DIAS-SILVA, K.; JUEN, L. Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. **Ecology and Evolution**, v. 7, p. 3190–3200, Fev. 2017.
- CHEN, K.; HUGHES, R. M.; BRITO, J. G.; LEAL, C. G.; LEITÃO, R. P.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; OLIVEIRA, V. C.; DIAS-SILVA, K.; FERRAZ, S. F. B.; FERREIRA, J.; HAMADA, N.; JUEN, L.; NESSIMIAN, J.; POMPEU, P. S.; ZUANON, J. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 48-61, Jul. 2017.
- CARVALHO, F. G.; DUARTE, L.; NAKAMURA, G.; SEGER, G. D. S.; JUEN, L. Changes of Phylogenetic and Taxonomic Diversity of Odonata (Insecta) in Response to Land Use in Amazonia. **Forests**, v. 12, n. 8, p. 1-15, Ago. 2021.
- CARVALHO, F. G.; ROQUE, F. O.; BARBOSA, L.; MONTAG, L. F. A.; JUEN, L. Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. **Animal Conservation**, v. 21, n. 6, p. 526-533, Jun. 2018.
- CUNHA, E. J.; ASSIS MONTAG, L. F. de; JUEN, L. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. **Ecological Indicators**, v. 52, p. 422-429, Mai. 2015.

CUNHA, E. J.; GUTERRES, A. P. M.; GODOY, B. S.; JUEN, L. Wing dimorphism in semiaquatic bugs (Hemiptera, Heteroptera, Gerromorpha) as a tool for monitoring streams altered by oil palm plantation in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 1-15, Out. 2020.

CUNHA, E. J.; JUEN, L. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 1, p. 111-119, Fev. 2017.

CUNHA, E. J.; JUEN, L. Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. **Austral Ecology**, v. 45, n. 5, p. 586-595, Fev. 2020.

FARIA, A. P. J.; PAIVA, C. K. S.; CALVÃO, L. B.; CRUZ, G. M.; JUEN, L. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 11, p. 1-12, Nov. 2021.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, Jun. 2005.

FIRMINO, V. C.; BRASIL, L. S.; MARTINS, R. T.; LIGEIRO, R.; TONIN, A.; JÚNIOR, J. F. G.; JUEN, L. Litter decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. **Limnology**, v. 22, p. 289-297, Mar. 2021.

GARDNER, T. A.; FERREIRA, J.; BARLOW, J.; LEES, A. C.; PARRY, L.; VIEIRA, I. C. G.; BERENQUER, E.; ABRAMOVAY, R.; ALEIXO, A.; ANDRETTI, C.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAÚJO, I.; ÁVILA, W. S. de; BARDGETT, R. D.; BATISTELLA, M.; BEGOTTI, R. A.; BELDINI, T.; BLAS, D. E. de; BRAGA, R. F.; BRAGA, D. de L.; BRITO, J. G. de; CAMARGO, P. B. de; SANTOS, F. C. dos; OLIVEIRA, V. C. de; CORDEIRO, A. C. N.; CARDOSO, T. M.; CARVALHO, D. R. de; CASTELANI, S. A.; CHAUL, J. C. M.; CERRI, C. E.; COSTA, F. de A. C.; COSTA, C. D. F. da; COUDEL, E.; COUTINHO, A. C.; CUNHA, D.; D'ANTONA, A.; DEZINCOURT, J.; DIAS-SILVA, K.; DURIGAN, M.; ESQUERDO, J. C. D. M.; FERES, J.; FERAZ, S. F. de B.; FERREIRA, A. E. de M.; FIORINI, A. C.; SILVA, L. V. F. da; FRAZÃO, F. S.; GARRETT, R.; GOMES, A. dos S.; GONÇALVES, K. da S.; GUERRERO, J. B.; HAMADA, N.; HUGHES, R. M.; IGLIORI, D. C.; JESUS, E. da C.; MIÉRCIO JÚNIOR, L. J.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. M. B. de; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C. de; SOUZA JÚNIOR, C.; KAUFMANN, P.; KORASAKI, V.; LEAL, C. G.; LEITÃO, R.; LIMA, N.; ALMEIDA, M. de F. L.; LOURIVAL, R.; LOUZADA, J.; NALLY, R. M.; MARCHAND, S.; MAUÉS, M. M.; MOREIRA, F. M. S.; MORSELLO, C.; MOURA, N.; MESSIMIAN, J.; NUNES, S.; OLIVEIRA, V. H.; PARDINI, R.; PEREIRA, H. C.; POMPEU, P. S.; RIBAS, C. R.; ROSSETTI, F.; SCHMIDT, F. A.; SILVA, R. da; SILVA, R. C. V. M.; SILVA, T. F. M. R. da; SILVEIRA, J.; SIQUEIRA, J. V.; CARVALHO, T. S. de; SOLAR, R. R. C.; TANCREDI, N. S. H.; THOMSON, J. R.; TORRES, P. C.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIRA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; VIANA, C.; WEINHOLD, D.; ZANETTI, R.; ZUANON, J. A social and ecological assessment of tropical land uses

at multiple scales: the sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, n. 1619, p. 1-11, Jun. 2013.

GUTERRES, A. P. M.; CUNHA, E. J.; JUEN, L. Correction to: Tolerant semiaquatic bugs species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern Amazon. **Journal of Insect Conservation**, v. 25, n. 4, p. 555-567, Abr. 2021.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. 724 p.

JUEN, J.; CUNHA, E. J.; CARVALHO, F. G.; FERREIRA, M. C.; BEGOT, T. O.; ANDRADE, A. L.; SHIMANO, Y.; LEÃO, H.; POMPEU, P. S.; MONTAG, L. F. A. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in eastern amazon. **River Research Applications**, v. 32, n. 10, p. 2081-2094, Jun. 2016.

JUEN, L.; DE MARCO JUNIOR, P. Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. **Biodiversity Conservation**, v. 21, n. 13, p. 3507–3521, Out. 2012.

LIMA, M.; FIRMINO, V. C.; PAIVA, C. K. S.; JUEN, L.; BRASIL, L. S. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. **Journal of Insect Conservation**, v. 26, p. 137-148, Fev. 2022.

LUIZA-ANDRADE, A.; MONTAG, L. F. A.; JUEN, L. Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. **Scientometrics**, v. 111, n. 3, p. 1643-1656, Mar. 2017.

MARTINS, R. T.; BRITO, J. G.; DIAS-SILVA, K.; LEAL, C. G.; LEITÃO, R. P.; OLIVEIRA, V. C.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; FERRAZ, S. F. B.; DE PAULA, F. R.; ROQUE, F. O.; HAMADA, N.; JUEN, L.; NESSIMIAN, J. L.; POMPEU, P. S.; HUGHES, R. M. Low forest-loss thresholds threaten Amazonian fish and macroinvertebrate assemblage integrity. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 1-12, Ago. 2021.

MENDES, T. P.; AMADO, L. L.; JUEN, L. Glutathione S-transferase activity in *Mnesarete aenea* (Odonata), *Campylocia anceps* (Ephemeroptera), and *Cylindrostethus palmaris* (Hemiptera) from forest and oil palm plantation areas in the Eastern Amazon. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 1-7, Nov. 2020.

MENDES, T. P.; AMADO, L. L.; RIBEIRO, R. A. B.; JUEN, L. Morphological diversity of Odonata larvae (Insecta) and abiotic variables in oil palm plantation areas in the Eastern Amazon. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 161-175, Set. 2020.

MENDES, T. P.; BENONE, N. L.; JUEN, L. To what extent can oil palm plantations in the Amazon support assemblages of Odonata larvae? **Insect Conservation and Diversity**, v. 12, n. 5, p. 448-458, Maio 2019.

MIGUEL, T. B.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; LIGEIRO, R.; JUEN, L. Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 555-566, Out. 2017.

MONTAG, L. F. A.; BEGOT, T. O.; PRUDENTE, B. D. S.; MARCIO, C.; JUEN, L. A monocultura de palma de dendê *Elaeis guineenses* Jacq. e a biodiversidade de riachos amazônicos. In: SILVA, D. C. V. R.; QUEIROZ, L. G.; GOMES, L. E. T.; MARASSI, R. J.; POMPEO, M. L. M. (org.). **Recurso água: Tecnologias e pesquisas para o uso e a conservação de ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Editora Cubo, 2021. p. 131-161.

MONTELES, J. S.; GERHARD, P.; FERREIRA, A.; SONODA, K. C. Agriculture impacts benthic insects on multiple scales in the Eastern Amazon. **Biological Conservation**, v. 255, p 1-12, 2021.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; DE MARCO, P.; DIAS-SILVA, K.; LEITÃO, R. P.; LEAL, C. G.; POMPEU, P. S.; GARDNER, T. A.; HUGHES, R. M.; JUEN, L. Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. **Limnologia**, v. 66, p. 31-39, Set. 2017.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; DIAS-SILVA, K.; TEODÓSIO, M. A.; JUEN, L. The Response of Neotropical Dragonflies (Insecta: Odonata) to Local and Regional Abiotic Factors in Small Streams of the Amazon. **Insects**, v. 10, n. 12, p. 1-19, Dez. 2019.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. Structuring of Dragonfly Communities (Insecta: Odonata) in Eastern Amazon: Effects of Environmental and Spatial Factors in Preserved and Altered Streams. **Insects**, v. 10, n. 10, p. 1-18, Set. 2019a.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. The Zygoptera/Anisoptera Ratio (Insecta: Odonata): a New Tool for Habitat Alterations Assessment in Amazonian Streams. **Neotropical Entomology**, v. 48, p. 552-560, Fev. 2019b.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; SHIMANO, Y.; GARDNER, T. A.; HUGHES, R. M.; DE MARCO, P.; JUEN, L. Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. **Austral Ecology**, v. 40, n. 6, p. 733-744, Mar. 2015.

PAIVA, C. K. S.; DE FARIA, A. P. J.; CALVÃO, L. B.; JUEN, L. Effect of oil palm on the Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages in streams of eastern Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 8, p. 1-9, Jul. 2017.

PAIVA, C. K. S.; FARIA, A. P. J.; CALVÃO, L. B.; JUEN, L. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 5, p. 1073-1085, Fev. 2021.

PEREIRA, D. F. G.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. Environmental changes promote larger species of Odonata (Insecta) in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 179-192, Mar. 2019.

RESENDE, B. O.; FERREIRA, V. R. S.; BRASIL, L. S.; CALVÃO, L. B.; MENDES, T. P.; CARVALHO, F. G.; MENDOZA-PENAGOS, C. C.; BASTOS, R. C.; BRITO, J. S.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; DIAS-SILVA, K.; LUIZA-ANDRADE, A.; GUILLERMO, R.; CORDERO-RIVERA, A.; JUEN, L. Impact of environmental changes on the behavioral diversity of the Odonata (Insecta) in the Amazon. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-12, Maio 2021.

SHIMANO, Y.; JUEN, L. How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. **International Journal of Limnology**, v. 52, p. 35-45, Mar. 2016.

SILVA, D. C.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B. Efeito da cobertura de dossel sobre a comunidade de Odonata (Insecta) em igarapés na região de Santarém-Belterra (PA). **Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 6, p. 88-97, Ago. 2018.

SONODA, K. C.; MONTELES, J. S.; FERREIRA, A.; GERHARD, P. Chironomidae from Eastern Amazon: understanding the differences of land-use on functional feeding groups. **Journal of Limnology**, v. 77, p. 196-202, 2018. Supplement 1. DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1799>.

SOUZA JÚNIOR, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MARSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W. de; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ, E.; WEBER, J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIEIRA, J. L.; FERREIRA NETO, L. C.; SARAIVA, M. <; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, T.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 1-27, Ago. 2020.



Foto: Wilma Izabelly Ananias Gomes

Capítulo 6

Uso do solo sobre os aspectos taxonômicos e funcionais de insetos aquáticos em reservatórios no Semiárido

Joseline Molozzi, Wilma Izabelly Ananias Gomes, Daniele Jovem-Azevêdo e Carlinda Raílly Medeiros

Introdução

As regiões semiáridas são frequentemente caracterizadas pelas chuvas irregulares, elevadas temperaturas e baixos índices de precipitação (Marengo et al., 2011). No entanto, para que uma região seja classificada como semiárida, ela deve atender pelo menos uma das seguintes características: 1) possuir precipitação média anual menor do que 800 mm; 2) possuir até 0,5% de aridez; e/ou 3) ter um risco de seca diária que ultrapassa a possibilidade de 60% (Medeiros et al., 2012; Brasil, 2017). Devido a essas características no Semiárido observa-se apenas dois períodos climáticos bem definidos: seco e chuvoso. Além disso, em detrimento do que ocorre em outras regiões, o período seco no Semiárido pode se estender de anos até décadas (Marengo et al., 2011), ocasionando períodos de secas extremas.

No Brasil, o Semiárido está localizado predominantemente na região Nordeste, com uma área de 982.566 km², o que corresponde a 53% do território nordestino e 18,2% do território nacional (Baptista; Campos, 2017). O Semiárido brasileiro é reconhecido como o mais populoso do mundo, abrigando uma população superior a 22 milhões de habitantes, segundo dados do último censo (IBGE, 2011; Barbosa et al., 2012; Baptista; Campos, 2017). Devido aos baixos índices pluviométricos associados a elevadas temperaturas, a malha hidrográfica do Semiárido brasileiro é predominantemente representada por rios intermitentes (exceto o Rio São Francisco que é perene) (Baptista; Campos, 2017), os quais têm sua conectividade interrompida durante períodos secos e reconexão em períodos chuvosos (Barbosa et al., 2012). Por isso, há décadas a construção de reservatórios (ou seja, o barramento artificial de ecossistemas lóticos), tem sido uma importante medida adotada para a manutenção da população residente

e mitigação dos problemas sociais e econômicos ocasionados pela escassez de água (Azevêdo et al., 2017). Outra recente iniciativa para garantir a segurança hídrica da população residente no Semiárido foi a transferência das águas do Rio São Francisco para os rios intermitentes da região (Barbosa et al., 2021).

Além da grande importância para o abastecimento da população, os reservatórios do Semiárido também são utilizados para outras finalidades, como: dessedentação de animais, atividades industriais, agrícolas e de lazer (Agência Executiva de Gestão das Águas, 2021a). Devido às suas diversas finalidades, os reservatórios dessa região estão sujeitos a uma grande demanda de água, simultaneamente ao uso insustentável, o que tem ocasionado a perda da qualidade hídrica. Essas influências expõem os reservatórios a diversos tipos de impactos, como: invasão de espécies exóticas, perda da biodiversidade taxonômica e funcional e aumento populacional de cianobactérias tóxicas (Lins et al., 2016; Paiva et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Lucena-Silva et al., 2019), fatores que comprometem a qualidade hídrica e limitam a principal fonte de acesso a água, especialmente durante períodos de secas.

Diferentes comunidades têm sido utilizadas como modelos biológicos para compreender os efeitos de impactos antrópicos e das secas prolongadas na dinâmica e funcionamento de reservatórios no Semiárido brasileiro, a exemplo: fitoplâncton (Dantas et al., 2011; Medeiros et al., 2015; Souza et al., 2018; Barros et al., 2019; Costa et al., 2019), perifiton (Cordeiro et al., 2017; Nascimento Filho et al., 2019), macrófitas (Lacet et al., 2019; Barbosa et al., 2020), zooplâncton (Sousa et al., 2008; Vieira et al., 2009; Eskinazi-Sant'anna et al., 2013; Jovem-Azevêdo et al., 2015), macroinvertebrados (Azevêdo

et al., 2015, 2017; Gomes et al., 2018; Paiva et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022) e peixes (Chellappa et al., 2009; Attayde et al., 2011; Henry-Silva et al., 2019). Prospecções e aplicação de ferramentas geradas a partir dos estudos utilizando tais comunidades têm fornecido informações que auxiliam na tomada de decisões voltadas à conservação, recuperação/reabilitação e gerenciamento desses ecossistemas e de seus serviços.

Particularmente, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos vem sendo utilizada tanto na abordagem taxonômica e, mais recentemente, na abordagem funcional, para avaliação de reservatórios semiáridos (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022). Em reservatórios do Semiárido, os principais representantes dos macroinvertebrados bentônicos são: Insecta, Mollusca e Annelida (Azevêdo et al., 2017, 2021; Jovem-Azevêdo et al., 2020a).

Nesse contexto, a avaliação da qualidade ambiental em reservatórios no Semiárido integra amostragens com organismos representativos, variação temporal, parâmetros físicos e químicos da água, protocolos de caracterização de habitats físicos, além da análise de uso e ocupação do solo. Assim, muitos pesquisadores têm buscado associar o uso e cobertura do solo com a qualidade dos habitats físicos e, conseqüentemente, com a biota aquática. Isso porque, a expansão populacional da sociedade e a elevação no desenvolvimento econômico (através de múltiplas atividades antrópicas) constituem fatores associados à conversão intensiva e extensiva da paisagem natural em habitats perturbados, reduzindo a cobertura vegetal, aumentando a fragmentação da paisagem e a degradação dos habitats. Esses impactos criam uma rede de efeitos negativos sobre o provisionamento dos serviços ecossistêmicos (Mitchell et al., 2015).

Assim, estudos que analisam os impactos do uso do solo sobre as perdas da biodiversidade e da qualidade hídrica dos ecossistemas aquáticos têm ganhado ainda mais espaço, principalmente devido ao risco de escassez hídrica. Os efeitos das mudanças, resultantes das alterações da paisagem no entorno dos reservatórios, podem seguir diferentes caminhos nos ecossistemas (de acordo com o nível de alteração, características locais e padrão de funcionamento), o que conduz os pesquisadores à elaboração de modelos e de estratégias de recuperação diferenciadas.

Uso do solo no entorno de reservatórios no Semiárido

Reservatórios localizados no Semiárido representam elementos importantes para a conservação da biodiversidade local, tendo em vista que os leitos dos rios ficam secos na maior parte do ano. Além disso, os reservatórios oferecem múltiplos serviços ecossistêmicos, demonstrando, também, a importância para o desenvolvimento socioeconômico na região. Essa importância se dá em razão dos reservatórios garantirem o abastecimento e a manutenção das atividades econômicas durante os períodos de escassez de chuvas. Estudo realizado por Azevêdo et al. (2017) indicou que os reservatórios constituem a principal fonte de água para a população residente em tempos de seca, demonstrando a importância que esses ecossistemas têm no processo de segurança hídrica.

A discussão a respeito da problemática hídrica na região semiárida brasileira é registrada desde Dom João VI, e diversas resolutivas foram propostas desde então (Soares, 2013), sendo a construção de reservatórios a mais disseminada. A população residente, especificamente, desenvolveu ao longo das gerações

diversas estratégias a fim de otimizar a exploração do recurso hídrico (Azevêdo et al., 2017). No entanto, essas estratégias representam mais um fator de modificação da paisagem, além do barramento do rio. A alteração da paisagem no entorno de reservatórios, permite o estabelecimento de estruturas que garantem o abastecimento e o desenvolvimento de atividades econômicas, como a agricultura e a pecuária, mesmo em períodos em que há redução acentuada do nível pluviométrico.

Uma das ações mais frequentes é a retirada da vegetação nativa, convertendo a paisagem natural de caatinga da zona ripária em áreas com estruturas indicativas de urbanização como: residências, faixas de marcação de território, passagem de estruturas elétricas, e áreas de plantio de leguminosas ou de espécies de gramíneas (família Poaceae), essa última utilizada na alimentação animal (Figura 6.1). Observa-se que essas atividades de alteração na paisagem natural são ainda mais acentuadas quando ocorrem períodos de seca prolongada. Durante esses eventos hidrológicos atípicos, verifica-se que o plantio ocorre de forma mais intensivo na zona de inundação, tendo em vista que nessa área o solo tem maior teor de umidade.

Outra ação comum de modificação a partir da retirada da vegetação nativa é o estabelecimento de estruturas para captura da água, que é direcionada tanto para o abastecimento das residências, quanto para a irrigação de áreas de plantio próximas (Figura 6.1).

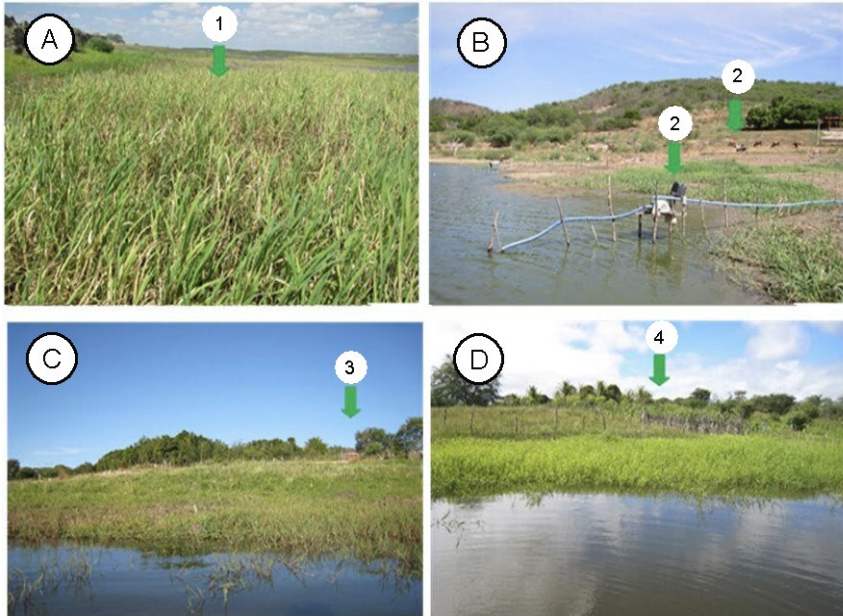


Figura 6.1. Atividades antrópicas desenvolvidas no entorno dos reservatórios Sabugi (A) e Passagem das Traíras (B) da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu (estado do Rio Grande do Norte); Poções (C) e Sumé (D) da bacia hidrográfica do rio Paraíba (estado da Paraíba). Atividades: 1) plantação de gramíneas na zona de inundação (família Poaceae); 2) fixação de estruturas utilizadas para captura da água e criação de gado próximo ao reservatório; 3) retirada da vegetação nativa para formação de área de pastagem; 4) construção de residências.

Todas essas alterações demonstram o estabelecimento de uma dinâmica cíclica de uso, o que representa um fator de risco permanente para a qualidade desses corpos hídricos, considerando que tais atividades favorecem o aumento na entrada de sedimento e enriquecimento de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Diversos trabalhos reportam a condição de impacto em reservatórios e a dominância do estado eutrófico, condição que seleciona espécies resistentes e favorece a perda da diversidade taxonômica e funcional ao longo do tempo (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019).

Tendo em vista o comprometimento da qualidade hídrica e a perda da diversidade biológica, decorrentes de atividades antrópicas presentes no entorno dos ecossistemas aquáticos, é necessário implantar programas de monitoramento para acompanhar alterações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas. Com este propósito, o governo federal, através da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), lançou em 2010 o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Esse Programa é executado em parceria com órgãos gestores estadual, e tem por objetivo ampliar o conhecimento sobre a qualidade das águas superficiais no Brasil, a fim de orientar políticas públicas para a recuperação da qualidade ambiental de rios e reservatórios, e com isso contribuir para uma gestão sustentável dos recursos hídricos (Agência Nacional de Águas, 2021).

No estado da Paraíba, a Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) é a autarquia responsável pelo gerenciamento dos recursos hídricos no Estado. Além de gerir as ações do PNQA no Estado, a AESA coordena o Programa Progestão, que tem como objetivo principal promover a articulação entre os processos de gestão das águas e de regulação dos seus usos e fortalecer o modelo brasileiro de gestão das águas, integrado, descentralizado e participativo. Coordena, também, o Programa Água Doce que visa estabelecer acesso a água de qualidade para o consumo humano, através da implantação e gestão de sistemas de dessalinização em regiões onde a água é salobra. Recentemente, o estado da Paraíba lançou o Projeto Segurança Hídrica do Estado da Paraíba (PSH/PB), que estabelece, dentre outros objetivos, proporcionar a melhoria da segurança hídrica através do aprimoramento da gestão dos recursos hídricos e do aumento da oferta d'água potável no Semiárido paraibano (Agência Executiva de Gestão das

Águas, 2021b). Outro marco foi a aprovação do Projeto PELD, Rio Paraíba Integrado, coordenado pela Universidade Estadual da Paraíba, que está sendo desenvolvido ao longo da bacia hidrográfica do rio Paraíba e conta com o financiamento da FAPESQ/PB e apoio do governo do Estado. Assim, as ações intergovernamentais atuam em conjunto para melhorar a governança dos recursos hídricos e garantir segurança hídrica à população residente no Semiárido.

Neste capítulo, foi realizada uma compilação de dados oriundos de estudos desenvolvidos em reservatórios no Semiárido que utilizam insetos aquáticos da Ordem Diptera, família Chironomidae, como modelos, a fim de analisar os impactos das alterações antrópicas sobre estes organismos considerando métricas bióticas tradicionais e métricas funcionais, e como esses múltiplos dados ecológicos podem ser empregados em ferramentas destinadas à recuperação/reabilitação desses ecossistemas. Utilizou-se esta assembleia, principalmente, por estes serem abundantes e apresentarem uma riqueza diversificada em reservatórios.

Todos os estudos selecionados para este capítulo contemplam uma base de dados oriunda de pesquisas realizadas entre os anos de 2014 a 2019. Os estudos foram realizados em reservatórios localizados em duas bacias hidrográficas na região semiárida: bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu e bacia hidrográfica do rio Paraíba (Figura 6.2). A bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu ($5^{\circ}25'17''$; $7^{\circ}52'14''$ S e $36^{\circ}8'4,6''$; $38^{\circ}47'32,6''$ W) tem uma área de 43.681,50 km², e a parte de sua área (60% da área total) está localizada no estado da Paraíba, o restante (40% da área total) localiza-se no estado do Rio Grande do Norte (Rio Grande do Norte, 2021). A bacia do rio Paraíba ($6^{\circ}51'31''$; $8^{\circ}26'2''$ S e $34^{\circ}48'35''$; $37^{\circ}2'15''$ W), apesar de ter uma área inferior, isto é, 20.071,83 km² em relação à bacia do

rio Piranhas-Açu, é considerada a mais importante no estado da Paraíba, tendo em vista que abriga aproximadamente 2 milhões de habitantes (52% da população do estado) (AESA, 2021a). A região onde estão localizadas as bacias hidrográficas utilizadas no estudo, apresenta clima classificado como BSh semiárido quente (Köppen, 1936). Os maiores valores médios de chuva são registrados na região da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu (cerca de 800 mm/ano), comparado à bacia do rio Paraíba (cerca de 400 mm/ano) (Alvares et al., 2013).

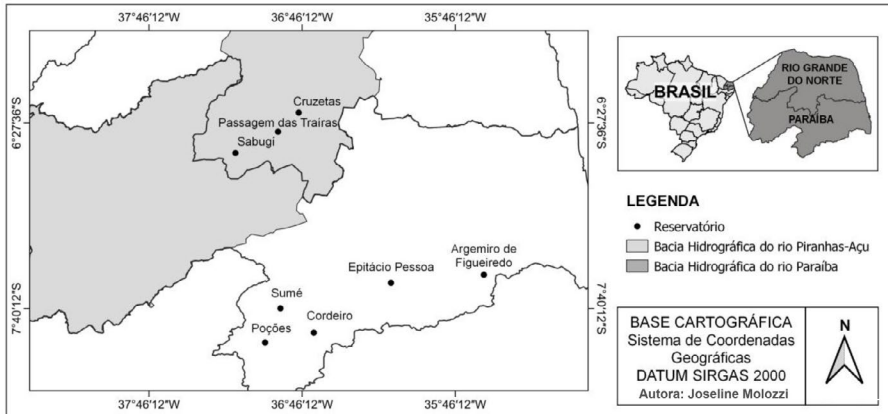


Figura 6.2. Localização dos reservatórios utilizados para a coleta de dados ambientais e da comunidade de insetos aquáticos no Semiárido do Brasil. Sabugi, Passagem das Traíras e Cruzeta, localizados na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu (estado do Rio Grande do Norte); Poções, Sumé, Cordeiro, Epitácio Pessoa e Argemiro de Figueiredo localizados na bacia hidrográfica do rio Paraíba (estado da Paraíba).

Comunidade de macroinvertebrados bentônicos

A utilização de técnicas voltadas à descrição da qualidade ambiental dos ecossistemas é um dos primeiros passos para que medidas de restauração e conservação possam ser desenvolvidas. Um estudo envolvendo o teste de técnicas destinadas à avaliação da qualidade ambiental em

reservatórios do Semiárido foi desenvolvido por Medeiros et al. (2018). Nesse estudo, os autores utilizaram todos os táxons de macroinvertebrados identificados nos reservatórios para a construção de curvas de abundância e biomassa (curvas ABC). Com base nos resultados, os autores salientam que o emprego das curvas ABC para análise da qualidade dos reservatórios deve ser feito com parcimônia para dados originários de regiões semiáridas. Isso porque, teoricamente, em outras regiões em que as curvas ABC são utilizadas, pressupõe-se que em ambientes com menor qualidade ambiental ocorra uma comunidade com maior número de indivíduos, assim como esses indivíduos possuam menor tamanho corporal. Nesse caso, a curva cumulativa de abundância se sobressai em relação à curva de biomassa, sendo o ambiente classificado como impactado. Nos reservatórios do Semiárido, em razão da elevada ocorrência de espécies de moluscos exóticos, com elevada contribuição para a biomassa da comunidade, ocorre o inverso. Ou seja, a curva de biomassa sobrepõe a curva de abundância, e esse padrão reflete uma menor qualidade ambiental dos reservatórios.

Apesar de artificiais, os reservatórios representam elementos importantes para a manutenção da biodiversidade local, especialmente porque os rios na região passam a maior parte do ano com os leitos secos. Com isso, inventários biológicos podem auxiliar na seleção de táxons relevantes e no estabelecimento de áreas prioritárias para conservação (Braby; Williams, 2016; Treuren et al., 2017). Estimadores de riqueza se mostram ferramentas úteis para a elaboração de inventários. Brito et al. (2021) avaliaram comparativamente a eficiência de estimadores de riqueza não-paramétricos em reservatórios localizados em diferentes ecorregiões do Semiárido e demonstraram que o estimador ICE (*Incidence-*

based Coverage Estimator) e Jackknife 2 têm os melhores desempenhos para estabelecimento de inventários biológicos de invertebrados aquáticos em reservatórios; em contrapartida, Bootstrap foi o estimador com menor desempenho. Esses resultados fornecem *insights* sobre as ferramentas mais adequadas para o estabelecimento de inventários biológicos e para o emprego de dados oriundos de diferentes ecorregiões no Semiárido, o que poderá auxiliar na elaboração de medidas mais eficazes para conservação.

Compreender a atuação dos parâmetros ambientais sobre os macroinvertebrados bentônicos também se mostra uma temática extremamente relevante, capaz de fornecer informações úteis para a proposição de medidas de mitigação e conservação/reabilitação dos reservatórios semiáridos. Dentre os macroinvertebrados bentônicos, os insetos aquáticos da família Chironomidae (Insecta: Diptera) se destacam por sua elevada representatividade em diversas condições ambientais em reservatórios, estando presentes em determinados habitats, mesmo quando outros grupos de invertebrados são raros ou ausentes (Azevêdo et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2020a). Um estudo realizado por Gomes et al. (2021), avaliou a atuação de filtros ambientais (físico e químico, composição do habitat e paisagem) sobre a abundância de Chironomidae em locais submetidos a diferentes níveis de impacto antrópico. O estudo foi realizado em 112 locais, distribuídos na região litorânea de seis reservatórios pertencentes às bacias hidrográficas do rio Piranhas-Açu e do rio Paraíba. Os locais foram classificados em menos perturbado (MP) e severamente perturbado (SP), com base em parâmetros indicadores de impacto, por exemplo, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, nitrogênio total, índice de estado trófico, composição granulométrica, e uso do solo no entorno dos reservatórios. Os resultados indicaram que

os organismos mais abundantes nos locais MP e SP na bacia hidrográfica de Piranhas-Açu foram *Goeldichironomus* (Fittkau, 1965) (2.218 e 1.708 indivíduos, respectivamente) e *Tanytarsus* (Van Der Wulp, 1874) (1.306 e 975 indivíduos, respectivamente). Os locais MP na bacia hidrográfica da Paraíba apresentaram dominância de *Coelotanypus* (Kieffer, 1913) (200 indivíduos), enquanto os táxons dominantes nos locais SD foram *Aedokritus* (Roback, 1958) (231 indivíduos) e *Polypedilum* (Kieffer, 1912) (197 indivíduos). Estes organismos apresentam comportamento generalista, com altas taxas reprodutivas, populações densas e distribuição ampla, além de possuírem alta capacidade de dispersão, conjunto de características que podem explicar esses resultados.

Com relação a atuação dos filtros ambientais, os resultados mostraram que a interação entre os filtros exerce forte influência sobre a distribuição das assembleias de Chironomidae, tanto nos locais MP quanto em SP, em ambas bacias hidrográficas (Figura 6.3). Estes resultados demonstram que as condições físicas e químicas da água e a composição do habitat, dependem das características da paisagem, afinal as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem contribuem para o aumento nas concentrações de nutrientes na água e homogeneização dos habitats. Por fim, os autores destacam a importância de utilizar ferramentas estatísticas capazes de avaliar os efeitos independentes e combinados do conjunto de dados, visto que os múltiplos fatores ambientais, sejam eles naturais ou antrópicos, afetam simultaneamente a biota aquática da região. Desse modo, este estudo chama a atenção para a complexidade de fatores que atuam simultaneamente sobre a distribuição das espécies, independentemente do nível de impacto ao que estão submetidas.

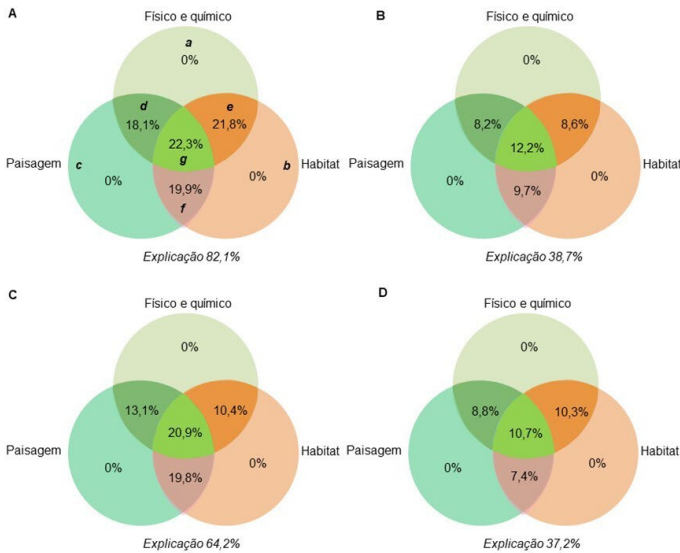


Figura 6.3. Porcentagens de explicações independentes e compartilhadas dos filtros ambientais (físicos e químicos, composição do habitat e uso do solo no entorno dos reservatórios) obtidos por uma série de análises de correlação canônica (CCA) e correlação canônica parciais (pCCA) sobre a seleção de larvas de Chironomidae. (A) Locais menos perturbados na bacia hidrográfica de Piranhas-Açu; (B) Locais severamente perturbados na bacia hidrográfica de Piranhas-Açu; (C) Locais menos perturbados na bacia hidrográfica do rio Paraíba; (D) Locais severamente perturbados na bacia hidrográfica do rio Paraíba.

Fonte: Gomes et al. (2021).

Os estudos descritos anteriormente demonstram a problemática hídrica relacionada ao uso do solo no entorno dos reservatórios de forma desordenada. Além disso, os reservatórios do Semiárido têm demonstrado particularidades em relação aos ecossistemas aquáticos de outras regiões, que devem ser levadas em consideração, sendo eles: 1) espécies exóticas diminuem sua abundância em locais com fortes impactos ambientais; 2) técnicas voltadas a determinação da qualidade ambiental dos reservatório devem ser interpretadas

com cautela devido a elevada ocorrência de espécies exóticas; 3) os estimadores ICE (*Incidence-based Coverage Estimator*) e *Jackknife 2* possuem maior eficiência na determinação de inventários biológicos para reservatórios; 4) múltiplos fatores ambientais exercem efeitos combinados na montagem da assembleia de Chironomidae. Essas descobertas são fundamentais e demonstram a complexidade da dinâmica dos reservatórios localizados no Semiárido.

Embora os reservatórios sejam uma das principais fontes de água para a população, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos e os insetos aquáticos do grupo Chironomidae (Diptera) demonstram que a qualidade ambiental desses ecossistemas se encontra comprometida. Além disso, as regiões semiáridas possuem características climáticas que tornam importantes modelos biológicos para o estudo de padrões de biodiversidade frente à ameaça das mudanças climáticas. Esses resultados podem ser utilizados como referência em um cenário mundial que tem sido afetado com a problemática do aquecimento global e que tende a se intensificar nas próximas décadas.

Um olhar além da taxonomia sobre a qualidade hídrica de reservatórios no Semiárido

Diversos estudos têm utilizado abordagens taxonômicas para avaliar a qualidade hídrica ou o potencial de bioindicação dos macroinvertebrados no Semiárido (Farias et al., 2012, 2015; Jovem-Azevêdo et al., 2015; Azevêdo et al., 2016, 2017, 2018; Medeiros et al., 2018; Paiva et al., 2018; Pereira et al., 2020; Araújo et al., 2021; Gomes et al., 2021; Melo et al., 2022). A maioria desses estudos emprega índices de diversidade tradicionais, a exemplo de Shannon e Weaver (1963) e Margalef (1969), que

apesar de extremamente importantes, não consideram as diferentes funções ecológicas desempenhadas por cada táxon. Por outro lado, abordagens baseadas em atributos funcionais ou *functional traits*, consideram características mensuráveis dos táxons (ex.: características morfológicas, fisiológicas e fenológicas) que possam refletir as funções desempenhadas pelos organismos no ambiente (Violle et al., 2007). Assim, dependendo dos objetivos do estudo, abordagens funcionais podem ser mais robustas. No Semiárido, estudos que empregam aspectos funcionais de invertebrados bentônicos ainda são escassos (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022), embora esforços tenham sido dedicados para ampliar esse conhecimento.

O primeiro estudo a considerar os atributos funcionais de Chironomidae (grupos de alimentação, estratégias de alimentação, tamanho do corpo e adaptações morfológicas) para avaliar a qualidade ambiental de reservatório no Semiárido do nordeste brasileiro foi publicado por Gomes et al. (2018). O estudo teve como objetivo principal avaliar se atributos funcionais de Chironomidae respondem a impactos antrópicos em reservatórios no Semiárido. O estudo foi realizado em 94 locais distribuídos em cinco reservatórios pertencentes às bacias hidrográficas do rio Piranhas-Açu e do rio Paraíba. O nível de impacto antrópico dos locais foi estabelecido a partir dos valores de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, nitrogênio total, índice de estado trófico e composição granulométrica. Os locais foram classificados em: menos perturbado, perturbação intermediária e severamente perturbado (Figura 6.4).

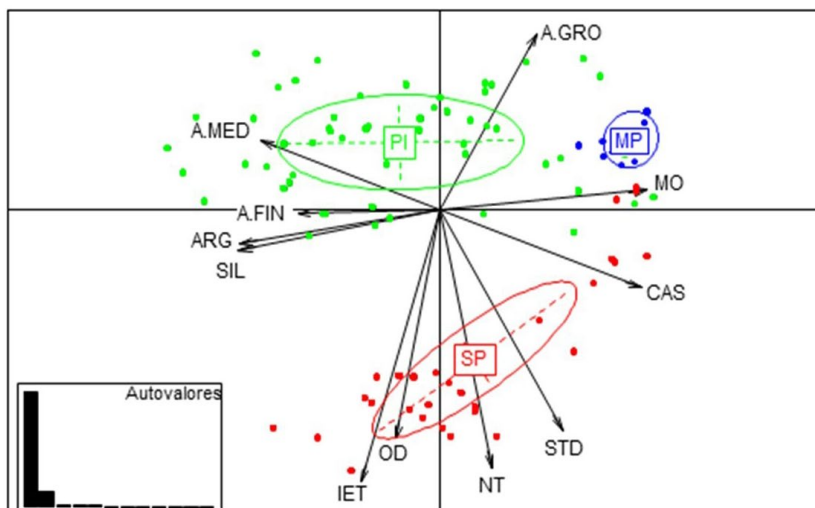


Figura 6.4. Resultados da PCA realizada para variáveis indicativas de distúrbio antrópico coletadas nos cinco reservatórios do Semiárido, Nordeste do Brasil. (SP) severamente perturbados; (ID) perturbação intermediária; (LD) menos perturbado; (OD) oxigênio dissolvido; (STD) sólidos totais dissolvidos; (NT) nitrogênio total; (IET) índice de estado trófico; (MO) matéria orgânica; (CAS) cascalho; (A.GRO); (Autovalores) magnitude da variação nos dados.

Fonte: Gomes et al. (2018).

Os resultados mostraram distinção entre as categorias funcionais predominantes nos locais submetidos a diferentes níveis de impacto antrópico. Nos locais severamente perturbados, as categorias funcionais mais abundantes foram: grupo coletor, pseudópodos curtos, túbulo abdominal e catador. Por outro lado, nos locais menos perturbados, as categorias dominantes foram engolidor, predador, organismos com cabeça alongada e corpo pequeno. É importante destacar que atributos específicos de Chironomidae, como adaptações morfológicas, se mostraram importantes para diferenciar o nível de impacto entre os locais, e assim podem ser utilizados para avaliar as condições ambientais juntamente com atributos comuns a diversos grupos, como exemplo os grupos de alimentação, e estratégias de alimentação. Os autores

consideram que os atributos funcionais de Chironomidae são úteis para a avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos do Semiárido. Desse modo, os resultados contribuem com informações inéditas que servirão de base para garantir melhor entendimento sobre os efeitos dos impactos antrópicos sobre as comunidades biológicas, especialmente dentro do contexto funcional e do funcionamento ecossistêmico.

Outro estudo que utiliza a abordagem funcional de Chironomidae em reservatórios no Semiárido foi publicado por Jovem-Azevêdo et al. (2019). O estudo teve como principal objetivo avaliar o potencial dos dípteros como indicadores funcionais de secas extremas. Sabe-se que em regiões semiáridas, o impacto causado pelo uso do solo sobre os ecossistemas aquáticos, e conseqüentemente sobre a biota, é intensificado em períodos de seca, tendo em vista que a redução no volume hídrico causa elevação na concentração de nutrientes e outros compostos químicos, que ocasiona a perda da qualidade hídrica. Isso se deve a que no período de seca as comunidades ribeirinhas acabam plantando pasto às margens dos reservatórios como fonte de alimento para os animais. No referido estudo foram testadas as seguintes hipóteses: 1) os atributos funcionais mudam ao longo do período de seca extrema, em resposta às mudanças nas características ambientais; 2) a uniformidade funcional aumenta e a riqueza funcional diminui como resultado da dominância de menos categorias funcionais. Para testar essas hipóteses foram selecionados oito atributos, englobando 28 categorias. Todos os atributos utilizados estão associados às estratégias de vida das espécies, envolvendo características morfológicas e fisiológicas ligadas à percepção, exploração sobrevivência e função no ecossistema (Trivinho-Strixino, 2011; Serra et al., 2015; Saulino et al., 2016) (Tabela 6.1). O estudo foi realizado em

seis reservatórios pertencentes a duas bacias hidrográficas localizados no Semiárido (rio Piranhas-Açu e rio Paraíba).

Tabela 6.1. Atributos, respectivas categorias e códigos utilizados na análise de dados.

Atributos	Categorias	Códigos
Tamanho do corpo	< 2,5 mm	G1
	2,5 - 5,0 mm	G2
	5,0 - 10 mm	G3
	10 - 20 mm	G4
	20 - 40 mm	G5
Grupos tróficos alimentares	Coletor-filtrador	FT_FC
	Coletor-catador	FT_GC
	Predador	FT_PR
Estratégia alimentar	Filtrador	FS_FI
	Coletor	FS_GA
	Herbívoro	FS_HE
	Engolidor	FS_EN
Hábito	Vida livre	HA_SP
	Construtor de tubo	HA_ST
	Alpinista (aderidos ao substrato)	HA_CL
	Minador	HA_MI
Hemoglobina	Presente	HE_PR
	Ausente	HE_AB
Pseudópodos	Alongado	PS_EL
	Curto	PS_SH
	Ausente	PS_AB
Órgão sensorial	Presente	SO_PR
	Ausente	SO_AB
Túbulos	Abdominal	TU_ABD
	Anal	TU_AN
	Abdominal e Anal	TU_AB/AN
	Ausente	TU_AB

Fonte: Jovem-Azevêdo et al. (2019).

Os principais resultados mostraram mudanças nas categorias funcionais ao longo da seca e essas mudanças estiveram associadas a diferentes parâmetros ambientais, reforçando a sensibilidade dos atributos funcionais em refletir as condições ambientais de ecossistemas semiáridos. No entanto, alguns atributos funcionais específicos do grupo como hemoglobina, órgão de Lauterborn, e pseudópodos

não variaram ao longo do estudo, condição que revela que os organismos que ocorrem no Semiárido possuem habilidades para persistirem em condições adversas (Figura 6.5).

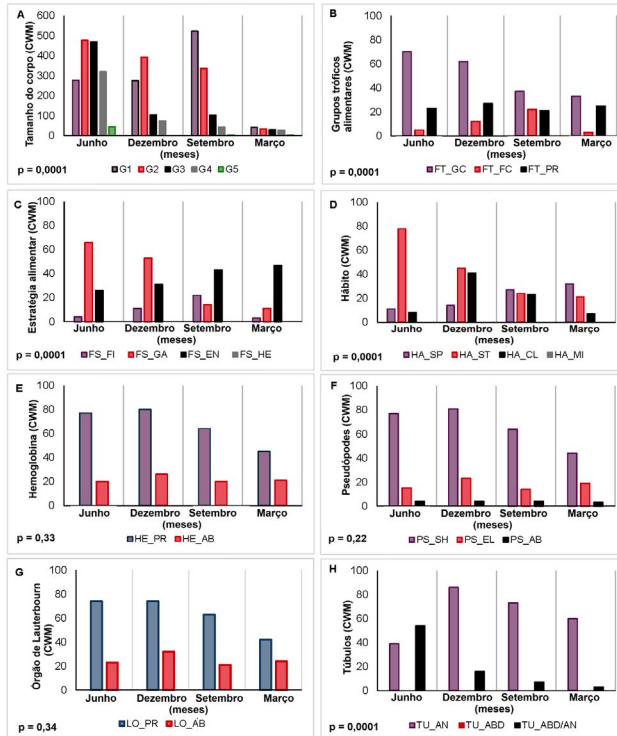


Figura 6.5. Categorias de atributos dominantes ponderados pela abundância na assembleia Diptera entre os períodos de amostragem, de acordo com o índice CWM, para reservatórios localizados em duas bacias hidrográficas semiáridas (Rio Piranhas-Açu e Rio Paraíba), Nordeste do Brasil. Tamanho do corpo: (G1) < 2,5 mm; (G2) 2,5 - 5,0 mm; (G3) 5,0 - 10 mm; (G4) 10 - 20 mm; (G5) 20 - 40 mm. Grupos tróficos alimentares: (FT_FC) coletor-filtrador; (FT_GC) coletor-catador; (FT_PR) predador. Estratégia alimentar: (FS_FI) filtrador; (FS_GA) coletor; (FS_EN) engolidor; (FS_HE) herbívoro; (FS_MI) vida livre; (HA_ST) construtor de tubo; (HA_CL) alpinista; (HA_MI) minador; Hemoglobina: (HE_PR) presente; (HE_AB) ausente. Pseudópodos: (PS_EL) alongado; (PS_SH) curto; (PS_AB) ausente. Órgão sensorial (SO_PR) presente; (SO_AB) ausente. Túbulos: (TU_ABD) abdominal; (TU_AN) anal; (TU_AB/AN) abdominal e anal; (TU_AB) ausente.

Fonte: Jovem-Azevêdo et al. (2020a).

Além disso, foram observadas a redução da riqueza funcional e o aumento da uniformidade funcional. Desse modo, os períodos prolongados de seca que intensificaram a perda da qualidade hídrica favorecem a homogeneização da comunidade, as características resistentes dos organismos e a perda de funções ecossistêmicas. Por fim, os autores finalizam o artigo com uma importante recomendação sobre a necessidade de manter uma reserva de água em um nível que garanta a manutenção da biodiversidade e o funcionamento do ecossistema durante os períodos de seca.

Ferramenta de reabilitação em reservatórios no Semiárido

Estudos têm indicado que as mudanças ocasionadas pelo uso intensivo do solo ao redor dos ecossistemas aquáticos resultam em alterações de diferentes escalas sobre a estrutura e funcionamento dos corpos hídricos (Cunha et al., 2010; Bayramoglu et al., 2019). Tais alterações podem conduzir a um estado de escassez, especialmente pelo comprometimento da qualidade da água e consequente perda dos serviços ecológicos. No intuito de prever as consequências das alterações antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos, os modelos preditivos representam uma ferramenta útil no reconhecimento de padrões. Particularmente, modelos multivariados oferecem inúmeras vantagens sobre os métodos tradicionais de análises ecológicas, pois: 1) podem incluir indicadores específicos da comunidade, (taxonômicos e/ou funcionais) e do ambiente; 2) indicam alterações antrópicas sutis, 3) prevêm as alterações na comunidade a partir da razão do observado/esperado.

Diferentes modelos preditivos foram propostos para avaliação e previsão da dinâmica de ecossistemas aquáticos, especialmente a partir da década de 70, a exemplo: River Invertebrate Prediction Classification System, Inglaterra 1977 – (RIVPACS); (Australian River Assessment Scheme, Austrália 1992 (AUSRIVAS) - Smith et al. (1999); Benthic Assessment of Sediment, América do Norte 1995 – (BEAST) Reynoldson et al. (1995); Diatom Predictive Model for Quality Assessment of Portuguese Running Waters, Portugal 2012 – (DIATMOD) (Almeida; Feio, 2012). No Brasil, a abordagem da modelagem ecológica preditiva ocupa um cenário inicial, com trabalhos em ecossistemas aquáticos ainda escassos (Moreno et al., 2009; Molozzi et al., 2013). Apesar do potencial que essas ferramentas representam, modelos preditivos multivariados são frequentemente baseados em análises discriminantes, que permite a formação de grupos a partir da similaridade entre os locais analisados; no entanto, podem ser desvantajosos por: 1) exigir um número elevado de locais de referência para comparação; 2) ter acurácia reduzida quando se utiliza locais com algum nível de impacto; e 3) exigir distribuição normal das variáveis, excluindo aquelas colineares. A maior dessas desvantagens é reunir um elevado número de locais de referência, já que a condição de impacto é real na maioria dos ecossistemas aquáticos, sobretudo em reservatórios, que são ecossistemas artificiais.

Dentro dessa perspectiva, outros questionamentos ainda são pertinentes: 1) diante do estado de impacto dos ecossistemas aquáticos, quais as medidas mais adequadas para melhoria do estado atual de degradação? ou 2) quais alterações bióticas podem ser esperadas a partir da aplicação de medida de recuperação/reabilitação? Estabelecer caminhos que possam nos conduzir à elaboração de respostas para

tais questões, torna-se imprescindível, especialmente pela elevada demanda dos recursos hídricos, intensificação no uso do solo no entorno desses ecossistemas, previsão de secas mais intensas e prolongadas em áreas áridas e semiáridas, e elevação do risco de colapso e escassez do recurso.

Programas de recuperação/reabilitação são difíceis de serem implementados, pois muitas vezes dispõem de recursos financeiros limitados para o desenvolvimento das metas propostas; além disso, muitos desses programas falham por não adotar um plano estratégico, ou por não englobar as medidas com maior impacto para a melhoria do ecossistema. As simulações de cenários ecológicos podem ser a chave para o sucesso da construção de planos mais adequados. Ferramentas baseadas no aprendizado de máquinas (*Machine Learning Techniques*) são inovadoras e já demonstram resultados promissores na bioavaliação de ecossistemas aquáticos (Gabriels et al., 2007; Feio et al., 2014a, 2014b, 2020). Os modelos baseados no aprendizado de máquinas oferecem vantagens sobre os modelos preditivos tradicionais: 1) não exigem a utilização de locais de referência; 2) identificam relações não colineares entre as variáveis ambientais utilizadas; e 3) não exigem que as variáveis apresentem distribuição normal. Muitas técnicas já foram desenvolvidas, mas aqui destacam-se: Support Vector Machines (SVM) (Drake et al., 2006), Multi-Layer Perceptron (MLP) (Gevrey et al., 2004), e K-Nearest Neighbor Analysis (KNN) (Linke et al., 2005), todas essas baseiam-se no padrão das condições preexistentes e desenvolvem previsões a partir do desvio da razão entre o conjunto de condições observadas/conjunto de condições esperadas.

Dentro dessa perspectiva, Jovem-Azevêdo et al. (2020a, 2020b) empregam uma abordagem diferencial na modelagem

baseada em técnicas de aprendizado de máquinas. Nesses trabalhos os autores utilizam dados ambientais e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, coletados a partir de locais distribuídos em reservatórios localizados em duas bacias hidrográficas no Semiárido brasileiro; esses autores partem da premissa da condição de impacto antrópico já existente nos locais estudados e com isso elaboram um modelo (baseado no aprendizado de máquinas) que denominaram de “Dirty-water model”. Esse modelo inclui dados de variáveis estressoras cobrindo um gradiente ambiental de impacto que torna diferenciado dos modelos preditivos tradicionais (Norris et al., 2000; Hoang, 2001; Hoang et al., 2006).

Previamente, os locais foram classificados a fim de estabelecer diferentes níveis dentro do gradiente ambiental de impacto. Para isto, três grupos foram estabelecidos: menos impactado (LD), impacto intermediário (ID) e severamente impactado (SD) (Jovem-Azevêdo et al., 2020a). Após a elaboração do modelo, os autores simularam dois níveis de melhoria da qualidade da água. Assim, manipularam em 25% (menor nível de alteração) e 75% (maior nível de alteração) as variáveis relacionadas à eutrofização como: fósforo total, fosfato solúvel reativo, clorofila- α , oxigênio dissolvido, transparência da água, sólidos totais dissolvidos e turbidez - condição frequente em reservatórios no Semiárido. Por fim, aplicaram o modelo elaborado sobre as matrizes manipuladas, simulando os cenários bióticos esperados a partir da alteração nas referidas variáveis (Figura 6.6).

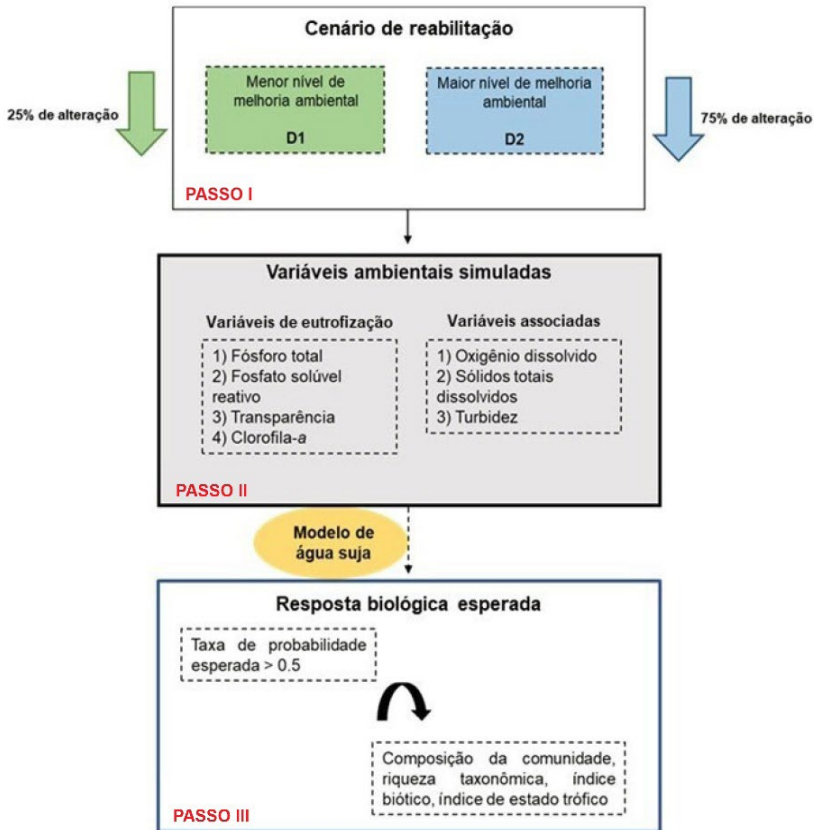


Figura 6.6. Representação esquemática do passo-a-passo seguido para analisar os cenários de reabilitação e seus efeitos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios no Semiárido, Nordeste do Brasil.

Fonte: Jovem-Azevêdo et al. (2020a).

As simulações indicaram que em ambos cenários de melhoria testados (menor e maior nível de alteração) é esperado um aumento na riqueza taxonômica e no índice biótico. No estudo foi utilizado o índice Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) (Alba Tercedor et al., 2002; Jaimez Cuellar et al., 2002) para estabelecer a classificação dos locais com base nos táxons da comunidade. Quando

o índice biótico é analisado, em particular, os resultados indicam que locais anteriormente classificados como ruins (baixa qualidade biótica, frequentemente pela dominância de espécies tolerantes às condições de impacto) são reduzidos desde o menor nível de melhoria, isto é, 25% de alteração. Porém, quando há o maior nível de melhoria, ou seja, 75% de alteração, condição que reverte o estado eutrófico para o estado meso-oligotrófico, há uma elevação no número de locais com classificação moderada (Figura 6.7). Essa condição admite um determinado nível de influência antrópica e marca o limite de transição para o bom estado ecológico. O alcance do estado moderado permitiu a chegada e expansão de táxons considerados sensíveis, como: Ephemeroptera (indivíduos da família Caenidae), Trichoptera (indivíduos da família Polycentropodidae) e Chironomidae (indivíduos do gênero *Zavreliella*). As mudanças bióticas previstas alteram o perfil da comunidade de macroinvertebrados, antes dominado por táxons tolerantes a altos níveis de impactos, como: Oligochaeta, *Melanoides tuberculata* (gastrópode invasor) e *Tanytarsus* (gênero de Chironomidae, Diptera). A alteração do quadro de qualidade ecológica permite, assim, a expansão de táxons sensíveis e a diversificação do padrão funcional da comunidade no ecossistema.

Esses resultados representam importantes avanços, não apenas para os aspectos do monitoramento de ecossistemas aquáticos, mas na proposição de ferramentas que auxiliam na elaboração de medidas e ações mais eficazes dentro do projeto de recuperação/reabilitação do estado de impacto. Ações eficazes viabilizam a otimização no emprego de recursos financeiros direcionados a programas de restauração e governança do recurso hídrico, além de elevar o potencial na produção financeira local, através do restabelecimento de

serviços ecossistêmicos, antes comprometidos, e expandindo as oportunidades de uso do recurso.

Apesar de se esperar que a redução no nível de impacto promova melhoria biótica em locais com forte pressão antrópica, a aplicação do “Dirty-water model” na simulação de cenários esclareceu o que, de fato, pode se esperar de melhoria a partir de um quadro de redução/suspensão do enriquecimento orgânico em reservatórios. No entanto, Jovem-Azevêdo et al. (2020a) ressaltam que os locais com menor nível de pressão antrópica exigem medidas de melhorias, e que locais com alto nível de pressão, isto é, maior nível do uso do solo no entorno do reservatório, necessitam de ações adicionais, além da suspensão da entrada de fontes de enriquecimento orgânico (doméstico e/ou industrial), para o alcance de um melhor estado ecológico. Se esses cenários de melhoria testados se tornarem uma realidade, as novas condições ambientais poderão favorecer a chegada ou a expansão de táxons sensíveis, antes limitados pela elevada condição de degradação. A chegada de táxons sensíveis viabiliza um processo de restabelecimento de funções ecológicas, especialmente quando se trata de espécies-chaves para a dinâmica da comunidade impactadas pelas pressões nos ecossistemas.

Estudos futuros poderão, ainda, simular o emprego de outras medidas de melhorias de forma simultânea, como o aumento na cobertura vegetal e redução de atividades antrópicas no entorno, a fim de listar um quadro de ações viáveis para recuperação de locais com elevado nível de impacto, e auxiliar em estratégias para gestão de governança dos recursos hídricos, especialmente em áreas com maior nível de escassez, como áreas áridas e semiáridas.

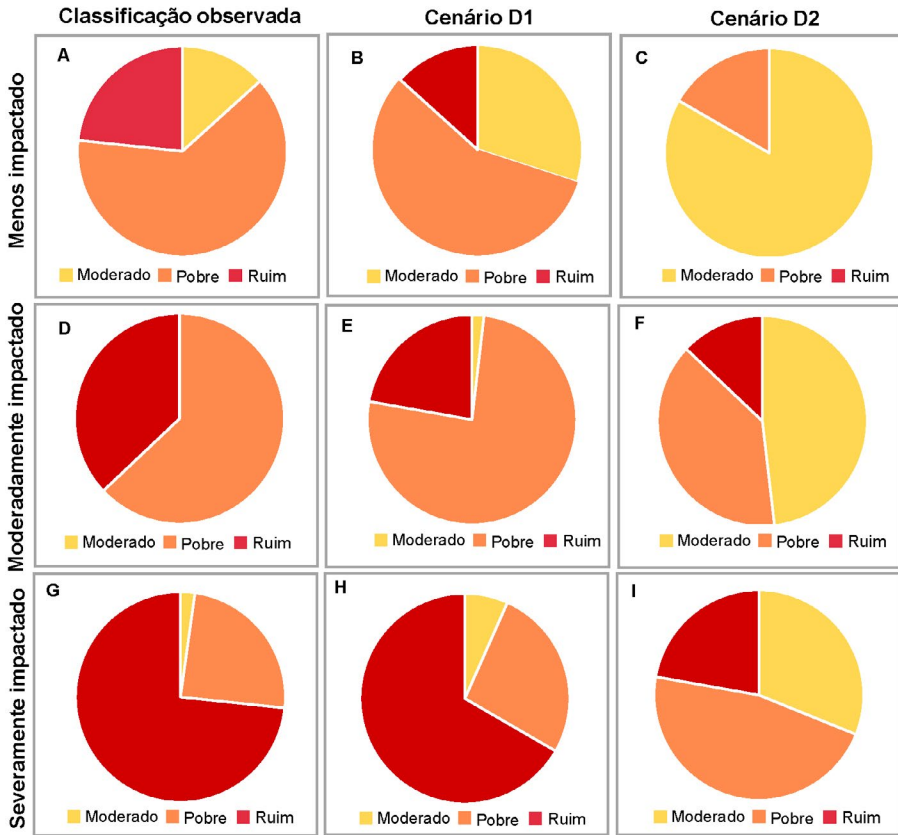


Figura 6.7. Comparação entre o observado (A, D e G) nos escores do índice Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) (em três categorias: <15, 16–35, 36–60) e esperado a partir de D1 (B, E e H) e D2 (C, F e I), em locais de reservatórios no Semiárido brasileiro, divididos de acordo com o nível de impacto: Menos impactado, Moderadamente impactado e Severamente impactado.

Considerações finais

Neste capítulo foram apresentadas informações da região semiárida da Paraíba, que demonstram o efeito das alterações entre o uso e ocupação do solo nos reservatórios sobre insetos aquáticos. As atividades antrópicas geram influências

diretamente sobre a composição da fauna bentônica. A região semiárida tem demonstrado particularidades em relação aos ecossistemas aquáticos de outras regiões, onde: 1) espécies exóticas diminuem sua abundância em locais fortemente impactados; 2) técnicas voltadas a interpretação dos resultados devem ser analisadas com cautela devido a ocorrência de espécies exóticas; 3) múltiplos fatores exercem influência taxonômica e funcional na montagem da assembleia de Chironomidae.

Diante do exposto nesse capítulo, fica evidente que o uso de bioindicadores, deve ser considerado pelos órgãos gestores como uma importante ferramenta na avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas. A integração entre os aspectos ecossistêmicos e a paisagem possibilita informações mais seguras e um planejamento mais preciso para a gestão dos ecossistemas aquáticos.

Além disso, através dos modelos de simulação foi possível observar a expansão de táxons sensíveis e a diversificação funcional da comunidade bentônica. Esses resultados representam um importante avanço nas proposições de ferramentas que auxiliam na recuperação/reabilitação do estado de impacto.

As atividades que estão sendo desenvolvidas junto ao projeto de Longa Duração PELD- RIPA (Rio Paraíba Integrado), em que estão sendo amostrados 8 reservatórios, com certeza irão trazer informações relevantes sobre as relações entre o uso do solo e a fauna bentônica para a região semiárida da Paraíba. As parcerias nacionais e internacionais têm possibilitado as trocas de experiências e o conhecimento compartilhado entre grupos de pesquisadores, o qual tem sido fundamental no entendimento dos fatores que moldam a diversidade bentônica.

Referências

AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS (Paraíba). **Rio Paraíba**: AESA. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>. Acesso em: 15 fev. 2021a.

AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS (Paraíba). **Projeto Segurança Hídrica do Estado da Paraíba**: PSH/PB. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/programas/projeto-seguranca-hidrica-do-estado-da-paraiba-psh-pb/>. Acesso em: 1 jul. 2021b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Portal da Qualidade das Águas**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/pnqa.aspx>. Acesso em: 1 jul. 2021.

ALBA TERCEDOR, J.; JÁIMEZ-CUÉLLAR, P.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; BONADA I. C., N., CASAS, J.; MELLADO, A.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ROBLES, S.; SÁINZ-CANTERO, C. E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M. L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M. R.; VIVAS, S.; ZAMORA-MUÑOZ, C. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). **Limnetica**, v. 21, n. 3-4, p. 175-185, 2002.

ALMEIDA, S. F.; FEIO, M. J. DIATMOD: diatom predictive model for quality assessment of Portuguese running waters. **Hydrobiologia**, v. 695, n. 1, p. 185-197, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

ATTAYDE, J. L.; BRASIL, J.; MENESCAL, R. A. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 18, n. 6, p. 437-443, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x>.

ARAÚJO, M.; AZEVÊDO, E. D. L.; JOVEM-AZEVÊDO, D.; BARBOSA, J. E. L. B.; MOLOZZI, J. Avaliação alométrica e da biomassa de *Melanoides tuberculata* (MULLER, 1774) como ferramenta para a avaliação da qualidade ambiental de reservatórios. **Gaia Scientia**, v. 14, n. 4, p. 136-149, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

AZEVÊDO, E. D. L.; BARBOSA, J. E. D. L.; VIDIGAL, T. H. D. A.; MARQUES, J. C.; CALLISTO, M.; MOLOZZI, J. Potential ecological distribution of alien mollusk *Corbicula largillierti* and its relationship with human disturbance in a semi-arid reservoir. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 1, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

AZEVÊDO, E. D. L.; LUCENA BARBOSA, J. E.; VIANA, L. G.; ANACLETO, M. J. P.; CALLISTO, M.; MOLOZZI, J. Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid

reservoirs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 2, p. 65, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

AZEVEDO, E. D. L.; MEDEIROS, C. R.; GOMES, W. I. A.; DA SILVA AZEVEDO, D. J.; ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P.; MOLOZZI, J. The use of Risk Incidence and Diversity Indices to evaluate water quality of semi-arid reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 90, p. 90-100, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

AZEVEDO, E. L.; JOVEM-AZEVEDO, D.; ARAUJO, L. S.; RIBEIRO, I. M. S.; MOLOZZI, J. Macroinvertebrados bentônicos em reservatórios do Semiárido brasileiro. In: BARBOSA, J. E. L.; SEVERIANO, J. S. (ed). **Rede de hidrologia do Semiárido: biodiversidade, ecologia e desafios para a sustentabilidade**. São Paulo: Mentis Abertas, 2021. p. 145-167.

BAPTISTA, N.; CAMPOS, C. H. **Caracterização do Semiárido brasileiro**. 2017. Disponível em: <http://www4.planalto.gov.br/consea/comunicacao/artigos/2014/caracterizacao-do-semiarido-brasileiro-1>. Acesso em: 12 fev. 2021.

BARBOSA, J. E. D. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. D. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

BARBOSA, J. E. D. L.; SEVERIANO, J. D. S. S.; CAVALCANTE, H.; LUCENA-SILVA, D. D.; MENDES, C. F.; BARBOSA, V. V.; SILVA, R. D. D. S.; OLIVEIRA, D. A. D.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 3, p. 651-673, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04471-z>.

BARBOSA, V. V.; SEVERIANO, J. S.; OLIVEIRA, D. A.; BARBOSA, J. E. L. Influence of submerged macrophytes on phosphorus in a eutrophic reservoir in a semiarid region. **Journal of Limnology**, v. 79, n. 2, p. 138-150, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1110-4>.

BARROS, M. U.; WILSON, A. E.; LEITÃO, J. I.; PEREIRA, S. P.; BULEY, R. P.; FERNANDEZ FIGUEROA, E. G.; CAPELO NETO, J. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. **Harmful algae**, v. 86, p. 128-137, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>.

BAYRAMOGLU, B.; CHAKIR, R.; LUNGARSKA, A. Impacts of land use and climate change on freshwater ecosystems in France. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 25, n. 2, p. 147-172, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10666-019-09673-x>.

BRABY, M. F.; WILLIAMS, M. R. Biosystematics and conservation biology: critical scientific disciplines for the management of insect biological

diversity. **Austral Entomology**, v. 55, n.1, p. 1-17, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/aen.12158>.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Resolução nº 115, de 23 de novembro de 2017. Aprova os critérios para delimitação do Semiárido. **Diário Oficial da União**, 5 dez. 2017. Seção 1, p. 26-34.

BRITO, P. G.; JOVEM, D. A.; CAMPOS, M. A.; PAIVA, F. F.; MOLOZZI, J. Performance of richness estimators for invertebrate inventories in reservoirs. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 193, p. 686-686, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09487-z>.

CHELLAPPA, S.; BUENO, R. M.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N. T.; ALMEIDA-VAL, V. M. F. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologica**, v. 39, n. 4, p. 325-329, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.003>.

CORDEIRO, R. S.; BARBOSA, J. E. L.; LIMA FILHO, G. Q.; BARBOSA, L. G. Periphytic algae dynamics in lentic ecosystems in the Brazilian semiarid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 3, p. 495-505, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.16815>.

COSTA, M. R.; MENEZES, R. F.; SARMENTO, H.; ATTAYDE, J. L.; STERNBERG, L. S. L.; BECKER, V. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 831, n. 1, p. 43-54, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>.

CUNHA, D. G. F.; BOTTINO, F.; CALIJURI, M. C. Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 35-45, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4322/actalb.02201005>.

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. In: ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS, 2011. p. 1327-1338.

DRAKE, J. M.; RANDIN, C.; GUIBAN, A. Modelling ecological niches with support 566 vector machines. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 3, p. 424-432, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01141.x>.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; ARAÚJO, M.; PANOSSO, R.; ATTAYDE, J. L. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 37-52, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000100006>.

FARIAS, R. L. de; ALENCAR, T. F. B.; LIMA, J. A. D. S.; MEDEIROS, E. S. F. Analysis of the error associated with the subsampling of Chironomidae in an intermittent stream of semi-arid Brazil. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 1, e20140039, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-06032015003914>.

FARIAS, R. L. de; CARVALHO, L. K.; MEDEIROS, E. S. F. Distribution of Chironomidae in a semiarid intermittent river of Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 41, n. 6, p. 450-460, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0070-8>.

FEIO, M. J.; VIANA FERREIRA, C.; COSTA, C. Testing a multiple machine learning tool (HYDRA) for the bioassessment of fresh waters. **Freshwater Science**, v. 33, p. 4, p. 1286-1296, 2014a. DOI: <https://doi.org/10.1086/678768>.

FEIO, M. J.; VIANA FERREIRA, C.; COSTA, C. Combining multiple machine learning algorithms to predict taxa under reference conditions for streams bioassessment. **River Research and Applications**, v. 30, n. 9, p. 1157-1165, 2014b. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.2707>.

FEIO, M. J.; SERRA, S. R.; MORTÁGUA, A.; BOUCHEZ, A.; RIMET, F.; VASSELON, V.; ALMEIDA, S. F. A taxonomy-free approach based on machine learning to assess the quality of rivers with diatoms. **Science of the Total Environment**, v. 722, article 137900, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137900>.

GABRIELS, W.; GOETHALS, P. L.; DEDECKER, A. P.; LEK, S.; PAUW, N. Analysis of macrobenthic communities in Flanders, Belgium, using a stepwise input variable selection procedure with artificial neural networks. **Aquatic Ecology**, v. 41, n. 3, p. 427-441, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9081-7>.

GEVREY, M.; RIMET, F.; PARK, Y. S.; GIRAUDEL, J. L.; ECTOR, L.; LEK, S. Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. **Freshwater Biology**, v. 49, n. 2, p. 208-220, 2004. DOI:

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2426.2003.01174.x>.

GOMES, W. I. A.; JOVEM-AZEVÊDO, D. da S.; PAIVA, F. F.; MILESI, S. V.; MOLOZZI, J. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: a biomonitoring approach. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 404-410, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.006>.

GOMES, W. I. A.; JOVEM-AZEVÊDO, D. da S.; AZEVÊDO, E. de L.; FEIO, M. J.; MELLO, F. T. de; MOLOZZI, J. Effect of environmental filters on Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages of neotropical watersheds. **Limnetica**, v. 40, n. 1, p. 19-31, 2021. DOI: <https://doi.org/10.23818/limn.40.02>.

HENRY-SILVA, G. G.; MELO JUNIOR, H. N.; ATTAYDE, J. L. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, e112, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7519>.

HOANG, H. T. T. **Predicting freshwater habitat conditions by the distribution of macroinvertebrates using artificial neural network**. 2001. 205 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Faculty of Agriculture and Natural Resources Science, Adelaide University, Australia.

HOANG, H.; RECKNAGEL, F.; MARSHALL, J. CHOY, S. Elucidation of hypothetical relationships between habitat conditions and macroinvertebrate assemblages in freshwater streams by artificial neural networks. In: RECKNAGEL, F. (ed.). **Ecological Informatics**. Berlin: Springer, 2006. p. 239-251

JÁIMEZ CUÉLLAR, P.; VIVAS, S.; BONADA, N.; ROBLES, S.; MELLADO, A.; ÁLVAREZ, M.; AVILÉS, J.; CASAS, J.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; SÁINZ-CANTERO, C. E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M. L.; TORO, M.; VIDAL-ABARCA, M. R.; ZAMORA-MUÑOZ, F.; ALBA TERCEDOR, J. Protocolo GUADALMED (prece). **Limnetica**, v. 21, n. 3, p. 187-204, 2002.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BARBOSA, J. E. L.; GOMES, W. I. A.; PORTO, D. E.; MARQUES, J. C.; MOLOZZI, J. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? **Ecological Indicators**, v. 50, p. 135-149, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.010>.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA NETO, J. F.; AZEVÊDO, E. L.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J.; FEIO, M. J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of Arid Environments**, v. 164, p. 12-22, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.014>.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA NETO, J. F.; MOLOZZI, J.; FEIO, M. J. Rehabilitation scenarios for reservoirs: Predicting their effect on invertebrate communities through machine learning. **River Research and Applications**, v. 36, n. 7, p. 1109-1123, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.3641>.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; PFENNING, M. A. C. ; AZEVÊDO, E. L ; MOLOZZI, J. . Ferramenta baseada em técnicas de aprendizado de máquinas: Quais os avanços para reabilitação de ecossistemas aquáticos? In: SOUSA, C. M.; COSTA, C. J. S.; SILVA, E. H. S; LIMA, R. A. (ed.). **Produção científica e alternativas para o meio ambiente**: diálogos. Campina Grande: Realize Editora. 2020b. p. 583-602.

KOPPEN, W. D. Das geographische system der klimat. In: KÖPPEN, W.; GEIGER, R.(ed.). **Handbuch der klimatologie**. Berlin: Verlag von Gebrüder Borntraeger, 1936. 46 p.

LACET, J. B.; MOURA, A. N., DANTAS, Ê. W. Invasion of *Egeria densa* Planch. in semiarid reservoirs. Brazilian **Journal of Botany**, v. 42, n. 3, p. 491-497, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40415-019-00548-9>.

LINKE, S.; NORRIS, R. H.; FAITH, D. P.; STOCKWELL, D. ANNA: a new prediction method for bioassessment programs. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 147-158, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01286.x>.

LINS, R. P. M.; BARBOSA, L. G.; MINILLO, A; CEBALLOS, B. S. O. D. Cyanobacteria in a eutrophicated reservoir in a semi-arid region in

Brazil: dominance and microcystin events of blooms. **Brazilian Journal of Botany**, v. 39, n. 2, p. 583-591, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40415-016-0267-x>.

LUCENA-SILVA, D.; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. **Water Research**, v. 159, p. 262-273, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.057>.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no Semiárido brasileiro. In: MEDEIROS, S. de S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. de O.; PAZ, V. P. da S. (ed.). **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 385-422.

MARGALEF, R. **Perspectives in ecological theory**. Chicago: University of Chicago Press, 1969. 111 p.

MEDEIROS, C. R.; AZEVÊDO, E. D. L.; BARBOSA, J. E. D. L.; MOLOZZI, J. Effectiveness of abundance and biomass curves in detecting environmental alterations in semi-arid region reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0423>.

MEDEIROS, L. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, n. 3, p. 293-307, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9524-5>.

MEDEIROS, S. D. S.; PINTO, T. F.; HERNAN SALCEDO, I.; CAVALCANTE, A. D. M. B.; PEREZ MARIN, A. M.; TINOCO, L. B. D. M. **Sinopse do censo demográfico para o Semiárido brasileiro**. Campina Grande: Instituto Nacional de Seminário, 2012. 103 p.

MELO, D. B.; DOLBETH, M.; PAIVA, F. F.; MOLOZZI, J. Extreme drought scenarios shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semi-arid region. **Science of the Total Environment**, v. 821, article 153053, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153053>.

MITCHELL, M. G.; SUAREZ CASTRO, A. F.; MARTINEZ HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.01.011>.

MOLOZZI, J.; FEIO, M. J.; SALAS, F.; MARQUES, J. C.; CALLISTO, M. Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 8, p. 6591-6606, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-012-3049-3>.

MORENO, P.; FRANÇA, J. S.; FERREIRA, W. R.; PAZ, A. D.; MONTEIRO, I. M.; CALLISTO, M. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in

a neotropical basin. **Hydrobiologia**, v. 630, p. 231-242, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9796-7>.

NASCIMENTO FILHO, S. L.; FRANÇA, E. J.; DE MELO, J.; MOURA, A. N. Interactions between benthic microalgae, nutrients and benthic macroinvertebrates in reservoirs from the semi-arid Neotropical region. **Fundamental and Applied Limnology**, v.19, p. 237-254, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1127/fal/2019/1180>.

NORRIS, R. H.; COYSH, J.; LINKE, S.; WALSH, C.; CHOY, S. **'Dirty water' models**: predicting community composition for streams in disturbed landscapes. Canberra: CRCFE, 2000. (Summary Report, ScD1).

PAIVA, F. F.; GOMES, W. I. A.; MEDEIROS, C. R.; ÁLVARO, É. L. F.; RIBEIRO, I. M. S.; MOLOZZI, J. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semi-arid reservoirs. **Limnetica**, v. 37, n. 2, p. 187-198, 2018. DOI: <https://doi.org/10.23818/limn.37.16>.

PEREIRA, V. S.; AZEVÊDO, D. J.; DE LIRA AZEVÊDO, E.; MOLOZZI, J. Variation of Chironomidae (Insecta: Diptera) trophic guilds and their relation with trophic state in reservoirs in the semiarid. **Ciência e Natura**, v. 42, e43, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X43365>.

REYNOLDS, T. B.; BAILEY, R. C.; DAY, K. E.; NORRIS, R. H. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 198-219, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00532.x>.

RIO GRANDE DO NORTE. **Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos**. Disponível em: <http://www.semarnh.rn.gov.br/>. Acesso em: 15 fev. 2021.

SAULINO, H. H.; LEITE ROSSI, L. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. **Hydrobiologia**, v. 793, p. 109-119, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3013-2>.

SERRA, S. R. Q.; COBO, F.; GRAÇA, M. A. S.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Synthesizing the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): toward a new database. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 282-292, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>.

SHANNON, C. E.; W. WIENER. **The mathematical theory of communication**. Illinois: University of Illinois, 1963.

SMITH, M. J.; KAY, W. R.; EDWARD, D. H. D.; PAPAS, P. J.; RICHARDSON, K. S. J.; SIMPSON, J. C.; PINDER, A. M.; CAÇE, D. J.; HORWITZ, P. H. J.; DAVIS, J. A.; YUNG, F. H.; NORRIS, R. H.; HALSE, S. A. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 269-282, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00430.x>.

SOARES, E. Seca no Nordeste e a transposição do rio São Francisco. **Revista Geografias**, p. 75-86, 2013.

SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. D. S., ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v. 30, n. 6, p. 699-708, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn032>.

SOUZA, M. C.; CROSSETTI, L. O.; BECKER, V. Effects of temperature increase and nutrient enrichment on phytoplankton functional groups in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7517>.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae**: guia de identificação. São Carlos: UFSCar, 2011. v. 1, n. 2.

TREUREN, R. VAN; HOEKSTRA, R.; VAN HINTUM, T. J. Inventory and prioritization for the conservation of crop wild relatives in The Netherlands under climate change. **Biological Conservation**, v. 216, p. 123-139, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.003>.

VIEIRA, A. C. B.; RIBEIRO, L. L.; SANTOS, D. P. N.; CRISPIM, M. C. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 3, p. 349-358, 2009.

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.



Foto: Franciely Ferreira Paiva

Capítulo 7

Respostas da macrofauna bentônica ao uso do solo no entorno de estuários tropicais na Mata Atlântica

Franciely Ferreira Paiva, Dalescka Barbosa de Melo, Carlinda Raílly Medeiros, Lucianna Marques Rocha Ferreira e Joseline Molozzi

Introdução

Os estuários são ecossistemas de transição entre a drenagem continental e o ambiente marinho, fato que lhes conferem alta heterogeneidade na composição granulométrica dos sedimentos, na salinidade da água e nas concentrações de nutrientes (McLusky; Elliott, 2004; Potter et al., 2010; Elliott; Whitfield, 2011). Esses ecossistemas são considerados altamente produtivos, pois atuam como locais de refúgio, alimentação e reprodução para diversas espécies (Elliot; McLusky, 2002; Vasconcelos et al., 2007; Kaiser et al., 2011). Assim, os estuários fornecem inúmeros bens e serviços ecossistêmicos para as populações humanas, ou seja, benefícios resultantes da dinâmica desses ecossistemas que são importantes para a manutenção da vida na Terra e para o bem-estar físico, mental, emocional e espiritual humano (La Notte et al., 2017).

Devido aos inúmeros bens e serviços ecossistêmicos disponíveis, os estuários são afetados por várias atividades antrópicas, tais como: pesca, ocupação urbana, agricultura e carcinicultura. Nas regiões tropicais, as perturbações antropogênicas nesses ecossistemas têm se intensificado em decorrência das demandas de subsistência das populações ribeirinhas, através da exploração de recursos, superpopulação, práticas agrícolas não sustentáveis e ineficiência na aplicação de leis para manejo e conservação (Barletta et al., 2010, 2019; McNaughton, 2019). A cobertura e uso antrópico do solo no entorno dos ecossistemas aquáticos é um dos principais determinantes para a redução da diversidade biológica (Sala et al., 2000).

Tradicionalmente, os aspectos taxonômicos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, como

riqueza e abundância, têm sido utilizados para a avaliação de impactos antropogênicos em estuários. Além da riqueza e abundância, os padrões de distribuição das comunidades como *turnover* e aninhamento são diretamente influenciados pelo uso e ocupação do solo e fornecem importantes informações sobre os efeitos de atividades antrópicas nos ecossistemas (Barros et al., 2014). Quando fortes filtros ambientais atuam em um ecossistema, táxons específicos ocorrem em determinadas condições ambientais, o que pode resultar em uma substituição de espécies (*turnover*) entre locais. Já em ambientes onde há dominância de espécies generalistas e tolerantes, resultantes de distúrbios ambientais, as comunidades tendem ser subconjuntos de locais mais diversos biologicamente, gerando padrões aninhados; assim, esses padrões refletem a dinâmica dos ecossistemas e suas condições ambientais.

Embora abordagens taxonômicas forneçam importantes informações sobre a dinâmica das comunidades, a utilização de abordagens funcionais pode ser mais vantajosa, uma vez que as condições ambientais dos habitats selecionam as espécies a partir de suas características funcionais (Gusmão et al., 2016). Essas características funcionais estão relacionadas a atributos morfológicos e fisiológicos das espécies como tamanho do corpo, forma de alimentação e fecundidade, que podem trazer inferências sobre impactos ecossistêmicos (McGill et al., 2006). A diversidade funcional da comunidade macrobentônica reflete as variedades de funções desenvolvidas por esses organismos e fornece informações diretas sobre a condição ambiental e sobre o funcionamento do ecossistema (Gagic et al., 2015; Gusmão et al., 2016). Sendo assim, a análise simultânea de aspectos taxonômicos e funcionais das comunidades de macroinvertebrados bentônicos pode fornecer indícios

abrangentes sobre como a cobertura e uso do solo adjacente aos estuários podem afetar as comunidades biológicas.

Neste capítulo, destaca a importância dos estuários como conservadores da biota aquática; apresenta os principais fatores que interferem na dinâmica ecológica desses ecossistemas; explora os resultados de um estudo que avaliou padrões de distribuição da fauna bentônica estuarina (Medeiros et al., 2016) e descreve um estudo de caso em que avalia o efeito do uso do solo no entorno dos estuários sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Assim, ressalta-se a importância da conservação dos ecossistemas estuarinos e identifica as implicações ecológicas das intervenções antrópicas nesses ambientes para a fauna bentônica. Diante da baixa representatividade dos insetos nos ambientes estuarinos estudados, este capítulo aborda outros macroinvertebrados bentônicos, pois somente com a inclusão desses é possível analisar de forma mais fidedigna a qualidade ambiental.

Dinâmica dos estuários e sua importância

Os estuários são ecossistemas costeiros classificados como ambientes semifechados devido à livre conexão do rio com o mar (Potter et al., 2010). À medida que o recurso hídrico dulcícola avança para o ambiente marinho, ocorre uma alta variabilidade de fatores abióticos ao longo do ecossistema estuarino (Pritchard, 1967). A mistura da água doce com a água do mar fornece aos estuários uma dinâmica única, e gera a característica mais marcante desses ambientes, que é o gradiente de salinidade (Potter et al., 2010). A salinidade nos estuários é tida como um dos fatores principais que atua sobre a distribuição e persistência dos organismos (Medeiros et al., 2016).

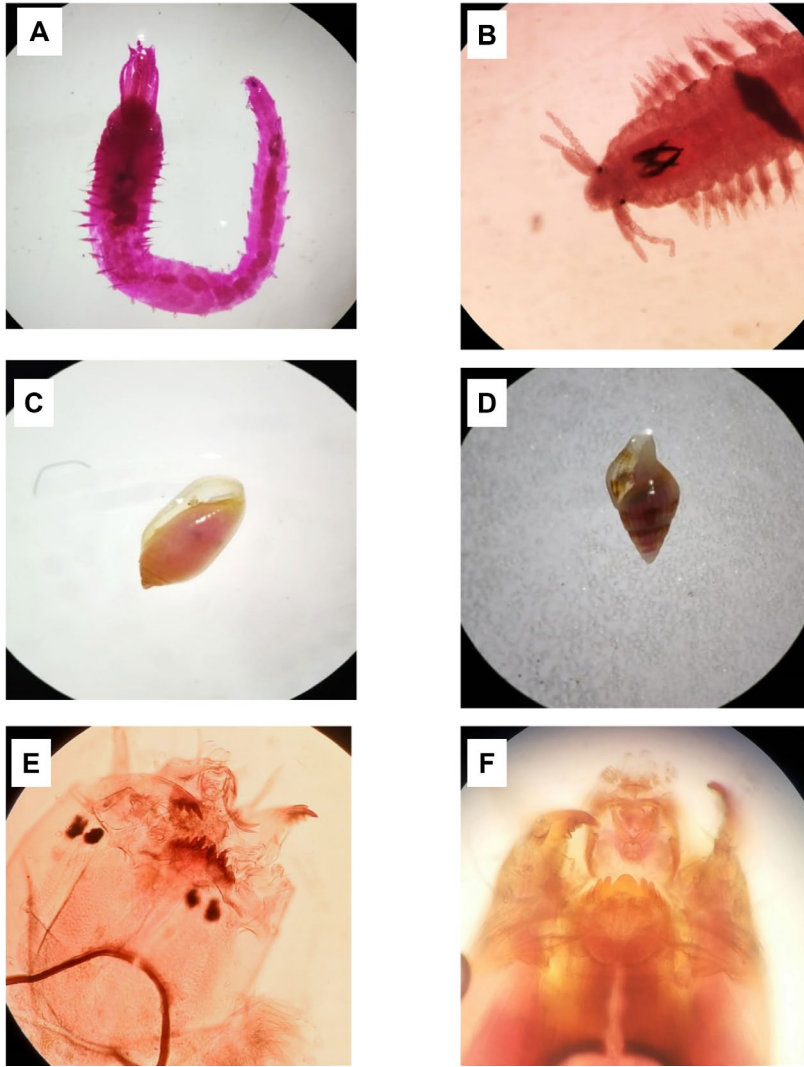
A ação da maré nos estuários adiciona energia no ecossistema, como também a foz do rio descarrega nutrientes e sedimentos, servindo como subsídio para a alta produtividade biológica desses ecossistemas; em outras palavras, há elevada quantidade de energia convertida em biomassa nos estuários (Odum; Barret, 2007; Basset et al., 2013). A produtividade biológica reflete a magnitude e a duração do fluxo de energia disponível para o próximo nível trófico (Odum; Barret, 2007). Em estuários verifica-se alta produção secundária, ou seja, alto potencial de energia armazenada na biomassa dos organismos heterotróficos para os níveis superiores da cadeia trófica, isso se deve, principalmente, às fontes autóctones, como exemplo a alta concentração de matéria orgânica proveniente da vegetação de mangue (Elliott; Whitfield, 2011).

Assim, os estuários são áreas que apresentam as condições ideais para oferecer alimento e proteção à biota aquática, proporcionando as condições ambientais favoráveis ao crescimento e sobrevivência dos espécimes juvenis (Beck et al., 2001). Dessa forma, o serviço ecossistêmico de refúgio e de berçário nos estuários têm sido um dos focos na gestão costeira e marinha, pois oferecem indícios de sucesso das populações futuras de espécies comerciáveis ou não (Beck et al., 2001). Identificar e manter a integridade ecológica dos estuários como áreas de refúgio e de berçário para peixes e invertebrados é relevante para a conservação da biota aquática e conseqüentemente os serviços ecossistêmicos.

Quais são os macroinvertebrados bentônicos encontrados em ecossistemas estuarinos do Nordeste do Brasil?

Os macroinvertebrados bentônicos apresentam adaptações a condições ambientais particulares ao longo dos estuários. A persistência em determinados habitats com características ambientais específicas, está relacionada principalmente às variações de salinidade dos estuários. Sendo assim, os padrões de distribuição dos macroinvertebrados bentônicos estuarinos variam longitudinalmente, com um acréscimo de espécies das zonas a montante dos estuários em direção a jusante.

No Nordeste do Brasil, os principais grupos que representam a macrofauna bentônica nos ecossistemas estuarinos são moluscos, poliquetas e dípteros, além de crustáceos em menor proporção (Medeiros et al., 2016, 2021; Nóbrega Silva et al., 2016). Dípteros quironomídeos são organismos típicos de ambientes de água doce, mas com frequência são encontrados em zonas de menor salinidade dos estuários, embora com baixa riqueza (Figuras 7.1E e 7.1F). Os grupos de poliquetas e moluscos são os mais diversos da macrofauna bentônica, sendo poliquetas os mais encontrados ao longo de toda a extensão dos ecossistemas estuarinos (Figuras 7.1A, 7.1B, 7.1C e 7.1D). Embora tenham ampla distribuição, nem todos os organismos desse grupo conseguem persistir e se desenvolver em zonas de menor salinidade. Nessas regiões alguns gêneros da família Nereididae (*Laeonereis*) são mais frequentes. Apesar de diversos, quando comparado aos poliquetas, os moluscos são menos adaptados às zonas de menor salinidade, onde são menos frequentes.



Fotos: Carlinda Paitly Medeiros

Figura 7.1. Representantes da comunidade de poliquetas [*Melinna* (A), *Dorvillea* (B)], moluscos [*Acteocina* (C), *Parvanachis* (D)] e quironomídeos [*Chironomus* (E) e *Aedokritus* (F)] de estuários do Nordeste do Brasil.

Fatores que afetam a dinâmica ecológica de estuários

Os aspectos bióticos e abióticos em estuários tropicais podem ser continuamente afetados por mudanças sazonais, tais como: aumento ou diminuição da entrada de água doce, fenômenos naturais como *La ninã* e *El niño*, bem como por interferências antrópicas (Lopes et al., 2011; Rodrigues et al., 2018). Especificamente, os fatores naturais que influenciam os ecossistemas estuarinos estão relacionados aos sistemas terrestres (presença de vegetação no entorno do estuário), oceânicos (marés, salinidade, temperatura da água e força das ondas), fluviais (sedimentos fluviais e descarga de água doce do lençol freático ou rede de drenagem) e aos fenômenos atmosféricos (velocidade do vento, umidade do ar e evaporação) (Lopes et al., 2011; Ranasinghe et al., 2013). Por outro lado, os fatores antrópicos que afetam os estuários estão diretamente relacionados às ações socioeconômicas humanas, que geram poluentes resultantes de atividades residenciais e industriais e promovem o desmatamento de áreas vegetadas, o desvio de água que seria para a agricultura, e a substituição do ambiente natural em ambiente construído (Barletta et al., 2019; McNaughton, 2019).

Durante séculos, a colonização humana teve como foco os estuários, em vista da facilidade para o transporte marítimo e da alta disponibilidade de suprimentos, como água e terras aluviais férteis para agricultura e recursos pesqueiros (peixes e crustáceos), o que levou à degradação desses ecossistemas (Edgar et al., 2000). Os estuários brasileiros têm sido afetados pela intervenção antrópica devido ao crescimento e desenvolvimento econômico rápido, que provoca invasão de espécies exóticas, perda da qualidade hídrica, aumento da contaminação de espécimes aquáticos e entrada excessiva

de nutrientes provenientes da agricultura e aquicultura. Como consequência, nota-se perda de diversidade biológica e favorecimento de espécimes tolerantes a diferentes tipos de estresse (Camargo et al., 2017; Barletta et al., 2019; McNaughton, 2019; Queiroz et al., 2020). Na região Nordeste do Brasil, estudos têm analisado a distribuição espacial e temporal das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em estuários, como também aspectos taxonômicos e características funcionais de seus componentes (Medeiros et al., 2016, 2021; Nóbrega-Silva et al., 2016; Van Der Linden et al., 2017). E assim, têm-se buscado compreender as possíveis consequências do declínio da biodiversidade nesses ecossistemas causados por eventos naturais e/ou antrópicos.

A diversidade taxonômica baseada na riqueza e na abundância de táxons por muito tempo foi vista como uma medida principal de diversidade que apresenta relação com os processos ecossistêmicos. Com o avanço das pesquisas foi possível perceber que a diversidade funcional dos organismos também é um fator que está diretamente relacionado ao funcionamento dos ecossistemas (Hooper et al., 2005; McGill et al., 2006; Mokany et al., 2008; Roscher et al., 2012). A diversidade funcional é medida por meio da análise de características funcionais mensuráveis, relacionadas ao modo de vida, ao comportamento e à morfologia das espécies, sendo estas capazes de influenciar diretamente o desempenho de cada organismo no ecossistema (McGill et al., 2006). A composição funcional de uma comunidade, na maioria das vezes, explica melhor os processos ecossistêmicos do que a diversidade taxonômica, embora sugere-se que seu uso seja feito de forma compartilhada (Díaz et al., 2007; Lavorel; Grigulis, 2012; Fu et al., 2014). Por exemplo, em ecossistemas estuarinos a diversidade funcional dos macroinvertebrados

bentônicos, pautada nos modos de reprodução, estratégia alimentar, tamanho do corpo, desenvolvimento larval, entre outros, é capaz de gerar padrões na comunidade em reflexo às características do ambiente (Olsgard; Somerfield, 2000; Schüller et al., 2009; Pacheco et al., 2011). Estudo realizado por Leung e Cheung (2017) revela que a diversidade funcional da macrofauna bentônica é capaz de responder ao desmatamento de manguezais, causando a redução da diversidade e gerando consequências negativas para funções ecológicas como fluxo de energia e produtividade. A análise da diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, que integra aspectos taxonômicos e funcionais é uma ferramenta útil para responder como o uso e ocupação do solo é capaz de influenciar a dinâmica ecológica dos ecossistemas estuarinos. Esses dados podem servir de suporte ao poder público na elaboração de planos que visem o desenvolvimento de estratégias de gestão e conservação desses ecossistemas.

O uso do solo altera os padrões de distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos estuarinos?

A descrição dos padrões de distribuição das comunidades e os fatores subjacentes que atuam na estruturação das espécies podem auxiliar no planejamento de estratégias de conservação da biodiversidade, além de contribuir para a compreensão dos efeitos do uso do solo nos ecossistemas. Nesse sentido, diferentes fatores bióticos e abióticos exercem efeitos sobre a variação da diversidade de espécies e geram diferentes padrões de distribuição. Whittaker (1960), ao analisar os padrões de distribuição espacial de espécies, conceituou a diversidade beta como sendo a dissimilaridade

na composição de espécies entre locais. A diversidade beta pode ser gerada por diferentes mecanismos, como por exemplo, substituição (*turnover*) e/ou aninhamento (Baselga, 2010). O *turnover* refere-se à substituição de espécies por outras ao longo de uma dimensão longitudinal, enquanto que, o aninhamento ocorre quando locais com menor diversidade possuem um conjunto de espécies que estão presentes nos locais de maior diversidade (Harrison et al., 1992; Baselga, 2010). Esses dois mecanismos são antagônicos e as suas proporções em um dado ecossistema podem variar devido a diferentes tipos e intensidade da cobertura e uso do solo (Gutiérrez-Cánovas et al., 2013; Barros et al., 2014).

Os ecossistemas estuarinos são reconhecidos pela elevada variabilidade ambiental intrínseca, caracterizada por um gradiente ambiental longitudinal. Além das variações ambientais longitudinais dos estuários, os tipos e intensidade de uso do solo em seu entorno também alteram os padrões de distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, podendo, assim, variar a importância relativa do *turnover* e aninhamento. Isso ocorre porque em ecossistemas com condições ambientais mais preservadas, as espécies sensíveis e tolerantes tendem a persistir ao longo de todo o ecossistema e ocasionam uma substituição de diferentes espécies longitudinalmente (*turnover*). Por outro lado, quando atividades antrópicas são exercidas com maior intensidade em determinados locais de um ecossistema, as espécies tolerantes tendem a persistir nesses locais, enquanto as mais sensíveis são perdidas. Nesse caso, esses locais tendem ser subconjuntos dos locais mais diversos, e aumenta as proporções de padrões aninhados de espécies (Barros et al., 2014).

Nessa perspectiva, Medeiros et al. (2016) averiguaram os padrões de distribuição das comunidades de macroin-

vertebrados bentônicos nos estuários Paraíba do Norte e Mamanguape que estão sujeitos a diferentes intensidades de impacto. O estuário Mamanguape está inserido em uma Área de Proteção Ambiental e possui uma grande área de mangue preservada, enquanto que o estuário Paraíba do Norte é mais antropizado por estar circundado em grandes aglomerados urbanos e receber descargas diretas de efluentes industriais e domésticos. Em razão da menor intensidade de atividades antrópicas no estuário Mamanguape, Medeiros et al. (2016) esperavam que as comunidades fossem principalmente estruturadas pela substituição de espécies, enquanto que no estuário Paraíba do Norte, em virtude de maior cobertura e uso do solo antrópico as comunidades fossem principalmente estruturadas pelo aninhamento. O padrão real observado foi investigado em dois períodos sazonais, que são a seca e a chuva.

Os resultados obtidos por Medeiros et al. (2016) demonstraram que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram, principalmente, impulsionadas pela substituição de espécies nos dois estuários (Figuras 7.2A e 7.2B), exceto no período de chuva para o estuário Paraíba do Norte. Nesse período, os padrões *turnover* e aninhamento contribuíram com semelhantes proporções para a diversidade beta geral (Figura 7.2B).

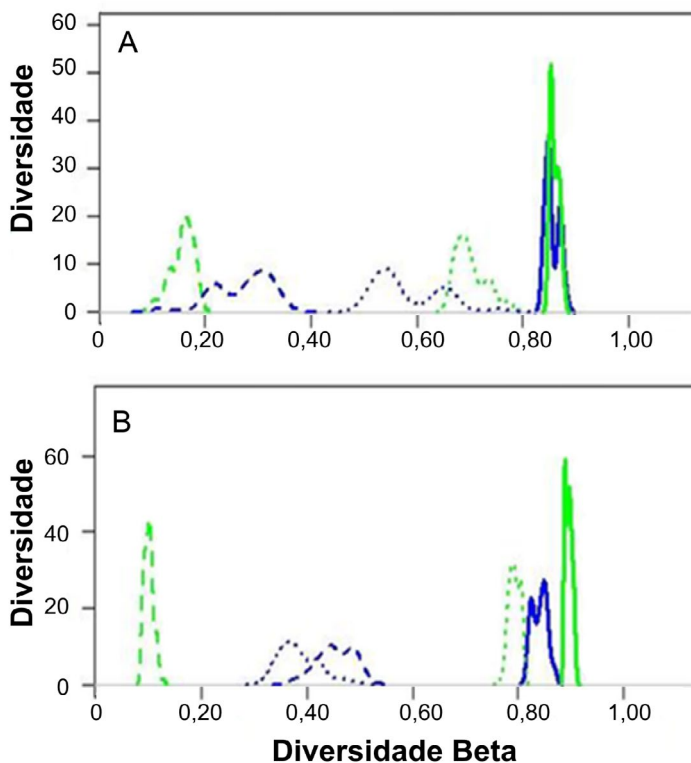


Figura 7.2. Partição da diversidade beta nos componentes *turnover* e aninhamento nas estações de seca (A) e chuva (B). As cores azul e verde representam os estuários Paraíba do Norte e Mamanguape, respectivamente. As linhas contínuas representam a diversidade beta geral. As linhas tracejadas e pontilhadas representam o aninhamento e substituição de espécies, respectivamente.

Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2016).

Além da menor cobertura e uso do solo antrópico no entorno do estuário de Mamanguape, em comparação ao estuário Paraíba do Norte, as maiores proporções de substituição de espécies ao longo do estuário foram explicadas em razão da influência do gradiente estuarino (principalmente

de salinidade), que resultou em táxons específicos ao longo das zonas do estuário. Nesse caso, a salinidade atuou como filtro ambiental para os macroinvertebrados bentônicos, persistindo apenas indivíduos tolerantes a determinados níveis de salinidade ao longo do estuário. O gradiente estuarino também exerceu um efeito mais evidenciado na estruturação das comunidades no estuário com maior influência antrópica (Paraíba do Norte) no período de seca aumentando a substituição de espécies (Figura 7.2A). No entanto, as atividades antrópicas exercidas com maior intensidade no estuário Paraíba do Norte favoreceram uma proporção maior de espécies generalistas e tolerantes a distúrbios ambientais (*Laeonereis*). Essas espécies são reconhecidas por terem características funcionais que permitem sobreviver e desenvolver, mesmo em condições ambientais estressantes, enquanto as mais sensíveis são perdidas. Paralelo a essa proporção maior de espécies generalistas, a maior drenagem continental na estação chuvosa favoreceu a deriva dessas espécies ao longo da extensão longitudinal do estuário, aumentando as proporções de padrões aninhados.

Em conclusão, o estuário Paraíba do Norte apresentou maiores proporções de espécies generalistas e tolerantes a distúrbios ambientais. No período de chuva, a maior drenagem continental no estuário Paraíba do Norte causou o carreamento dessas espécies e aumentou as proporções de padrões aninhados. Os padrões apresentados pelas comunidades foram resultados tanto da cobertura e uso do solo como das características intrínsecas do ecossistema que atuam como um filtro ambiental para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, além da dinâmica sazonal. Todos os fatores como cobertura e uso do solo, variações sazonais e gradiente de salinidade exercem efeitos combinados sobre a estruturação

taxonômica das comunidades e seus padrões de distribuição. É necessário que novos estudos avaliem como os padrões funcionais das comunidades de macroinvertebrados bentônicos são influenciados pelo uso do solo considerando a inexistência dessa temática nos estuários, principalmente inseridos no nordeste brasileiro. Por isso, é apresentado, a seguir, um estudo de caso com dados inéditos que utilizam toda a comunidade bentônica, visto que os insetos, quando ocorrem, são observados somente em determinados períodos, e principalmente nas zonas em que a salinidade chega, no máximo, a oito.

Estudo de caso: a macrofauna bentônica responde taxonômica e funcionalmente aos impactos antrópicos quanto ao uso do solo?

Este tópico aborda um estudo de caso sobre a resposta taxonômica e funcional da macrofauna bentônica ao efeito direto do uso do solo nas margens de estuários tropicais, com a finalidade de aprofundar o conhecimento e oferecer informações para novas investigações. Três estuários tropicais foram caracterizados quanto à cobertura e uso do solo às margens do estuário, às concentrações das variáveis físicas e químicas da água, e à diversidade taxonômica e funcional da macrofauna bentônica. Para isso, a seguinte hipótese foi testada: a comunidade macrobentônica em estuários com maior uso e ocupação antrópico do solo apresenta menor diversidade taxonômica e funcional, e é composta principalmente de espécies com características funcionais que lhes conferem tolerância a impactos.

O estudo foi realizado em três ecossistemas estuarinos localizados no nordeste do Brasil: Mamanguape (Figura

7.3A: $6^{\circ}43'02''$ - $6^{\circ}51'54''$ S; $35^{\circ}67'46''$ - $34^{\circ}54'04''$ W), Paraíba do Norte (Figura 7.3B: $6^{\circ}54'14''$ - $7^{\circ}07'36''$ S; $34^{\circ}58'16''$ - $34^{\circ}49'31''$ W) e Passos (Figura 7.3C: $8^{\circ}37'67''$ - $8^{\circ}40'50''$ S; $35^{\circ}5'81''$ - $35^{\circ}6'44''$ W). Os estuários Mamanguape e Paraíba do Norte estão localizados no estado da Paraíba e o estuário Passos no estado de Pernambuco. O clima na região, conforme a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo “As” (clima quente e úmido), com estação de chuva registrada durante os meses de fevereiro a agosto e a estiagem entre o período de outubro e dezembro (Alvares et al., 2013).

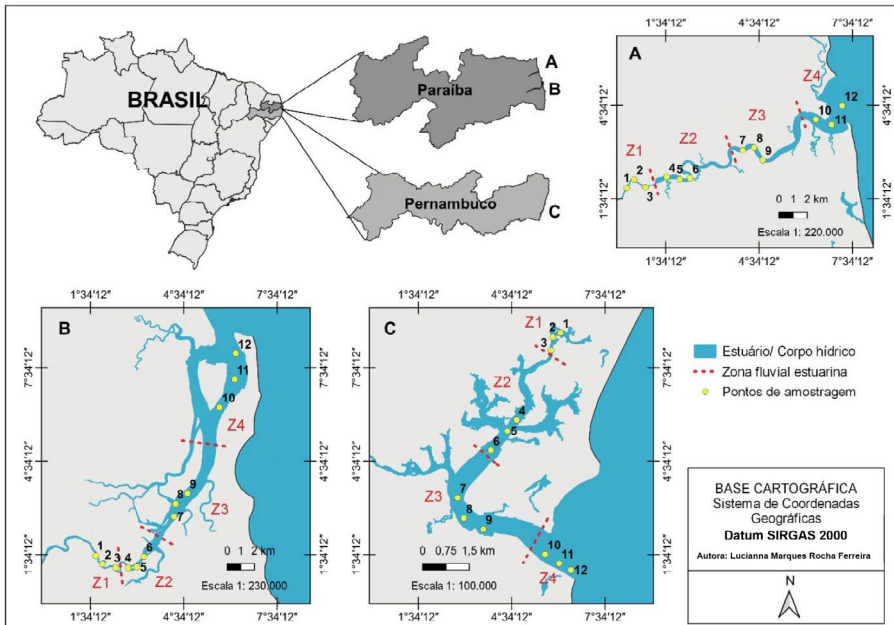


Figura 7.3. Mapa de localização dos estuários Mamanguape (A) e Paraíba do Norte (B) no estado da Paraíba e do estuário Passos (C) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil.

O estuário Mamanguape localiza-se entre os municípios de rio Tinto e Lucena e está inserido em uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável denominada de Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do Rio Mamanguape. Criada em 1993 (Brasil, 1993), essa APA abrange a área territorial de 14.917,79 hectares (ICMBIO, 2014). Ainda na APA, os manguezais da foz do rio são considerados Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) e corresponde a maior área de mangue conservada no estado da Paraíba. Contudo, parcela da Mata Atlântica e do Tabuleiro Costeiro na APA da Barra do Rio Mamanguape foi desmatada para o estabelecimento de atividades de pecuária extensiva, monocultura de cana-de-açúcar e carcinicultura. O estuário Mamanguape recebe a drenagem principal do rio Mamanguape e seus afluentes (Miriri, Açú, Velho, Caracabu e Estiva), o regime é fortemente comprometido na época de estiagem devido ao uso para irrigação (Almeida et al., 2018). O escoamento de efluentes ao longo de toda a bacia hidrográfica, resultante, principalmente, da carcinicultura e agricultura é um alerta para a perda da qualidade ambiental dos ecossistemas litorâneos da região (Rodrigues et al., 2008).

O estuário Paraíba do Norte localiza-se na região metropolitana das cidades de Cabedelo e Bayeux e em suas margens está instalado o principal porto de navios do Estado, de modo que o ecossistema estuarino é constantemente influenciado pela intervenção humana (Marcelino et al., 2005). A bacia hidrográfica do estuário Paraíba do Norte tem como principal canal o rio Paraíba do Norte e sete tributários (Sanhauá, Tambiá, Mandacaru, Paroeira, Tiriri, Ribeira e Guia) (Marcelino et al., 2005). A exploração de recursos pesqueiros, a intensificação de atividades recreativas e turísticas (bares, pousadas e hotéis), assim como plantações de cana-de-açúcar

e atividades de carcinicultura contribuem com o lançamento de grandes cargas de poluentes no estuário Paraíba do Norte (Marcelino et al., 2005).

O estuário Passos está inserido no complexo estuarino do rio Formoso, situado em Área de Proteção Ambiental, conhecida com APA de Guadalupe, e recebe drenagem dos rios Formoso, Ariquindá e União. Esse estuário sofre maior influência marinha do que da drenagem continental por estar inserido numa região de mesomare (Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, 2003). Segundo a Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, a região é caracterizada pela substituição das áreas de Mata Atlântica por policulturas de cana-de-açúcar, coco-da-bahia e culturas de subsistência. Outras fontes de impacto ambiental ocorrem pela ocupação de áreas para a construção de hotéis e complexos turísticos devido às potencialidades naturais da área para recreação e contemplação da paisagem (Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, 2003).

Em cada estuário foram realizadas duas coletas dos componentes bióticos e das variáveis físicas e químicas da água, em junho de 2016 e fevereiro de 2017. Definiu-se para cada estuário quatro zonas estuarinas de amostragem (Z1, Z2, Z3, Z4), sendo uma zona a montante (próximo a drenagem continental - Z1), duas zonas intermediárias (Z2 e Z3) e uma zona a jusante (próximo ao mar - Z4), de acordo com o gradiente de salinidade no estuário (Apêndice A - Tabela 1.A7). Em cada zona estuarina foram estabelecidos três pontos de amostragem (Figura 7.3) e em cada ponto foram coletadas três amostras (réplicas) de sedimento, totalizando 36 unidades amostrais por estuário para a fauna macrobentônica (3 estuários x 2 coletas x 12 pontos x 3 réplicas = 216 amostras de sedimento processadas). Por fim, coletou-se uma amostra de água por

ponto, para o estudo das variáveis físicas e químicas da água, correspondendo a 12 unidades amostrais por estuário.

Classificação dos parâmetros da paisagem

O levantamento da cobertura e uso do solo foi realizado com base nos seguintes princípios: escala de mapeamento; natureza da informação básica; unidade de mapeamento, definição da menor área a ser mapeada e nomenclatura, conforme o Manual Técnico de Uso da Terra elaborado pelo IBGE (2013). A cobertura e uso do solo na paisagem em cada um dos três estuários estudados foram mensurados por meio das seguintes métricas de paisagem: área absoluta (hectare) e relativa (percentagem, %) das categorias de cobertura e uso do solo no raio de 500 m da borda do estuário, utilizando o programa QGIS versão 3.10.7 com GRASS 7.8.3. Optou-se por avaliar a cobertura e uso do solo no raio de 500 m às margens dos estuários para analisar o efeito direto dos tipos de cobertura e uso do solo na macrofauna bentônica. A cobertura e uso do solo foi obtida por estuário através da classificação semi-supervisionada de imagens capturadas pelo sensor OLI (*Operational Land Imager*) a bordo do satélite Landsat 8 (Tabela 7.1). As imagens orbitais foram adquiridas no site oficial da *United States Geological Survey (USGS) Global Visualization Viewer* (United States Geological Survey, 2020) e considerou-se como critério de seleção das imagens capturadas por sensor a bordo de satélite para gerar os mapas temáticos e obter as métricas de paisagem: apresentar menor cobertura de nuvens e ter sido capturada em dia próximo ao período de coleta dos dados biológicos.

Tabela 7.1. Informações das imagens orbitais utilizadas neste estudo para os estuários do Paraíba do Norte, Mamanguape e Passos.

Estuário	Data da passagem do satélite	Órbita/Ponto	Resolução radiométrica/ espacial
	23/11/2015		
Paraíba do Norte	11/2/2016	214/65	
	25/11/2016		16 bits/15 m (banda 8)
Mamanguape	11/2/2016	214/65	30 m (bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 9)
			100 m (bandas 10 e 11)
Passos	20/7/2016	214/66	
	22/9/2016		

Fonte: United States Geological Survey (2020).

As etapas para gerar os mapas temáticos neste estudo foram: georreferenciamento, processamento digital das imagens e classificação temática. As imagens de satélite foram georreferenciadas para SIRGAS 2000 UTM, Zona 25, Sul (Código *European Petroleum Survey Group*: 31985) e submetidas à correção atmosférica. O processo digital das imagens capturadas pelo sensor a bordo do satélite Landsat 8 (refletância do topo da superfície com correção para o ângulo solar zenital) seguiu o protocolo conforme United States Geological Survey (2016).

A classificação digital temática semi-supervisionada teve como algoritmo classificador o método de máxima verossimilhança e foi baseada na composição de bandas espectrais 6, 5, 4 e 5, 4 e 3 das imagens de satélites, bem como observou-se o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN). O IVDN consiste na razão entre a diferença do fluxo radiante refletido (refletância) no infravermelho próximo, e no vermelho, e o somatório da reflectância no infravermelho próximo e no vermelho (Rouse et al., 1974). Os valores do produto IVDN variam de -1 a 1, de maneira que valores de pixel mais próximo de 1 representam maior vigor da vegetação

(Jensen, 2006). Neste estudo, a cobertura e o uso do solo nos estuários foram classificados em: estuário, canais de maré, faixa de praia, manguezal, fragmento florestal, restinga, área construída (edificações e pavimentação), solo exposto e agricultura.

Medição dos parâmetros físicos e químicos da água

Amostras de água foram coletadas na subsuperfície em todos os pontos amostrais para determinar as concentrações de fósforo total ($\mu\text{g/L}$), nitrato ($\mu\text{g/L}$), amônia ($\mu\text{g/L}$) e nitrito ($\mu\text{g/L}$), conforme sugerido por Strickland e Parsons (1972). A clorofila-*a* foi mensurada com base no método de extração do pigmento em acetona 90% (Lorenzen, 1967). Em cada ponto amostral foi medido a temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, turbidez (UNT) e as concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) por uma sonda multiparamétrica (Horiba U-50). A salinidade foi medida através de um salinômetro, e além disso, em cada ponto de amostra de sedimento foi utilizada uma draga van Veen (477 cm^2) para coleta do sedimento para a determinação do teor de matéria orgânica. O teor de matéria orgânica foi obtido por meio do método gravimétrico, em que as amostras foram secas em estufa por 72 horas a $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ e, em seguida, alíquotas de 3 g foram queimadas em mufla a $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 4 horas, para estimativa do peso seco livre de cinzas (Wang et al., 2011).

Diversidade de macroinvertebrados bentônicos e suas características funcionais

Amostras de sedimento foram coletadas na região subtidal dos estuários durante a maré baixa utilizando uma draga van Veen (477 cm^2). Peneiras sobrepostas de malhas

1 e 0,5 mm foram usadas para lavagem da macrofauna bentônica. Para este estudo, consideraram-se os organismos pertencentes ao grupo poliquetas e moluscos. Esses são os organismos mais representativos e de maior diversidade de espécies da biota macrobentônica estuarina em todas as zonas, por apresentarem tolerância ao gradiente de salinidade, diferentemente de organismos pertencentes à família Chironomidae, em que um número pequeno de gêneros consegue sobreviver em zonas estuarinas de menor salinidade, próximo a drenagem continental (Medeiros et al., 2016, 2021; Nóbrega-Silva et al., 2016). Os poliquetas e moluscos foram identificados ao menor nível taxonômico possível (gênero/família) com chaves de identificação especializadas (Amaral; Nonato, 1996; Tunnell, 2010). Para estimar a biomassa da comunidade, os organismos foram colocados em estufa a 60 °C durante 72 horas e depois submetidos à combustão em forno mufla a 550 °C por 8 horas, e então foi determinado o peso seco livre de cinzas (mg AFDW) (Leuven et al., 1985).

Neste estudo foram selecionadas 5 características funcionais da comunidade de poliquetas e moluscos devido à sua capacidade em refletir padrões na composição funcional frente a perturbações ambientais (Van Der Linden et al., 2017): massa corporal, estratégia alimentar, vida útil, desenvolvimento larval e fecundidade (Tabela 7.2). As categorias de massa corporal foram definidas a partir da biomassa média (mg, peso seco livres de cinzas - AFDW), e apresentaram diferentes intervalos para poliquetas e moluscos (Van Der Linden et al., 2017). As informações funcionais dos espécimes da macrofauna bentônica sobre a estratégia alimentar, vida útil, desenvolvimento larval e fecundidade foram obtidas dos bancos de dados on-line MarLIN (MarLIN, 2006), Polytraits (Faulwetter et al., 2014) e Genus TraitHandbook, como

também de artigos científicos publicados (Fauchald; Jumars, 1979; Jumars et al., 2015; Van Der Linden et al., 2017; Duarte et al., 2020). Todos os organismos coletados tiveram suas características funcionais registradas quanto à presença ou à ausência de determinada categoria funcional, sendo atribuída a pontuação 1 quando o organismo se enquadra na categoria de característica funcional e 0 quando não enquadra.

Tabela 7.2. Características funcionais selecionadas dos poliquetas e moluscos e respectivas categorias e descrições.

Característica	Categorias	Descrição
Estratégia alimentar	Predador	Alimenta-se de presas vivas
	Herbívoro	Consumem materiais vegetais aquáticos, como algas
	Depósito	Ingere partículas diluídas no sedimento
	Suspensão	Alimenta-se de partículas selecionadas na coluna d'água
	Parasita	Alimenta-se a partir de um hospedeiro
Massa corporal	Muito pequeno	Moluscos < 1 mg - Poliquetas < 0,01 mg
	Pequeno	Moluscos 1–10 mg - Poliquetas 0,01–0,1 mg
	Médio	Moluscos 10–50 mg - Poliquetas 0,1–1 mg
	Grande	Moluscos > 50 mg - Poliquetas > 1 mg
Vida útil	Curto	< 1 ano
	Médio	1–3 anos
	Longo	> 3 anos
Desenvolvimento larval	Direto	Sem fase larval
	Lecitotrófico	À custa de recursos internos, ou seja, gema
	Planctotrófico	Alimentado pelo menos em parte, por materiais capturados a partir do plâncton
Fecundidade	Baixo	1–2.500 ovos
	Médio	2.500–100.000 ovos
	Alto	> 100.000 ovos

A estrutura da comunidade da macrofauna bentônica foi analisada através da Riqueza taxonômica e da Diversidade de Simpson. A Riqueza taxonômica reflete o número de táxons na comunidade sem considerar a abundância dos organismos. A Diversidade de Simpson calcula a distância

taxonômica entre pares de indivíduos aleatórios ponderados pela abundância relativa (Brower; Zar, 1984). A Riqueza taxonômica e a Diversidade de Simpson foram mensuradas através do pacote “vegan” do software R (Oksanen, 2012; The R. Foundation, 2016).

Os índices de Riqueza funcional e Entropia quadrática de Rao foram utilizados para a análise da estrutura funcional da comunidade macrobentônica. A Riqueza funcional representa o valor do espaço funcional ocupado por todos os táxons na comunidade sem considerar a abundância dos organismos (Villéger et al., 2011). O índice de Entropia quadrática de Rao calcula a distância funcional entre pares de espécies ponderados pela abundância relativa (Botta-Dukát, 2005). A Riqueza funcional e a Entropia quadrática de Rao foram obtidas através do pacote “FD” do software R (Laliberté et al., 2014; The R Fundation, 2016).

Análise estatística dos dados

Diferenças significativas entre os tipos de cobertura e uso do solo no raio de 500 m à borda dos três estuários foram analisados a partir da Análise de Variância Permutacional [Permutational Analysis of Variance - PERMANOVA (Anderson et al., 2008)]. A Análise de Componentes Principais (Principal Component Analysis - PCA) foi utilizada para ordenação dos pontos de coletas nos estuários de acordo com as variáveis físicas e químicas da água (temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, clorofila-*a*, fósforo total, nitrato, nitrito, amônia e matéria orgânica).

Analisaram-se diferenças significativas nos índices de diversidade taxonômica e funcional entre os estuários (três fatores: Paraíba do Norte, Mamanguape e Passos) e zonas

estuarinas através da PERMANOVA (quatro fatores: Z1, Z2, Z3 e Z4), considerando 9999 permutações. A análise RLQ (R = matriz ambiental; L = matriz de táxon; Q = matriz de características funcionais) foi utilizada para verificar as relações das características funcionais dos macroinvertebrados com a cobertura e uso do solo (Dolédec et al., 1996). A RLQ ordena as três matrizes separadamente. A primeira ordenação é realizada na matriz de táxon por meio de uma Análise de Correspondência (COA); a segunda ordenação engloba os resultados da COA com a matriz ambiental através de uma PCA; por fim, a terceira ordenação correlaciona a matriz de características funcionais com a COA através de uma análise de Correspondência Difusa (FCA) (Dolédec et al., 1996). Todos os testes estatísticos foram realizados através do software R, versão 4.0.3 (The R Foundation, 2016) e considerou-se o nível de significância 5% (Zar, 1996).

Uso do solo e variáveis físicas e químicas da água nos estuários

Os tipos de cobertura e uso do solo no raio de 500 m à borda dos três estuários analisados diferem significativamente entre estuários (PERMANOVA: $F_{2,11} = 3,77$; $p = 0,02$) e zonas estuarinas (PERMANOVA: $F_{3,11} = 5,91$; $p = 0,0008$) (Figura 7.4). O estuário Mamanguape apresenta a maior área de mangue que correspondeu a 70% da área avaliada, seguido pelo estuário Paraíba do Norte (53%) e Passos (42%) (Figura 7.4; Tabela 7.3). Contudo, no estuário Mamanguape foi registrado tipos de cobertura e uso antrópico do solo como agricultura (16%), carcinicultura (3%) e área urbana (1%) (Figura 7.4; Tabela 7.3). No estuário do Passos foi verificada a maior área de agricultura e carcinicultura que corresponderam a 25% e 5%,

respectivamente. O sistema estuarino com maior área urbana em seu entorno foi o estuário Paraíba do Norte, representando cerca de 21% da área analisada. Nos três estuários analisados, o principal tipo de agricultura foi o cultivo da cana-de-açúcar.

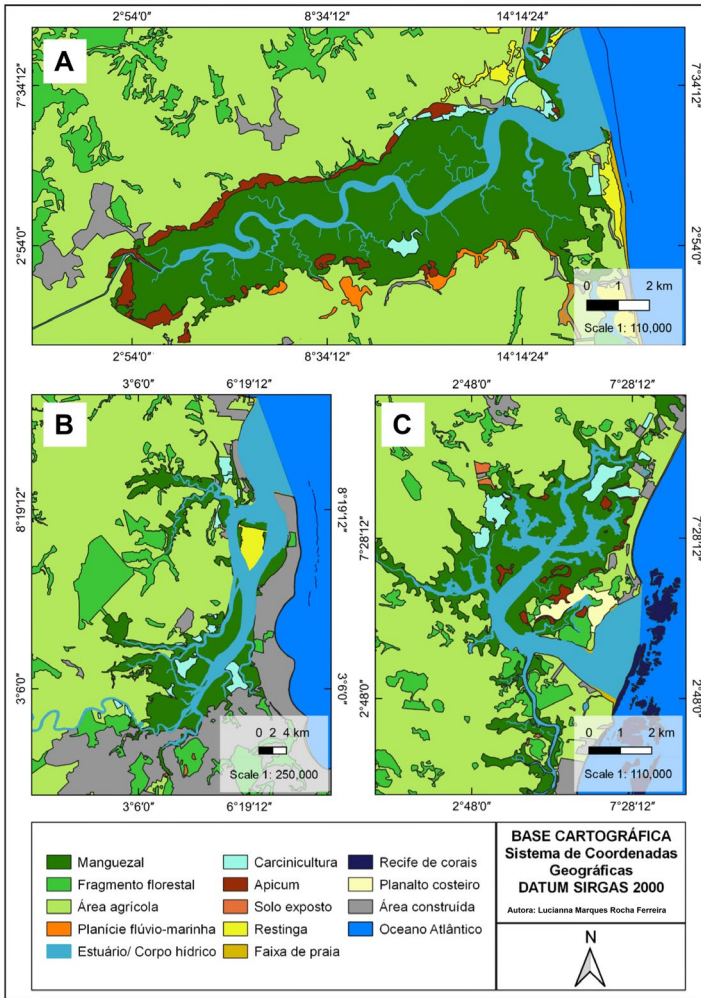


Figura 7.4. Mapa de cobertura e uso do solo no ano de 2016 dos estuários Mamanguape (A), Paraíba do Norte (B) e Passos (C).

Tabela 7.3. Valores da área absoluta (hectare) e relativa (%) dos tipos de cobertura e uso do solo no raio de 500 m da borda dos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte e Passos.

Tipo de cobertura e uso do solo	Mamanguape		Paraíba do Norte		Passos	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Agricultura	98,27	16,67	172,39	11,08	82,10	25,95
Apicum	17,41	3,95	–	–	9,18	1,58
Área urbana	9,81	1,27	207,99	21,18	13,95	3,68
Canais de maré	12,75	1,59	54,55	4,19	28,15	4,86
Carcinicultura	31,45	3,05	25,18	3,11	31,77	4,94
Faixa praial	18,85	0,95	48,89	0,68	17,84	3,15
Fragmento Florestal	1,58	0,10	34,48	2,70	41,44	9,19
Manguezal	485,03	70,62	415,96	53,49	169,53	42,03
Restinga	35,10	1,77	256,01	3,56	–	–
Tabuleiro	–	–	–	–	50,22	4,60

Traço (–): Simboliza uso do solo não encontrado.

Para todos os estuários, as zonas 2 e 3 apresentaram maiores proporções de mangue, e as zonas 1 e 4 apresentaram maiores proporções de atividades antrópicas (Figura 7.5). No estuário Mamanguape a zona 1 apresentou maior proporção de agricultura, e na zona 4, além de agricultura, apresentou, também, carcinicultura e área urbana. No Paraíba do Norte a zona com maiores proporções de agricultura e de carcinicultura foi a zona 1, e a zona 4 constituída de áreas urbanas. No estuário Passos a zona 1 apresentou maior área de carcinicultura, e a zona 4 com maior proporção de agricultura e área urbana, sem apresentar áreas de mangue.

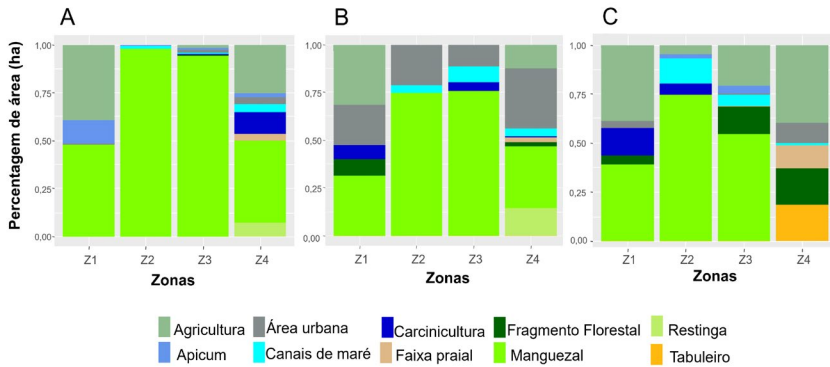


Figura 7.5. Percentagem de cobertura e uso do solo entre as zonas estuarinas no ano de 2016 dos estuários Mamanguape (A); Paraíba do Norte (B); Passos (C). Ilustração: Lucianna Marques Rocha Ferreira.

Os impactos da atividade agrícola e da urbanização são os mais representativos nos estuários avaliados e podem ameaçar a estabilidade ecológica desses sistemas, uma vez que aumentam a emissão de poluentes primários nos corpos d'água (partículas sólidas e matéria orgânica ligada a nutrientes e tóxicos), via escoamento agrícola e descarga de esgotos (Jacobson, 2011; Wijesiri et al., 2016; Zhang et al., 2021).

Nos estuários Mamanguape e Passos, a variação das condições físicas e químicas da água foi similar, embora a salinidade fosse consideravelmente maior no estuário Passos, enquanto, no estuário Mamanguape verificou-se maior teor de matéria orgânica no sedimento. No estuário Paraíba do Norte, houve nítida diferença nas concentrações das variáveis físicas e químicas da água distribuídas ao longo do estuário, e apresentou as maiores concentrações de nitrato, nitrito, amônia, fósforo total (Figura 7.6; Tabela 7.4). Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 52% da ordenação das variáveis físicas e químicas nos três estuários (Figura 7.6). Todas as variáveis físicas e químicas analisadas diferem significativamente entre os estuários, exceto a clorofila- α (Tabela 7.4).

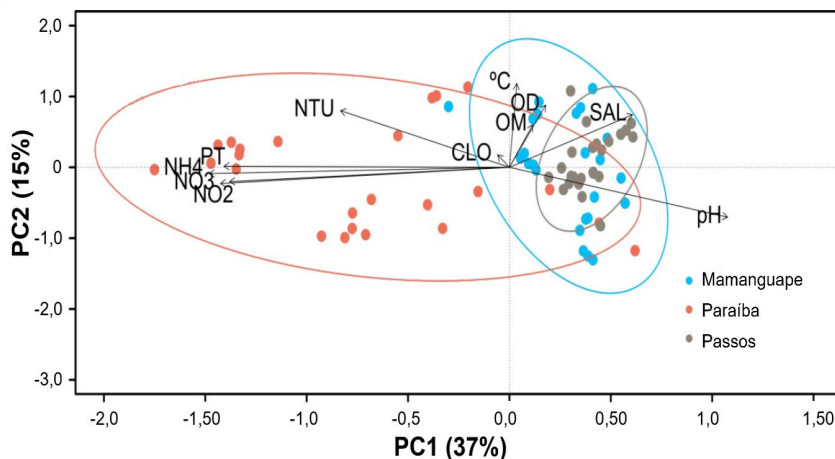


Figura 7.6. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis distribuídas ao longo do componente principal 1 (PC1) e componente principal 2 (PC₂): turbidez (NTU), fósforo total (PT), amônia (NH₄), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), clorofila-a (CLO), temperatura (°C), oxigênio dissolvido (OD), salinidade (SAL), pH (pH) e matéria orgânica nos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte e Passo.

Tabela 7.4. Valores médios das variáveis físicas e químicas analisadas nos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte e Passos. (PERMANOVA: Permutational Analysis of Variance).

Variáveis físicas e químicas da água	Mamanguape	Paraíba	Passos	PERMANOVA ⁽¹⁾ (estuários)
Temperatura (°C)	26,6	26,6	28,0	F_{2,65}: 37,46; p = 0,0001
pH	7,8	7,6	8,1	F_{2,65}: 18,05; p = 0,0001
Turbidez (UNT)	71,6	94,2	40,6	F_{2,65}: 5,09; p = 0,004
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9,1	7,2	6,2	F_{2,65}: 14,29; p < 0,0001
Salinidade (%)	23,8	24,4	37,3	F_{2,65}: 19,09; p = 0,0001
Clorofila-a (µg/L)	4,7	4,6	4,7	F _{2,65} : 1,65; p = 0,1
Fósforo total (µg/L)	132,8	430,9	93,9	F_{2,65}: 39,57; p = 0,0001
Nitrato (NO ₃ -µg/L)	31,3	266,1	18,2	F_{2,65}: 39,59; p = 0,0001
Nitrito (NO ₂ -µg/L)	7,2	286,3	3,6	F_{2,65}: 76,34; p = 0,0001
Amônia (NH ₄ - µg/L)	37,0	500,1	23,5	F_{2,65}: 39,38; p = 0,0001
Matéria orgânica (gAFDW)	0,16	0,08	0,06	F_{2,65}: 2,87; p = 0,04

⁽¹⁾Em negrito: variáveis que diferiram significativamente entre os estuários (PERMANOVA p ≤ 0,05).

Influência do uso do solo sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Nos três estuários estudados, registraram-se 2.766 organismos, sendo 1.208 pertencentes ao Filo Annelida, distribuídos em 74 táxons e 1.558 espécimes do Filo Mollusca, distribuídos em 49 táxons (Apêndice B - Tabela 1.B7). Os estuários estudados encontram-se sujeitos a diferentes proporções de uso do solo, o que afetou a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. No estuário Mamanguape foram encontrados 615 organismos distribuídos em 55 táxons, sobressaindo o gênero *Laeonereis* (Hartman, 1945) sp. (Polychaeta: Nereididae) quanto à abundância de indivíduos. No estuário Paraíba do Norte, foram registrados 737 organismos pertencentes a 87 táxons, sendo o gênero *Callista* (Poli, 1791) sp. (Bivalvia: Veneridae) o mais abundante. No estuário Passos, coletou-se 51,12% (1.414 organismos) dos indivíduos amostrados para os três estuários analisados, distribuídos em 93 táxons e dentre eles o gênero *Caecum* (Fleming, 1813) sp. (Gastropoda: Caecidae) apresentou maior abundância absoluta de indivíduos. A dominância pelos gêneros *Laeonereis* e *Lumbrineris* pode refletir impactos nos ambientes aquáticos, visto que estes organismos são frequentemente encontrados em estuários com altos níveis de enriquecimento orgânico (Nóbrega-Silva et al., 2016).

O estuário Paraíba do Norte apresentou a maior cobertura e uso do solo de área urbana e as maiores concentrações de nutrientes e turbidez, resultante da entrada de esgoto proveniente da ocupação humana em suas margens. A entrada de esgoto nos ecossistemas costeiros é tida como um dos principais impactos que pode eliminar espécies sensíveis e favorecer espécies generalistas e tolerantes, causando danos ao ecossistema (Borja et al., 2003).

A diversidade taxonômica e funcional da macrofauna bentônica foi mais elevada no estuário Passos, exceto na zona 4 (Figura 7.7). A Riqueza taxonômica apresentou diferenças significativas entre os estuários (PERMANOVA: $F_{2,61}$: 7,28; $p = 0,001$) e zonas (PERMANOVA: $F_{6,61}$: 3,36; $p = 0,007$). A Riqueza funcional foi diferente entre os estuários (PERMANOVA: $F_{2,61}$: 19,17; $p = 0,001$), porém, não entre as zonas de amostragem (PERMANOVA: $F_{6,61}$: 1,27, $p = 0,2$). A Entropia quadrática de Rao foi significativamente diferente entre os estuários (PERMANOVA: $F_{2,61}$: 4,80; $p = 0,01$) e zonas (PERMANOVA: $F_{6,61}$: 3,48; $p = 0,004$), assim como o índice de Diversidade de Simpson (estuários: PERMANOVA: $F_{2,61}$: 2,92; $p = 0,05$; zonas de amostragem: PERMANOVA: $F_{6,61}$: 3,16; $p = 0,009$).

Sabe-se que os manguezais são vitais nas regiões intertidais, servindo como áreas de recursos abundantes, viveiros e criadouros para várias espécies, inclusive os macroinvertebrados bentônicos (Nagelkerken et al., 2008; Leung; Cheung, 2017). No entanto, o efeito positivo dos manguezais sobre a comunidade macrobentônica pode ser superado pelo efeito negativo dos impactos antrópicos oriundo da rede de drenagem (Rakocinski et al., 2000; Leung; Cheung, 2017). Um estudo realizado na China em áreas de reserva natural de manguezais mostrou que as áreas de mangue podem aumentar a diversidade taxonômica e funcional da macrofauna bentônica, contudo a poluição dessas áreas leva a dominância de características funcionais típicas tolerantes: tamanho muito pequeno, estratégia alimentar de suspensão, vida curta a média e desenvolvimento direto (Leung; Cheung, 2017), resultados semelhantes ao encontrado nos estuários Paraíba do Norte e Passos.

Nos estuários Mamanguape e Paraíba do Norte, a riqueza taxonômica e funcional da comunidade macrobentônica exibiu

um gradiente espacial, apresentando, geralmente, menor riqueza nas zonas 1 e 2 e maior riqueza nas zonas 3 e 4 (Figura 7.7A e 7.7B). Padrão similar foi observado na diversidade de Simpson e Rao (Figura 7.7C e 7D). No estuário Passos, não foi constatada a presença de gradiente espacial de diversidade, de modo que os valores dos índices se mantiveram constantes e altos ao longo de todas as zonas amostrais.

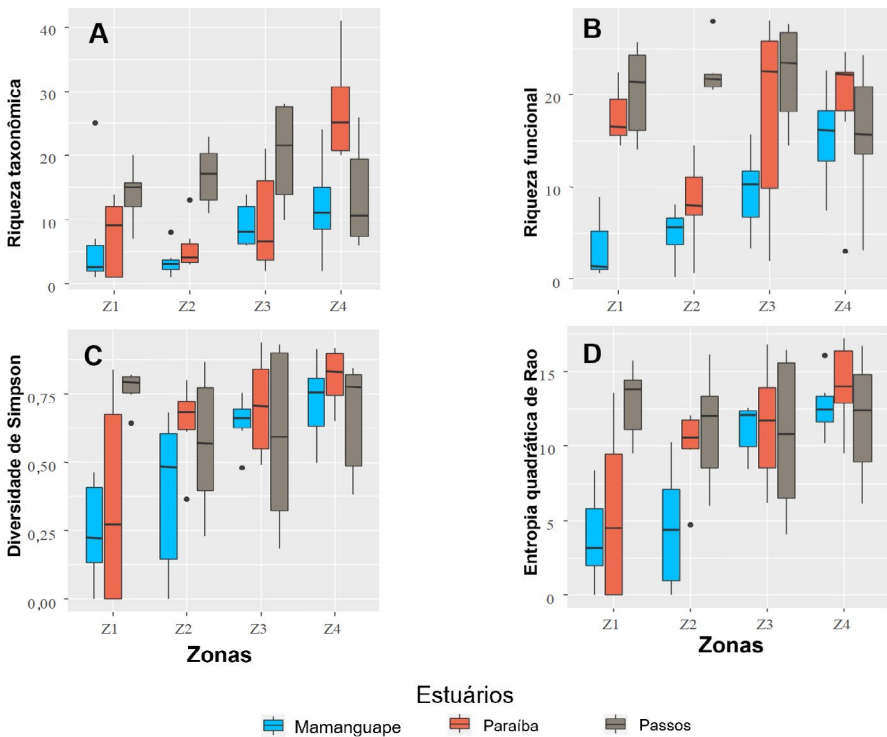


Figura 7.7. Variação da Riqueza Taxonômica (A), Riqueza Funcional (B), Diversidade de Simpson (C) e Entropia Quadrática de Rao (D) entre as zonas estuarinas de amostragem (Z1, Z2, Z3 e Z4) nos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte e Passos. (Barras superiores e inferiores refletem os limites dos dados; parte inferior da caixa é o primeiro quartil; mediana representada pela linha que corta a caixa, e a parte superior da caixa representa o terceiro quartil).

O estuário Mamanguape encontra-se inserido em uma Área de Proteção Ambiental (APA) e apresenta a maior área de manguezal dentre os estuários avaliados. Contudo, a legislação vigente permite o desenvolvimento de atividades antrópicas e exploração de recursos nas APAs desde que de forma sustentável. É possível notar que as proporções de áreas para agricultura e carcinicultura nos estuários localizados nas APAs (Mamanguape e Passos) são semelhantes em relação ao estuário não protegido (estuário Paraíba do Norte), um alerta de que é necessária uma gestão mais efetiva dessas áreas. No estuário Mamanguape foi identificadas fontes de poluição como depósitos de resíduos sólidos e despejo de esgotos domésticos e industriais sem tratamento (Rodrigues et al., 2008). Além disso, foi encontrado metais pesados no sedimento e em espécimes de peixes, crustáceos e moluscos, com origem, possivelmente, dos agroquímicos utilizados no cultivo da cana-de-açúcar e representam riscos à biota estuarina e à saúde humana (Pereira et al., 2020).

O primeiro e segundo eixos da RLQ explicaram 86% da ordenação das características funcionais em relação à cobertura e uso do solo nos estuários (Figura 7.8). As características funcionais mais relacionadas com as áreas de manguezal foi o modo alimentar predador, massa corporal pequeno e médio, principalmente no estuário Mamanguape (Figura 7.8). A relação de características funcionais sensíveis a impactos, como o modo alimentar predador e desenvolvimento lecitotrófico, nas áreas de manguezal no estuário Mamanguape reforçam a importância do mangue para a preservação da diversidade nos ecossistemas estuarinos.

No estuário Paraíba do Norte é possível observar a relação de organismos suspensívoros e massa corporal grande (Figura 7.8). Essas características funcionais, geralmente, estão associadas a uma estratégia de lidar com distúrbios

ambientais, que ocasionam o sucesso das espécies em ambientes sujeitos a perturbação, como descrito em outros estudos (Borja et al., 2003; Dolbeth et al., 2015; Zhang et al., 2021). A alta abundância de macroinvertebrados bentônicos de massa corporal grande no estuário Paraíba do Norte pode estar associada ao incremento da biomassa dos organismos suspensívoros que se alimentam de material orgânico, finamente particulado em alta demanda, devido ao tipo de cobertura e uso do solo predominante, que foi a urbanização, em que há maior entrada de esgotos. Dessa forma, além da importância em preservar áreas de manguezais, é necessário, também, fazer o controle das fontes de impacto. No estuário Passos, sobressaiu à cobertura e o uso do solo agrícola relacionando-se com organismos de massa corporal muito pequeno (Figura 7.8).

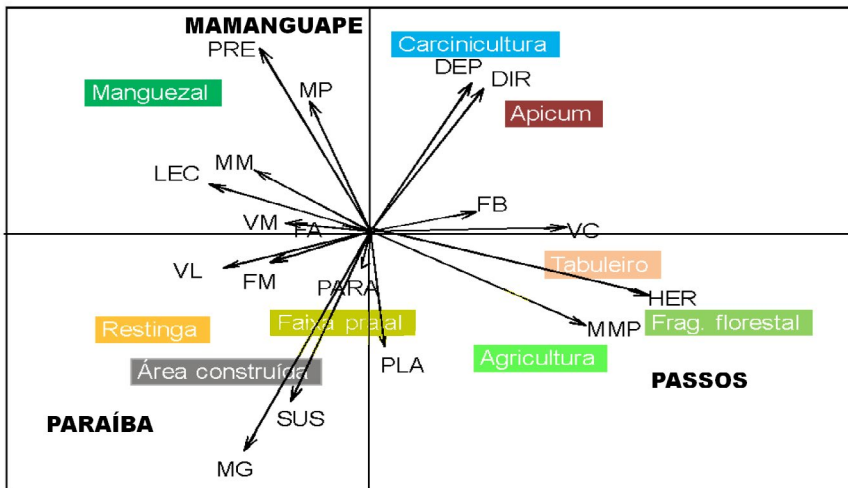


Figura 7.8. Relação das características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos com a cobertura e uso do solo nos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte e Passos. PRE, predador; DEP, depositívoro; SUS, suspensívoro; HER, herbívoro; PARA, parasita; MMP, massa corporal muito pequeno; MP, massa corporal pequeno; MM, massa corporal médio; MG, massa corporal grande; VC, vida curta; VM, vida média; VL, vida longa; LEC, lecitotrófico; PLA, planctotrófico; DIR, direto; FB, fecundidade baixa; FM, fecundidade médio; FA, fecundidade alta.

Apesar dos estuários Paraíba do Norte e Passos apresentarem maior proporção de cobertura e uso antrópico do solo, esses estuários apresentaram maior diversidade taxonômica e funcional em relação ao estuário mais preservado, o que refuta parte da nossa hipótese de que os estuários com maior cobertura e uso antrópico do solo apresentam menor diversidade taxonômica e funcional. Contudo, as diversidades taxonômica e funcional nesses estuários são reflexos da alta abundância de organismos com características funcionais que se relacionam a impactos e refletem tolerância. Isso mostra a importância da análise das características funcionais, uma vez que elevados valores de diversidade podem mascarar a identidade funcional dos organismos. É possível notar que no estuário Passos (estuário com maior diversidade) há uma diminuição da diversidade mensurada por todos os índices na zona 4. Vale destacar que esta zona não apresentou manguezal em sua cobertura e uso do solo. Esse fato reforça ainda mais o valor das áreas de mangue para a manutenção da diversidade estuarina. A perda de manguezais pode levar a alterações na comunidade macrobentônica, com consequências em funções ecológicas como fluxo de energia e produtividade (Leung; Cheung, 2017).

Considerações finais

O uso do solo com alta intervenção antrópica (área urbana, carcinicultura e agricultura) exerceu efeito sobre a dominância de macroinvertebrados bentônicos que apresentam características funcionais que conferem tolerância a impactos. As áreas de manguezais mostraram grande relevância para a presença de espécies sensíveis e manutenção da diversidade biológica. Medidas de manejo

ambiental eficaz devem ser tomadas considerando a bacia hidrográfica em que o estuário está inserido, visto que o impacto antrópico ao longo de toda a bacia hidrográfica pode afetar diretamente os estuários através do carreamento de poluentes, nutrientes e sedimentos. É imprescindível a conservação e/ou preservação das áreas naturais à margem dos estuários e mitigar os impactos das atividades antrópicas para a manutenção da diversidade estrutural e funcional dos ecossistemas estuarinos. Sendo assim, sugere-se medidas conservacionistas e sustentáveis como tratamento de efluentes, reflorestamento das áreas de mangue, controle das atividades de agricultura e carcinicultura, planejamento territorial da ocupação humana, e que se respeite os limites das Áreas de Preservação Permanente.

Referências

ALMEIDA, N. V.; MEDEIROS, I. dos S.; FREIRES, J. de L.; DANTAS, M. de S. Ecodinâmica e vulnerabilidade ambiental de uma sub-bacia inserida em uma Área de Proteção Ambiental. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, p. 296-309, 2018. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.3.3.2018.1985.296-309>.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

AMARAL, A. C. Z.; NONATO, E. F. **Annelida Polychaeta**: características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 1996.

ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, K. **PERMANOVA+ for PRIMER**: guide to software and statistical methods. Plymouth: Primer-e, 2008. 218 p.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F. D.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZI, T.; FABRÉ, N. N.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America:

a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x>.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; MONICA, F. C. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in south American estuaries. **Science of The Total Environment**, v. 51, p. 1199-1218, 2019. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.09.276](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276).

BARROS, F.; BLANCHET, H.; HAMMERSTROM, K.; SAURIAU, P.; OLIVER, J. A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 149, p. 223-231, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.08.025>.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>.

BASSET, A.; ELLIOTT, M.; WEST, R. J.; WILSON, J. G. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 132, n. 1, p. 1-4, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.018>.

BRASIL. Decreto nº 924, de 10 de setembro de 1993. Cria a Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape no Estado da Paraíba e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 set. 1993.

BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **Bioscience**, v. 51, p. 633-641, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2).

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Iowa: WC Brown Company Publishers, 1984. p. 226.

BORJA, A.; MUXIKA, I.; FRANCO, J. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 7, p. 835-845, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00090-0).

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 5, p. 533-540, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>.

CAMARGO, M. Z.; SANDRINI-NETO, L.; CARREIRA, R. S.; CAMARGO, M. G. Effects of hydrocarbon pollution in the structure of macrobenthic assemblages from two large estuaries in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, n. 1-2, p. 66-76, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.074>.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE. **Diagnóstico sócio ambiental do Litoral Norte - CPRH**. Recife: Publicações CPRH, 2003. 214 p. (Agenda 21 Pernambuco. (Fórum Estadual da Agenda 21 de Pernambuco).

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; DE BELLO, F.; QUÉTIER, F.; GRIGULIS, K.; ROBSON, T. M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 52, p. 20684-20689, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>.

DOLBETH, M.; DOLÉDEC, S.; PARDAL, M. Â. Relationship between functional diversity and benthic secondary production in a disturbed estuary. **Marine Ecology Progress Series**, v. 539, p. 33-46, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps11473>.

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; TER BRAAK, C. J.; CHAMPELY, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 3, n. 2, p. 143-166, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02427859>.

DUARTE, R. C. de S.; BARROS, G. de; MILESI, S. V.; DIAS, T. L. P. Influence of macroalgal morphology on the functional structure of molluscan community from hypersaline estuary. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 4, p. 1107-1119, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04171-3>.

EDGAR, G. J.; BARRETT, N. S.; GRADDON, D. J.; LAST, P. R. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. **Biological Conservation**, v. 92, n. 3, p. 383-397, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00111-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00111-1).

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 94, n. 4, p. 306-314, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>.

FAUCHALD, K.; JUMARS, P. A. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, v. 17, 193-284, 1979.

FAULWETTER, S.; FAULWETTER, M. S.; MARKANTONATOU, M. V.; PAVLOUDI, M. C.; PAPAGEORGIOU, N.; KEKLIKOGLOU, M. K.; CHATZINIKOLAOU, E.; PAFILIS, E.; CHATZINIKOLAOU, G.; VASILEIADOU, K.; DAILIANIS, K.; FANINI, L. F.; ARVANITIDIS, C. Polytraits: a database on biological traits of marine polychaetes. **Biodiversity Data Journal**, v. 2, p. 1024, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3897/BDJ.2.e1024>.

FU, H.; ZHONG, J.; YUAN, G.; NI, L.; XIE, P.; CAO, T. Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 9, p. 1516-1523, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.1022>.

GAGIC, V.; BARTOMEUS, I.; JONSSON, T.; TAYLOR, A.; WINQVIST, C.; FISCHER, C.; SLADE, E. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; EMMERSON, M.; POTTS, S. G.; TSCHARNTKE, T.; WEISSER, W.; BOMMARCO, R. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, 20142620, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>.

GUSMÃO, J. B.; BRAUKO, K. M.; ERIKSSON, B. K.; LANA, P. C. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 65-75, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.003>.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; MILLÁN, A.; VELASCO, J.; VAUGHAN, I. P.; ORMEROD, S. J. Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 7, p. 796-805, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12060>.

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, p. 151-158, 1992. DOI: <https://doi.org/10.2307/5518>.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-0922>.

IBGE. **Banco de Metadados 2013**. Disponível em: <http://www.metadados.ibge.gov.br/detalhePesquisa.aspx?cod=ER>. Acesso em: 5 jul. 2021.

ICMBIO. **Plano de manejo**: área de proteção ambiental da Barra do Rio Mamanguape: área de relevante interesse ecológico de manguezais da Foz do Rio Mamanguape. Brasília, DF, 2014. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-da-barra-do-rio-mamanguape/arquivos/apa_arie_manguezais_mamanguape2014.pdf. Acesso em: 12 out. 2020.

JACOBSON, C. R. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 6, p. 1438-1448, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.018>.

JENSEN, J. R. **Remote sensing of the environment**: an earth resource perspective. 2. ed. Nova Jersey: Pearson Prentice-Hall, 2006. 592 p.

JUMARS, P. A.; DORGAN, K. M.; LINDSAY, S. M. Diet of worms emended: an update of polychaete feeding guilds. **Annual Review of Marine**

Science, v. 7, n.1, p. 497-520, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-020007>.

KAISER, M. J.; ATTRILL, M. J.; JENNINGS, S.; THOMAS, D. N.; BARNES, D. K. **Marine ecology**: processes, systems, and impacts. Oxford: Oxford University Press. 2011. 557 p.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B.; LALIBERTÉ, M. E. **Package 'FD'**: Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology, 2014.

LA NOTTE, A.; D'AMATO, D.; MÄKINEN, H.; PARACCHINI, M. L.; LIQUETE, C.; EGOH, E.; GENELETTI, D.; CROSSMAN, N. D. Ecosystem services classification: a systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392 - 402, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>.

LAVOREL, S.; GRIGULIS, K. How fundamental plant functional trait relationships scale up to trade-offs and synergies in ecosystem services. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 128-140, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x>.

LEUNG, J. Y.; CHEUNG, N. K. Can mangrove plantation enhance the functional diversity of macrobenthic community in polluted mangroves? **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1-2, p. 454-461, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.043>.

LEUVEN, R. S.; BROCK, T.; VAN DRUTEN, H. A. Effects of preservation on dry-and ash-free dry weight biomass of some common aquatic macro-invertebrates. **Hydrobiologia**, v. 127, n. 2, p. 151-159, 1985.

LOPES, C. L.; SILVA, P. A.; DIAS, J. M.; ROCHA, A.; PICADO, A.; PLECHA, S.; FORTUNATO, A. B. Local sea level change scenarios for the end of the 21st century and potential physical impacts in the lower Ria de Aveiro (Portugal). **Continental Shelf Research**, v. 31, n. 14, p. 1515-1526, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2011.06.015>.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations 1. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>.

MARCELINO, R. L.; SASSI, R.; CORDEIRO, T. A.; COSTA, C. F. Uma abordagem sócio-econômica e sócio-ambiental dos pescadores artesanais e outros usuários ribeirinhos do Estuário do Rio Paraíba do Norte, estado da Paraíba. **Tropical Oceanography**, v. 33, n. 2, p. 179-192, 2005. DOI: <https://doi.org/10.5914/tropocean.v33i2.5061>.

MARLIN. **BIOTIC - Biological Traits Information Catalogue**. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom, 2006. Disponível em: <https://www.marlin.ac.uk/>. Acesso em: 5 ago. 2018.

MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and**

Evolution, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>.

MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. 3. ed. Oxford: Oxford University Press, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001>.

MCNAUGHTON, C. E. **Link flow, nutrients and fish: an integrated approach to estuary management**. 2019. 223 f. Tese (Doutorado em Filosofia) - Monash University, Melbourne, Australia. DOI: <https://doi.org/10.26180/5c6b2b9f6ad01>.

MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS one**, v.11, n. 9, e0161082, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161082>.

MEDEIROS, C. R.; HEINO, J.; DOS SANTOS, P. J. P.; MOLOZZI, J.; LIGEIRO, R. Spatial scale drives diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 3, p. 727-739, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.11636>.

MOKANY, K.; ASH, J.; ROXBURGH, S. Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 5, p. 884-893, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01395.x>.

NAGELKERKEN, I. S. J. M.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J. O.; PAWLIK J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 155-185, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>.

NÓBREGA-SILVA, C.; PATRÍCIO, J.; MARQUES, J. C.; OLÍMPIO, M. dos S.; FARIAS, J. N. B.; MOLOZZI, J. Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients? **Acta Oecologica**, v. 77, p. 50-58, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.08.009>.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 612 p.

OKSANEN, J. **Constrained Ordination: Tutorial with R and vegan**. R-Package Vegan, jan. 2012. p. 1-10.

OLSGARD, F.; SOMERFIELD, P. J. Surrogates in marine benthic investigations-which taxonomic unit to target? **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 7, n. 1, p. 25-42, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009967313147>.

PACHECO, A. S.; GONZÁLEZ, M. T.; BREMNER, J.; OLIVA, M.; HEILMAYER, O.; LAUDIEN, J.; RIASCOS, J. M. Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. **Helgoland Marine Research**, v. 65, n. 3, p. 413, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10152-010-0238-8>.

PEREIRA, E. D. A. A.; DE PAIVA, W.; MOLOZZI, J.; LOPES, W. S. Sediment and tissue analysis for metals in a tropical estuary. **Regional Studies in Marine Science**, v. 38, 101358, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101358>.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, n. 3, p. 497-500, 2010. DOI: [10.1016/j.ecss.2010.01.021](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.021).

PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint. In: LAUFF, G.H. (ed.). **Estuaries**. Washington, DC: American Association for the Advancement of Science, 1967. v. 1, p. 149-176.

QUEIROZ, R. N. M.; SILVA, P. M. da; DESOUSA, A. M.; SILVA, L. B.; DIAS, T. L. P. Effects of environmental factors on the distribution of the exotic species *Mytilopsis sallei* (Récluz, 1849) (Bivalvia: Dreissenidae) on the Northeast coast of Brazil. **Journal of Sea Research**, v. 165, 101954, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2020.101954>.

RAKOCINSKI, C. F.; BROWN, S. S.; GASTON, G. R.; HEARD, R. W.; WALKER, W. W.; SUMMERS, J. K. Species-abundance-biomass responses by estuarine macrobenthos to sediment chemical contamination. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 7, n. 3, p. 201-214, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009931721009>.

RANASINGHE, R.; DUONG, T.; UHLENBROOK, S.; ROELVINK, D.; STIVE, M. Climate change impact assessment for inlet-interrupted coastlines. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 1, p. 83-87, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1664>.

RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I. A.; BUSCHINELLI, C. D. A.; QUEIROZ, J. F. de.; FRIGHETTO, R. T. S.; ANTUNES, L. R.; RODOVALHO, R. B. **Gestão ambiental territorial na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape (PB)**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 89 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 50).

RODRIGUES, M. A.; ORTEGA, I.; D'INCAO, F. The importance of shallow areas as nursery grounds for the recruitment of blue crab *Callinectes sapidus* juveniles in subtropical estuaries of Southern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, n. 5, v. 25, p. 100492, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.100492>.

ROSCHE, C.; SCHUMACHER, J.; GUBSCH, M.; LIPOWSKY, A.; WEIGELT, A.; BUCHMANN, N.; BERNHARD, S.; SCHULZE, E. D. Using plant functional traits to explain diversity-productivity relationships. **PLoS One**, v. 7, n. 5, e36760, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036760>.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **NASA Special Publications**, v. 351, n. 1, p. 309, 1974.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.;

KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>.

SCHÜLLER, M.; EBBE, B.; WÄGELE, J. W. Community structure and diversity of polychaetes (Annelida) in the deep Weddell Sea (Southern Ocean) and adjacent basins. **Marine Biodiversity**, v. 39, n. 2, p. 95-108, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12526-009-0009-4>.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. 2. ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, 1972. 310 p.

THE R FOUNDATION. **R Core Team (2016) R: a language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2016. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 14 mar. 2013.

TUNNELL, J. W. **Encyclopedia of Texas seashells: identification, ecology, distribution, and history**. Texas: Texas A&M University Press, 2010. 512 p.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **GloVis: global visualization viewer**. Disponível em: <http://glovis.usgs.gov/>. Acesso em: jun. 2020.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Using the USGS Landsat 8 Product**. 2016. Disponível em: <https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/using-usgs-landsat-level-1-data-product>. Acesso em: 10 set. 2016.

VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; SMITH, C. J.; DOLBETH, M.; SIMONE, L. R. L.; MARQUES, J. C.; MOLOZZI, J.; MEDEIROS, C. R. F.; PATRÍCIO, J. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 187, p. 62-73, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.12.019>.

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; FONSECA, V.; MAIA, A.; RUANO, M.; FRANÇA, S.; VINAGRE, C.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: a multi-metric index and conceptual approach. **Science of the Total Environment**, v. 374, n. 2-3, p. 199-215, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.048>.

VILLÉGER, S.; NOVACK-GOTTSHALL, P. M.; MOUILLOT, D. The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. **Ecology Letters**, v. 14, n. 6, p. 561-568, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01618.x>.

WANG, Q.; LI, Y.; WANG, Y. Optimizing the weight loss-on-ignition methodology to quantify organic and carbonate carbon of sediments from diverse sources. **Environmental monitoring and assessment**, v. 174, n. 1, p. 241-257, 2011.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960. DOI: <https://doi.org/10.2307/1943563>.

WIJESIRI, B.; EGODAWATTA, P.; MCGREE, J.; GOONETILLEKE, A. Understanding the uncertainty associated with particle-bound pollutant build-up and wash-off: A critical review. **Water Research**, v. 101, p. 582-596, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.013>.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. London: Prentice-Hall, 1999. 663 p.

ZHANG, Y.; LEUNG, J. Y.; ZHANG, Y.; CAI, Y.; ZHANG, Z.; LI, K. Agricultural activities compromise ecosystem health and functioning of rivers: Insights from multivariate and multivariate analyses of macroinvertebrate assemblages. **Environmental Pollution**, v. 275, p. 116655, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116655>.

Apêndice A - Concentrações de salinidade nos estuários

Tabela 1.A7. Concentrações de salinidade (ppt) nos estuários do Rio Mamanguape, Paraíba do Norte e Passos durante a coleta I (junho 2016) e coleta II (fevereiro 2017). Pontos amostrais ordenados da montante (drenagem continental) para jusante (próximo ao mar).

Pontos	Mamanguape		Paraíba		Passos	
	Coleta I	Coleta II	Coleta I	Coleta II	Coleta I	Coleta II
1	5	10	3	10	35	31
2	8	17	6	15	35	40
3	6	19	14	20	35	41
4	14	25	17	20	35	41
5	14	24	19	23	35	34
6	16	25	21	25	35	41
7	24	26	28	28	35	41
8	25	30	30	28	25	40
9	25	31	34	29	36	40
10	30	40	35	35	40	40
11	38	40	35	36	40	40
12	39	40	36	38	40	41

Apêndice B - Lista de espécimes nos estuários

Tabela 1.B7. Lista de espécimes da macrofauna bentônica e suas respectivas abundâncias absolutas, coletados nos estuários Mamanguape, Paraíba do Norte e Passos.

Filo, Família e Gênero dos Espécimes	Mamanguape	Paraíba	Passos
Annelida			
Polychaeta			
<i>Alitta</i> (Kinberg, 1865)	–	6	2
<i>Amphictene</i> (Savigny, 1822)	–	1	–
<i>Anoplosyllinae</i> (Aguado & San Martín, 2009)	–	–	1
<i>Aricidea</i> (Webster, 1879)	3	1	1
<i>Armandia</i> (Filippi, 1861)	14	1	9
<i>Boccardia</i> (Carazzi, 1893)	–	1	1
<i>Cabira</i> (Webster, 1879)	–	2	2
<i>Capitella</i> (Blainville, 1828)	1	1	15
<i>Ceratocephale</i> (Malmgren, 1867)	–	1	–
<i>Ceratonereis</i> (Kinberg, 1865)	–	–	2
<i>Chone</i> (Krøyer, 1856)	–	–	1
Cirratulidae (Ryckholt, 1851)	11	18	20
<i>Clymenella</i> (Verrill, 1873)	–	1	1
<i>Cossura</i> (Webster & Benedict, 1887)	1	1	–
<i>Diopatra</i> (Audouin & Milne Edwards, 1833)	–	13	5
<i>Dorvillea</i> (Parfitt, 1866)	–	7	19
<i>Drilonereis</i> (Claparède, 1870)	–	–	1
<i>Eteone</i> (Savigny, 1822)	–	2	–
<i>Euclymene</i> (Verrill, 1900)	2	15	–
<i>Eumida</i> (Malmgren, 1865)	1	–	–
<i>Euphionella</i> (Monro, 1936)	1	–	–
<i>Exogone</i> (Ørsted, 1845)	1	1	42
<i>Glycera</i> (Lamarck, 1818)	9	6	3
<i>Glycinde</i> (Müller, 1858)	29	26	22
<i>Goniada</i> (Audouin & H Milne Edwards, 1833)	1	–	–
<i>Goniadides</i> (Hartmann-Schröder, 1960)	2	9	15
<i>Hemipodia</i> (Kinberg, 1865)	1	13	4
<i>Heteromastus</i> (Eisig, 1887)	2	21	22
<i>Heteropodarke</i> (Hartmann-Schröder, 1962)	–	–	1

Continua...

Tabela 1.B7. Continuação.

Filo, Família e Gênero dos Espécimes	Mamanguape	Paraíba	Passos
<i>Isolda</i> (Mueller, 1858)	–	7	3
<i>Kinbergonuphis</i> (Fauchald, 1982)	2	5	12
<i>Laeonereis</i> (Hartman, 1945)	150	26	28
<i>Lumbrineris</i> (Blainville, 1828)	120	37	1
<i>Lysarete</i> (Kinberg, 1865)	–	1	–
<i>Lysidice</i> (Lamarck, 1818)	1	1	33
<i>Magelona</i> (Müller, 1858)	6	25	7
Maldanidae (Malmgren, 1867)	–	1	–
<i>Marphysa</i> (Quatrefages, 1865)	–	–	1
<i>Mediomastus</i> (Hartman, 1944)	9	10	7
<i>Myrianida</i> (Edwards, 1845)	–	1	–
<i>Neanthes</i> (Kinberg, 1865)	–	5	–
Nereididae (Blainville, 1818)	–	7	–
<i>Nicolea</i> (Malmgren, 1866)	–	3	1
<i>Nothria</i> (Malmgren, 1867)	–	1	1
<i>Notomastus</i> (Sars, 1851)	1	2	4
<i>Odontosyllis</i> (Claparède, 1863)	–	–	1
<i>Owenia</i> (Chiaje, 1844)	1	22	1
<i>Oxydromus</i> (Grube, 1855)	–	–	1
<i>Paradoneis</i> (Hartman, 1965)	–	–	7
<i>Paraonis</i> (Grube, 1873)	5	–	–
<i>Pectinaria</i> (Lamarck, 1818)	–	2	–
Pectinariidae (Quatrefages, 1866)	–	1	–
<i>Periboeca</i> (Ehlers, 1864)	–	1	–
<i>Perinereis</i> (Kinberg, 1865)	–	3	–
<i>Pettiboneia</i> (Orensanz, 1973)	–	–	1
<i>Phyllodoce</i> (Lamarck, 1818)	1	–	1
<i>Pionosyllis</i> (Malmgren, 1867)	–	–	1
<i>Poecilochaetus</i> (Claparède & Ehlers, 1875)	–	1	1
Polynoidae (Kinberg, 1856)	–	–	1
<i>Polycirrus</i> (Grube, 1850)	–	2	1
<i>Prionospio</i> (Malmgren, 1867)	1	1	–
<i>Sabella</i> (Linnaeus, 1767)	–	1	–
<i>Sabellaria</i> (Lamarck, 1818)	–	2	–

Continua...

Tabela 1.B7. Continuação.

Filo, Família e Gênero dos Espécimes	Mamanguape	Paraíba	Passos
<i>Scolecopsis</i> (Blainville, 1828)	–	1	1
<i>Scoloplos</i> (Blainville, 1828)	18	21	26
<i>Sigambra</i> (Müller, 1858)	2	14	69
<i>Sphaerosyllis</i> (Claparède, 1863)	–	–	2
Spionidae (Grube, 1850)	–	1	–
<i>Spiophanes</i> (Grube, 1860)	–	4	1
<i>Sternaspis</i> (Otto, 1820)	2	3	2
<i>Sthenelanelia</i> (Moore, 1910)	–	1	–
<i>Syllis</i> (Lamarck, 1818)	1	2	40
<i>Synelmis</i> (Chamberlin, 1919)	–	–	1
<i>Terebellides</i> (Sars, 1835)	1	1	–
Mollusca			
Bivalvia			
<i>Abra</i> (Lamarck, 1818)	2	2	2
<i>Acrosterigma</i> (Dall, 1900)	–	1	–
<i>Anadara</i> (Gray, 1847)	–	1	1
<i>Angulus</i> (Megerle von Mühlfeld, 1811)	–	1	–
<i>Anomalocardia</i> (Schumacher, 1817)	51	59	70
<i>Brachidontes</i> (Swainson, 1840)	–	2	–
<i>Caryocorbula</i> (Gardner, 1926)	1	34	9
<i>Callista</i> (Poli, 1791)	3	108	3
<i>Ervilia</i> (Turton, 1822)	–	–	9
<i>Gouldia</i> (Adams, 1847)	6	1	12
<i>Hiatella</i> (Bosc, 1801)	–	–	1
<i>Lioberus</i> (Dall, 1898)	–	19	–
<i>Lucinoma</i> (Dall, 1901)	–	–	8
<i>Macoma</i> (Leach, 1819)	23	24	83
<i>Lyonsia</i> (Turton, 1822)	–	1	1
<i>Modiolus</i> (Lamarck, 1799)	1	–	–
<i>Mytella</i> (Soot-Ryen, 1955)	1	–	1
<i>Nassarius</i> (Duméril, 1805)	1	2	–
<i>Nucula</i> (Lamarck, 1799)	–	1	4
<i>Parvilucina</i> (Dall, 1901)	2	2	1
<i>Phacoides</i> (Agassiz, 1846)	–	–	1

Continua...

Tabela 1.B7. Continuação.

Filo, Família e Gênero dos Espécimes	Mamanguape	Paraíba	Passos
<i>Pitar</i> (Römer, 1857)	-	-	11
<i>Spisula</i> (Gray, 1837)	-	-	2
<i>Tagelus</i> (Gray, 1847)	1	1	34
Veneridae (Rafinesque, 1815)	-	4	1
<i>Tellina</i> (Linnaeus, 1758)	8	2	1
Gastropoda			
<i>Acteocina</i> (Gray, 1847)	3	4	16
<i>Alaba</i> (H. Adams & A. Adams, 1853)	-	-	2
<i>Atys</i> (Montfort, 1810)	-	-	1
<i>Bittium</i> (Cossmann, 1906)	-	-	32
<i>Boonea</i> (Robertson, 1978)	1	1	3
<i>Caecum</i> (Fleming, 1813)	8	1	618
<i>Calyptraea</i> (Lamarck, 1799)	-	-	5
<i>Cerithiopsis</i> (Forbes & Hanley, 1850)	-	-	1
<i>Costoanachis</i> (Sacco, 1890)	1	3	2
<i>Cylichnella</i> (Gabb, 1873)	72	36	1
<i>Eulimastoma</i> (Bartsch, 1916)	-	3	1
<i>Eulimella</i> (Forbes & M'Andrew, 1846)	-	-	1
<i>Eulithidium</i> (Pilsbry, 1898)	-	-	1
<i>Haminoea</i> (Turton & Kingston, 1830)	1	-	-
<i>Neritina</i> (Lamarck, 1816)	-	1	3
<i>Odostomia</i> (Fleming, 1813)	22	23	1
<i>Olivella</i> (Swainson, 1831)	2	2	7
<i>Parvanachis</i> (Radwin, 1968)	1	5	3
<i>Schwartziella</i> (Nevill, 1881)	1	1	3
<i>Solariorbis</i> (Conrad, 1865)	-	1	2
<i>Teinostoma</i> (H. Adams & A. Adams, 1853)	1	-	1
<i>Turbonilla</i> (Risso, 1826)	2	14	9
Scaphopoda	-	14	1
Total	615	737	1414

Traço (-): significa ausência de indivíduos.



Foto: Frederico F. Salles

Capítulo 8

Visão do conhecimento da relação entre o uso do solo e insetos aquáticos na Bahia

Francine Novais Souza e Rodolfo Mariano

Introdução

Os ambientes naturais estão frequentemente sendo alterados por ações antrópicas e os ambientes aquáticos estão entre os ecossistemas mais impactados mundialmente (Allan, 2004; Dolédec; Statzner, 2010; Feijó-Lima et al., 2019). O acelerado crescimento populacional e as atividades humanas somadas as mudanças climáticas ameaçam causar alterações no ciclo da água e, conseqüente, declínio da qualidade do recurso (Barrenha et al., 2018; Castro et al., 2018; McDowell et al., 2019). Impactos negativos como a urbanização e o crescimento das áreas de agricultura e pecuária, são as causas principais de perda das características naturais destes ecossistemas (Silva et al., 2012; Amaral et al., 2015; Chaussê et al., 2016; Chen et al., 2016; Nava-Lopez et al., 2016).

Os ambientes aquáticos são sistemas dinâmicos e parte estrutural e funcional da paisagem. Os rios e riachos interagem com o sistema terrestre e sua qualidade resulta da relação entre variáveis ambientais (clima, geologia, solo e vegetação) e atividades antrópicas que envolvam o uso e ocupação do solo de suas respectivas bacias de drenagem. A combinação desses fatores interfere nas características e propriedades limnológicas e biológicas do ambiente, atribuindo-lhes caráter específico em cada lugar (Arcova; Cicco, 1999; Weigel et al., 2003). Embora os ambientes aquáticos continentais representem apenas 0,01% da superfície da Terra, estes sistemas abrigam pelo menos 6% de todas as espécies descritas. No entanto, as intervenções antrópicas têm sido relatadas como a principal causa da adição, substituição e/ou perda de espécies, uma vez que a fauna aquática apresenta complexa interação com o ambiente e são influenciadas por fatores abióticos em diferentes escalas (locais, regionais e temporais) (Chandy et al., 2006; Teresa; Casatti, 2012).

Dentre os diferentes grupos de organismos aquáticos, os insetos têm sido cada vez mais utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental, pois refletem não só a situação momentânea do sistema, mas também alterações não-pontuais (Arias et al., 2007; Couceiro et al., 2012). A distribuição dos insetos aquáticos é bastante influenciada pelas condições do ambiente, principalmente da vegetação ripária e estado de conservação dos riachos (Sonoda et al., 2011), sofrem influências negativas de modificações antrópicas causadas no ambiente, como por exemplo, a urbanização, as atividades industriais, a pastagem e monocultura (Arias et al., 2007; Amaral et al., 2015; Andrade et al., 2017).

Em áreas antropizadas, os riachos são expostos à perda de floresta ripária e a remoção ou substituição da cobertura vegetal natural desencadeia uma série de mudanças que se refletem no meio aquático. A vegetação é responsável pela proteção dos solos contra a erosão das margens e assoreamento do leito, evita a lixiviação excessiva de nutrientes, a sedimentação e elevação da temperatura na água. A conversão da vegetação nativa para paisagens antropizadas altera o escoamento, infiltração e evapotranspiração na bacia hidrográfica, que afetam o fluxo e cargas tóxicas para corpos d'água, acelerando inclusive o processo de eutrofização (Ogden et al., 2013; Palm et al., 2014; Nogueira et al., 2015).

Modificações na integridade do ambiente e as alterações nas variáveis limnológicas e abióticas transformam a estruturação do habitat (Usio et al., 2017). Habitats simplificados acarretam em homogeneização ambiental e afetam a estabilidade das comunidades aquáticas quanto à composição, distribuição e estrutura funcional (Meyer et al., 2005; Walsh et al., 2005). Em consequência da homogeneização, os organismos que dependem de condições ambientais específicas são os

primeiros afetados, o que ocasionam a substituição das espécies especialistas por generalistas e a eliminação de muitos grupos aquáticos considerados sensíveis, o que reduz a riqueza e a diversidade faunística (Cortezzi et al., 2009; Vermonden et al., 2012; Piana et al., 2014; Castro et al., 2018).

A homogeneização dos sistemas causa perda de muitos tipos de substratos que são utilizados pelos insetos aquáticos como, por exemplo, os fragmentadores, diminuindo também sítios de abrigo, alimentos e locais de oviposição (Verberk et al., 2010; Couceiro et al., 2011; Tonkin et al., 2016). A perda de habitats complexos pode resultar em alteração do fluxo, dificultar a migração e colonização, bem como influenciar no aumento de temperatura da água e ter efeitos no ciclo de vida dos insetos, no metabolismo, crescimento, taxa de predação e de sobrevivência (Malmqvist; Sackmann, 1996; Jonsson et al., 2012).

Principais usos do solo na Bahia e influência nos recursos hídricos

O Brasil é um país megadiverso e sua vegetação nativa cobre 66,3% do território nacional. No entanto, é também um dos produtores mundiais agrícolas e pecuaristas, o que conseqüentemente interfere no uso e ocupação do solo (De Sousa-Neto et al., 2018; MapBiomas, 2021a). Atividades antrópicas de maneira desordenada tem uma relação com o desenvolvimento não sustentável e é comum em países desenvolvimentistas como é o caso do Brasil, onde as alterações humanas são em sua maioria as principais responsáveis pelas mudanças no uso e ocupação do solo (Mello et al., 2020). Seus principais usos do solo por atividades antrópicas são: pastagem (18,2%), agricultura (6,6%), mosaico de agricultura

e pastagem (5,3%), silvicultura (0,9%), urbanização (0,5%) e mineração (< 0,1%) (MapBiomas, 2021a).

O país possui as maiores reservas de água doce do mundo o que constitui 2% do total de área do país, porém 15,7% da água doce foram perdidos nas últimas décadas. As mudanças climáticas, o desmatamento, a construção de barragens e de hidrelétricas, a poluição e superexploração dos recursos hídricos são apontadas como influências deste panorama (MapBiomas, 2021b). Estudos demonstram que, em regiões tropicais, o tipo de uso do solo é o que causa maiores impactos na qualidade da água em relação ao enriquecimento de nutriente e eutrofização (Silva et al., 2012; Capps et al., 2016; Tromboni; Dodds, 2017; Krynak et al., 2019).

Dentre os seis biomas nacionais (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa e Pantanal), a Bahia está sob três destas fitofisionomias, sendo eles a Caatinga, o Cerrado e a Mata Atlântica (Figura 8.1).

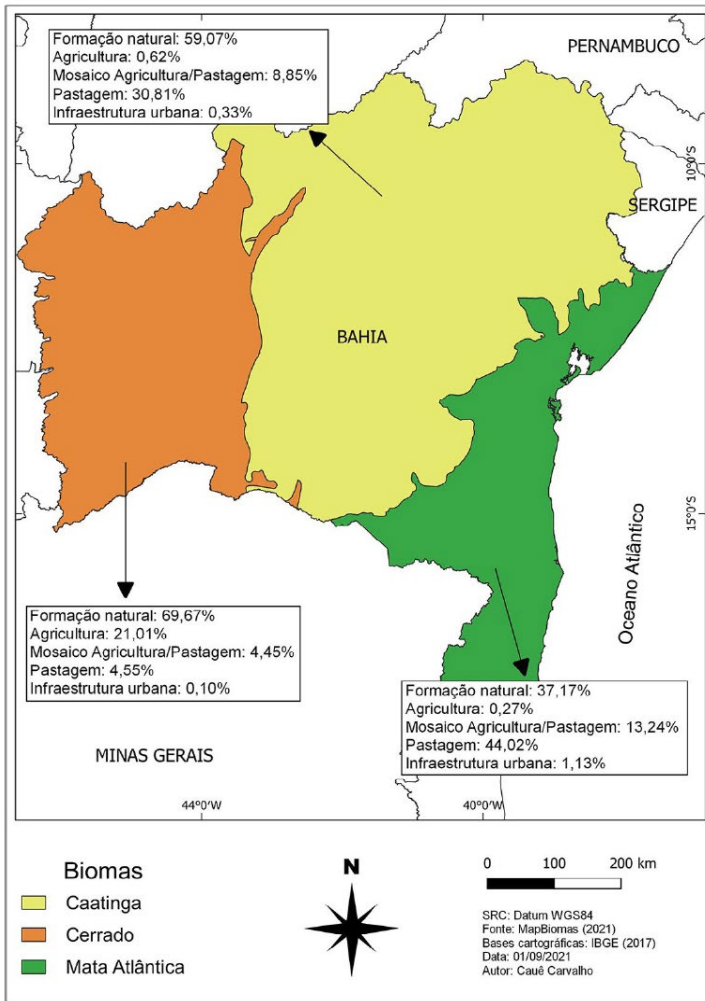


Figura 8.1. Biomas e os principais tipos de uso e cobertura do solo para o estado da Bahia, Brasil.

A Mata Atlântica é altamente fragmentada em todo o país resultando em 11,7% da cobertura de floresta secundária antiga, seus ecossistemas são considerados os ambientes mais ameaçados no mundo em decorrência das constantes agressões e da ameaça de destruição de seus diversos tipos de habitat (Mittermeier et al., 2005; Freitas et al., 2010; De

Rezende et al., 2015). A Caatinga (10% do país) é considerado o bioma brasileiro que mais foi alterado pela mudança do uso e ocupação do solo e que, depois do Pantanal (68%), é o bioma de maior redução de água doce nas últimas décadas (17,5%). Grande parte do território baiano encontra-se sob domínio deste bioma e também do Cerrado, que atualmente é um dos biomas que mais sofre pressões antrópicas sobre a cobertura original do solo (Sobrinho et al., 2016; MapBiomias, 2021b).

Além da vegetação natural, os principais usos do solo na Bahia são a pastagem, a agricultura, áreas urbanas e o mosaico de agricultura e pastagem (MapBiomias, 2021a) (Figura 8.1). Esses usos afetam a qualidade da água de acordo com as transformações que as paisagens sofrem. Os principais efeitos dos diferentes usos do solo na qualidade da água têm relação com aumento de variáveis limnológicas como condutividade elétrica, turbidez, temperatura, pH, sólidos suspensos, fósforo total e diminuição de oxigênio dissolvido. Para ambientes de usos mais específicos, como em agricultura e áreas urbanas, influencia-se também quanto ao aumento de pesticidas e coliformes fecais (Mello et al., 2020; Souza Júnior et al., 2020).

O Programa de Monitoramento da Qualidade das águas do Estado da Bahia (Monitora), sob a coordenação do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia (Inema), realiza o monitoramento da qualidade das águas superficiais para o Estado. Os relatórios do programa apontam que as águas vêm sofrendo pressões antrópicas como a ocupação irregular do solo e a ausência de mata ciliar adequada (Bahia, 2015). Compreende-se que quanto maior o avanço das grandes áreas agrícolas sobre a mata nativa, maior o impacto sobre o recurso hídrico (MapBiomias, 2021b).

Estudo realizado na região Sul da Bahia relacionando o uso do solo e a qualidade da água em uma bacia hidrográfica,

apontou que o desmatamento de matas ciliares e o despejo de esgoto industrial são os principais fatores antropogênicos que afetam a qualidade da água nos rios (Cerqueira et al., 2020). O desmatamento a partir do declínio da cultura cacaujeira é uma realidade da paisagem da região. O sistema cacau-cabruca em decorrência da necessidade de sombreamento resultava em proteção da floresta, no entanto, a partir da crise da lavoura cacaujeira (década de 1990) como consequência principalmente da praga conhecida como “vassoura de bruxa”, muitas áreas de plantação do cacau foram substituídas por pastagens e/ou novas culturas como de subsistência e seringueiras, que não necessariamente dependiam da manutenção da cobertura florestal e levaram a alterações na cobertura do solo (Schroth et al., 2011).

Uma avaliação da qualidade de água de rios em cidades baianas apontou também a relação entre o declínio da qualidade da água e a urbanização. Cidades com maior número de habitantes, ausência de infraestrutura urbana e, conseqüentemente, maior volume de esgotos, apresentaram influência negativa na qualidade dos corpos d’água (Pessoa et al., 2018). Análises em microbacias baianas evidenciam a importância da tomada de ações por parte do poder público que visem minimizar os impactos causados pelo uso e ocupação desordenado do solo e atividades agrícolas na qualidade da água (Bifano et al., 2020).

Relação entre os usos do solo e os insetos aquáticos na Bahia

Embora avanços tenham ocorrido na última década no que diz respeito à amostragem, taxonomia e ecologia de insetos aquáticos, ainda existe uma escassez de conhecimento para o grupo quando considerado o extenso território e

também quanto à diferença de conhecimento em relação aos biomas baianos. Atuações como do Programa de Pesquisa em Biodiversidade do Semiárido (PPBIO Semiárido), bem como a chegada de pesquisadores da área em universidades da Bahia na última década, resultaram em descrição de novas espécies, listas de espécies publicadas e estudos de cunho ecológico, que contribuíram para o avanço do conhecimento da entomofauna para o estado.

Algumas bacias na região Sul do estado estão sendo amostradas e desenvolvidos trabalhos ecológicos com insetos aquáticos e análise de paisagem, mas é pouco diante da rede hidrográfica e das importantes áreas de diversidade e pontos endêmicos na Bahia (Souza et al., 2020). Compreendendo que estudos ecológicos têm como base o conhecimento a respeito da taxonomia e distribuição dos grupos, ressalta-se a importância deste conhecimento, assim como de pesquisas que analisem a relação da paisagem e os insetos aquáticos.

Estudos que analisam a relação de uso e ocupação do solo e qualidade de água já ocorrem no estado (Pessoa et al., 2018; Bandeira et al., 2019; Bifano et al., 2020; Cerqueira et al., 2020), mas a associação com as comunidades de insetos aquáticos ainda é recente. Diante deste cenário e considerando a literatura como uma fonte de informação quanto à situação atual de conhecimento, realizou-se uma pesquisa para a última década (2010 a 2021) nos bancos de dados *Web of Science* e *Spinger*. Para tanto, usou-se de maneira padronizada a combinação dos termos *aquatic insects and Brazil*, associado às buscas com os termos referentes ao solo (*land use, land cover e landscape*).

O levantamento bibliográfico evidenciou um direcionamento em pesquisas em determinadas regiões do Brasil, mas que o mesmo não ocorre para a Bahia. Existe uma tendência de produção de conhecimento quanto ao tema no Norte, Sudeste

e região Central do país e, em consequência, grande parte das publicações foram realizadas no Cerrado, Amazônia e também parte da Mata Atlântica situada na região Sul e Sudeste do Brasil, conforme apontado no Capítulo 1 do presente livro. Embora o Cerrado apresente considerável tendência de estudos sobre uso do solo e insetos aquáticos em demais regiões, o mesmo ainda não ocorre para a Bahia. Situação semelhante quanto a Mata Atlântica um bioma de área expressiva no estado e não diferente a Caatinga, um bioma tão peculiar e que foi apontado como de baixa amostragem de invertebrados aquáticos (Dala-Corte et al., 2020).

Como resultado da busca realizada, apenas 04 artigos (Lima et al., 2017; Dala-Corte et al., 2020; Souza et al., 2020; Ribeiro et al., 2021) foram selecionados nos bancos de dados e avaliaram a relação entre uso e ocupação do solo e insetos aquáticos em território baiano. Quanto aos organismos, os estudos foram realizados com a entomofauna em geral ou com grupos específicos como Ephemeroptera, Plecoptera e Tichoptera (EPT), ou o grupo Odonata. Este resultado reforça a visão quanto ao baixo número de estudos envolvendo a temática no estado e de produções científicas disponíveis em conceituados bancos de dados, um alerta de necessidade de compreensão desta relação diante do aumento quanto ao avanço das ações antrópicas sobre os ambientes naturais (MapBiomas, 2021a) e consequente influência sobre a biota aquática.

Grande parte dos estudos envolvendo os insetos aquáticos que são disponibilizados nos bancos de dados menciona a relação com o solo e, principalmente, a mata ripária, no entanto não analisam diretamente esta relação e, desta forma não foram incluídos na seleção de referencial. Por sua vez, os estudos que foram realizados até o momento e

que efetivamente analisaram a temática confirmam a relação entre o uso e ocupação do solo e a diversidade de insetos aquáticos em território baiano e destacam a cobertura florestal como positivamente correlacionada com a diversidade destas comunidades. Ressaltam também a necessidade de estudos que analisem a integridade ambiental e a qualidade dos recursos hídricos e sua fauna, bem como da importância da legislação ambiental na manutenção de ambientes florestais, principalmente da zona ripária. Além disso, reforçam a compreensão quanto a relação entre qualidade de água, substituição de mata ciliar e impactos advindos da urbanização, como por exemplo a ausência de condições sanitárias adequadas em municípios baianos.

Assim, para o estado da Bahia existe uma tendência de trabalhos isolados abordando a relação do uso do solo e a qualidade de água ou mesmo da relação da qualidade dos recursos hídricos e insetos aquáticos, mas não analisando de forma integrada a relação entre o uso e ocupação do solo, a qualidade da água e os insetos aquáticos. Através da experiência de atuação no estado e também pelos contatos estabelecidos com os demais pesquisadores, identificou-se esta lacuna de conhecimento e novas pesquisas estão direcionadas para o tema em questão. Muito em parte também por resultados de pesquisa que apontam para esta provável relação e destaca o efeito negativo da urbanização e substituição das matas ripárias sobre os cursos d'água e os insetos aquáticos (Souza, 2013).

Conclui-se que os estudos envolvendo a entomofauna aquática e o uso e ocupação do solo para a Bahia, mesmo que ainda em baixo número, corroboram com as análises de qualidade de corpos d'água já realizadas no estado e apontam a substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas e pecuária, bem como a pressão das cidades e principalmente

o despejo inadequado de esgoto doméstico e industrial como impactos negativos sobre a qualidade das águas superficiais.

Considerações finais

Tendo em vista a baixa amostragem e os raros estudos ecológicos publicados e que efetivamente analisam a relação entre o uso e ocupação do solo e insetos aquáticos para a Bahia, destacamos que estudos futuros que resultem em informações quanto a cobertura vegetal, a qualidade dos recursos hídricos e, conseqüentemente, a biodiversidade aquática, levando em consideração os insetos aquáticos como ferramenta de estudo, fortalecerão legislações ambientais já existentes e que incidem sobre a mata ripária e os ambientes de água doce. Bacias hidrográficas como a do Rio Almada, Rio das Contas, Rio Paraguaçu, Rio Cachoeira, Jequitinhonha e do Catolé, por exemplo, necessitam de atenção em decorrência das constantes pressões quanto às alterações advindas dos usos do solo e da colaboração que as mesmas apresentam quanto ao abastecimento público no estado.

As perspectivas para os próximos anos são de novas publicações decorrentes de projetos já em andamento com financiamentos do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fapesb e Uesc. Outro ponto são estudos que possam subsidiar a compreensão da relação entre o uso do solo e os insetos aquáticos para a Bahia. Atualmente uma rede de colaboração entre grupos de pesquisa em entomologia com a participação da Universidade Estadual de Santa Cruz (Uesc), Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS) e Universidade Federal da Bahia (UFBA), foi formada com a perspectiva de fomentar ações através da união de conhecimentos e capacidades complementares. A

rede denominada EntomoBahia conta com pesquisadores atuantes e estudantes do estado da Bahia e, embora não esteja diretamente entre os planos atuar sobre a relação dos usos do solo e os insetos, o fato de possibilitar o conhecimento quanto a taxonomia, distribuição e ecologia dos insetos aquáticos nos biomas baianos pode contribuir consideravelmente como subsídio a este entendimento.

Referências

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 35, p. 257-284, Jun. 2004.

AMARAL, P. H. M.; SILVEIRA, L. S.; ROSA, B. F. J.; OLIVEIRA, V. V.; ALVES, R. G. Influence of habitat and land use on the assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in Neotropical streams. **Journal of Insect Science**, v. 15, n. 1, May. 2015.

ANDRADE, A. L.; BRASIL, L. S.; BENONE, N. L.; SHIMANO, Y.; FARIAS, A. P. J.; MONTAGA, L. F.; DOLÉDECD, S.; JUEN, L. Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 478-483, Nov. 2017.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, v. 56, p. 125-134, Dez. 1999.

ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61-72, Mar. 2007.

BAHIA, Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Relatório anual de qualidade das águas do Estado da Bahia** – Ano 2015. Salvador, 2015.

BANDEIRA, M. S. F.; NASCIMENTO, L. D.; SANTOS, R. F.; TESSMANN, C.; SILVA, A. G. Impactos ambientais de rios com nascentes em unidade de conservação: Avaliação preliminar dos rios Mutari e Jardim, Santa Cruz Cabralia, Bahia. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 389-417, Out. 2019.

BARRENHA, P. I. I.; TANAKA, M. O.; HANAI, F. Y.; PANTANO, G.; MORAES, G. H.; XAVIER, C.; AWAN, A. T.; GROSSELI, G. M.; FADINI, P. S.; MOZETO, A.

A. Multivariate analyses of the effect of an urban wastewater treatment plant on spatial and temporal variation of water quality and nutrient distribution of a tropical mid-order river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. 43-55, Dec. 2018.

BIFANO, R. B. A.; MARCOLIN, C. R.; CREPALDI, M. O. S. C.; QUINELATO, R. V.; OKUMURA, A. T. R.; SILVA, A. G.; BANDEIRA, M. L. S. F. Avaliação da Qualidade da Água em Microbacias Hidrográficas do Extremo Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 5, 2020.

CAPPS, K. A.; BENTSEN, C. N.; RAMÍREZ, A. Poverty urbanization and environmental degradation: urban streams in the developing world. **Freshwater Science**, v. 35, p. 429-435, 2016.

CASTRO, D. M. P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 573-582, 2018.

CERQUEIRA, T. C.; MENDONÇA, R. L.; GOMES, R. L.; JESUS, R. M.; SILVA, D. M. L. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 65, 2020.

CHANDY, S.; GILBSON, D. J.; ROBERTSON, P. A. Additive partitioning of diversity across hierarchical spatial scales in a forest landscape. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 729-801, Jun. 2006.

CHAUSSÊ, T. C. C.; BRANDÃO, C. S.; SILVA, L. P.; SILVA, D.M.L. Evaluation of nutrients and major ions in streams - implications of different timescale procedures. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, p. 1-16, 2016.

CHEN X.; ZHOU W.; PICKETT S. T. A.; LI W.; HAN, L. Spatial-Temporal variations of water quality and its relationship to land use and land cover in Beijing, China. **International Journal of Environmental Research Public Health**, v. 13, p. 1-17, Apr. 2016.

CORTEZZI, S. S.; BISPO, P. C.; PACIENCIA, G. P.; LEITE, R. C. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia Série Zoológica**, v. 1, n. 99, p. 36-43, Mar. 2009.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P.; LUZ, S. L. B. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. **Austral Ecology**, v. 36, p. 628-637, 2011.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P.; LUZ, S. L. B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 118-125, 2012.

DALA-CORTE, R.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M.; PES, A. M.; MAGALHAES, A. L. B.;GODOY, B. S.; LEAL, C. G.; MONTEIRO-JUNIOR, C. S.; STENERT, C.; CASTRO, D. M. P.; MACEDO, D. R.; LIMA-JUNIOR, D. P.; GUBIANI, E.A.; MASSARIOL, F. C.; TEREZA, F. B.; BECKER, F. G.; SOUZA, F. N.; VALENTENETO, F.; SOUZA, F. L.; SALLES, F. F.; BREJAO, G. L.; BRITO, J. G.; VITULE, J. R. S.; SIMIAO-FERREIRA, J.; DIAS-SILVA, K.; ALBUQUERQUE, L.; JUEN, L.; MALTCHICK, L.; CASSATI, L.; MONTAG, L.; RODRIGUES, M. E.; CALLISTO, M.; NOGUERIA, M. A. M.; SANTOS, M. R.; HAMADA, N.; PANPLIN, P. A. Z.; POMPEU, P. S.; LEITAO, R. P.; RUARO, R.; MARIANO, R.; COUCEIRO, S. R. M.; ABILHOA, V.; OLIVEIRA, V. C.; SHIMANO, Y.; MORETTO, Y.; SUAREZ, Y. R.; ROQUE, F. O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**. v. 57, p. 1391-1402, 2020.

DE REZENDE, C. L.; UEZU, A.; SCARANO, F. R.; ARAUJO, D. S. D. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2255-2272, Aug. 2015.

DE SOUSA-NETO, E. R.; GOMES, L.; NASCIMENTO, N.; PACHECO, F.; OMETTO, J. P. Land Use and Land Cover Transition in Brazil and Their Effects on Greenhouse Gas Emissions. In: MUÑOZ, M. A.; ZORNOZA, R. (ed.) **Soil Management and Climate Change: Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics, and Greenhouse Gas Emissions**. Cambridge, MA, USA: Academic Press, 2018. p. 309-321. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00020-3>.

DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Response of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to the developments in ecological integrity assessments. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, p. 286-311, Feb. 2010.

FEIJÓ-LIMA, R.; ZANDONA, E.; DA SILVA, S. B.; TROMBONI, F.; MOULTON, T. P.; THOMAS, S. A. Longitudinal dimensions of land-use impacts in riverine ecosystems. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 31, n. 107, p. 1-8, 2019.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology Management**, v. 259, p. 410-417, 2010.

JONSSON, M.; DELEU, P.; MALMQVIST, B. Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. **River Research and Applications**, v. 29, n. 5, p. 537-547, Jan. 2012.

KRYNAK, E. M.; LINDO, Z.; YATES, AG. Patterns and drivers of stream benthic macroinvertebrate beta diversity in an agricultural landscape. **Hydrobiologia**, v. 837, p. 61-75, Apr. 2019.

LIMA, T. S.; CANDEIAS, A. L. B.; CUNHA, M. C. C. Bioindicadores e Sensoriamento Remoto como Subsídios à Gestão dos Recursos Hídricos

no Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n. 6, p. 1975-1994, 2017.

MALMQVIST, B.; SACKMANN, G. Changing risk of predation for a filter-feeding insect along a current velocity gradient. **Oecologia**, v. 108, p. 450- 458, Nov. 1996.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – **Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo no Brasil**. 2021a. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 27 Ago. 2021.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – **Mapeamento da superfície de água no Brasil (Coleção 1)**. 2021b. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 27 Ago. 2021.

MCDOWELL, W. H.; POTTER, J. D.; RAMIREZ, A. Nutrient export and elemental stoichiometry in an urban tropical river. **Ecological Applications**, v. 29, n. 2, p. 1-13, Mar. 2019.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; DE PAULA, F. R., VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 15, n. 270, p. 1-16, Sep. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>

MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 602-612, 2005.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14-21, Jul. 2005.

NAVA-LOPEZ, M.; DIEMONT, S. A. W.; HALL, M.; AVILA-AKERBERG, V. Riparian buffer zone and whole watershed influences on river water quality: implications for ecosystem services near megacities. **Environmental Processes**, v. 3, n. 2, p. 277-305, Jun. 2016.

NOGUEIRA, P. F.; CABRAL, J. B. P.; OLIVEIRA, S. F.; ROCHA, I. R. Eutrofização no reservatório da UHE Foz do rio Claro, GO. **Revista do Departamento de Geografia da USP**, v. 30, p. 19-33, Dez. 2015.

OGDEN, F. L.; CROUCH, T. D.; STALLARD, R. F.; HALL, J. S. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. **Water Resources Research**, v. 49, p. 8443-8462, Nov. 2013.

PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; DECLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: an overview. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 187, p. 87-105, Apr. 2014.

PESSOA, J. O.; ORRICO, S. R. M.; LORDÊLO, M. S. Qualidade da água de rios em cidades do Estado da Bahia. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 687-696, Jul. 2018.

PIANA, P. A.; GUBIANI, E. A.; GOMES, L. C. A. A modified metapopulation model to predict colonisation and extinction rates in fragmented aquatic systems. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 26-30, Dec. 2014.

RIBEIRO, C.; JUEN, L.; RODRIGUES, M. E. The Zygoptera/Anisoptera ratio as a tool to assess anthropogenic changes in Atlantic Forest streams. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 5, p. 1315-1329, Mar. 2021.

SCHROTH, G.; FARIA, D.; ARAUJO, M.; BEDE, L.; VAN BAEL, S. A.; CASSANO, C. R.; OLIVEIRA, L. C.; DELABIE, J. H. C. Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p. 1635-1654, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0052-x>

SILVA, D. M. L.; CAMARGO, P. B.; MCDOWELL, W. H.; SALOMÃO, M. S. M. B., VIEIRA, I.; MARTINELLI, L. A. Influence of land use changes on water chemistry in streams in State of São Paulo southeast Brazil. **Annals Brazilian Academy of Sciences**, v. 84, p. 919-930, Dec. 2012.

SOBRINHO, M.S.; TABARELLI, M.; MACHADO, I.C.; SFAIR, J.C.; BRUNA, E.M.; LOPES, A.V. Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. **Biotropica**, v. 48, n. 5, p. 586-597, 2016.

SONODA, K. C.; VETTORAZZI, C. A.; ORTEGA, E. M. M. Relação entre uso do solo e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, 2011.

SOUZA, F. N.; MARIANO, R.; MOREIRA, T.; CAMPIOLO, S. Influence of the landscape in different scales on the EPT community (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in an Atlantic Forest region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 391, May. 2020.

SOUZA JR, C. M.; SHIMBO, J. L.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HAENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREITA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. O.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTINS, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PETERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. S.; VIERA, J. L.; FERREIRA NETO, L. C.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGASO, M. P. C.; VASCONCELOS, R. GALASNO, S. MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian Biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, 2020.

SOUZA, F. N. **Utilização de insetos aquáticos como indicadores da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Almada, Bahia.**

2013. 76 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Universidade Estadual de Santa Cruz.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology Freshwater Fish**, v. 21, p. 433-444, Mar. 2012.

TONKIN, J. D.; STOLL, S.; JAHNINF, S. C.; HAASE, P. Contrasting metacommunity structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. **Oikos**, v. 125, p. 686-697, 2016.

TROMBONI, F.; DODDS, W. K. Relationships between land use and stream nutrient concentrations in a highly urbanized tropical region of Brazil: thresholds and riparian zones. **Environmental Management**, v. 60, n. 1, p. 30-40, Jul. 2017.

USIO, N.; NAKAGAWA, M.; AOKI, T.; HIGYCHI, S.; KADONO, Y.; AKASAKA, M.; TAKAMURA, N. Effects of land use on trophic states and multi-taxonomic diversity in Japanese farm ponds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 247, p. 205-215, Set. 2017.

VERBERK, W. C. E. P.; LEUVEN, R. S. E. W.; DUINEN, G. A.; ESSELINK, H. Loss of environmental heterogeneity and aquatic macroinvertebrate diversity following large-scale restoration management. **Basic and Applied Ecology**, n. 11, p. 440-449, 2010.

VERMONDEN, K.; VELDE, G.; LEUVEN, R. S. E. W. Key factors for biodiversity of surface waters in climate proof cities. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 64, p. 56-62, Jul. 2012.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, p. 706-723, 2005.

WEIGEL, B. M.; WANG, L.; RASMUSSEN, P. W.; BUTCHER, J. T.; STEWART P. M.; SIMON, T. P.; WILEY, M. J. Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, U.S.A. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1440-1461, Jul. 2003.



Foto: Marciel Rodrigues

Capítulo 9

Libélulas como bioindicador de diferentes usos do solo em áreas de Mata Atlântica

Marciel Elio Rodrigues, Cintia Ribeiro, Karolina Teixeira Silva, Laís Rodrigues Santos e Saulo Andrade Araújo

Introdução

Entender como os impactos antrópicos afetam os ambientes naturais e a biodiversidade tornou-se uma preocupação constante em todo o mundo (Barlow et al., 2018). As perdas de áreas nativas em áreas de agricultura, pastagens e urbanização estão entre os principais impactos relacionados à perda e fragmentação de habitats naturais e da sua biodiversidade, principalmente na região neotropical (Barlow et al., 2018; Mello et al., 2020). No Brasil, essas alterações têm levado a uma drástica redução nas áreas com vegetação nativa em todos os seus domínios fitofisionômicos, com grandes impactos em domínios como o da Mata Atlântica (Mello et al., 2020).

A Mata Atlântica é um exemplo de florestas tropicais que ainda sofrem com a exploração das suas áreas nativas (Brasil, 2018; SOS Mata Atlântica, 2019). Atualmente, encontra-se altamente fragmentada com cerca de 12,4% da sua cobertura original, sendo que as áreas bem conservadas são menos que 8% do total (Brasil, 2018; SOS Mata Atlântica, 2019). No entanto, ainda mantém uma grande biodiversidade, com muitas espécies de fauna e flora endêmicas, que coloca-se como um *hotspot* (Mittermeier et al., 2011). Portanto, estudos que avaliam os efeitos dessas alterações de usos do solo sobre a biodiversidade da Mata Atlântica ainda são essenciais.

As alterações de uso do solo nos ecossistemas terrestres afetam, também, os ecossistemas aquáticos. Modificações e perda de áreas nativas contribuem para alterações físicas, químicas e biológicas e influenciam negativamente a biodiversidade associada a esses ecossistemas (Allan, 2004; Reid et al., 2019; Albert et al., 2020). Essas alterações comprometem a qualidade da água dos corpos hídricos,

e assim, ocorre a modificação da variação natural das condições ambientais e reduz a variabilidade de habitats pela homogeneização (Allan, 2004; Lange et al., 2011; Mello et al., 2020). Além disso, causam mudanças nos canais e altera as características físicas como largura, profundidade e modificação do fluxo da correnteza pelo aumento de impactos como o assoreamento. Além disso, aumentam a incidência luminosa com a perda das zonas ripárias, trazendo alterações às assembleias locais (Casatti, 2010).

Nos ecossistemas aquáticos continentais, os invertebrados, em geral, têm se ressaltado como bons indicadores ecológicos dos impactos antrópicos nesses ambientes (Whittaker et al., 2005). Entre os invertebrados, a Ordem Odonata (libélulas) tem se destacado em avaliações e monitoramento de alterações antrópicas dos ecossistemas aquáticos e terrestres em várias regiões do mundo, como mostram várias pesquisas e proposições de índices biológicos (Oliveira-Junior; Juen, 2019; Samways et al., 2020; Vorster, 2020; Ribeiro et al., 2021a).

As libélulas possuem características espécies-específicas que estão relacionadas à morfologia, ecologia e comportamento das larvas e dos adultos. Essas características refletem no comportamento de alimentação, na capacidade de voo, na reprodução, além da capacidade de termorregulação. Desse modo, as espécies podem ser separadas em grupos que conseguem demonstrar a integridade dos ambientes aquáticos e das áreas ao seu entorno (De Marco et al., 2015). Com base nessas características, as espécies podem ser consideradas como especialistas de áreas florestadas, especialistas de áreas abertas e generalistas de habitat (De Marco et al., 2015; Carvalho et al., 2018; Bastos et al., 2021), e desse modo utilizadas como indicadores de alterações de diferentes tipos de usos do solo.

As espécies consideradas especialistas de áreas florestadas são extremamente dependentes da integridade dos ecossistemas aquáticos e das áreas ao entorno. Estão associadas a áreas com vegetação nativa e córregos com pouca ou nenhuma alteração física nos canais e físico-química da água; ou seja, são espécies dependentes de habitats adequados para cópula, reprodução e manutenção da temperatura corporal, e para a sobrevivência e desenvolvimento das larvas (De Marco et al., 2015; Carvalho et al., 2018; Rodrigues et al., 2018). Portanto, são mais sensíveis às alterações ambientais e com altas chances de extinção local com a perda ou modificação dos ambientes naturais.

As espécies consideradas especialistas de áreas abertas formam um grupo que adapta a ambientes naturalmente não florestados. Apresenta características ecológicas e comportamentais, tais como maior capacidade de termorregulação, maior facilidade de dispersão em áreas abertas e comportamento reprodutivo que permite colonizar e se manter em áreas mais abertas. Portanto, são espécies que conseguem ocupar áreas que propiciam habitats adequados à colonização dessas espécies após as modificações e alterações dos ecossistemas aquáticos e do seu entorno (De Marco et al., 2015; Carvalho et al., 2018).

As espécies consideradas generalistas de habitat têm maior capacidade de tolerar as modificações nos ambientes naturais e em diferentes níveis de impactos antrópicos, e, portanto, são favorecidas em áreas onde outras espécies não conseguem se desenvolver (Carvalho et al., 2018), ou seja, os adultos e as larvas apresentam características ecológicas e comportamentais e, sobretudo, mais tolerantes às modificações ambientais, conseguindo manter suas populações nessas áreas.

Dessa forma, esse capítulo avaliou se as espécies de Odonata podem ser utilizadas como bioindicadoras de áreas com diferentes usos do solo (floresta nativa, cultivo de cacau (cabruca¹), pastagens e urbanas) em região da Mata Atlântica. A predição é que os diferentes tipos de usos do solo vão formar grupos de espécies diferentes para cada área (Figura 9.1), e essas espécies poderão ser selecionadas como bioindicadoras dos diferentes tipos de usos do solo.



Fotos: Marciel Elio Rodrigues, Saulo Andrade Araújo

Figura 9.1. Representação hipotética sobre os tipos de usos do solo avaliados e os grupos de espécies que serão encontrados em cada um deles.

O presente estudo foi realizado em áreas de Mata Atlântica, localizadas na região sul do estado da Bahia. As coletas abrangeram diferentes usos do solo como áreas com vegetação nativa, com plantio de cacau, com pastagens, e áreas urbanas. Os sítios de amostragem pertencem aos municípios de Ilhéus, Itabuna, Una, Buerarema, São José da

¹ Cabruca: denominação regional para as áreas de cultivo de cacau.

Vitória, Uruçuca, Itacaré, Santa Cruz Cabrália e Porto Seguro (Figura 9.2). As coletas foram realizadas em 89 córregos, de primeira a terceira ordem, sendo vinte córregos em áreas nativas, vinte e dois em áreas de plantio de cacau, dezessete em áreas de pastagem, e trinta em áreas urbanas.

As áreas nativas amostradas se concentraram no interior da Reserva Particular do Patrimônio Natural Veracel (RPPN Veracel) e nas áreas de reserva legal dos produtores de cacau. Essas áreas apresentavam características de vegetação primária, com dossel fechado, córregos bem preservados, ausência de poluição ou alteração antrópica física visível ao longo dos canais. As áreas de plantio de cacau (*Theobroma cacao*) foram selecionadas em propriedades de pequenos produtores de cacau orgânico, associados a Cooperativa Cabruca. A lavoura cacauzeira, regionalmente denominada cabruca, é considerada um dos principais usos do solo e atividade econômica da região sul. Nesse sistema agroflorestal, o cacau é cultivado sob a sombra das árvores nativas da Mata Atlântica. Além do cacau, outras culturas são cultivadas como secundárias nessas áreas, tais como a banana, o cupuaçu, o açaí e a baunilha.

As coletas nas áreas de pastagem se concentraram em propriedades particulares e assentamentos próximos a RPPN Veracel. Esses ambientes apresentavam córregos com pouca ou nenhuma vegetação ciliar ou presença de assoreamento, com construções de pequenas barragens criadas para dessedentação animal e outros usos das propriedades que altera e modifica a estrutura física e o fluxo dos canais dos córregos. Os sítios de amostragem nas áreas urbanas fazem parte dos municípios de Ilhéus e Itabuna. Essas áreas são afetadas com o crescimento populacional e urbano descontrolado, com construções irregulares próximas

aos corpos d'água, com o lançamento de esgoto *in natura* e resíduos sólidos, além da abertura de canais em muitos trechos tornando o ambiente altamente antropizado e com alterações drásticas nos córregos e nas áreas do entorno.

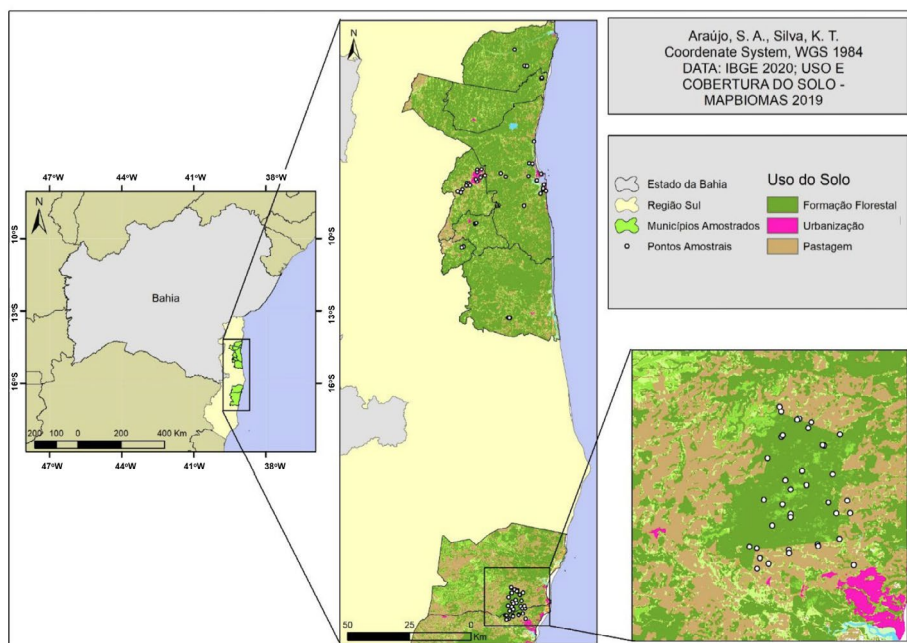


Figura 9.2. Mapa com os pontos de coleta em municípios da região sul do estado da Bahia, com ampliação das regiões amostradas enfatizando os diferentes usos do solo.

Em cada córrego foram realizadas duas campanhas de amostragem. As coletas foram realizadas entre os anos de 2018 e 2021 com um intervalo de 5 a 7 meses de intervalo da primeira campanha. Os espécimes adultos foram coletados de forma ativa com o auxílio de uma rede entomológica (puçá) em ambas as margens dos córregos, com um esforço amostral de 01h30 em um transecto de 100m. Os espécimes coletados

foram acondicionados em envelopes entomológicos e encaminhados ao laboratório de organismos aquáticos (LOA) da Universidade Estadual de Santa Cruz para a identificação e curadoria. O material encontra-se tombado na coleção de insetos aquáticos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).

A análise de paisagem foi realizada a partir das informações das coordenadas retiradas em campo com auxílio do GPS (Etrex 10) em cada um dos pontos amostrados. Essas informações foram inseridas no software de Sistema de Informação Geográfica ArcGis PRO desktop versão 10.7.1. Com a finalidade da construção do mapa de cobertura vegetal e usos do solo foram utilizados os dados do projeto Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (Mapbiomas), do ano de 2019, em formato *raster*. As imagens utilizadas foram produzidas pelos satélites *Landsat V, VII e VIII*, com uma resolução espacial de 30m (30x30). Posteriormente foi realizado a combinação de bandas espectrais específicas e método de seleção supervisionado para determinar os usos do solo, principalmente nas áreas urbanizadas.

As métricas de paisagem relacionadas ao tipo e quantidade de cada uso do solo foram calculadas a partir de um *buffer* de 250m ao entorno dos pontos de amostragem, conforme exemplo a seguir (Figura 9.3). Ao final, a porcentagem de cada tipo de uso do solo foi utilizada nas análises de seleção das espécies indicadoras. As áreas de cabruca foram calculadas como formação florestal, e posteriormente separadas manualmente, pois as imagens de usos do solo utilizadas não contêm a classificação das áreas de cabruca.

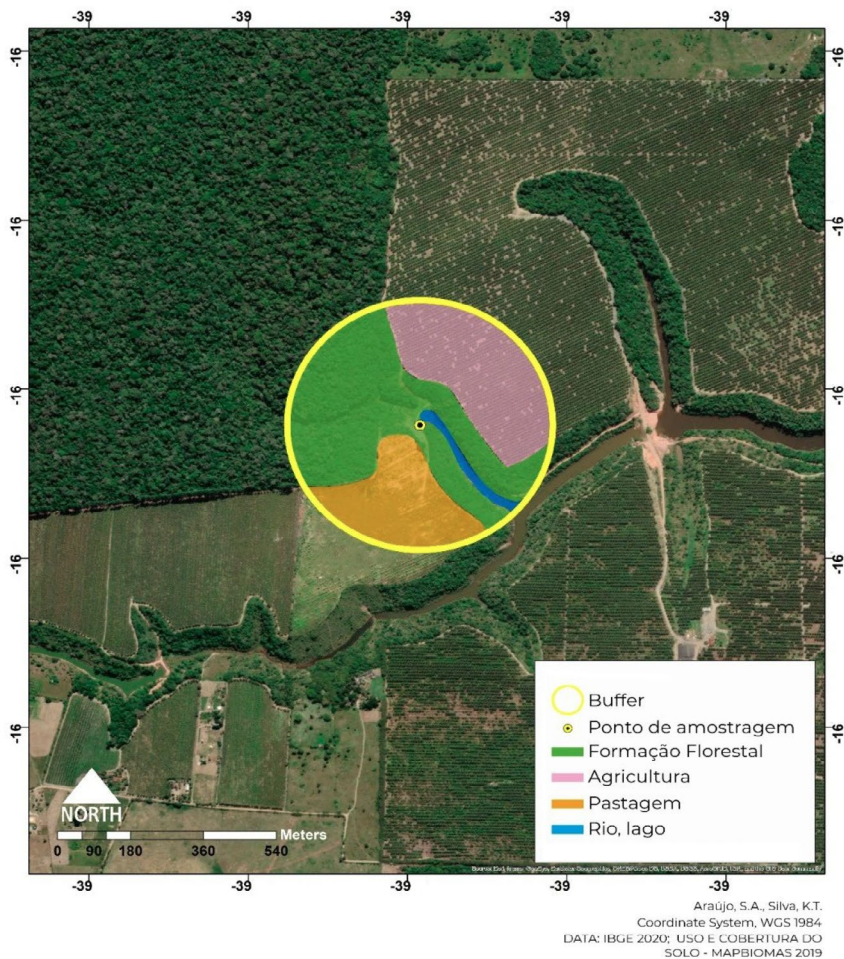


Figura 9.3. Exemplo do cálculo das métricas de paisagem sobre a quantidade de usos do solo no entorno dos pontos amostrados utilizando um *buffer* de 250m com as imagens disponibilizadas pelo MAPBIOMAS.

Foram realizadas duas análises de espécies indicadoras: a análise de espécies indicadoras (INDVAL), calculada de acordo com De Cáceres et al. (2010), que relacionam as espécies com os diferentes tipos de usos do solo e avalia a sua relação com as áreas avaliadas. Essa análise também calcula a especificidade

e a fidelidade das espécies com as áreas avaliadas, sendo que os valores de especificidade se referem a quanto a espécie está associada a apenas certos ambientes ou condições. Nesse caso, os usos do solo e a fidelidade estão associados à representatividade da espécie dentro do total de áreas amostradas para uma determinada categoria, ou seja, o quanto a espécie foi registrada dentro o total de pontos amostrados para aquele determinado uso do solo. A análise do Método de Classificação de Espécies Multinomial (CLAM) (Chazdon et al., 2011), utilizada em complemento ao INDVAL, usa um modelo multinomial baseado na estimativa da abundância relativa das espécies para classificar como generalistas e especialistas em habitats distintos. Nesse caso, utiliza-se as métricas de paisagem calculadas com a porcentagem de cada um dos usos do solo nos pontos amostrados como variáveis preditoras e as espécies como variáveis resposta, sempre evidenciando na análise qual o tipo de uso do solo avaliado (nativo, cabruca, pastagem ou urbano).

As análises foram feitas com o auxílio do programa R, usando o pacote “Indicspecies” (De Cáceres et al., 2011) e o pacote “Vegan” (Oksanen et al., 2020).

Foram coletadas 108 espécies de Odonata pertencentes a 47 gêneros e 9 famílias. Libellulidae e Coenagrionidae foram as famílias com os maiores números de espécies, com 68 e 26 espécies, respectivamente. As espécies mais abundantes foram *Acanthagrion gracile* (284 espécimes), *Heteragrion aurantiacum* (273 espécimes), *Argia modesta* (235 espécimes), *Ischnura capreolus* (233 espécimes), *Hetaerina rosea* (188 espécimes), *Erythrodiplax fusca* (129 espécimes), *Perithemis mooma* (128 espécimes) e *Orthemis discolor* (123 espécimes).

Algumas espécies foram coletadas em um único ponto “singletons”, como *Aceratobasis macilenta*, *Dasythemis*

essequiba, *Dasythemis venosa*, *Elga leptostyla*, *Erythrodiplax juliana* e *Telebasis willinki* em áreas de cabruca. *Aceratobasis cornicauda* em áreas de floresta nativa. *Oxyagrion pavudum*, *Erythemis attala* e *Elasmothemis schubarti*, *Idiataphe amazonica*, *Micrathyria borgmeieri*, *Planiplax sanguiniventris*, *Planiplax machadoi*, *Tauriphila australis*, *Tramea binotata* e *Gynacantha bifida* em áreas urbanas, e *Lestes tricolor*, *Progomphus montanus* e *Tauriphila argo* em áreas de pastagem.

Das 108 espécies coletadas, 41 delas foram selecionadas através da análise de espécies indicadoras (INDVAL), considerando todos os tipos de usos de solo avaliados de forma separada ou de forma associativa, entre dois ou mais usos do solo. Com relação às áreas nativas foram selecionadas duas espécies como indicadoras; nove espécies para as áreas de cabruca e pastagem; e 11 espécies para as áreas urbanas. Entre as espécies selecionadas para dois ou mais usos do solo, o INDVAL evidenciou duas espécies para as áreas de floresta e cabruca, uma espécie para as áreas de floresta e pastagem, duas espécies para as áreas de cabruca e pastagem, três espécies para as áreas de pastagem e urbano, e duas espécies para as áreas de floresta, cabruca e pastagem (Figuras 9.4 e 9.5 e Tabela 9.1).

Entre as espécies selecionadas pela CLAM, 23 delas foram consideradas bioindicadoras entre os diferentes usos do solo avaliados. Dessas, duas espécies foram consideradas como especialistas de áreas florestadas, sete como especialistas de áreas de cabruca, quatro como especialistas de áreas de pastagem e 10 como especialistas de áreas urbanas (Figura 9.4 e 9.5 e Tabela 9.1).

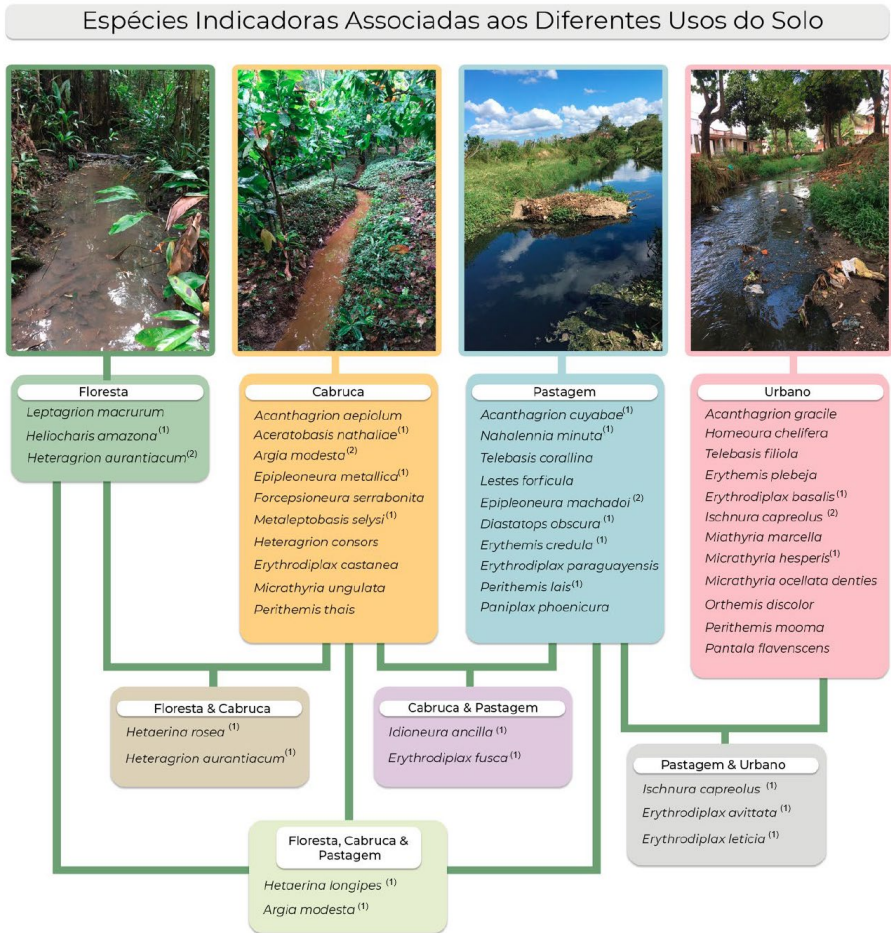


Figura 9.4. Infográfico relacionando as espécies selecionadas como bioindicadoras entre os diferentes usos do solo avaliados para as análises do Índice de espécies Indicadoras (INDVAL) e Classificação de espécies multinomial (CLAM).

⁽¹⁾ Espécies que só responderam à análise do INDVAL.

⁽²⁾ Espécies que só responderam à análise CLAM.

As duas análises (INDVAL e CLAM) apresentaram uma alta similaridade de respostas entre as espécies consideradas bioindicadoras para os diferentes usos do solo. Nas áreas de floresta foram indicadas duas espécies, sendo *L. macrurum*

comum às duas análises e *H. aurantiacum* somente para a CLAM, e *H. amazona* apenas para o INDVAL. Nas áreas de cabruca, o INDVAL indicou nove espécies e a CLAM indicou sete. Dessas espécies indicadas, seis foram comuns às duas análises, *A. nathalie*, *E. metallica* e *M. selysi* foram indicadas somente pelo INDVAL, enquanto *A. modesta* foi indicada pela CLAM (Figura 9.4) (Tabela 9.1).



Figura 9.5. Algumas espécies de Odonata associadas aos diferentes usos do solo: (A) *Leptagrion macrurum*; (B) *Heteragrion aurantiacum*; (C) *Heteragrion consors*; (D) *Perithemis thais*; (E) *Telebasis corallina*; (F) *Paniplax phoenicura*; (G) *Achantagrion gracile*; (H) *Orthemis discolor*.

Fontes: [(A), (D), (H): Inaturalist (2024)]; [(E), (F), (G): Odonatasdabahia (2024)]; [(C): Meslibellules (2024)].

Nas áreas de pastagem nove espécies foram indicadas pelo INDVAL e quatro pelo CLAM, sendo três espécies comuns às duas análises, *E. machadoi* indicada somente pela CLAM, e *P. lais*, *E. credula*, *D. obscura*, *A. cuyabae*, *L. forficula* e *N. minuta selysi* indicadas apenas pelo INDVAL (Tabela 9.1). Nas áreas urbanas o INDVAL indicou 11 espécies e o CLAM 10 espécies, sendo que destas, nove foram comuns às duas análises, *E. basalis* e *M. hesperis* exclusivamente indicadas pelo INDVAL, e *I. capreoulus* somente pela CLAM (Figura 9.4) (Tabela 9.1).

Os resultados enfatizaram que as espécies de Odonata podem ser associadas a áreas com diferentes tipos de usos do solo na Mata Atlântica, corroborando com a hipótese sugerida. Os diferentes tipos de usos do solo selecionam espécies com características ecofisiológicas e comportamentais específicas, ou seja, grupos de espécies adaptadas ou que conseguem tolerar determinadas características ou impactos nos ecossistemas do entorno. Essa associação das espécies classificadas como especialistas de florestas, especialistas de áreas abertas e/ou generalistas de habitat permitem que sejam utilizadas como excelente bioindicadoras de alterações em áreas com diferentes níveis de antropização.

Estudos já detectaram espécies de Odonata como indicadoras para vários tipos de impactos causados pelas mudanças de usos do solo e em diferentes regiões fitofisionômicas no Brasil, comparando áreas nativas com áreas de agricultura e pastagem (Calvão et al., 2016; Rodrigues et al., 2016; Calvão et al., 2018; Carvalho et al., 2018) e áreas urbanas (Monteiro-Junior et al., 2014; Rodrigues et al., 2019; Sganzerla et al., 2021).

No entanto, esse é o primeiro estudo com Odonata que avalia a relação de diferentes usos do solo de forma concomitante, e o primeiro a estudar essa relação em áreas de cultivo de cacau.

Tabela 9.1. Espécies de Odonatas associadas aos diferentes usos do solo (mata, cabruca, pastagem e urbano) nas análises do Índice de espécies Indicadoras (INDVAL) e Classificação de espécies multinomial (CLAM). A legenda dos símbolos está no final da tabela.

Espécies											A	B	Indval	p-valor	CLAM
<i>Hetaerina longipes</i> Hagen in Selys, 1853											1,000	0,3051	0,552	0,008	Generalista Cabruca, Generalista Urbano, Floresta e Pastagem
<i>Hetaerina rasea</i> Selys, 1853											0,7837	0,4762	0,611	0,045	Generalista Cabruca, Floresta e Pastagem
<i>Acanthagrion cephalum</i> Tennessen, 2004											1,000	0,500	0,707	0,001	Especialista Cabruca
<i>Acanthagrion cyabae</i> Calvert, 1909											1,000	0,1176	0,343	0,035	Especialista Cabruca
<i>Acanthagrion gracile</i> Rambur, 1842											0,9647	0,6667	0,802	0,001	Especialista Urbano
<i>Aceratobasis nathaliae</i> Lencioni, 2004											1,000	0,1818	0,26	0,005	Especialista Urbano
<i>Argia modesta</i> Selys, 1865											0,9515	0,6780	0,803	0,001	Especialista Urbano
<i>Epipleoneura machadoi</i> Rácenis, 1960											1,000	0,2703	0,520	0,002	Especialista Pastagem
<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955											1,000	0,1818	0,426	0,010	Especialista Pastagem
<i>Forciponeura serabonipita</i> Pinto & Kompier, 2018											1,000	0,1364	0,369	0,026	Especialista Cabruca
<i>Isonura ancilla</i> Selys, 1860											0,9104	0,1795	0,404	0,045	Especialista Urbano
<i>Isonura capreolus</i> Hagen, 1861											0,9741	0,6383	0,789	0,001	Especialista Urbano
<i>Hameoura chelifera</i> Selys, 1876											1,000	0,1667	0,408	0,015	Especialista Urbano
<i>Leptagrion macrum</i> Burmeister, 1839											1,000	0,1500	0,387	0,190	Especialista Floresta
<i>Metaleptobasis selysi</i> Santos, 1956											1,000	0,1364	0,369	0,024	Especialista Floresta
<i>Nahalennia minuta</i> Selys in Sagra, 1857											0,8759	0,1176	0,321	0,042	Especialista Cabruca
<i>Telebasis corallina</i> Selys, 1876											0,7773	0,3529	0,524	0,002	Especialista Pastagem
<i>Telebasis filiola</i> Perty, 1833											1,000	0,3667	0,606	0,001	Especialista Urbano
<i>Heliocharis amazona</i> Selys, 1853											1,000	0,2500	0,500	0,001	Especialista Urbano
<i>Lestes torficula</i> Rambur, 1842											1,000	0,1176	0,343	0,030	Especialista Floresta
<i>Heteragrion aurantiacum</i> Selys, 1862											0,9124	0,7381	0,821	0,001	Especialista Floresta
<i>Heteragrion consors</i> Hagen in Selys, 1862											1,000	0,4545	0,674	0,001	Especialista Cabruca
<i>Diatatops obscura</i> Fabricius, 1775											0,7753	0,1765	0,370	0,047	Especialista Cabruca
<i>Erythemis credula</i> Hagen, 1861											0,8759	0,1765	0,393	0,012	Especialista Cabruca
<i>Erythemis plebeja</i> Burmeister, 1839											1,000	0,2667	0,516	0,001	Especialista Urbano
<i>Erythrodiplax avvittata</i> Berror, 1942											1,000	0,1702	0,413	0,041	Especialista Urbano
<i>Erythrodiplax basalis</i> Kirby, 1897											1,000	0,1667	0,408	0,016	Especialista Cabruca
<i>Erythrodiplax castanea</i> Burmeister, 1839											1,000	0,1818	0,426	0,010	Especialista Cabruca
<i>Erythrodiplax fusca</i> Rambur, 1842											0,7879	0,5641	0,667	0,002	Generalista Cabruca, Generalista Urbano
<i>Erythrodiplax leticia</i> Machado, 1996											1,000	0,1915	0,438	0,025	Generalista Urbano
<i>Erythrodiplax paraguayensis</i> Foerster, 1905											0,8696	0,2941	0,506	0,006	Especialista Pastagem
<i>Miaethyrina marcella</i> Selys in Sagra, 1957											1,000	0,3000	0,548	0,002	Especialista Urbano
<i>Micrathyria liguaria</i> Foerster, 1907											0,8226	0,1818	0,387	0,031	Especialista Cabruca
<i>Micrathyria hesperia</i> Ris, 1911											1,000	0,1667	0,408	0,016	Especialista Cabruca
<i>Micrathyria ocellata</i> Gentes Calvert, 1909											1,000	0,2667	0,516	0,001	Especialista Urbano
<i>Orthemis discolor</i> Burmeister, 1839											0,9780	0,7333	0,847	0,001	Especialista Urbano
<i>Perithemis lais</i> Perty, 1833											0,6008	0,2941	0,420	0,020	Especialista Cabruca
<i>Perithemis thais</i> Kirby, 1889											0,9424	0,5000	0,686	0,001	Especialista Cabruca
<i>Perithemis moana</i> Kirby, 1889											1,000	0,7000	0,857	0,001	Especialista Urbano
<i>Paniplex phoenicurus</i> Ris, 1912											1,000	0,2353	0,485	0,001	Especialista Pastagem
<i>Pantala flavescens</i> Fabricius, 1798											1,000	0,1667	0,408	0,015	Especialista Urbano



O círculo em cor preta se refere à associação da espécie como bioindicadora pela análise do INDVAL para os diferentes usos do solo. A letra A se refere aos valores da especificidade, e a letra B da fidelidade. **Indval** é o valor do teste estatístico para a análise, e **p-valor** são os valores de significância para cada espécie. **CLAM** são as espécies que responderam à respectiva análise como especialistas ou generalistas dos diferentes usos do solo avaliados. As cores diferentes que aparecem na coluna **CLAM** representam as espécies que responderam de forma equivalente nas duas análises.

Nas áreas com vegetação nativa, as espécies evidenciadas através das análises de espécies indicadoras são consideradas como especialistas de florestas, pois são espécies que dependem de características específicas de habitat como alta quantidade de cobertura de dossel e córregos com alta integridade ambiental, como é o caso de *H. aurantiacum* e *H. amazonas* (Juen et al., 2014; Rodrigues et al., 2019; Ribeiro, 2021) e/ou de ambientes específicos para reprodução, como é o caso dos fitotelmatas *L. macrurum*, *L. acutum*, *A. cornicauda*, sendo a primeira indicada pelas análises do INDVAL e CLAM e as duas últimas espécies “singletons” em amostragens, estão associadas a ambientes prístinos como áreas protegidas (Furieri, 2008; Ribeiro et al., 2021b).

Nas áreas de cabruca os resultados enfatizaram um grupo de espécies considerado como especialista de áreas florestadas, como por exemplo *F. serrabonita*, *H. consors*, *A. nathalie* (Loiola et al., 2011; Pinto; Kompier, 2018), e além disto, algumas espécies consideradas como especialistas de áreas abertas, como por exemplo *A. aepiolum*, *P. thais*, *M. unguolata* (Oliveira-Junior; 2015; Koroiva et al., 2017; Miguel et al., 2017; Carvalho et al., 2018; Bastos et al., 2019).

As áreas de cabruca são sistemas de cultivo que mantém uma parte da floresta e da sua estrutura, contribuindo para a manutenção relativamente alta de cobertura do dossel e com poucas mudanças físicas na estrutura dos canais dos ambientes aquáticos. Desse modo, mantém alguns grupos de espécies consideradas especialistas de florestas, ao mesmo tempo permite que espécies consideradas especialistas de áreas abertas ou generalistas de habitat consigam também colonizar essas áreas (Santos, 2021).

Nas áreas de pastagem, as espécies selecionadas pelas análises são consideradas especialistas de áreas abertas ou

generalistas de habitat. Espécies como *L. forficula*, *T. coralina*, *E. paraguayensis*, *E. credula* são comumente encontradas em áreas abertas e geralmente associadas a ambientes mais lênticos (Miguel et al., 2017; Calvão et al., 2018; Carvalho et al., 2018; Rodrigues et al., 2019).

As mudanças de usos do solo nas áreas de pastagem, em sua grande maioria, afetam a vegetação ripária, pois com a sua retirada total ou parcial há aumento da quantidade de radiação recebida e do assoreamento ao longo do canal. Essas alterações físicas nos canais e no entorno permitem que somente espécies adaptadas às áreas mais abertas e aos ambientes mais lênticos consigam colonizar e permanecer nessas áreas (Carvalho et al., 2018; Rodrigues et al., 2018; Ribeiro, 2021).

Em relação às áreas urbanas, os impactos causados pelo processo de urbanização provocam mudanças mais abruptas aos ecossistemas aquáticos e no seu entorno. A perda quase sempre total da vegetação ripária, a modificação das margens e do fluxo pelo processo de canalização, e a alteração da água pela matéria orgânica e descarte de lixo estão entre os principais impactos e modificações nessas áreas. Portanto, apenas espécies consideradas generalistas de habitat conseguem colonizar e se manter nessas áreas, isto é, espécies adaptadas a áreas abertas naturais, que conseguem tolerar essas modificações antrópicas e manter as suas populações, como é o caso de *P. mooma*, *O. discolor*, *M. marcella*, *A. gracile*, *P. flavescens*, *H. chelifera* e *T. filiola*, já registradas como indicadoras de áreas urbanas em outros estudos (Monteiro-Junior et al., 2014; Rodrigues et al., 2019).

Entender como as mudanças de usos do solo afetam os ecossistemas e sua biodiversidade torna-se cada vez mais necessário, principalmente em áreas que foram altamente impactadas e ainda resistem com a perda dos ambientes

naturais, como é o caso da Mata Atlântica. As mudanças de usos do solo nas áreas urbanas foi o exemplo de uso do solo que mais apresentou espécies selecionadas como indicadoras, sendo várias delas similares nas duas análises (INDVAL e CLAM). Considerando a magnitude dos impactos sofridos nessas áreas, quando comparado aos demais usos do solo avaliados, sugere-se que somente espécies mais generalistas com grande capacidade de adaptação e tolerância a essas modificações permaneçam nesses locais (Monteiro-Junior et al., 2014; Rodrigues et al., 2019; Sganzerla et al., 2021).

De forma contrária aos ambientes urbanos, as áreas de cabruca têm se mostrado capaz de manter uma diversidade de espécies com maior similaridade com as demais encontradas nas áreas nativas, mantendo grupos de espécies consideradas especialistas de floresta. Desse modo, vale ressaltar a valorização de sistemas de produção que minimizem os impactos antrópicos, como é o caso das áreas de cabruca. Estas são consideradas áreas propícias à conservação da biodiversidade, mantendo maior integridade dos ecossistemas aquáticos e do entorno e, conseqüentemente, espécies consideradas mais sensíveis às alterações antrópicas.

Alguns índices que utilizam Odonata como bioindicadores já foram desenvolvidos para o continente Africano e são amplamente utilizados, como por exemplo o Dragonfly Biotic Index (DBI) (Simaika; Samways, 2009), o Habitat Condition Scale (HSC) (Simaika; Samways, 2012) e o African Dragonfly Biotic Index (ADBI) (Vorster et al., 2020). Em uma perspectiva nacional, existe o índice Proporção Zygoptera/ Anisoptera (Oliveira-Junior; Juen, 2019), desenvolvido e utilizado para monitorar córregos em unidades de conservação da Amazônia (Brasil et al., 2020) e também já testado na Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2021a).

Considerações finais

O uso das libélulas como espécies bioindicadoras é viável e permite uma avaliação rápida e de baixo custo da integridade e qualidade dos ecossistemas aquáticos e do seu entorno. Principalmente, para avaliar os impactados pelos diferentes tipos de usos de solo na Mata Atlântica. Portanto, identificar entre os diferentes domínios fitofisionômico as espécies que estão associadas aos diferentes usos do solo é o primeiro passo para a criação de protocolos e índices de avaliação de impacto ambiental que possam ser utilizados de maneira padronizada e em escalas maiores.

Referências

ALBERT, J. S.; DESTOUNI, G.; DUKE-SYLVESTER, S. M.; MAGURRAN, A. E.; OBERDORFF, T.; REIS, R. E.; WINEMILLER, K. O.; RIPPLE, W. J. 2020. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, v. 50, p. 85-94, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>.

ALLAN, J. D.; ARBOR, A. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>.

BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDNER, T. A.; HICKS, C. C.; LENNOX, D. G.; BEREGUER, E.; CASTELLO, L.; ECONOMO, P. E.; FERREIRA, J.; GUÉNARD, B.; LEAL, G. C.; ISAAC, V.; LEES, C. A.; PARR, L. C.; WILSON, K. S.; YOUNG, J. P.; GRAHAM, A. J. N. The future of hyperdiverse tropical ecosystems, **Nature**, v. 559, p. 517-526, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>

BASTOS, R. C., BRASIL, L. S., CARVALHO, F. G., CALVÃO, L. B., SILVA, J. O. A., JUEN, L. Odonata of the state of Maranhão, Brazil: Wallacean shortfall and priority areas for faunistic inventories. **Biota Neotropica**, v. 19, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0734>.

BASTOS, R. C.; BRASIL, L. S.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; CARVALHO, F. G.; LENNOX, G. D.; BARLOW, J.; JUEN, L. Morphological and phylogenetic factors structure the distribution of damselfly and dragonfly species (Odonata) along an environmental gradient in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107-257, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107257>.

BRASIL, L. S.; DANTAS, D. D. F.; POLAZ, C. N. M.; RASEIRA, M. B.; JUEN, L. Monitoramento participativo em igarapés de unidades de conservação da Amazônia brasileira utilizando Odonata. **Hetaerina Boletín de la Sociedad Odonatología Latino Americana**, v. 2, p. 8-13, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Projeto Biodiversidade e Mudanças Climáticas na Mata Atlântica (Parte I)**. Brasília, 2018. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/biomas/mata_atlantica/Projeto%20Biodiversidade%20e%20Mudancas%20Climaticas%20na%20Mata%20Atlantica%20Experiencias%20e%20Aprendizados-%20Parte%20I.pdf. Acesso em: 28 jun. 2021

CALVÃO, L. B.; JUEN, L.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; BATISTA, J. D.; DE MARCO, P. J. Land use modifies Odonata diversity in streams of the Brazilian Cerrado. **Journal Insect Conservation**, v. 22, p. 675-685, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0093-5>.

CALVÃO, L. B.; NOGUEIRA, D. S.; MONTAG, L. F. A.; LOPES, M. A.; JUEN, L. Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 143-150, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>.

CARVALHO, F. G.; ROQUE, F. O.; BARBOSA, L.; MONTAG, L. F. A.; JUEN, L. Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. **Animal Conservation**, v. 21, p. 526-533., 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/acv.12427>.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre uma ictiofauna. **Biota Neotropica**. v. 10, n. 4, p. 31-34, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400002>.

CHAZDON, R. L.; CHAO, A.; COLWELL, R. K.; LIN, S. Y.; NORDEN, N.; LETCHER, S. G.; CLARK, D. B.; FINEGAN, B.; ARROYO, J. P. A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. **Ecology**, v. 92, n. 6, p. 1332-1343, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/10-1345.1>.

DE CÁCERES, M.; SOL, D.; LAPIEDRA, O.; LEGENDRE, P. A framework for estimating niche metrics using the resemblance between qualitative resources. **Oikos**, v. 120, p. 1341-1350, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19679.x>.

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P.; MORETTI, M. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. **Oikos**, v. 119, p. 1674-1684, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>.

DE MARCO, J. R. P.; BATISTA, J. D.; CABETLE, H. S. R. Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. **Plos One**, v. 4, p. 1-17, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>.

FURIERI, K.; **Biologia da conservação do gênero *Leptagrion* e uma proposta para o manejo de *Leptagrion acutum* (Coenagrionidae: Odonata)**. 2008. 128 f. Tese (Doutorado em Entomologia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

INATURALIST. Disponível em: <https://www.inaturalist.org/>. Acesso em: 25 nov. 2024.

JUEN, L.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; SHIMANO, Y.; MENDES, T. P.; CABETTE, H. S. R. Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, v. 44, p. 223-233, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>.

KOROIVA, R.; RODRIGUES, E. M.; VALENTE-NETO, F.; OLIVEIRA-ROQUE, F. Odonates from Bodoquena Plateau: checklist and information about endangered species. **Biota Neotropica**, v. 17, p. 1-8, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0310>.

LANGE, M.; WEISSER, W. W.; GOSSNER, M. M.; KOWALSKI, E.; TURKE, M.; JONER, F.; FONSECA, C. R. The impact of forest management on litter-dwelling invertebrates: a subtropical–temperate contrast. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p. 2133-2147, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0078-0>.

LOIOLA, G. R.; DE MARCO, P. Behavioral ecology of *Heteragrion consors* Hagen (Odonata, Megapodagrionidae): a shade-seek Atlantic forest damselfly. **Brazilian Journal of Entomology**, v. 55, p. 373-380, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262011005000036>.

MCGEOCH, M. A. **Insect conservation biologist**. Oxford: CABI, 2007. p. 144-174. DOI: <https://doi.org/10.1079/9781845932541.0144>.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; DE PAULA, F. R.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, H. R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal Environmental Management**, v. 270, p. 110879, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

MESLIBELLULES. Disponível em: <http://meslibellules.fr/voyages/bresil/heteragrion-consors/heteragrion-consors.php>. Acesso em: 25 nov. 2024.

MIGUEL, T. B.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. M. B.; LIGEIRO, R.; JUEN, L. Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 555-566, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0310>.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of **Hotspots**. In: **Hotspots de biodiversidade**. Berlin: Springer. 2011. p. 3-22.

MONTEIRO-JUNIOR, C. S.; JUEN, L.; HAMADA, N. Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia, **Landscape and Urban Planning**, v. 127, p. 28-40, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>.

ODONATASDABAHIA. Disponível em: <https://odonatasdabahia.blogspot.com/>. Acesso em: 25 nov. 2024.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECs, E.; WAGNER, H. **Community Ecology Package, R package version 2.5-7**. 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 25 nov. 2024.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; JUEN, L. The Zygoptera/Anisoptera Ratio (Insecta: Odonata): a New Tool for Habitat Alterations Assessment in Amazonian Streams. **Neotropical Entomology**, v. 48, p. 1-9, 2019. DOI: <https://doi.org/0.1007 / s13744-019-00672-x>.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B. **Estruturação da comunidade de Odonata (Insecta) na Amazônia Oriental**: efeitos espaciais, ambientais e morfológicos em igarapés íntegros e alterados. 2015. 148 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Federal do Pará, Belém.

PINTO, A. P.; KOMPIER, T. In honor of conservation of the Brazilian Atlantic Forest: description of two new damselflies of the genus *Forcepsioneura* discovered in private protected areas (Odonata: Coenagrionidae). **Zoologia (Curitiba)**, v. 35, p. 1-19, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3897/zooloogia.35.e21351>.

REID, A. J.; CARLSON, A. K.; CREED, F. I.; ELIASON, J. E.; GELL, A. P.; JOHNSON, T. J. P.; KIDD, A. K.; MACCORMACK, J. T.; OLDEN, D. J.; ORMEROD, D.; SMOL, P. J.; TAYLOR, W. W.; TOCKNOR, K.; VERMAIRE, C. J.; DUDGEON, D.; COOKE, J. S. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, p. 849-873, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.

RIBEIRO, C. **Importance of a protected area for the conservation of Odonata biodiversity**. 2021. 74 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

RIBEIRO, C.; JUEN, L.; RODRIGUES, M. E. The Zygoptera/Anisoptera ratio as a tool to assess anthropogenic changes in Atlantic Forest streams. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, p. 1315-1329, 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02143-5>.

RIBEIRO, C.; SANTOS, L. R.; RODRIGUES, M. E. New records of the Critically Endangered *Leptagrion acutum* Santos, 1961 (Odonata, Coenagrionidae) from southern Bahia, Brazil. **Check List**, v. 17, p. 59–62, 2021b. DOI: <https://doi.org/10.15560/17.1.59>.

RODRIGUES, M. E.; MOURA, E. B.; ROQUE, F. O. Dragonflies as indicators of the environmental conditions of veredas in a region of central-eastern Brazil. **Oecologia Australis**, v. 23, p. 969–978, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.20>.

RODRIGUES, M. E.; ROQUE, F. O.; FERREIRA, R. G. N.; SAITO, V. S.; SAMWAYS, M. J. Egg-laying traits reflect shifts in dragonfly assemblages in response to different amount of tropical forest cover. **Insect Conservation Diversity**, v. 11, p. 01-10, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/icad.12319>

RODRIGUES, M. E.; ROQUE, F. O.; QUINTERO, J. M. O.; PENA, J. C. C.; SOUSA, D. C.; DE MARCO, P. JR. Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. **Biological Conservation**, v. 194, p. 113-120, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>.

SAMWAYS, M. J.; BARTON, P. S.; BIRKHOFFER, K.; CHICHORRO, F.; DEACON, C.; FARTMANN, T.; FUKUSHIM, C. S.; GAIGHER, R.; HABEL, J. C.; HALLMANN, C. A.; HILL, M. J.; HOCHKIRCH, A.; KAILA, L.; KWAK, M. L.; MAES, D.; MAMMOLA, S.; NORIEGA, J. A.; ORFINGER, A. B.; PEDRAZA, F.; PRYKE, J. S.; ROQUE, F. O.; SETTELE, J.; SIMAIKA, J. P.; STORKA, N. E.; SUHLING, F.; VORSTER, C.; Cardoso, P. Solutions for humanity on how to conserve insects. **Biological Conservation**, v. 242, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108427>.

SANTOS, L. R. **Odonata como indicador de mudanças de usos da terra em uma região da Mata Atlântica**. 2021. 76 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

SGANZERLA, C.; DALZUCHIO, M. S.; PRASS, G.; PÉRICO, E. Effects of urbanization on the fauna of Odonata on the coast of southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 21, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1122>.

SILVA, M. P. P.; PÔRTO, K. C. Briófitas: estado do conhecimento e vulnerabilidade na Floresta Atlântica Nordestina. **Museu Mello Leitão-UFBA**, v. 36, p. 19-34, 2014. Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/17458>. Acesso em 29 jun. 2021.

SIMAIKA, J. P.; SAMWAYS, M. J. An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing streams for conservation action. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 1171-1185, 2009. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10531-008-9484-3>.

SIMAIKA, J. P.; SAMWAYS, M. J. Using dragonflies to monitor and prioritize lotic systems: a South African perspective. **Organism Diversity and Evolution**, v. 1251-259, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13127-012-0104-4>.

S.O.S. MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual**. São Paulo - SP. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wpcontent/uploads/2019/07/RA_SOSMA_2018_DIGITAL.pdf>; Acesso em: 8 jun 2021.

VORSTER, C.; SAMWAYS, M. J.; SIMAIKA, J. P.; KIPPING, J.; CLAUSNITZER, V.; SUHLING, F.; DIJKSTRA, K. D. B. Development of a new continental-scale index for freshwater assessment based on dragonfly assemblages, **Ecological Indicators**, v. 109, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105819>.

WHITTAKER, R. J.; ARAUJO, M. B.; PAUL, J.; LADLE, R. J.; WATSON, J. E. M.; WILLIS, K. J. Conservation biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions**, v. 11, p. 3-23, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>.



Foto: Luiz U. Hepp

Capítulo 10

Alterações nos usos do solo e insetos aquáticos: um olhar para padrões e processos em riachos subtropicais da Mata Atlântica

Luiz U. Hepp, Silvia V. Milesi, Rozane M. Restello e Cristiane Biasi

Introdução

A intensidade com que as paisagens naturais têm sido fragmentadas nos últimos anos tem sido alarmante. Em todo o planeta, enormes extensões de terra têm sofrido intervenções humanas, com objetivo principal voltado ao desenvolvimento econômico dos países. No Brasil, este cenário não é diferente, principalmente devido à fragilidade das políticas ambientais. Em decorrência disso, há uma lacuna nas ações de gestão ambiental voltadas à proteção e conservação dos recursos naturais no país.

A região norte do Rio Grande do Sul, em especial a região do Alto Uruguai deste estado, está inserida numa zona de transição da Mata Atlântica, que é intensamente drenada por pequenos rios e riachos (Rovani et al., 2020). A vegetação predominante desta região é uma transição característica de Floresta Ombrófila Mista e Floresta com Araucária (Loregian et al., 2012; Oliveira Filho et al., 2015). A presença de *Araucaria angustifolia* ocupa cerca de 65% da área da região (Rovani et al., 2019). Além desta espécie marcante, as espécies *Casearia sylvestris*, *Ocotea diospyrifolia*, *Gymnanthes concolor*, *Trichilia claussenii*, *Calyptrocalyx tricona*, *Nectandra megapota* e *Trichilia elegans* são muito frequentes nos fragmentos vegetais da região (Leyser et al., 2012; Loregian et al., 2012). Além dessas espécies nativas, há o registro frequente de espécimes de *Hovenia dulcis* nos fragmentos nativos da região (Padilha et al., 2015).

Embora essa região se caracterize por ser uma transição entre floresta ombrófila mista e semi-decidual e, ainda, um ecótono entre Mata Atlântica e Pampa, o conhecimento sobre a diversidade de diferentes grupos de animais e plantas é muito escasso. Áreas de transição e ecótono reúnem

múltiplas condições ecológicas que podem colaborar com um incremento da biodiversidade de inúmeros grupos biológicos. Mesmo com esta característica marcante, a região norte do Rio Grande do Sul carece de esforços científicos para conhecimento de sua biodiversidade. Em complemento, a intensa fragmentação observada na região pode estar acelerando os processos de perda de diversidade regionais de importantes serviços ecossistêmicos, como suprimento de água, fornecimento de habitats, ciclagem de nutrientes, entre outros (Rovani et al., 2020).

A fragmentação da vegetação, reportada por recentes estudos (Rovani et al., 2019; Rovani et al., 2020), tem demonstrado que zonas ripárias de riachos têm sido removidas para implantação de cultivos agrícolas ou monoculturas, alterando os padrões ecológicos das comunidades aquáticas e o funcionamento dos riachos (Huiñocana et al., 2020).

Efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos

Em uma pesquisa nas bases de dados Scopus e Web of Science, utilizando os termos 'aquatic insects', 'land*', 'decomposition', 'macroinvertebrate', 'Atlantic forest' e 'Rio Grande do Sul', foram encontrados apenas 40 trabalhos publicados, sendo 52% realizados em ambientes de Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Deste total, 95% dos trabalhos usaram macroinvertebrados ou assembleias de insetos aquáticos [(Chironomidae, Odonata) ou Ephemeroptera, Plecoptera e Tichoptera (EPT)] como bioindicadores. Os dois únicos trabalhos (5%) sobre efeitos de usos e ocupação do solo sobre processos ecológicos focaram em avaliar os efeitos da substituição de espécies nativas na zona ripária dos riachos

por espécies exóticas (*Eucalyptus* e *Hovenia dulcis*). Do total de trabalhos encontrados, 55% usaram especificamente insetos aquáticos como bioindicadores. Esses resultados demonstram dois pontos importantes: o primeiro é o potencial de bioindicação do grupo, que poderia ser mais amplamente utilizado em programas de avaliação e monitoramento ambiental. O segundo é a escassez de informações acerca da temática, reforçando a necessidade de maior investimento humano e financeiro em estudos. Este último aspecto ainda é mais relevante quando se observa o número de estudos sobre os efeitos de usos do solo sobre os processos ecológicos em ambientes aquáticos.

Nos trabalhos encontrados, observou-se uma relação direta entre os usos e ocupação do solo sobre as comunidades de insetos aquáticos. A primeira relação observada é a alteração em variáveis físicas e químicas da água de acordo com os usos do solo. A temperatura da água, condutividade elétrica e turbidez tendem a ser mais elevadas em riachos onde a vegetação ripária foi suprimida para implantação da agricultura (Hepp; Santos, 2009). A maior incidência de luz aumenta a temperatura da água, enquanto que o maior aporte de sedimentos ocasiona um incremento de substâncias no riacho, contribuindo para o aumento da concentração de íons e sólidos em suspensão (Hepp et al., 2010; De Toni et al., 2014). Além disso, o aumento na concentração de nutrientes é frequente em riachos sob influência de perímetros urbanos e regiões com criação de animais (Milesi et al., 2008; Hepp, 2013). Essas atividades, geralmente, não possuem sistema de tratamento dos resíduos sólidos, sendo estes lançados diretamente aos corpos hídricos, resultando no aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo (Hepp, 2013).

Essas alterações físicas e químicas em pequenos riachos modificam fortemente a estrutura e composição das comunidades de insetos aquáticos. De maneira bem geral, riachos localizados nas porções altas das bacias hidrográficas, com melhores condições naturais, ou seja, com vegetação ripária em ambas as margens e ausência de perturbações antrópicas, apresentam alta riqueza de organismos que, por sua vez irão possuir uma alta diversidade funcional, atribuindo assim, um equilíbrio importante para a estrutura trófica aquática (Restello et al., 2014). Ainda, o aporte de matéria orgânica alóctone possibilita uma ampla disponibilidade de recursos de habitats e alimentares, que favorecem os organismos detritívoros a contribuírem na transformação de matéria orgânica nestes ambientes (Hepp et al., 2016). Por outro lado, riachos com alterações antrópicas marcantes, como remoção da vegetação, plantio de espécies exóticas, ou mesmo com a fragilização da vegetação existente, ocasionam uma redução da diversidade taxonômica e funcional dos ambientes, alterando processos ecossistêmicos importantes para o funcionamento desses ambientes (Hepp et al., 2016; Ferreira et al., 2017). Assim, há uma dependência significativa entre usos do solo, qualidade da água e comunidades aquáticas em riachos (Figura 10.1).

Fotos: Luiz Ubiratan Hepp



Figura 10.1. Principais características biológicas observadas em riachos com condições naturais nas margens e riachos com as alterações nos usos do solo.

Efeitos dos usos agrícolas sobre a diversidade de Chironomidae

Os organismos e o ambiente onde vivem apresentam uma relação intrínseca, que pode ser utilizada como ferramenta de avaliação. Características da comunidade, como por exemplo, abundância, riqueza ou valores de índices de diversidade podem ser utilizadas como indicadores da qualidade dos ambientes em estudo (Hepp et al., 2010). Dentre as inúmeras famílias de insetos que possuem fases aquáticas, os Chironomidae (Diptera) mostram-se eficientes na bioindicação de efeitos dos usos do solo sobre o ecossistema aquático. As assembleias de Chironomidae são estruturadas por meio de fatores ambientais que atuam em diferentes escalas espaciais, sendo que a vegetação ribeirinha e os

usos do solo apresentam uma forte relação com a estrutura e composição das assembleias (Sandin, 2009; Restello et al., 2014).

A ampla distribuição dos Chironomidae em diferentes ambientes aquáticos faz com que esses organismos sejam muito utilizados como bioindicadores (Sensolo et al., 2012). As assembleias de Chironomidae refletem as condições ambientais de impactos pontuais (Milesi et al., 2008; Deliberalli et al., 2018) e difusos (De Toni et al., 2014; Restello et al., 2014) com muita precisão. Nesse sentido, as respostas biológicas podem ser utilizadas no planejamento ambiental de regiões impactadas por diferentes atividades.

As práticas agrícolas exercem efeitos difusos sobre os corpos hídricos, principalmente pela remoção da vegetação ripária em uma grande extensão da área de drenagem desses ambientes. Desta forma, podem ser esperadas respostas biológicas em diferentes escalas espaciais, e os Chironomidae respondem a variações ambientais em escalas locais (i.e. qualidade da água dos riachos) e regionais (i.e. alterações nos usos e ocupação do solo) (Sensolo et al., 2012). Os riachos submetidos a ação de atividades agrícolas se tornaram mais homogêneos e mais semelhantes entre si, refletindo na redução da diversidade de Chironomidae (De Toni et al., 2014).

O potencial de respostas biológicas das assembleias de Chironomidae às alterações nos usos e ocupação do solo nas margens de riachos é alto, a ponto de refletir, inclusive, o estágio sucessional da vegetação marginal. Em um estudo que vem sendo desenvolvido em 22 riachos de pequena ordem na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, os resultados mostram que a composição das assembleias de Chironomidae é alterada de acordo com a estrutura da vegetação ripária (Figura 10.2). Nesse sentido, alguns gêneros de Chironomidae são importantes no aspecto de bioindicação.

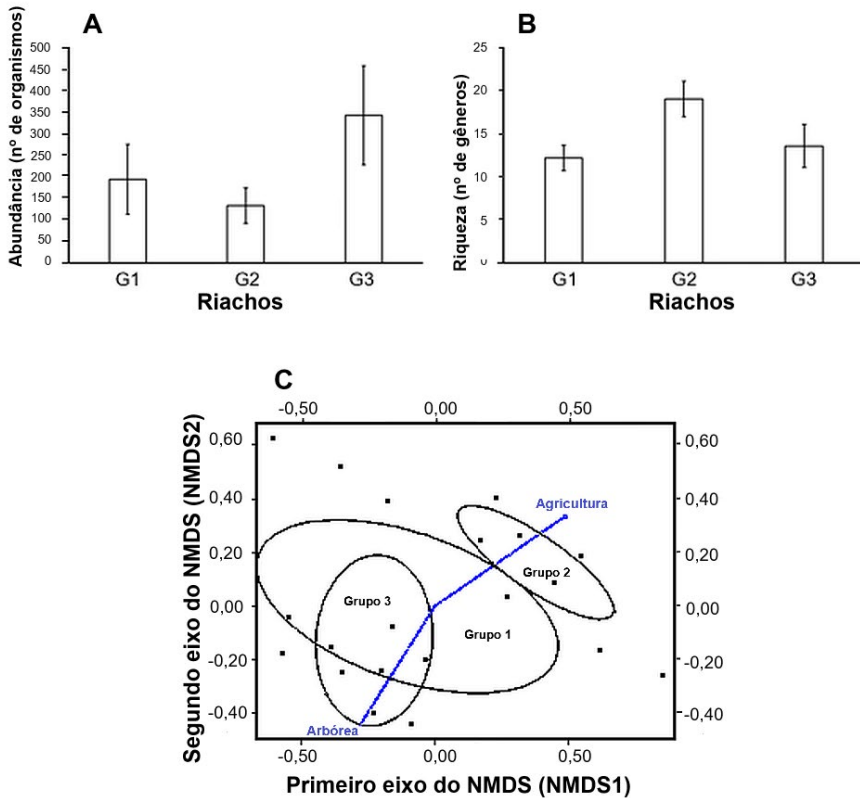


Figura 10.2. Valores de abundância (A) e riqueza (B) para assembleia de Chironomidae amostradas em 22 riachos na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul; (C) Análise de Escalonamento Multidimensional não métrico (NMDS) e relações entre as variáveis de uso e ocupação do solo com a composição das assembleias de Chironomidae. Grupo 1: riachos com vegetação arbórea; Grupo 2: riachos com agricultura nas margens; Grupo 3: riachos com vegetação em regeneração.

No estudo utilizado como exemplo, *Cricotopus* e *Onconeura* foram os gêneros indicadores de riachos com vegetação em regeneração. Esses gêneros se adaptam a diferentes condições de habitat e, portanto, são tolerantes a condições ambientais adversas. *Cricotopus* ocorrem,

principalmente, onde há maior incidência solar e se associam com algas (Sensolo et al., 2012). Por outro lado, os gêneros *Thienemaniella* e *Lopescladius* ocorreram em riachos com predomínio de agricultura. Da mesma forma que os riachos com vegetação em regeneração, nos riachos agrícolas, além da maior entrada de luz solar, há a entrada de sedimento e nutrientes oriundos das áreas adjacentes. Este cenário favorece o surgimento de algas e potencializa o crescimento desses organismos, propiciando os hábitos alimentares de *Thienemaniella* (coletor-filtrador) e dos *Lopescladius* (coletor).

Diversidade funcional como ferramenta de avaliação de qualidade ambiental

Como descrito anteriormente, os usos e ocupação do solo no entorno de rios e riachos afetam diretamente as assembleias de organismos que vivem nestes locais (Dala-Corte et al., 2019; Huiñocana et al., 2020). Mudanças no uso e ocupação dessas áreas geram alterações, não só na distribuição destes organismos, como no funcionamento do ecossistema como um todo (Milesi et al., 2016, 2019). Assim, pode-se esperar modificações taxonômicas e funcionais nas assembleias de insetos aquáticos quando há modificações nas regiões adjacentes aos ambientes aquáticos. Esses argumentos são corroborados por uma análise realizada com características taxonômicas e funcionais de assembleias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) amostradas em 18 riachos no norte do Rio Grande do Sul (Figura 10.3).

O uso de métricas taxonômicas como indicadores mostrou que a riqueza e a abundância de espécies são

superiores em locais onde a vegetação ripária é maior. Quanto às medidas funcionais, o mesmo padrão pode ser observado, ou seja, em locais com maior percentual de vegetação de entorno, maior foi a diversidade e riqueza funcional dos insetos aquáticos (Figura 10.3). Assembleias com maior diversidade e riqueza funcional indicam uma maior estabilidade e consequentemente essas assembleias são mais resistentes a impactos naturais ou antrópicos (Milesi et al., 2016). Por outro lado, o maior percentual de pastagens na área de entorno dos riachos provoca uma diminuição dos valores de métricas funcionais e taxonômicas (Figura 10.3). A implantação de pastagens na zona ripária de riachos implica na remoção da vegetação, o que afeta diretamente os insetos aquáticos, em especial ordens mais sensíveis, como os EPT. Nestes locais, a riqueza e a abundância de organismos diminuíram, refletindo a diminuição dos recursos alimentares e abrigo no leito dos riachos. Além disso, a homogeneização do substrato influencia negativamente nos atributos funcionais dos organismos, diminuindo a riqueza e a diversidade funcional das assembleias (Milesi et al., 2019).

Quando se observa maiores percentuais de usos agrícolas nas zonas ripárias, ocorre a diminuição da riqueza, abundância de insetos e diversidade funcional, enquanto que a riqueza funcional foi positivamente influenciada com o uso agrícola.

Porém, destaca-se que todas as métricas apresentaram correlações baixas ($< 0,1$) com o uso agrícola, e, neste caso em particular, a riqueza funcional foi correlacionada positivamente com este uso antrópico.

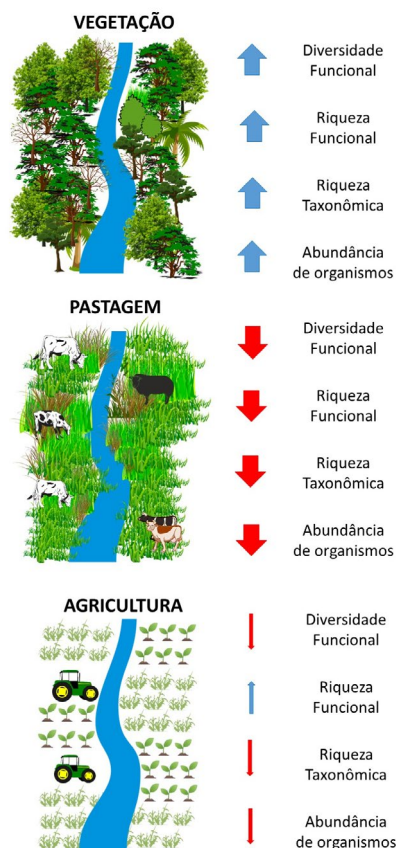


Figura 10.3. Correlações entre o percentual de usos do solo (vegetação, pastagem e agricultura) e as métricas: diversidade e riqueza funcional e riqueza e abundância de organismos. Correlações positivas são demonstradas na cor azul e negativas na cor vermelha. Quanto menor a espessura da seta menor o valor de correlação.

Esses resultados, contrários ao esperado, ocorrem, pois, a agricultura é um impacto difuso ao ambiente e, seus efeitos podem ser “diluídos” em determinadas regiões, resultando em efeitos crônicos nas comunidades aquáticas. A característica difusa do uso agrícola pode tornar as métricas funcionais pouco sensíveis às alterações ambientais. Neste caso em especial é indicada a utilização de atributos funcionais individualizados

para refinar a avaliação dos usos antrópicos sobre cada atributo funcional (Milesi; Hepp, 2020). Cabe ressaltar que a escolha dos atributos utilizados deve ser baseada em premissas científicas e que devem priorizar categorias funcionais que tenham relação direta com o desenvolvimento dos organismos, como por exemplo, tamanho corporal e hábitos alimentares (Milesi; Hepp, 2020).

Com base nos dados citados anteriormente, dois atributos funcionais (hábito alimentar raspador e tamanho do corpo), diretamente relacionados ao desenvolvimento dos insetos mostraram uma relação positiva com o impacto agrícola (Figura 10.4). A quantidade de organismos raspadores aumenta em riachos com maior percentual de atividades agrícolas. O aumento desses organismos na comunidade reflete os recursos alimentares disponíveis para as assembleias de insetos aquáticos. Em complemento, a remoção da vegetação ciliar para a plantação agrícola implica na diminuição da entrada de matéria orgânica particulada e no aumento da produção de algas e perifíton (Ferreira et al., 2016b), sendo estes últimos a principal fonte alimentar dos organismos raspadores. O tamanho dos organismos é um atributo funcional muito utilizado para avaliar impacto antrópico. Organismos de tamanho menor estão associados a locais com maior impacto de atividades agrícolas (Figura 10.4). Os organismos menores mostram resiliência a condições adversas por apresentarem baixa demanda metabólica, além da facilidade para encontrar refúgio (Milesi et al., 2016).

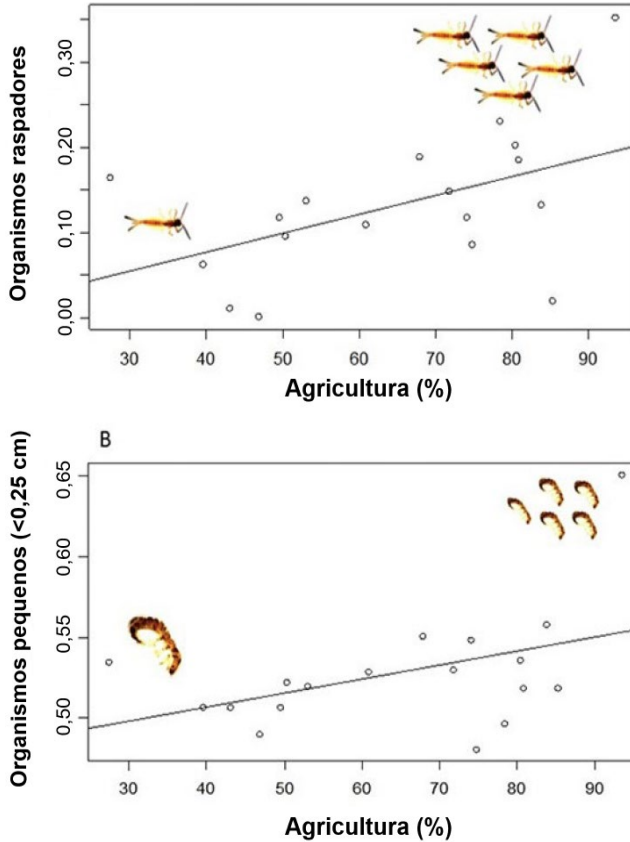


Figura 10.4. Regressões lineares entre o percentual de uso agrícola e a proporção dos atributos funcionais: (A) Organismos raspadores; (B) Organismos pequenos (tamanhos < 0,25 cm).

Substituição da vegetação ripária e o funcionamento de riachos

A interface terrestre-aquático é um componente importante, especialmente para pequenos riachos, que correspondem a ~80% do comprimento total dos rios de uma bacia hidrográfica (Vannote et al., 1980). Estes riachos recebem recursos alóctones das zonas ripárias, como folhas, galhos e

frutos, que sustentam as comunidades biológicas locais e a jusante, pois a atividade dos produtores primários nestes ambientes é limitada (Graça et al., 2015). Assim, a decomposição do material alóctone incorporado é um processo crítico para os riachos, pois determina a disponibilidade de nutrientes para os consumidores destes sistemas florestados (Abelho, 2001). Este processo de decomposição envolve transformações químicas, físicas e biológicas do detrito, reduz a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) e dissolvida (MOD), e libera nutrientes que são incorporados na cadeia trófica do ecossistema (Tanaka et al., 2006). Durante a decomposição foliar, ocorre a lixiviação de compostos solúveis em água, a colonização microbiana por fungos hifomicetos, e a fragmentação do detrito pela ação da água e dos invertebrados fragmentadores (Graça et al., 2001, 2015). Juntas, estas etapas são responsáveis pelo processamento do carbono, e por isso estão relacionadas com o funcionamento destes ecossistemas aquáticos (Ferreira et al., 2019).

Embora a vegetação ripária seja fundamental para o funcionamento dos riachos, alterações na composição florestal das zonas ripárias tem sido observada em todo o mundo (Ferreira et al., 2016a; Fontana et al., 2020) e na maioria das vezes, os riachos florestados tem sua vegetação ripária removida e substituída por áreas cultivadas ou por monoculturas exóticas (Ferreira et al., 2019). A conversão de zonas ripárias nativas em áreas agricultáveis tem efeito pronunciado no metabolismo aquático, que passa de heterotrófico para autotrófico com a abertura de clareiras e a diminuição da entrada de matéria alóctone (Ferreira et al., 2016b). Por outro lado, os efeitos do avanço de espécies exóticas nos ecossistemas aquáticos são variáveis, pois dependem, na maioria das vezes, da dissimilaridade de características observadas entre as espécies nativas das

exóticas. Por exemplo, é possível observar efeitos pronunciados no funcionamento dos ecossistemas com a substituição de espécies com fenologia decídua por espécies perenes (Kominoski et al., 2009), como também a substituição de espécies com características físicas e químicas diferenciadas das originais (König et al., 2014; Biasi et al., 2020).

A intensa prática agrícola na região Alto Uruguai, já reportada anteriormente, tem efeitos complexos sobre o funcionamento dos riachos (Hepp et al., 2016). Nesse sentido, Fontana et al. (2020) observaram que as taxas de decomposição foliar variam em riachos com influência da agricultura, reduzindo a velocidade do processamento do carbono por fragmentadores. O gênero *Phylloicus* (Trichoptera, Calamoceratidae) é considerado um fragmentador típico da região tropical e subtropical e tem se mostrado sensível a perturbações antrópicas, e geralmente responde com drástica diminuição de sua abundância no ambiente aquático, o que é traduzido em taxas de decomposição foliar mais lentas (Fontana et al., 2020). Por sua vez, os microrganismos decompositores, apresentam respostas variadas frente à remoção da vegetação ripária, indicando um certo nível de redundância funcional na comunidade (Bärlocher; Graça, 2002). Assim, alterações nos usos e ocupação do solo podem alterar o processamento da matéria orgânica nos riachos, alterando o seu funcionamento (Hepp et al., 2016).

Na região sul do Brasil, a substituição da vegetação nativa por espécies exóticas tem sido observada, especialmente para o cultivo de *Pinus* sp., *Eucalyptus* sp., como também a espécie *Hovenia dulcis*. As três espécies mencionadas apresentam características peculiares que podem potencializar seus efeitos no funcionamento dos riachos. A espécie *Pinus* sp. além de afetar as comunidades do entorno dos riachos (Brand, 2005), apresenta, também, propriedades físicas complexas, podendo

alcançar níveis de dureza foliar de 1 a 4x maiores quando comparadas com comunidades nativas (Pastore; Hepp, 2021), o que retarda a decomposição mediada por fragmentadores. No caso do *Eucalyptus* sp. a decomposição das folhas desta espécie é afetada pelas suas características químicas, o que retarda a ação de fragmentadores (Tonin et al., 2014). Mais especificamente, a decomposição microbiana é afetada em folhas da espécie invasora *H. dulcis*. A etapa do condicionamento microbiano é importante, pois prepara (através da ação de enzimas extracelulares) o detrito para o consumo pelos invertebrados fragmentadores (Graça et al., 2015). Embora as folhas de *H. dulcis* possuam qualidade química (baixa relação C:N) e baixa dureza foliar (König et al., 2014) podem afetar a composição da comunidade de hifomicetos, reduzindo a riqueza de espécies (Biasi et al., 2020). Os fragmentadores, por sua vez, se beneficiam da sua qualidade nutricional, tendo sua atividade estimulada (König et al., 2014); entretanto, também são afetados pela sua rápida depleção nos riachos.

Dessa forma, as modificações na estrutura da vegetação ripária, seja pela remoção, substituição ou invasão biológica influenciam nos processos ecossistêmicos que ocorrem nos riachos. Além disso, é possível reconhecer que a cobertura vegetal das zonas ripárias tem função no controle da variabilidade natural da decomposição foliar em escala local e de bacia hidrográfica, pois modula a qualidade da água e dos detritos, além das comunidades de decompositores.

Considerações finais

Neste capítulo foram apresentados alguns argumentos que demonstram o potencial das alterações nos usos e ocupação do solo nas margens de riachos e sua influência sobre a qualidade desses ecossistemas. Dentre as alterações observadas nos ria-

chos, a paisagem nas áreas de drenagem desses ambientes modifica a qualidade da água, aporte de matéria orgânica alóctone, entre outras características. Essas características, em especial, afetam diretamente a estrutura e composição de assembleias de insetos aquáticos (ex. Chironomidae, EPT), além da diversidade funcional desses organismos (ex. alterações na proporção de atributos funcionais) e processos ecológicos (ex. decomposição de matéria orgânica). Assim, o uso de indicadores biológicos, seja estruturais ou funcionais, deve ser cada vez mais considerado em programas de avaliação da qualidade de ambientes aquáticos. As respostas destas ferramentas são integradas e complexas, e fornecem informações mais seguras sobre a condição dos ambientes avaliados. Ainda, o fornecimento de informações mais amplas, aprimora a tomada de decisão por parte dos gestores, uma vez que terão condições de realizar um planejamento integrado em diferentes escalas da paisagem.

Referências

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **Scientific World Journal**, v. 1, p. 656-680, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.103>.
- BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 6, p. 1123-1135, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00836.x>.
- BIASI, C.; FONTANA, L. E.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Effect of invasive *Hovenia dulcis* on microbial decomposition and diversity of hyphomycetes in Atlantic Forest streams. **Fungal Ecology**, v. 44, article 100890, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2019.100890>.
- BRAND, K. (ed.). **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. Nairobi: GISP, 2005, 80 p.
- DALA-CORTE, R. B.; SGARBI, L. F.; BECKER, F. G.; MELO, A. S. Beta diversity of stream fish communities along anthropogenic environmental gradients at multiple spatial scales. **Environmental Monitoring and**

Assessment, v. 191, n. 5, article 288, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7448-6>.

DE TONI, K.; NAVA, D.; RESTELLO, R. M.; DECIAN, V.; ROVANI, I.; HEPP, L. U. Integridade da paisagem e sua influência sobre a composição da comunidade de Chironomidae (Diptera) em riachos de pequena ordem. **Ecologia Austral**, v. 24, n. 3, p. 335-342, 2014. Disponível em: http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/11. Acesso em: 6 jul. 2021.

DELIBERALLI, W.; CANSIAN, R. L.; MIELNICZKI-PEREIRA, A. A.; LOUREIRO, R. C.; HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in Chironomidae (Diptera). **Zoologia**, v. 35, p. 1-7, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e12947>.

FERREIRA, V.; BOYERO, L.; CALVO, C.; CORREA, F.; FIGUEROA, R.; GONÇALVES JUNIOR., J. F.; GOYENOLA, G.; GRAÇA, M. A. S.; HEPP, L. U.; KARIUKI, S.; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A.; MAZZEO, N.; M'ERIMBA, C.; MONROY, S.; PEIL, A.; POZO, J.; REZENDE, R.; TEIXEIRA-DE-MELLO, F. A. Global assessment of the effects of eucalyptus plantations on stream ecosystem functioning. **Ecosystems**, v. 22, n. 3, p. 629-642, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>.

FERREIRA, V.; CASTELA, J.; ROSA, P.; TONIN, A. M.; BOYERO, L.; GRAÇA, M. A. S. Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 4, p. 711-725, 2016a. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9588-x>.

FERREIRA, V.; KORICHEVA, J.; POZO, J.; GRAÇA, M. A. S. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. **Forest Ecology and Management**, v. 364, p. 27-38, 2016b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.002>.

FERREIRA, W. R.; HEPP, L. U.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 365-373, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>.

FONTANA, L. E.; RESTELLO, R. M.; SAUSEN, T. L.; HEPP, L. U. Plant species invasion effects on litter dynamics in subtropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, e302, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8219>.

GRAÇA, M. A. S.; CRESSA, C.; GESSNER, M.; FEIO, M. J.; CALLIES, K. A.; BARRIOS, B. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 7, p. 947-957, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00729.x>.

GRAÇA, M. A. S.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; ENCALADA, A. C.; GUERRERO-BOLAÑO, F.; WANTZEN, K. M.; BOYERO, L. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**, v. 100, n. 1, p. 1-12, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/iroh.201401757>.

HEPP, L. U. Caracterização limnológica de um rio urbano (Erechim-RS): uma abordagem multivariada do gradiente longitudinal ao longo do tempo. **Perspectiva**, v. 37, p. 21-30, 2013. Edição especial. Disponível em: https://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/1_337.pdf. Acesso em: 6 jul. 2021.

HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agriculture and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, n. 1, p. 106-113, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000100016>.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, n. 1, p. 305-318, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0536-7>.

HEPP, L. U.; URBIM, F. M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; SAUSEN, T. L.; FORNEL, R.; RESTELLO, R. M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, e3, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0616>.

HUIÑOCANA, J. C. S.; ALBERTONI, E. F.; PICOLOTTO, R. C.; MILESI, S. V.; HEPP, L. U. Nestedness of insect assemblages in agriculture-impacted Atlantic forest streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 56, article 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2020002>.

KOMINOSKI, J. S.; HOELLEIN, T. J.; KELLY, J. J.; PRINGLE, C. M. Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species? **Oikos**, v. 118, n. 3, p. 457-463, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17222.x>.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 45, p. 61-68, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.11.001>.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MÉLO, M. I. A. D.; HENKE-OLIVEIRA, C. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasiliica**, v. 26, n. 1, p. 74-83, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100009>.

LOREGIAN, A. C.; SILVA, B. B.; ZANIN, E. M.; DECIAN, V. S.; HENKE-OLIVEIRA, C.; BUDKE, J. C. Padrões espaciais e ecológicos de espécies arbóreas refletem a estrutura em mosaicos de uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 593-606, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000300009>.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Efeito de metais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 283-289, 2008. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v30i3.677>.

MILESI, S. V.; DOLÉDEC, S.; MELO, A. S. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. **Freshwater Science**, v. 35, n. 4, p. 1321-1329, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1086/688706>.

MILESI, S. V.; HEPP, L. U. Diversidade taxonômica e funcional de invertebrados em riachos no Alto Uruguai Gaúcho. In: HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. (ed.) **Ecologia de riachos no Alto Uruguai Gaúcho**. Erechim: EdiFapes, 2020. p. 52-73. Disponível em: <https://www.uricer.edu.br/site/publicacoes/153.pdf>. Acesso em: 6 jul. 2021.

MILESI, S. V.; MELO, A. S.; DOLÉDEC, S. Assessing community functional attributes during substrate colonization: a field experiment using stream insects. **Hydrobiologia**, v. 838, n. 1, p. 183-192, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03988-2>.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>.

PADILHA, D. L.; LOREGIAN, A. C.; BUDKE, J.C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2293-2304, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0930-8>.

PASTORE, B.; HEPP, L. U. Importância da vegetação ripária para o funcionamento de riachos: efeitos da qualidade química e origem das espécies. **Revista Vivências**, v. 17, n. 32, p. 439-455, 2020. DOI: <https://doi.org/10.31512/vivencias.v17i32.384>.

RESTELLO, R. M.; BIASI, C.; MOUTINHO, P.; MORAES, B.; GABRIEL, G.; HEPP, L. U. Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 215-226, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000200011>.

ROVANI, I. L.; DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M.; BRANDIMARTE, M.; QUADROS, F. R.; HEPP, L. U. Socioeconomic changes and land use and land cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 3, e20180258, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.025818>.

ROVANI, I. L.; SANTOS, J. E.; DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M. Assessing naturalness changes resulting from a historical land use in Brazil South Region: an analysis of the 1986-2016 period. **Journal of Environmental Protection**, v. 10, n. 2, p. 149-163, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4236/jep.2019.102010>.

SANDIN, L. The relationship between land-use, hydromorphology and river biota at different spatial and temporal scales: a synthesis of seven case studies. **Fundamental and Applied Limnology: Archiv für Hydrobiologie**, v. 174, n. 1, p. 1-5, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0001>.

SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales de Limnologie: International Journal of Limnology**, v. 48, n. 4, p. 391-400, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2012031>.

TANAKA, M. O.; RIBAS, A. C. A.; SOUZA, A. L. T. Macroinvertebrate succession during leaf litter breakdown in a perennial karstic river in Western Brazil. **Hydrobiologia**, v. 568, p. 493-498, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0195-z>.

TONIN, A. M.; HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M.; GONÇALVES, J. F. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. **Hydrobiologia**, v. 740, p. 79-88, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1939-9>.



Foto: Lillian T. Winckler

Capítulo 11

Efeitos de usos do solo sobre macroinvertebrados bentônicos e serviços ambientais hídricos no bioma Pampa

Lilian Terezinha Winckler e Karen Tavares Juruá Bersch



Introdução

Este capítulo traz informações sobre o bioma Pampa e os efeitos do uso dos solos sobre a qualidade dos recursos hídricos, usando os macroinvertebrados bentônicos como indicadores. Um dos usos expressivos do solo nesse bioma é a orizicultura irrigada, um sistema lântico, responsável por 25% das áreas irrigadas em todo o Brasil (Agência Nacional de Águas, 2021). Nesses locais, apesar da grande quantidade de insetos, outros organismos bentônicos estão presentes, são predominantes e apresentam variações na comunidade conforme o uso do solo. Por esse motivo, além dos insetos, outros tipos de organismos serão relatados neste capítulo. Assim, são apresentados dois estudos de caso, em que busca representar as pesquisas realizadas sobre o tema pela Embrapa no bioma Pampa. O primeiro estudo fez parte de um projeto de pesquisa coordenado pela Embrapa Clima Temperado em áreas da planície costeira do extremo sul do Brasil. O segundo estudo trata-se de parte de uma pesquisa que teve como foco a implantação de pagamento por serviços ambientais hídricos em uma pequena bacia hidrográfica, responsável pelo abastecimento de água de grande parte da cidade de Pelotas (RS).

Macroinvertebrados bentônicos como indicadores

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal 9433/97) e a Resolução Conama 357/2005 (Conama, 2005) estimulam o uso de indicadores biológicos para avaliar o equilíbrio ecológico aquático e auxiliar na verificação da qualidade de água. No bioma Pampa essa avaliação ainda não está incorporada às avaliações oficiais e o entendimento dos indicadores é feito segundo metodologias gerais, sem a adaptação ao local.

Diversos estudos têm sido realizados em diferentes regiões do Pampa, como dos autores Piedras et al. (2006), Colpo et al. (2009), Maltchik et al. (2010), Stenert et al. (2010), Cunha et al. (2013), Juruá et al. (2014), Winckler et al. (2017), Novack et al. (2021).

Em 2012, a Embrapa Clima Temperado desenvolveu o projeto intitulado Estudo e caracterização dos serviços ambientais em ecossistemas de terras baixas, em que avaliou os processos para manutenção da qualidade da água em áreas de plantio de arroz irrigado na planície costeira do Rio Grande do Sul, formados por agroecossistemas de pastagens e produção de arroz. Nesse trabalho, os macroinvertebrados foram alguns dos organismos utilizados como indicadores do grau de impacto das atividades nos ambientes lânticos.

Entre 2017 e 2018, a Embrapa Clima Temperado participou de um projeto que envolveu várias instituições de pesquisa, extensão e órgãos da Prefeitura Municipal de Pelotas, RS, visando a proposição de um programa de pagamento por serviços ambientais (PSA) no município (Bierhals et al., 2020). Assim, um estudo piloto foi realizado em nove propriedades rurais, estabelecidas dentro da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas, principal contribuinte da Barragem Santa Bárbara, localizada no município de Pelotas e responsável por cerca de 60% do abastecimento urbano do município, que é o quarto maior do estado do Rio Grande do Sul (Juruá-Bersch, 2020).

Os dois projetos tiveram, em comum, a busca pela boa qualidade dos ecossistemas (Moulton, 1998; Callisto et al., 2001), e utilizaram diferentes métricas que possibilitassem identificar o seu mal funcionamento. Para isso, buscou-se entender quais as consequências dessas modificações nos ecossistemas analisados.

Esses estudos buscaram construir uma proposta de monitoramento voltada a programas de serviços ambientais hídricos. Tal ação é fundamental para o acompanhamento das alterações no ambiente, promovidas pelas modificações propostas no uso do solo, quando adotam um programa de serviços ambientais. Porém, para Lima et al. (2013), existe carência de parâmetros adequados para esse fim. Além do baixo custo, estes parâmetros devem ser eficazes e de fácil aplicação, o que é frequentemente citado como vantagem do biomonitoramento (Moulton, 1998; Callisto et al., 2001; Buss et al., 2003).

Os dois projetos mencionados buscaram indicadores capazes de identificar os efeitos das atividades antrópicas nesses ambientes aquáticos localizados no bioma Pampa, em bacias de uso predominantemente agrícola. Conforme os objetivos dos trabalhos mencionados, os organismos foram identificados, na sua maioria, em nível de família.

Para que sejam observadas as diferenças da bioindicação nos diferentes biomas, é feita uma caracterização do bioma Pampa, com o objetivo de entender a inserção desses organismos no ambiente e suas diferenças em relação ao restante dos biomas apresentados nesse livro.

Caracterização do bioma, usos do solo e hidrografia

Dado que os recursos alóctones influenciam no estabelecimento de comunidades aquáticas, a caracterização da vegetação e das áreas por onde os cursos d'água passam auxilia no entendimento dos organismos encontrados.

O Pampa é o segundo menor bioma do Brasil. Apesar de compartilhado com o Uruguai e a Argentina, no Brasil ele se

estende somente no estado do Rio Grande do Sul, onde ocupa 63% do território (Robaina et al., 2021). Ao levar em conta as suas características naturais, com vegetação predominantemente campestre ou arbustiva e relevo plano a ondulado, um observador desatento pode confundir com uma paisagem monótona.

Esse bioma, porém, apresenta fitofisionomias bastante variadas (Hasenack et al., 2010; Meneses, 2016; Guarino et al., 2018; Boldrini, 2020), descritas a seguir (Figura 11.1).

1) Ocupando 20% do total do bioma pampa, os campos litorâneos se localizam nas terras baixas próximas ao litoral e apresentam relevo plano, com altitudes inferiores a 30 m. Os solos são muito arenosos. Nas áreas com solos bem drenados, as espécies predominantes são as gramíneas *Ischaemum minus*, *Axonopus obtusifolius*, *Panicum aquaticum* e *Axonopus affinis*. Nas áreas de solos mal drenados e com acúmulo de matéria orgânica, o domínio é das ciperáceas, como *Eleocharis bonariensis* e *Eleocharis viridans*. Na borda dos banhados a espécie dominante é *Paspalum pumilum*. As leguminosas, como *Vigna longifolia*, *Desmodium adscendens*, *Lathyrus crassipes* e *Adesmia latifolia*, também ocorrem nesses campos, normalmente em manchas, e os endemismos, menos comuns por ser esse um ambiente mais recente, também ocorrem, como nos casos de *Gomphrena sellowiana* e *Onira unguiculata*. Além disso, são encontrados alguns elementos florestais, como a figueira da folha miúda (*Ficus cestrifolia*), branquilho (*Gymnanthes serrata*), nas áreas bem drenadas, e araçazeiro (*Psidium cattleianum*), tarumã (*Citharexylum myrianthum*) e tanheiro (*Alchornea triplinerva*) na restinga paludosa.

2) Os campos mistos de andropogôneas e compostas estão situados entre os planaltos sul brasileiro e sul

riograndense, na região central do estado com extensão leste-oeste, associados às bacias dos rios Jacuí e Santa Maria. As altitudes variam de 30 a 400 m com relevo suave. Apresentam equilíbrio entre compostas, como alecrim (*Vernonanthura nudiflora*) e maria-mole (*Senecio brasiliensis*), e gramíneas, como *Axonopus affinis*, *Paspalum notatum*, *Aristida jubata* e *Aristida filifolia*. Nas áreas de terras baixas se destacam o *Saccharum angustifolium* e o *Desmodium incanum* que ocupam 20% do Pampa.

3) Os campos arbustivos variam em altitudes de 30 a 400 m, com relevo ondulado, localizado na serra do Sudeste, com presença de mosaico de campo e floresta, com predominância de campo. Os solos são de baixa fertilidade, predominantemente rasos e pedregosos, com transição para solos mais profundos. De acordo com as características dos solos, concentra-se grande quantidade de cactos e representa 17,1% da área total do Pampa.

4) Os campos de capim barba-de-bode, localizados a noroeste no RS, encontram-se em altitudes que variam de 30 a 1000 m, com relevo suave e solos profundos de baixa fertilidade. Nesses campos, a vegetação predominante é composta por espécies dos gêneros *Axonopus* e *Paspalum*, e no estrato superior destaca-se *Aristida jubata* (conhecida como barba-de-bode) e essa fitofisionomia ocupa 12% da área do bioma.

5) Os campos com espinilho localizam-se nas áreas próximas à fronteira com a Argentina, em altitudes que variam de 30 a 400 m, com relevo suave e solos rasos. Nesses campos, o estrato inferior da vegetação é composto por capim forquilha (*Paspalum notatum*), capim caninha (*Andropogum lateralis*) e algumas leguminosas, como *Desmodium incanum*. O estrato superior apresenta espécies arbustivas e arbóreas baixas que

caracterizam uma formação de savana estépica, e destaca a presença de inhanduvá (*Prosopis affinis*), algarrobo (*Prosopis nigra*) e espinilho (*Vachellia caven*); essa fitofisionomia ocupa 7,9% do Pampa.

6) Os campos de solos rasos, localizados na fronteira sudoeste do estado, com altitudes entre 30 e 400 m e relevo suave, apresentam déficit hídrico no verão e a vegetação é campestre, destacando-se *Aristida murina*, *Bouteloua megapotamica*, *Eustachys brevipila*, *Sommerfeltia spinulosa*, *Nierembergia linariifolia*, *Glandularia platensis*, *Eryngium echinatum* e *Baccharis coridifolia*, entre outras, e ocupam uma área de 7,8% do bioma.

7) Os campos gramíneos apresentam solos profundos e férteis, localizados na divisa com o Uruguai. Com altitudes que variam de 30 a 400 m, relevo suave e déficit hídrico no verão, caracterizam-se pela presença de várias gramíneas, com várias espécies dos gêneros *Nassella* e *Piptochaetium*, *Paspalum notatum*, *Paspalum dilatatum* e *Mnesithea selloana* e algumas leguminosas, como *Trifolium polymorphum* e *Adesmia bicolor*; ocupam 6,5% da área do bioma.

8) Os campos com areais localizam-se ao centro oeste, com altitudes de 30 a 400 m e relevo suave. Os solos são arenosos, profundos, bem drenados e com baixa fertilidade. Há períodos de déficit hídrico e vegetação adaptada a essa situação, com predominância de compostas, como *Lessingianthus macrocephalus*, *Baccharis multifolia*, *Acanthospermum australe*, leguminosas como *Lupinus albescens* e algumas gramíneas como *Paspalum leptum*, *Axonopus argentinus*, *Elyonurus* sp. e *Schizachyrium bimucronatum*. Uma espécie de butiá endêmico aparece nessa região, o *Butia lallemantii*, que apresenta caule reduzido. A área ocupada é de 2,7% do Pampa.

9) A floresta estacional se localiza em parte da encosta do Sudeste e divide a região litorânea da serra do Sudeste. Apresenta altitudes que variam entre 30 e 400 m com relevo ondulado. É um mosaico com floresta e campo, e na floresta predominam as famílias Myrtaceae, Euphorbiaceae e Moraceae. Nas proximidades dos campos litorâneos, há a ocorrência de figueiras do gênero *Ficus*, da canela-ferrugem (*Nectandra oppositifolia*), do cinzeiro (*Hirtella hebeclada*), além de espécies características das restingas e de ampla dispersão, como o branquilha (*Sebastiania commersoniana*), o chá-de-bugre (*Casearia sylvestris*) e o aguá-mirim (*Chrysophyllum marginatum*). Já o ingá-de-beira-de-rio (*Inga vera*), o salseiro (*Salix humboldtiana*) e a corticeira-do-banhado (*Erythrina crista-galli*), além de outras, são mais comuns no contato direto com os cursos d'água. De 20 a 50% dessas árvores são caducifólias. Essa fitofisionomia ocupa 5% do Pampa.

10) O Campo Misto do cristalino oriental conta com campos com relevo suave em altitudes que variam de 30 a 400 m. Localizado entre o campo arbustivo e o campo litorâneo, na divisa com o Uruguai, possui predominância de espécies campestres estivais, das quais se destacam *Cynodon dactylon*, *Stenotaphrum secundatum*, *Sporobolus indicus*, *Andropogon ternatus*, *Axonopus affinis*, *Aristida murina*, *Coelorachis selloana*, *Eragrostis neesii*, *Paspalum notatum*, *P. plicatulum*, *P. dilatatum*, *Botriochloa laguroides* e *Steinchisma hians*. Entre as hibernais, destacam-se *Piptochaetium montevidense*, *P. stipoides*, *Briza brizoides*, *B. minor*, *Carex phalaroides*, *Gaudinia fragilis* e *Vulpia australis*. Representa 0,7% do bioma Pampa.

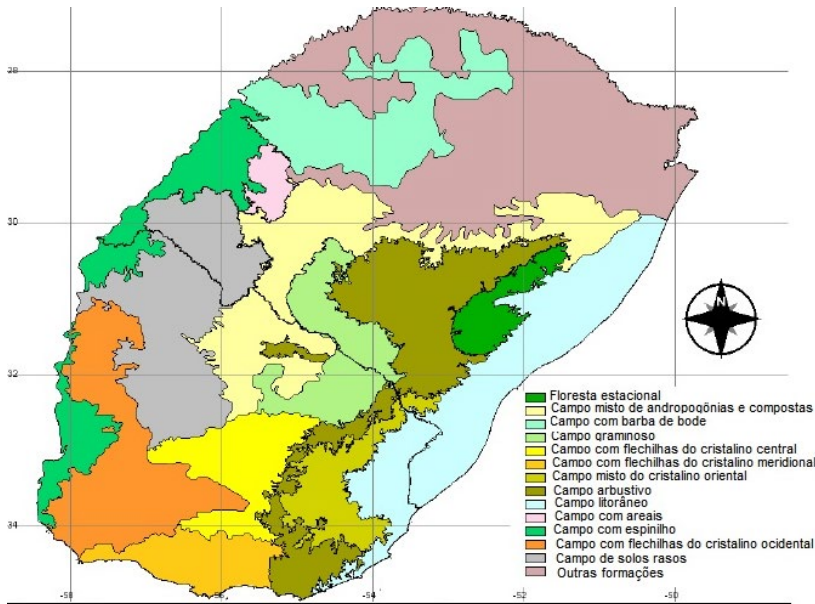


Figura 11.1. Fitofisionomias do bioma Pampa.

Fonte: Adaptado de Hasenack et al. (2010).

Como pode ser observado, o bioma Pampa apresenta componentes florestais, porém, mais esparsos e com menor importância em algumas fitofisionomias. Isso faz com que o seu uso também afete de forma diferenciada os cursos hídricos.

Conforme o MapBiomas (2021a), o uso do solo no bioma Pampa em 2020 esteve dividido em florestas, excluindo a silvicultura, que ocuparam 2.295.974 ha (11,84% do Pampa), formações naturais não florestais com área de 6.664.803 ha (34,26%), usos agropecuários em 8.280.881 ha (42,7%), área não vegetada em 363.017 ha (1,87%) e corpos d'água, com 1.809.896 ha (9,33%). Entre 1985 e 2020, a área do bioma Pampa utilizada em atividades agropecuárias aumentou em 2.459.096 ha, particularmente devido ao aumento das áreas de plantio de arroz (613.847 ha), soja (2.653.096 ha) e de

silvicultura (439.915 ha), em detrimento de uma diminuição de 2.641.782 ha na formação campestre (MapBiomias, 2021a).

Com relação à água, o bioma Pampa perdeu 0,5% da área de corpos d'água, tendo sido o bioma que menos perdeu água no período de 1985 a 2020 (MapBiomias, 2021b). Apesar dessa perda, essa foi pequena em razão do acréscimo de vários reservatórios artificiais, construídos principalmente a oeste do estado do RS para atender à demanda de água para irrigação de lavouras. Mesmo promovendo o aumento da superfície de água no bioma, esses reservatórios resultam em alterações no regime hídrico e, com isso, influenciam na abundância, riqueza, diversidade e distribuição de organismos aquáticos (Martins et al., 2014).

A água no bioma Pampa

As tipologias climáticas do Pampa podem ser caracterizadas como segue (Rossato, 2011):

1) Clima Subtropical Ia: caracterizado como clima pouco úmido, com inverno frio e verão fresco, ocorrendo no escudo sul rio-grandense e no litoral sul. A precipitação anual é de 1200 a 1500 mm anuais, distribuídos em 80 a 100 dias de chuva. Com temperatura média anual que variam de 17 a 20 °C, temperatura média dos meses frios que variam de 11 a 14 °C e temperatura média dos meses mais quentes que variam de 20 a 26 °C.

2) Clima Subtropical Ib: localizado no planalto a oeste do Rio Grande do Sul abrangendo os municípios de Uruguaiana, Alegrete que se estende até Santana do Livramento. Caracteriza-se pela baixa umidade, com inverno frio e verão quente. As precipitações ficam entre 1400 a 1700 mm ao

ano, concentradas em 70 a 90 dias nos meses de outono e primavera. A temperatura média anual é de 20 a 23 °C, sendo a temperatura média do mês mais frio variável de 11 a 14 °C e a do mês mais quente de 23 a 26 °C.

3) Clima Subtropical II: estende-se por todo o litoral médio, caracteriza-se como medianamente úmido e com variação longitudinal de temperaturas médias. A precipitação gira em torno de 1500 a 1700 mm, distribuídas em 90 a 110 dias de chuva. Com temperatura média anual de 17 a 20 °C, a temperatura média do mês mais frio é de 11 a 14 °C e a do mês mais quente é de 23 a 26 °C.

4) Clima Subtropical III: localizado na escarpa e vales da borda do Planalto Basáltico, caracteriza-se pela precipitação média em torno de 1700 a 1800 mm, com 100 a 120 dias de chuva bem distribuídas. A temperatura média anual varia entre 17 e 20 °C e a do mês mais frio fica entre 11 e 14 °C. Já no mês mais quente a temperatura média varia de 23 a 26 °C.

5) Clima Subtropical IVa: apresenta um clima muito úmido, com invernos mais frios e verões quentes. Localiza-se ao norte e noroeste no planalto basáltico, com precipitações entre 1700 a 1900 mm anuais, totalizando de 110 a 140 dias de chuva, bem distribuídas, apesar de leve redução nos meses de inverno. A temperatura média anual varia de 20 a 23 °C, e as temperaturas médias do mês mais frio ficam entre 14 e 17 °C, enquanto no mês mais quente a média varia de 23 a 29 °C.

De maneira geral, as precipitações proporcionam bom aporte de água ao Pampa, isto é, uma superfície de 1.807.627 ha de água (MapBiomias, 2021a) Assim a área coberta com água nesse bioma é a terceira em relação aos demais biomas do Brasil, sendo menor apenas que o bioma Amazônia (1º) e Mata Atlântica (2º). Grande parte dessa superfície de água está contida nas grandes lagoas, e a Lagoa dos Patos representa

56% desse total. Somando-se a superfície da Lagoa dos Patos, Lagoa Mirim e Lagoa Mangueira, as duas últimas localizadas na planície costeira no extremo sul do Rio Grande do Sul, tem-se 81% da superfície de água de todo bioma Pampa.

Nesse bioma estão inseridas 20 das 25 bacias hidrográficas do estado do RS, abrangendo a totalidade das áreas das bacias hidrográficas do baixo Jacuí, Camaquã, Mirim São Gonçalo, Negro, Quaraí, Santa Maria, Vacacaí-Vacacaí Mirim, Litoral Médio e Lago Guaíba. Soma-se a isto 94,6% da bacia do rio Ibicuí (Freitas; Marcuzzo, 2017), 75% da bacia do rio Gravataí (Rio Grande do Sul, 2021c), 70,8% das bacias dos rios Butuí-Piratinin-Icamaquã e Ijuí (Melati; Marcuzzo, 2015), 52% da bacia do rio Tramandaí (Rio Grande do Sul, 2021b), 18,1% da bacia do Alto Jacuí (Ziani et al., 2017) e partes das bacias dos rios dos Sinos, Caí, Taquari-Antas e do rio Pardo. Dessas bacias hidrográficas, 14 estão com o plano ou enquadramento de uso da água aprovado, enquanto outras seis têm o comitê em funcionamento, porém ainda sem plano aprovado (Rio Grande do Sul, 2021a).

Alguns dos principais rios do Pampa são: o Jacuí, Piratinin, Camaquã, Piratini, São Gonçalo, Jaguarão, Negro, Ibirapuitã, Santa Maria e Ibicuí. Nestes, existe a presença de florestas ciliares que acompanham as calhas dos rios, como também a existência de espécies adaptadas à saturação hídrica ou a alagamentos sazonais, como o salgueiro (*Salix humbolstiana*) e os sarandis (*Phyllanthus sellowianus*, *Gymnanthes schottiana* e *Cephalanthus glabratus*).

Nas áreas mais baixas, muito frequentes no bioma Pampa, a mata ciliar assume porte menor, sendo muito comum a presença de componentes herbáceos. Estes componentes são relativamente pouco estudados e suas relações com a biota aquática ainda são pouco conhecidas. Kilca et al. (2011) realizaram uma das poucas descrições da

vegetação em uma planície de inundação na bacia Mirim São Gonçalo. As características da vegetação ciliar encontradas por estes autores em áreas naturais estão descritas na Tabela 11.1.

Tabela 11.1. Fitofisionomias, características e composição florística de uma planície de inundação do bioma Pampa.

Fitofisionomia	Característica	Vegetação
Florestas ciliares periodicamente inundáveis	Estádio intermediário de desenvolvimento	Herbáceo-subarbusativo: <i>Doriopteris lorentzii</i> , <i>Asplenium sellowianun</i> e espécies de <i>Solanum</i> ssp Arbustivo: <i>Acacia bonariensis</i> , <i>Justicia brasiliiana</i> , <i>Calliandra tweediei</i> , <i>Daphnopsis racemosa</i> e <i>Trichillia elegans</i> Arbóreo: <i>Erythroxylum argentinum</i> , <i>Luehea divaricata</i> , <i>Allophylus edulis</i> , <i>Cupania vernalis</i> , <i>Chrysophyllum marginatum</i> , <i>Nectandra megapotamica</i> , <i>Lithraea brasiliensis</i> e <i>Guettarda uruguensis</i> , além de espécies dos gêneros <i>Casearia</i> , <i>Myrsine</i> e <i>Zanthoxylum</i>
Florestas ciliares periodicamente inundáveis	Estádio avançado	Herbáceo: <i>Pharus lapullaceus</i> e <i>Ichnanthus pallens</i> Arbustivo: <i>Faramea montevidensis</i> , <i>Psychotria carthagenensis</i> e <i>Gymnanthes concolor</i> Subdossel: <i>Sorocea bonplandii</i> , <i>Trichillia clausenii</i> , <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> , <i>Sebastiania brasiliensis</i> , <i>Myrcianthes gigantea</i> , <i>Nectandra megapotamica</i> e <i>Ocotea pulchella</i> Dossel: <i>Luehea divaricata</i> , <i>Eugenia rostrifolia</i> e <i>Ficus cestrifolia</i>
Florestas ciliares periodicamente inundáveis	Margens dos rios	<i>Salix humboldtiana</i> , <i>Phyllanthus sellowianus</i> e <i>Sebastiania schottiana</i>
	Áreas alagadas	<i>Syagrus romanzoffiana</i> e <i>Erythrina cristagalli</i> .
Florestas de interflúvio	Áreas não sujeitas a alagamento neossolos	Herbáceo <i>Pharus lapullacues</i> , <i>Tradescantia fluminensis</i> , <i>Pavonia sepium</i> , <i>Solanum americanun</i> Arbustivo: <i>Miconia hyemalis</i> , <i>Opuntia monoacantha</i> e <i>Randia ferox</i> Arbóreo: <i>Sapium glandulosum</i> , <i>Myrsine coriacea</i> , <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> , <i>Ficus cestrifolia</i> e <i>Syagrus romanzoffiana</i> .
	Áreas não sujeitas a alagamento planossolos	Herbáceo: <i>Oxalis amara</i> , <i>Ichnanthus pallens</i> e <i>Panicum grumosum</i>

Continua...

Tabela 11.1. Continuação.

Fitofisionomia	Característica	Vegetação
		<p>Arbustivo: <i>Erythroxylum substriatum</i>, <i>Psychotria brachyceras</i>, <i>Styrax leprosum</i>, <i>Solanum sanctaecatariinae</i>, <i>Cymnanthes concolor</i> e <i>Sorocea bonplandii</i>,</p> <p>Arbóreo: <i>Allophylus edulis</i>, <i>Trichilia clausenii</i>, <i>Prunus myrtifolia</i>, <i>Myrcianthes gigantea</i>, <i>Eugenia involucrata</i>, <i>Cupania vernalis</i> e <i>Ficus luschnathiana</i>.</p>
Matorral espinhoso	Áreas arenosas e pouco sujeitas a alagamentos	<p>Arbustivo: <i>Opuntia monacantha</i>, <i>Schinus polygamus</i>, <i>Condalia buxifolia</i>, <i>Acanthosyris spinescens</i> e <i>Acacia caven</i></p> <p>Arbóreo ocasional: <i>Cereus hildmannianus</i>, <i>Myrsine laetervirens</i> e <i>M. coriacea</i></p>
Banhados	Interior das florestas ciliares Transição da floresta ciliar para o campo.	<p>Ciperáceas: <i>Scirpus californicus</i> e <i>Cyperus giganteus</i></p> <p>Juncáceas: <i>Juncus marginatus</i> e <i>J. sellowianus</i></p>

Fonte: Kilca et al. (2011).

Como a vegetação no entorno dos corpos d'água não tem características florestais, muitas vezes os solos dessas planícies de inundação são utilizados como áreas de pastejo, para a plantação de arroz, ou até mesmo para a silvicultura (Kilca et al., 2011).

A qualidade das águas demonstrou que, na maioria dos rios das bacias hidrográficas do bioma Pampa, a demanda biológica de oxigênio (DBO) ficou em padrão que atende a classe 1 (Rio Grande do Sul, 2021a). Os piores resultados foram observados nas bacias dos seguintes rios:

Gravataí (53,4% em classe 1; 24,6% em classe 2; 12,7% em classe 3; e 9,3% em classe 4), sendo essa bacia e a bacia dos rios Sinos e do rio Negro as únicas com cursos d'água enquadrados em classe 4 para esse parâmetro (DBO); Negro (61,5% em classe 1; 19,2% em classe 2; 15,4% em classe 3; e 3,8% em classe 4); Sinos (70% em classe 1; 15% em classe 2; 14,4% em classe 1; e 0,6% em classe 4);

a) Mirim São Gonçalo (74,0% em classe 1; 23,4% em classe 2; e 2,5% em classe 3);

b) Ibicuí (76,8% em classe 1; e 23,2% em classe 2).

As concentrações de fósforo estiveram em quantidades relativamente maiores, o que faz com que grande parte das bacias hidrográficas tenha parte dos seus cursos d'água classificados em classes inferiores, sendo que, em todas, a classe 4 esteve presente: a) Gravataí (10,2% classe 1; 19,5% classe 3; e 70,3% em classe 4); b) Negro (15,3 % em classe 1; 7,7% em classe 3; e 76,9% em classe 4); c) Sinos (26,5% em classe 1; 18,1% em classe 3; e 55,4% em classe 4).

O parâmetro nitrogênio amoniacal se apresentou em classes inferiores à classe 1 apenas em 6 bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul, sendo todas elas pertencentes ao bioma Pampa. São elas: a) Negro (81,5% classe 1; 14,8% classe 3 e 3,7% em classe 4); b) Gravataí (87,8% em classe 1; 12,2% em classe 3); c) Sinos (98,1% classe 1 e 1,9% em classe 3); d) Mirim São Gonçalo (98,9% em classe 1; 0,8% em classe 2 e 0,4% em classe 3).

Nesse cenário foi observada a presença de *Escherichia coli*, que apareceu em todas as bacias do Pampa, e que a maior parte delas se encontra em classes de 1 a 3 para esse parâmetro. Entretanto, apenas na bacia do Alto Jacuí não foram registrados rios com classe 4 para esse parâmetro. Já as bacias do Sinos, Gravataí e Pardo apresentam mais de 50% dos cursos d'água nas classes 3 e 4.

Apesar da disponibilidade de dados para o ano de 2020, as informações continuadas para a grande maioria dos cursos d'água do bioma Pampa ainda são escassas, dificultando a sua gestão. Ainda, apesar desses parâmetros refletirem as alterações causadas aos corpos d'água, detectam as condições próximas ao momento da amostragem, enquanto avaliações através de biomonitoramento permitem identificar efeitos sobre os corpos d'água aliando ainda informações sobre a perda

de funcionalidade desses ecossistemas (Callisto et al., 2001; Whitfield, 2001; Baptista, 2008; Cunha et al., 2013; Juruá, 2014).

Estudos de caso de macroinvertebrados bioindicadores no bioma Pampa

Estudo de caso 1: Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em arrozais no sul do Rio Grande do Sul

O ambiente de terras baixas no sul do RS concentra a maior parte da produção de arroz irrigado do Brasil, sendo responsável por 50% de todo arroz produzido nacionalmente (Juruá et al., 2014). Esse estudo de caso teve por objetivo entender as modificações ocorridas em uma área úmida artificial (arrozal) quando comparada a uma área úmida natural (banhado). Tal proposta visa entender a possibilidade de manutenção da biodiversidade de macroinvertebrados nessas áreas e como elas podem manter as funções desses ecossistemas. Para isso foram amostradas áreas de cultivo e naturais, na fitofisionomia de campos litorâneos do bioma Pampa, em clima subtropical Ia, pertencente à bacia hidrográfica Mirim São Gonçalo.

As amostragens foram realizadas em áreas de cultivo de arroz irrigado por inundação durante o período de irrigação, manejado de forma convencional e, paralelamente, em áreas úmidas naturais. A coleta dos organismos foi realizada com redes de mão com malha de 1 mm em área delimitada de 180 m² e 15 cm de profundidade de área (Juruá et al., 2014).

Os resultados evidenciaram diferenças na abundância, diversidade da comunidade e também dos grupos tróficos funcionais. A abundância das áreas de arroz corresponde a

aproximadamente 10,5% da abundância observada na mesma área de banhados. Além disso, os organismos diferiram, sendo Planorbidae e Belostomatidae os grupos mais abundantes nas áreas de banhado, enquanto Belostomatidae e Chironomidae foram mais encontrados nos arrozais. Alguns dos grupos foram exclusivos a alguns ambientes: Planorbidae e Psychodidae foram coletados quase que exclusivamente em banhados (as últimas amostragens em áreas de arroz capturaram poucos espécimes), sendo Planorbidae substituído por Physidae, que não ocorreu em áreas de banhado. Por outro lado, Hyalellidae, Elmidae e Noteridae ocorreram apenas em áreas de banhado. Com isso, foi possível identificar diferenças entre os grupos tróficos. Nas áreas naturais observou-se maior distribuição de organismos de diferentes grupos tróficos, enquanto as áreas de plantio de arroz eram abundantes em espécies predadoras e generalistas. Além disso, foi detectado um aumento da diversidade com o passar do tempo de inundação das áreas de arroz, o que também foi reportado por Stenert (2009). Este autor sugere a manutenção da inundação dessas áreas fora do período do arroz irrigado para que elas cumpram sua função ecológica como banhados artificiais.

Para verificar a funcionalidade dos ecossistemas antropizados submetidos a diferentes manejos, novas análises foram realizadas em áreas com plantio de arroz de forma orgânica (sem uso de agrotóxicos) e convencional (com plantio direto e uso de herbicida não seletivo para dessecação da vegetação), novamente em comparação com áreas naturais (ou banhados) (Winckler et al., 2017). Para isso foi realizado um experimento de decomposição, utilizando bolsas de decomposição incubadas por 70 dias. Foram avaliados o decaimento da biomassa e os macroinvertebrados presentes ao longo do período.

Os resultados demonstraram maiores abundância e diversidade na área natural, sendo que, entre as áreas com plantio de arroz, a abundância foi significativamente maior no plantio orgânico quando comparado ao plantio convencional. Embora a diversidade não tenha apresentado diferenças entre as áreas com plantio de arroz, esta foi significativamente menor na área convencional do que na área natural (banhado). Na área natural e de plantio orgânico não houve correlação entre diversidade e decaimento da biomassa nas bolsas de decomposição, o que não ocorreu na área com o cultivo convencional. Aparentemente, a diversidade foi maior do que a mínima requerida para manter essa função do ecossistema nessas áreas, enquanto a área convencional já demonstra perdas nessa funcionalidade.

Os organismos constantemente observados nas bolsas de decomposição dos diferentes locais foram Chironomidae e Amphipoda nas áreas de plantio de arroz convencional, Hirudinea, Chironomidae, Nematoda e Amphipoda nas áreas de plantio de arroz orgânico e Hirudinea, Acari, Chironomidae, Nematoda e Collembola nas áreas úmidas naturais. Percebe-se que os grupos tróficos mais constantes nas bolsas de decomposição foram catadores-coletores e filtradores para o arroz convencional, enquanto que, para o arroz orgânico aparecem predadores, catadores-coletores e filtradores e, nas áreas úmidas naturais, somente predadores e catadores-coletores. Isso indica que, nos arrozais, com a presença de filtradores, a matéria orgânica particulada fina que passa pela coluna da água se apresentou como um recurso alimentar mais disponível para esses organismos, enquanto que, nas áreas naturais a matéria orgânica particulada fina presente no sedimento do fundo foi o recurso mais disponível (Cummins et al., 2005). Apesar da decomposição ao final do período

não diferir entre os diferentes usos do solo, o atraso ocorrido demonstra diferenças nessa funcionalidade do ecossistema, de acordo com o manejo aplicado.

Estudo de caso 2: Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em ambientes lóticos, uma bacia rural no município de Pelotas

O estudo de caso foi realizado em área localizada na fitofisionomia de Floresta Estacional do bioma Pampa, em clima subtropical Ia, pertencente à bacia hidrográfica Mirim São Gonçalo. A região de estudo é constituída de áreas inclinadas e áreas planas próximas à barragem. O estudo buscou avaliar as condições de uso do solo no entorno dos cursos hídricos e do próprio curso através de uma avaliação de habitats via protocolo de avaliação rápida (PAR) com metodologia adaptada de Barbour et al. (1999). Foram realizadas avaliações em pontos das três sub-bacias que compõem o arroio Epaminondas, sendo três avaliações em um afluente da margem direita deste arroio, duas avaliações em um afluente da margem esquerda e quatro avaliações na calha principal do próprio arroio Epaminondas (Figura 11.2).

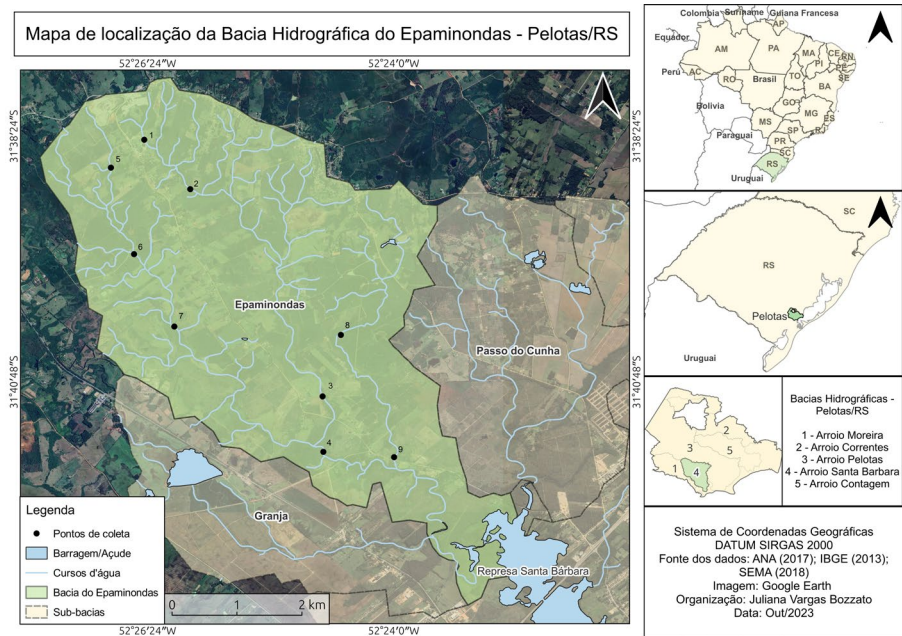


Figura 11.2. Mapa de localização da bacia e dos pontos amostrais.
 Fonte: Adaptado de Siqueira et al. (2019).

As amostragens foram sazonais, nos meses de junho (outono), julho (inverno) e outubro (primavera) de 2019 e janeiro de 2020 (verão). Foram avaliados parâmetros físicos (temperatura, concentração de sólidos totais dissolvidos e turbidez) e químicos (concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, e concentrações de fosfato, nitrito e nitrogênio amoniacal) para definição da qualidade da água conforme a Resolução Conama 357/2005. Ao considerar que o trabalho se propunha a avaliar o uso do solo no entorno dos corpos d'água e sua capacidade de interferência na qualidade da água, expressa por meio de parâmetros químicos, físicos ou biológicos (através dos macroinvertebrados bentônicos), foi feita uma avaliação dos habitats disponíveis adaptada à metodologia proposta por Barbour et al. (1999).

Os macroinvertebrados bentônicos foram amostrados com coletor do tipo Surber com malha de 250 μm , conforme Silveira et al. (2004). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos identificados e fixado em álcool 70%, para então ser levado ao Laboratório de Biomonitoramento e Ecotoxicologia da Embrapa Clima Temperado em Pelotas. Os organismos foram, então, identificados com uso de lupas e chaves taxonômicas (Mugnai et al., 2010). Várias métricas foram usadas buscando definir índices (Oliveira et al., 2008) que descrevessem as condições de água e do ambiente, a fim de serem utilizadas de forma simples para o monitoramento da prestação de serviços ambientais hídricos. Foram avaliadas a abundância, que trata do somatório de organismos encontrados, e o índice Biological Monitoring Working Party System (BMWP), avaliado conforme metodologia descrita pelo Instituto Ambiental do Paraná (2007).

Os pontos amostrados através dos parâmetros físicos, químicos e índices, revelaram a classificação das águas conforme descrito na Tabela 11.2. Na coleta de outono, os parâmetros físicos e químicos que levaram à classificação das águas em classe 4 foram oxigênio dissolvido (ponto 9), fósforo total (pontos 1 e 2) e turbidez (ponto 4). Os macroinvertebrados avaliados através do BMWP nesses pontos indicaram os locais como poluídos, enquanto os demais, em classe 1, foram classificados como muito poluídos.

Na segunda coleta, o fósforo total nos pontos amostrais 1, 2 e 6, e o oxigênio dissolvido nos pontos 3, 8 e 9 levaram, novamente, a classificação da água à classe 4, e não houve um padrão na classificação de BMWP relativo a esses parâmetros, que variaram de fortemente poluído (ponto 1), poluído (ponto 2) a duvidoso (ponto 6), e muito poluído (ponto 3) a poluído (pontos 8 e 9).

Tabela 11.2. Classificação dos locais amostrados quanto a qualidade do recurso hídrico, sendo as classes de água definidas conforme a Resolução Conama 357/2005 e os habitats avaliados pelo PAR, e abundância de macroinvertebrados bentônicos. (Out: outono; Inv: inverno; Pri: primavera; Ver: verão)

Ponto de amostragem	Classe da água			Avaliação de habitats ⁽¹⁾						Macroinvertebrados bentônicos												
	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	BMWP ⁽²⁾	Abund ⁽³⁾	CTF ⁽⁴⁾	P	BMWP ⁽²⁾	Abund ⁽³⁾	CTF ⁽⁴⁾	P	BMWP ⁽²⁾	Abund ⁽³⁾	CTF ⁽⁴⁾			
				O	R	R	R	O												R	R	R
1	4	4	4	4	O	O	O	O	P	875	3	3	FP	2541	3	3	P	150	5	MP	798	4
2	4	4	4	4	R	R	R	R	P	66	6	4	P	228	4	4	MP	46	5	D	565	6
3	1	3	1	4	B	B	B	B	MP	53	6	6	MP	35	5	5	P	50	6	FP	84	3
4	4	1	1	4	R	R	R	R	P	308	5	5	P	215	5	5	P	84	6	MP	112	3
5	1	1	1	4	B	B	B	B	MP	104	5	6	D	108	6	6	D	118	6	P	392	6
6	1	1	2	4	B	B	B	B	MP	92	4	4	D	198	5	5	P	70	6	P	273	6
7	1	4	1	4	R	R	R	R	MP	104	4	4	P	168	5	5	P	77	6	P	1849	3
8	1	4	1	4	R	R	R	R	MP	191	4	4	P	445	5	5	MP	97	5	MP	300	4
9	4	4	4	4	R	R	R	R	MP	97	4	4	P	108	5	5	P	133	5	MP	138	4

⁽¹⁾Avaliação de habitats - R: Regular; B: Boa; O: Ótima; P: Péssima.
⁽²⁾Avaliação de comunidades de macroinvertebrados com o Índice Biological Monitoring Working Party System (BMWP) - FP: fortemente poluído; MP: muito poluído; P: poluído; D: duvidosa; A: aceitável.
⁽³⁾Abundância (Abund): número de organismos e cada local amostrado.
⁽⁴⁾CTF: número de grupos tróficos identificados em cada local, sendo os mesmos classificados em generalistas, fragmentadores,coletores, filtradores, predadores e raspadores.

Na terceira coleta, os pontos amostrais 1 e 2 tiveram a água classificada em classe 4 devido aos teores de fósforo total. No ponto 9 a água também foi classificada como classe 4, porém o parâmetro que determinou essa diminuição de qualidade foi o oxigênio dissolvido baixo. Os indicadores biológicos foram sensíveis a essa variação, sendo que o BMWP identificou os pontos amostrais 1 e 9 como poluídos, e o ponto 2, como muito poluído.

Na quarta coleta, todos os pontos apresentaram classe de água 4, e o oxigênio dissolvido foi o grande responsável, com exceção dos pontos 1, 2 e 9, onde as concentrações de fósforo total foram responsáveis por tal classificação. Com base no cálculo do índice BMWP, as águas apresentaram grande variação quanto a classificação, e foram descritas como fortemente poluídas até duvidosas (ponto 2).

A grande e desproporcional abundância de organismos observada no ponto amostral 1, principalmente na 1ª, 2ª e 4ª coletas chama a atenção em um local que, conforme a Resolução Conama 357/2005 foi classificada como classe 4.

O ponto 7 também apresentou uma abundância grande na 4ª coleta, quando Chironomidae foi o maior componente da fauna (95,5 %). Essas alterações na abundância parecem ter sido mais sensíveis para indicação de alterações na qualidade da água. Ademais, nesse estudo foi possível perceber uma pequena tendência de aumento no número de grupos tróficos presentes quando a qualidade da água avaliada através dos parâmetros físicos e químicos apresentava melhor classificação.

Entretanto, foi possível perceber que toda a bacia se encontra bastante impactada, uma vez que não foram encontradas áreas pristinas com as quais poder-

se-ia fazer comparações com comunidades esperadas de macroinvertebrados (Oliveira et al., 2008).

Apesar de nenhuma das áreas ter sido avaliada como péssima em termos de presença de habitats, a qualidade dos parâmetros químicos e físicos da água, bem como as métricas testadas para macroinvertebrados bentônicos não refletiram essas condições. O trecho com a condição de menor distúrbio, conforme proposto por Stoddard et al. (2006), com base nos resultados do protocolo rápido de avaliação de habitats, localizava-se no ponto mais a montante da área amostrada.

Provavelmente, interferências não consideradas neste trabalho, como urbanização de trechos superiores da bacia ou efluentes, e uso do solo em áreas superiores para além da área de preservação permanente, podem ter sido responsáveis por essas variações.

Considerações finais

O bioma Pampa retrata uma flora característica, com florestas de menor dimensão e grande quantidade de corpos hídricos, campos litorâneos e terras baixas muito banhadas, lagoas, açudes e áreas de plantio de arroz que contribuem para essa distribuição de corpos hídricos, mesmo que sazonalmente.

A possibilidade de utilização de macroinvertebrados bentônicos para o monitoramento de funções ecossistêmicas com a finalidade de adequação de manejo em áreas lênticas, como no caso de lavouras de arroz irrigado, com manejos mais adaptados a esse olhar de manutenção dos ecossistemas tem demonstrado que a análise dos grupos tróficos funcionais apresenta resultados que podem ser utilizados para essa avaliação.

Nos corpos d'água lóticos estudados percebe-se a carência de áreas de referência, e os dados obtidos revelam uma bacia bastante impactada. Por outro lado, foi possível perceber que ações isoladas para a melhoria das condições de uso do solo, como normalmente realizado em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos, não necessariamente trarão benefícios para a bacia em questão.

Ações de pagamento por serviços ambientais hídricos associadas às demandas de aumento da cobertura vegetal e conservação, que segundo Lima et al. (2013) é um instrumento potencial de auxílio à manutenção dos recursos hídricos em qualidade e quantidade, não se mostrou eficiente quando considerado isoladamente. Um olhar sobre outros usos, mais do que para o rural, deve ser buscado para as bacias aqui consideradas.

Além disso, o estabelecimento de programas de biomonitoramento, sem necessidade de equipamentos e capacitação altamente especializada, continuam sendo interessantes como forma de reduzir custos e viabilizar tais iniciativas. Estudos com áreas que possibilitem diferenciação de níveis de antropização mais claros podem auxiliar na construção desses indicadores para aplicar nas bacias lóticas no bioma Pampa.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico. **Atlas irrigação**: uso da água na agricultura irrigada. 2a ed. Brasília, DF, 2021. 130p. Disponível em: <https://portall.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/a874e62f27544c6a986da1702a911c6b>. Acesso em: 8 dez. 2021.

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

BARBOUR, M. T.; GERRISTSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd ed. Washington, DC: USEPA, 1999. 339 p.

BIERHALS, D. F.; SOUSA, L. P.; SANTOS, J. P.; GUARINO, E. S. G.; SIQUEIRA, R. O.; MIURA, A. K. Processo inicial de implantação de um programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no município de Pelotas/RS, em propriedades de agricultura familiar. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 2, p. 1-5, 2020. Anais do XI Congresso Brasileiro de Agroecologia, São Cristóvão, Sergipe.

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

BOLDRINI, I. I. Por que e para que conservar o Pampa? In: CONGRESSO SOBRE O BIOMA PAMPA, 1., 2016, Pelotas. **Anais...** Pelotas: UFPel, 2020. p. 12-29.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71- 82, 2001.

COLPO, K. D.; BRASIL, M. T.; CAMARGO, B. V. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. **Ciência Rural**, v. 39. n. 7, p. 2087-2092, 2009.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

CUNHA, R. W.; GARCIA JUNIOR., M. D. N.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, p. 770-779, 2013.

FREITAS, M. A.; MARCUZZO, F. F. N. Aquíferos da bacia hidrográfica do rio Ibicuí no estado do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22., 2017, Florianópolis. **Ciência e tecnologia da água: inovação e oportunidades para o desenvolvimento sustentável: anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos

Hídricos, 2017. Disponível em https://rigeo.cprm.gov.br/jspui/bitstream/doc/18488/1/2017_sbrh_aquiferos_subbacia76_artigo.pdf Acesso em: 13 out. 2020.

GUARINO, E. S. G.; OVERBECK, G. E.; BOLDRINI, I. I.; MULLER, S. C.; ROVEDDER, A. P.; FREITAS, T. C.; GOMES, G. C.; NORONHA, A. H.; MIURA, A. K.; SOUSA, L. P.; SANT'ANNA, D. M.; CHOMENK, L.; MOLZ, M.; MAHLER JUNIOR, J. K. F.; MOLINA, A. R.; ESPINDOLA, V. S. **Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no bioma Pampa**: primeira aproximação. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2018. 79 p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 457).

HASENACK, H.; WEBER, E.; BOLDRINI, I. I.; TREVISAN, R. **Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das savanas uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos**. Disponível em: http://multimidia.ufrgs.br/conteudo/labgeo-ecologia/Arquivos/Publicacoes/Relatorios/2010/Relatorio_projeto_IB_CECOL_TNC_produto_4.pdf. Acesso em: 8 nov. 2020.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos**: índice BMWP. Curitiba, 2007. 26 p. (Circular Técnica).

JURUÁ, K. T. **Índices de qualidade da água para monitoramento dos recursos hídricos em uma microbacia hidrográfica rural**. 2014. 82 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

JURUÁ, K. T.; PAGEL, I. A.; TAVARES, V. E.; WINCKLER-SOSINSKI, L. T. Structure and composition of the benthic macroinvertebrate community on wetland and irrigated rice cultivation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 229-234, 2014.

JURUÁ-BERSCH, K. T. J. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas/RS**. 2020. 92 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

KILCA, R. V.; JARENKOW, J. A.; SOARES, J. C. W.; GARCIA, E. N. Florística e fitofisionomias da planície de inundação do rio Piratini e a sua importância para conservação no Pampa do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 227-249, 2011.

LIMA, A. P. M.; ALBUQUERQUE, R. H.; PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; FIDALGO, E. C. C.; SCHULER, A. E. Pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil: experiências iniciais e os desafios do monitoramento.

In: In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves, RS. **Anais...** Bento Gonçalves, RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/970166/1/SBRH2013AnaPaulaRafael1.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2019.

MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; STENERT, C. Aquatic macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 1179-1184, 2010.

MAPBIOMAS. **Plataforma Mapbiomas: Água**. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/agua>. Acesso em: 10 dez. 2021a.

MAPBIOMAS. **A dinâmica da superfície de água do território brasileiro**. Principais resultados do mapeamento anual e mensal da superfície de água no Brasil entre 1985 até 2020. 2021b. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomias_A%CC%81gua_Agosto_2021_22082021_OK_v2.pdf. Acesso em: 10 dez. 2021.

MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C.; SALCEDO, A. K. M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (ed.). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA, 2014. p. 117-128.

MELATI, M. D.; MARCUZZO, F. F. N. Mapeamento fisiográfico básico das sub-bacias pertencentes à bacia do rio Uruguai. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015, Brasília, DF. **Segurança hídrica e desenvolvimento sustentável: desafios do conhecimento e da gestão: anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015. Disponível em: http://dSPACE.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/15053/fisiografia_bacia_%207.pdf?sequence=3. Acesso em: 13 out. 2020.

MENESES, B. A. **Pressão ambiental em bacias hidrográficas do Pampa e sua relação com ictiofauna**. 2016. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/212831/001104211.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 12 dez. 2020.

MOULTON, T. P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In: Ecologia de insetos aquáticos. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (ed.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. p. 291-298. (Séries Oecologia Brasiliensis, v. 5).

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 174 p.

NOVACK, M.; ROMANO, L.; NASCIMENTO, L.; BARBOZA, E. C. C. N. Invertebrados bentônicos associados a macrófitas aquáticas em um reservatório subtropical brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 6, n. 4, p. 741-748, 2021.

OLIVEIRA, R. B. S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensia**, v. 12, n. 3, p. 487-505, 2008.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Revista Ciência Rural**, v. 36, n. 2, p. 494-500, 2006.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do estado do Rio Grande do Sul. **Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no estado 2020**. Departamento de Gestão de Recursos Hídricos e Saneamento. 2021. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/relatorio-rh>. Acesso em: 15 ago. 2021a.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do estado do Rio Grande do Sul. **Relatório da fase A do Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí**. Disponível em: https://5e9028af-c7af-4f9d-aa63-0aad1e0463e3.filesusr.com/ugd/fa6722_8eedb472dcf54ddda22ab5057bd7bde4.pdf. Acesso em: 12 dez. 2021b.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Relatórios do Plano de Bacia do Rio Gravataí: encarte final**. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/0Byn_B-4Lg7RGX0Y3U115VHhKWW8/view?resourcekey=0-OeojKoFRQyK841bPs4avN. Acesso em: 12 dez. 2021c.

ROBAINA, L. E. S.; TRENTIM, R.; SCCOTI, A. A. V. Geomorphological description of the biome Pampa (Brazil) with support of digital elevation model and geographic information system. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 41, e169605, 2021. DOI: <https://doi.org/10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2021.169605>.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 2011. 240 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 7 p. il. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 19).

SIQUEIRA, R. O.; BIERHALS, D. F.; SPIERING, V.; SOUSA, L. P.; GUARINO, E. S. G.; SANTOS, J. P. Cobertura e uso da terra como subsídio ao Programa de pagamento por serviços ambientais em Pelotas (Rio Grande do Sul). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 18., 2019, Fortaleza. Geografia física e mudanças globais: **Anais...** Fortaleza: UFC, 2019. 12 p.

STENERT, C. **Estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos em arrozais do Rio Grande do Sul**. 2009. 205 f. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; ÁVILA, A. C.; MALTCHIK, L.; ROCHA, O. Do hydrologic regimes used in rice fields compromise the viability of resting stages of aquatic invertebrates? **Wetlands**, v. 30, n. 5, p. 989-996, 2010.

STODDARD, J. L.; LARSEN, D. P.; HAWKINS, C. P.; JOHNSON, R. K.; NORRIS, R. H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, v. 16, n. 4, 1267-1276, 2006.

WHITFIELD, J. Vital signs. **Nature**, v. 411, n. 28, p. 989-990, 2001.

WINCKLER, L. T.; GÜTHS, A. K.; GAYER, P. R. Benthic macroinvertebrates and degradation of phytomass as indicators of ecosystem functions in flooded rice cropping. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, n. 4, p. 261-270, 2017.

ZIANI, P.; FOLETO, E. M.; WOLLMANN, C. A. Análise e caracterização geográfica da bacia hidrográfica do Alto Jacuí/RS. **Ciência e Natura**, v. 39, p. 58-74, 2017.



Foto: Kathia Cristhina Sonoda

Capítulo 12

Perpectivas futuras sobre a aplicação do biomonitoramento em face aos usos do solo

Kathia Cristhina Sonoda, Pitágoras C. Bispo, Leandro Schlemmer Brasil, Leandro Juen, Luiz Ubiratan Hepp, Renato Tavares Martins, Joseline Molozzi, Marciel Rodrigues e Lilian Terezinha Winckler

Introdução

Após a leitura dos capítulos anteriores, o leitor deve estar ciente da atual situação das regiões hidrográficas nos biomas e nos estados brasileiros. Por isso, são apresentadas algumas reflexões sobre os possíveis direcionamentos e perspectivas futuras ao desenvolvimento de programas de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos e em bacias hidrográficas, considerando os efeitos das mudanças nos usos do solo.

Perspectivas futuras e políticas públicas

Questões abordadas no capítulo referente às políticas públicas, e que estão ligadas ao presente capítulo são, novamente, objeto de reflexão. Assim, a pergunta inicialmente levantada é: “Como se pode auxiliar estas instâncias (órgãos gestores como a Agência Nacional de Águas - ANA, Secretarias de Meio Ambiente e órgãos correlatos, entre outros) nas gestões eficientes dos estados, municípios e/ou das bacias hidrográficas?” Foi respondida, em parte, no primeiro capítulo ao apontar o estado atual do conhecimento científico e descortinar áreas prioritárias para novos estudos, (Tabela 12.1). A resposta para esta questão serve como reflexão para a comunidade científica e órgãos de fomento, visando nortear pesquisas futuras.

Ressalta-se a importância em definir a forma de realizar os estudos futuros, retomando a necessidade de (1) definição de áreas prioritárias para a realização de estudos investigativos, visando diminuir as lacunas de conhecimento (Tabela 12.1); (2) definição de áreas de interesse para estudos ecossistêmicos contínuos, visando monitorar estas áreas para entender o

funcionamento em longo prazo para fins de restauração ambiental em casos de grande impacto, como observado em Brumadinho, MG e em Petrópolis, RJ. Na segunda estratégia, sugere-se estudos com o maior número de réplicas possível considerando a variabilidade existente (vegetação, climática, geomorfológica, e outros) dentro de cada bioma ou na região hidrográfica amostrada.

Outro ponto para reflexão é sobre a forma de condução dos estudos, que inclui a sobreposição à forma de realização, que podem ser confundidas entre si. Assim, sugere-se uma leitura atenta à descrição a seguir. Na condução dos estudos pode-se adotar a realização de uma série de estudos de longo prazo a exemplo do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) (com duração de pelo menos 10-15 anos, permitindo não somente uma avaliação pontual) ou diversos estudos de curto prazo (2 a 4 anos). É importante observar a distribuição espacial das unidades amostrais, respeitando a variabilidade existente na região em estudo, as condições das áreas de entorno, o que possibilita a avaliação de resultados mais seguros quanto às fontes pontuais e difusas de poluição. Além disso, o esforço amostral deverá contemplar, dentro do possível, as condições ambientais locais dos trechos investigados, como a variabilidade dos locais. No entanto, não pode ser descartada a adequação das condições financeiras e disponibilidade de tempo que o pesquisador ou técnico que estiver realizando a avaliação terá disponível para executar o estudo com qualidade e, sobretudo, confiabilidade. Estudos de longo prazo permitem incorporar as variações hidroclimáticas anuais na avaliação e interpretação dos resultados, como verificado por Milesi et al. (2024). Os autores verificaram oscilações climáticas que somente estudos temporais (coletas de dados por, pelo

menos, 3 anos) poderiam registrar, em contraponto a estudo de apenas um ano de observação, que é a maioria. Por outro lado, há a necessidade de otimizar os recursos financeiros e humanos e centrar esforços em locais ainda sem qualquer registro científico, principalmente quando se considera que estes estudos podem auxiliar na gestão da região hidrográfica em que está localizada. Em alguns casos, a mescla dessas duas alternativas pode ser uma forma mais assertiva, já que permite maior abrangência de locais estudados ao mesmo tempo. Assim, algumas bacias prioritárias seriam profundamente analisadas em função de condições hidroclimáticas.

Entretanto, surge uma nova pergunta: “Como os gestores atuam para administrar eficientemente sem embasamento de suporte técnico-científico?” Apesar de existirem centenas de publicações científicas disponíveis, esta informação necessita ser compilada, interpretada e disponibilizada de forma célere por profissionais da área para que os gestores e o público interessado possam utilizar adequadamente. Na Tabela 12.1, o segundo item (2.a), tem interface estreita com o capítulo de Políticas Públicas, assim como outros pontos, e estão percorridos de forma mais minuciosa ao longo do texto.

Tabela 12.1. Situações apontadas pelos pesquisadores para incorporação do biomonitoramento no Brasil.

Problema	Recomendações	Meta	Foco de estudo/ Objetivo ¹⁾	Emprego dos resultados
1 – Lacunas de conhecimento	Estabelecer novas áreas prioritárias para realização de estudos	<p>a. Manter áreas que já possuem longo histórico (temporal) de estudos</p> <p>b. Apontar novas áreas de interesse para a realização de estudos</p>	<p>Entendimento do funcionamento em longo prazo das regiões hidrográficas</p> <p>Região hidrográfica e bacia hidrográfica (já que é a unidade de estudo definida por Lei)</p> <p>Bioma</p>	<p>Embasamento dos comitês de bacias hidrográficas</p> <p>Embasamento dos comitês de bacias hidrográficas</p> <p>Embasamento dos Ministérios da Agricultura (MAPA), do Meio Ambiente (MMA), do Desenvolvimento Regional (MDR) e outros.</p> <p>Embasar órgãos gestores estaduais e municipais</p>
2 – Dificuldades em repassar as informações geradas aos órgãos gestores	Necessidade de compilação, interpretação e disponibilização dos resultados de artigos científicos para o público leigo	a. Desenvolvimento de um banco de dados #	<p>Estado brasileiro</p> <p>Expansão de áreas de estudo</p> <p>Expandir áreas de estudo; aumentar a contratação de profissionais qualificados em áreas distantes de centros urbanos</p>	<p>Embasar órgãos gestores estaduais e municipais</p> <p>Embasar órgãos gestores estaduais, estaduais e municipais</p> <p>Criar condições para o funcionamento adequado de órgãos de análise e fiscalização</p>
		b. Divulgação científica de forma simplificada voltada para os gestores	<p>Divulgar de forma simples e acessível as informações geradas pelos estudos</p> <p>Divulgar de forma simples e acessível as informações geradas pelos estudos</p>	<p>Embasar órgãos gestores federais, estaduais e municipais, comitês de bacias hidrográficas</p> <p>Embasar órgãos gestores federais, estaduais e municipais</p>

Continua...

Tabela 12.1. Continuação.

Problema	Recomendações	Meta	Foco de estudo/Objetivo ⁰⁾	Emprego dos resultados
3 – Padronização dos estudos	Inclusão de disciplina voltada para a atuação política em cursos de graduação em Ciências Biológicas	c. Maior participação dos pesquisadores em órgãos gestores (comitês de bacias, comitês de meio ambiente, de recursos hídricos, entre outros)	Divulgar de forma simples e acessível as informações geradas pelos estudos	Embasar órgãos gestores federais, estaduais e municipais
		a. Monitoramento	Realização de estudos em um mesmo local com duração de, pelo menos, 10-15 anos	Melhorar o embasamento científico para a gestão pública
		b. Estudos pontuais e/ou de curto prazo	Diversos estudos de curto prazo (2 a 4 anos)	Melhorar o embasamento científico para a gestão pública
		c. Desenvolvimento de protocolos	Protocolos locais simples para o uso por agências de fiscalização	Padronizar análises realizadas pelos órgãos alvo

⁰⁾ Esta coluna apresenta informações variadas, porém optou-se por este modelo para evitar espaços em branco que invariavelmente ocorreriam se fosse desmembrada em duas colunas; assim, agrupou-se informações diferentes sem prejudicar o entendimento.

Atualmente, órgãos de análise e fiscalização da qualidade da água atuam como intermediários entre a academia e órgãos gestores. Como exemplos cita-se a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb, SP), Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (Fepam, RS), Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA, SC), Instituto Ambiental do Paraná (IAP, PR), entre outros. No entanto, estes órgãos contam com contingente humano pequeno que, muitas vezes, encontra-se sobrecarregado para cobrir todas as atribuições e, conseqüentemente, algumas áreas de atuação tornam-se deficitárias. Assim, percebe-se a necessidade de mais contratações de pessoal qualificado e incremento no investimento para melhorias na logística de trabalho.

Como solução a essas necessidades algumas ações são fundamentais, como:

1. A criação de um banco de dados para que os profissionais da área possam disponibilizar os dados de suas pesquisas e que os gestores possam consultar informações sobre ocorrência espacial de espécies ameaçadas de extinção; informações sobre a fauna de regiões hidrográficas, bacias ou microbacias, conforme o interesse. Atualmente, os dados dos estudos de monitoramentos já são inseridos, periodicamente, no banco de dados do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (SISBIO/ICMBIO) pelo coordenador dos estudos. Essa informação é agrupada e usada na avaliação de espécies ameaçadas de extinção no País; porém, o acesso a essa informação ainda é muito restrito. Há também o repositório de dados de pesquisas da Embrapa (REDAPE), que, como complemento de informações, poderia fazer interface

com o sistema do Instituto Chico Mendes. Entretanto, o acesso a esse banco de dados é restrito aos empregados da Empresa.

2. A contratação de profissionais em entomologia/ecologia aquática, com ênfase para duas condições necessárias:

2.1. A formação de profissionais para atuarem em política, com conhecimento dos termos utilizados, para facilitar a inserção do biomonitoramento na gestão ambiental e disseminação dos conhecimentos aqui apresentados, com superação dos entraves apontados neste capítulo;

2.2. A ampliação do contingente humano de pesquisadores que se dedicam ao estudo dos insetos aquáticos em seus mais diversos aspectos, tais como sistemática, biologia, interações ecológicas é uma necessidade que foi apontada de forma unânime pelos autores dos capítulos deste livro. É premente a necessidade de contratação de pesquisadores para regiões do interior de muitos estados brasileiros, pois não há registro de especialistas em entomologia aquática nestes locais, e amplas lacunas de pesquisas foram apontadas no Capítulo 1 (Figuras 1.2 a 1.5) e reafirmadas em outros capítulos, como o capítulo 3, que versou sobre a situação no estado do Maranhão. Entende-se que este é um fato delicado, pois há uma tendência em diminuir as contratações de funcionários públicos, e a iniciativa privada não investe em pesquisas desta natureza. Assim, os autores apresentam alternativas para solucionar esta questão.

3. Elaboração de protocolos básicos para o monitoramento e diagnóstico das condições ambientais locais e regionais (quando possível), direcionado para uso dos gestores. Muitas vezes os protocolos acadêmicos são muito complexos para serem implementados em regiões-chave, cujas regiões não contam com a presença de pesquisadores.

Um exemplo pode ser visto em parceria entre as Universidades Federais do Mato Grosso (UFMT) e do Pará (UFPA e UFOPA) com o ICMBio nas Unidades de Conservação da Amazônia (Brasil et al., 2020). Estas recomendações visam registrar que a inclusão de bioindicadores é uma estratégia viável e bastante efetiva para a avaliação da integridade dos ambientes aquáticos e para o monitoramento dos recursos hídricos. É, também, uma estratégia que pode ser utilizada na análise da saúde dos ecossistemas aquáticos, servindo como base para a conservação e gestão desses ambientes.

4. A alocação de recursos financeiros dos editais para estas regiões, abertos à submissão de pesquisadores não residentes nessas regiões (atualmente, vários editais restringem a submissão para pesquisadores locais, que necessariamente devem atuar como coordenadores da proposta de pesquisa). Esta iniciativa é interessante no caso de haver pesquisadores sobre a temática que residam na região em questão; porém, como exposto, não é esse o caso quando o tema se trata da entomofauna aquática, justamente devido à falta de especialistas em determinados locais. Entretanto, acredita-se que ao longo dos anos, com contratações de especialistas pelas universidades locais, esta situação será contornada. Atualmente, para contornar esta situação, que é reconhecida pelas agências de fomento, os editais possuem orientações de que o “orçamento do edital tem uma porcentagem do valor total dos recursos destinados às pesquisas na região-alvo”, como incentivo de fomento nestas áreas carentes de especialistas.

Outras abordagens para serem exploradas nos estudos

Uma abordagem ainda pouco estudada e que pode influenciar as respostas dos insetos aquáticos aos impactos humanos compreende estudos sobre a linhagem evolutiva. Uma vez que a relação filogenética não é aleatória, por exemplo, espécies estreitamente relacionadas tendem a mostrar alta similaridade de características e comportamentos, conseqüentemente, respondem de forma semelhante a ameaças. Nesse contexto, os estudos sugerem que espécies com alto risco de extinção que compartilham as mesmas afinidades filogenéticas e características ecológicas podem ser mais propensas à extinção. Por outro lado, espécies não aparentadas podem responder de forma diferente às ameaças humanas (Brum et al., 2014; Loyola et al., 2014). Esses padrões podem ajudar a definir linhagens que estão sendo mais ameaçadas que outras e auxiliar com mais robustez nas políticas de conservação das espécies. Porém, para insetos aquáticos as filogenias existentes são para poucas famílias e, quando muito, em nível de gênero (Rehn, 2003). É necessário aumentar os estudos filogenéticos para poder ampliar seu uso em futuras pesquisas. No momento, a ausência de grandes árvores filogenéticas limita os avanços nos estudos de ecologia e conservação de insetos aquáticos.

Outra abordagem que pode auxiliar no avanço dos estudos de bioindicadores é a ecotoxicologia. Na maioria das vezes, o efeito das alterações ambientais sobre os organismos começa em escalas de menores níveis de organização biológica (dano celular), de mais difícil detecção, alterando estrutural (assimetria flutuante, má formação morfológica) e funcionalmente (perda de funções ecossistêmicas, danos à teia trófica). Avaliações em menores níveis de organizações

biológicas, como molecular e morfológico, tornam possível detectar efeitos adversos à saúde dos organismos mais precocemente. Estes efeitos podem ser refletidos nas respostas biológicas, caso os níveis de exposição sejam superiores à capacidade de defesa antioxidante ou adaptação das espécies (McCarthy; Shugart, 1990; Newman; Unger, 2002). Essas abordagens começam a se mostrar eficientes em estudos de biomonitoramento (Mendes et al., 2020). Assim, o efeito das alterações no habitat pode gerar danos macromoleculares nas espécies que, por sua vez, podem refletir em mudanças dos parâmetros que se usa, tais como abundância e presença/ausência das espécies no ambiente (Mendes et al., 2020). Porém, avaliações de risco ecológico para comunidades aquáticas, sob uma perspectiva ecotoxicológica na Amazônia ainda são escassas (Mendes et al., 2020; Adams et al., 2021). Acredita-se que a aplicação dessa abordagem pode detectar bons indicadores ambientais e, através do biomonitoramento, evitar possíveis processos de extinção de espécies. Assim, diante do cenário atual, futuramente com mais investimentos em pesquisas ecotoxicológicas será possível obter maior compreensão dos efeitos antropogênicos sobre os danos causados às espécies de insetos aquáticos.

Ressalta-se, aqui, o fato que estudos ecotoxicológicos comumente são realizados em laboratórios (escalas micro e meso). Entretanto, um grande desafio é converter as informações geradas para o mais próximo daquilo que é encontrado na natureza, já que as respostas costumam ser diferentes. Isto se deve, possivelmente, pela decorrência de isolar os organismos-alvo e estudar o efeito de uma substância em um ambiente controlado, ou seja, sem a conjunção de situações (físicas, químicas, bioquímicas e biológicas) que capacitariam o organismo a reagir de outra forma que não aquela apresentada no laboratório.

Com relação às implicações da poluição, outro fator importante é referente ao avanço da contaminação da água e da biota aquática por contaminantes emergentes, como partículas plásticas. A contaminação ambiental por plásticos avança gradativamente por todas as partes do planeta, estando atualmente onipresente e registrada em todos os continentes, mesmo nos locais mais distantes e despovoados do planeta. Apesar disso, poucos trabalhos técnicos analisaram os impactos da contaminação por plásticos nos ambientes aquáticos de água doce do Brasil. Mesmo assim, já se sabe que existem contaminações significativas nas comunidades aquáticas brasileiras, até mesmo em riachos localizados dentro da floresta amazônica (Ribeiro-Brasil et al., 2020). Por isso, estabelecer protocolos de trabalho para monitorar o avanço da contaminação dos ambientes aquáticos marinhos e dulcícolas por partículas plásticas (Álvarez-Hernández et al., 2019; Martins et al., 2019; Al-Zawaidah et al., 2021) é algo a ser incorporado nas ações de gestão dos recursos hídricos. Recentemente, foram lançados editais de chamada de propostas de projetos com foco na problemática das partículas plásticas. Isto é necessário por ser reconhecido em estudos recentes (Alexiadou et al., 2019; Carrasco et al., 2019; Saley et al., 2019) a presença de plásticos (diversos tamanhos) nos tecidos animais, indicando que o material foi incorporado pelo organismo e é transmitido dentro da cadeia alimentar (Roman et al., 2022).

Tem-se avançado nesses estudos e as perspectivas futuras são muito positivas, porém, indubitavelmente, um dos principais desafios é aumentar o conhecimento de biologia e ecologia básica das espécies. Informações como o tipo de habitat, especificidade, capacidade de dispersão, tempo de desenvolvimento, quantidade de ciclos de vida e de reprodução são essenciais para aumentar o entendimento

sobre a sensibilidade ou resiliência das espécies. Com esses dados será possível desenvolver estratégias mais eficientes de monitoramento, de mitigação dos impactos ambientais e conservação das espécies, avaliando como as características funcionais podem filtrar as espécies no ambiente, ou até mesmo tornar mais susceptíveis às alterações ambientais. A inserção de possíveis efeitos da história evolutiva, da morfologia, do comportamento e da coloração poderá ser primordial para entender melhor o padrão de distribuição das espécies e de sua sensibilidade.

Associado, ou paralelamente a todos esses tópicos, será necessário simplificar os protocolos de monitoramento (Oliveira-Júnior; Juen, 2019; Brasil et al., 2020) para tentar aumentar a participação de pessoas no monitoramento pela ciência cidadã (Bried et al., 2020). Acredita-se que o engajamento das populações locais no monitoramento da qualidade ambiental e da biodiversidade é o único caminho sólido para um futuro mais sustentável. Com isso, as decisões sobre o meio ambiente são predominantemente conduzidas por essas populações compostas por indígenas, trabalhadores rurais, agricultores de subsistência e ribeirinhos.

Considerações finais

Este capítulo apontou as necessidades que docentes e pesquisadores devam perceber em suas rotinas de trabalho a fim de dar continuidade e promover a aplicação do biomonitoramento para a avaliação ambiental e qualidade da água. A inclusão de disciplina sobre política e gestão nos currículos dos cursos de graduação em Ciências Biológicas e formações correlatas, contratação de mais profissionais, formação de banco de dados, expansão de estudos para

áreas/regiões hidrográficas sem conhecimento prévio são necessidades apontadas de forma unânime e são fundamentais para a soberania nacional sobre a diversidade biológica. Conferem embasamento para diversos fins, citando-se as políticas de restauração em situações ambientais emergenciais, como o desastre ocorrido em Brumadinho (MG).

Referências

ADAMS, E.; LEEB, C.; BRÜHL, C. A. Pesticide exposure affects reproductive capacity of common toads (*Bufo bufo*) in a viticultural landscape. **Ecotoxicology**, v. 30, p. 213-223, 2021.

ALEXIADOU, P.; FOSKOLOS, I.; FRANTZIS, A. Ingestion of macroplastics by odontocetes of the Greek Seas, Eastern Mediterranean: often deadly! **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 67-75, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.055>.

ÁLVAREZ-HERNÁNDEZ, C.; CAIRÓS, C.; LÓPEZ-DARIAS, J.; MAZZETTI, E.; HERNÁNDEZ-SÁNCHEZ, C.; GONZÁLEZ-SÁLAMO, J.; HERNÁNDEZ-BORGES, J. Microplastic debris in beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 26-32, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.064>.

AL-ZAWAIDAH, H.; RAVAZZOLO, D.; FRIEDRICH, H. Macroplastics in rivers: present knowledge, issues and challenges. **Environmental Sciences: Processes and Impacts**, v. 23, n. 4, p. 535-552, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0EM00517G>.

BRASIL, L. S.; DANTAS, D. D. F.; POLAZ, C. N. M.; RASEIRA, M. B.; JUEN, L. Monitoreo participativo de igarapés en Unidades de Conservación de Amazonia brasileña utilizando Odonata. **Hetaerina**, v. 2, n. 1, p. 8-13, 2020.

BRIED, J.; RIES, L.; SMITH, B.; PATTEN, M.; ABBOTT, J.; BALL-DAMEROW, J.; CANNINGS, R.; CORDERO-RIVERA, A.; CORDOBA-AGUILAR, A.; DE MARCO, P.; DIJKSTRA, K. D.; DOLNY, A.; VAN GRUNSVEN, R.; HALSTEAD, D.; HARABIS, F.; HASSALL, C.; JEANMOUGIN, M.; JONES, C.; JUEN, L.; KALKMAN, V.; KIETZKA, G.; MAZZACANO, C. S.; ORR, A.; PERRON, M. A.; ROCHA-ORTEGA, M.; SAHLEN, G.; SAMWAYS, M.; SIEPIELSKI, A.; SIMAIKA, J.; SUHLING, F.; UNDERHILL, L.; WHITE, E. Towards Global Volunteer Monitoring of Odonate Abundance. **Bioscience**, v. 70, n. 10, p. 914-923, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa092>.

BRUM F. T.; DEBASTIANI V. J.; LOYOLA R.; DUARTE, L. D. S. Clade-specific impacts of human land use on primates. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 144-149, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.009>.

CARRASCO, A.; PULGAR, J.; QUINTANILLA-AHUMADA, D.; PEREZ-VENEGAS, D.; QUIJÓN, P.A.; DUARTE, C. The influence of microplastics pollution on the feeding behavior of a prominent sand beach amphipod, *Orchestoidea tuberculata* (Nicolet, 1849). **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p.23-27, 2019. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.018

LOYOLA, R. D.; LEMES, P.; BRUM, F. T.; PROVETE, D. B.; DUARTE, L. D. S. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. **Ecography**, v. 37, p. 65-72, 2014. DOI: <https://doi.org/0.1111/j.1600-0587.2013.00396.x>.

MARTINS, I.; BESSA, F.; GONÇALVES, A. M. M.; GAGO, J.; LIBRALATO, S. MODELPlastics workshop: modelling ocean plastic litter in a changing climate: gaps and future directions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 22-25, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.063>.

MCCARTHY, J. F.; SHUGART, L. R. Biological markers of environmental contamination. In: MCCARTHY, J. F.; SHUGART, L. R. (ed.). **Biomarkers of environmental contamination**. Boca Raton: Lewis, 1990. 467 p.

MENDES, T. P.; AMADO, L. L.; JUEN, L. Glutathione S-transferase activity in *Mnesarete aenea* (Odonata), *Campylocia anceps* (Ephemeroptera), and *Cylindrostethus palmaris* (Hemiptera) from forest and oil palm plantation areas in the Eastern Amazon. **Ecological Indicators**, v. 18, article 106770, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106770>.

MILESI, S. V.; DELIBERALLI, W.; LAZARI, P. L.; HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Chironomidae functional traits in Atlantic Forest streams: spatial and temporal patterns. **Hydrobiologia**, v. 851, p. 457-470, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05332-1>.

NEWMAN, M. C.; UNGER, M. A. **Fundamentals of ecotoxicology: the science of pollution**. Boca Raton: CRC, 2002. 708 p.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. M. B.; JUEN, L. The Zygoptera/Anisoptera ratio (Insecta: Odonata): a new tool for habitat alterations assessment in amazonian streams. **Neotropical Entomology**, v. 48, p. 552-560, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13744-019-00672-x>.

REHN, A. C. Phylogenetic analysis of higher-level relationships of Odonata. **Systematic Entomology**, v. 28, n. 2, p. 181-240, 2003.

RIBEIRO-BRASIL, D. R. G.; TORRES, N. R.; PICANÇO, A. B.; SOUSA, D. S.; RIBEIRO, V. S.; BRASIL, L. S.; MONTAG, L. F. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 266, article 115241, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>.

ROMAN, L.; HARDESTY, B. D.; SCHUYLER, Q. A systematic review and risk matrix of plastic litter impacts on aquatic wildlife: A case study of the Mekong and Ganges River Basins. **Science of The Total Environment**, v. 843, n. 15, article 156858, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156858>.

SALEY, A. M.; SMART, A. C.; BEZERRA, M. F.; BURNHAM, T. L. U.; CAPECE, L. R.; LIMA, L. F. O.; CARSH, A. C.; WILLIAMS, S. L.; MORGAN, S. G. Microplastic accumulation and biomagnification in a coastal marine reserve situated in a sparsely populated area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 54-59, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.065>.



Foto: Kathia Cristhina Sonoda

Capítulo 13

O biomonitoramento como instrumento de políticas públicas: como anda o engajamento dos profissionais da área?

Kathia Cristhina Sonoda, Catiana Regina Brumatti, Lilian Terezinha Winckler e Milton Vinícius Morales

Introdução

Este capítulo final apresenta subsídios aos órgãos de gestão de bacias hidrográficas, às instituições e conselhos administrativos nas esferas federal, estadual e municipal, programas de recuperação de matas ciliares e demais ações no entendimento dos impactos dos diferentes tipos de uso no solo sobre a biota aquática.

Os capítulos anteriores apresentaram as situações encontradas nos biomas brasileiros. De forma geral, demonstrou-se que alterações no uso do solo impactam os insetos aquáticos, e isto é inevitável e esperado, pois qualquer forma de mudança provoca uma reação. Entretanto, é preciso procurar um ponto de equilíbrio entre a conservação e o uso sustentável do solo visando a produção de alimentos pela agricultura, obtenção de commodities (i.e., minérios, madeira e outros), habitação humana, já que a humanidade está em constante crescimento e tem necessidades básicas para sua sobrevivência.

As perguntas apresentadas no primeiro capítulo são agora temas para reflexão e norteiam a redação deste capítulo:

1) Como auxiliar estas instâncias na gestão eficiente dos estados, municípios e das bacias hidrográficas?

2) Como os gestores dos estados, municípios e das bacias hidrográficas fazem para administrar eficientemente, sem embasamento (ou com pouco embasamento) de suporte técnico-científico?

3) Qual o melhor modelo de direcionamento para a execução de estudos de forma a permitir maior abrangência espacial do país e conferir dados para estes gestores administrarem mais eficazmente as regiões hidrográficas?

Este texto representa uma continuidade de outras ações realizadas por membros do extinto *Grupo de Trabalho (GT) de Biomonitoramento*, da Associação Brasileira de Limnologia, no intuito de normatizar o biomonitoramento como parâmetro a ser utilizado para análise e classificação do recurso hídrico. Assim, apresenta-se um resumo sobre a legislação referente à análise da água, um breve histórico das publicações do GT de Biomonitoramento e sugestões para estratégias de ação a serem adotadas.

Contextualização da legislação referente a análise da água

Entende-se como políticas públicas o resultado da ação do Estado na ordenação da vida social. Estas são o resultado da interação entre os diferentes grupos da sociedade, cujas decisões coletivas congregam interesses, valores e objetivos divergentes. Essa intervenção do Estado ocorre através de normas jurídicas, da edição de leis e atos normativos, que conferem direitos e estabelecem deveres aos integrantes da sociedade (Andrade; Santana, 2017).

A Lei das Águas (Brasil, 1997) estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos e serve como guia para instituir os princípios básicos para o uso do recurso hídrico. Segundo a Lei, o recurso hídrico deve ser gerido em nível de bacia envolvendo as administrações federal e estaduais. Esta Lei define o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que é formado pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH); a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA); os Conselhos de Recursos Hídricos Estaduais e do Distrito Federal (CERHs); os comitês das bacias

hidrográficas (CBHs); as autoridades públicas no nível federal, estadual, municipal e do Distrito Federal; e as agências de água com competências para a gestão de recursos hídricos. A evolução da gestão de recursos hídricos no Brasil está relacionada com os avanços feitos na implementação do SINGREH pelas suas instituições responsáveis.

Além do órgãos supracitados, o Ministério Público Federal abarca para si a responsabilidade de controlar e participar do planejamento da gestão das águas, acompanhar a implantação, melhoria do sistema, assim como a elaboração e implantação de pactos obrigatórios extrajudiciais, como os planos de ação estratégicos por bacia hidrográfica (Brasil, 2018, 2021).

Toda essa gama de instituições é necessária porque o gerenciamento dos recursos hídricos é uma tarefa complexa, que engloba as três esferas da administração pública. Isto se deve ao fato da hidrografia não respeitar limites da organização político administrativa do País, uma vez que os cursos d'água ultrapassam os limites políticos entre as Unidades da Federação. Apesar do gerenciamento da dinâmica territorial das bacias hidrográficas ser realizado pela ANA e demais órgãos mencionados anteriormente, na prática, a instância municipal é aquela que trata diretamente com as decisões e suas consequências, por estar em contato direto com os usuários.

Os conselhos municipais deliberam sobre políticas públicas que acabam interferindo nos recursos hídricos, porém, estes geram consequências aos municípios a jusante, sendo necessária a integração entre aqueles que são participantes centrais na gestão das bacias (Agência Nacional de Águas, 2013).

Exemplos de decisões dos conselhos municipais que atuam diretamente sobre os recursos hídricos:

- Formulação das diretrizes da Política Municipal do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos;

- Estabelecimento de normas e padrões de proteção, conservação e melhoria do meio ambiente e dos recursos hídricos municipais, observadas as legislações federal, estadual e municipal;

- Definição de áreas prioritárias para ações do governo municipal relativas à qualidade ambiental;

- Emissão de parecer sobre qualquer projeto de lei que envolva a preservação e conservação dos recursos hídricos;

- Estabelecimento de critérios básicos e fundamentados para a elaboração do zoneamento ambiental;

- Providencias na elaboração da Avaliação Anual dos Recursos Hídricos, dando conhecimento público das suas conclusões (Agência Nacional de Águas, 2013).

Um ponto importante é que municípios de maior porte possuem estrutura mais complexa, com mais instâncias de participação. Piracicaba, por exemplo, pertence ao Comitê de bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), cujo Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (Comdema) integra as instâncias descritas na Tabela 13.1 (Conselho Municipal de Meio Ambiente, 2022).

Tabela 13.1. Componentes do Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (Comdema) no Comitê de bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), com breve descrição sobre suas respectivas formação e função.

Componente	Formação	Função
Plenária	Conselheiros membros do Comdema	Aprovar os pareceres, moções e deliberações do conselho. Espaço de discussão das diferentes questões e políticas ambientais do município
Diretoria	Um presidente, um vice-presidente e um secretário	Responsável pela organização e condução das atividades e representação oficial do conselho
Câmaras Técnicas e Comissões Especiais	Corpo técnico	Aprofundar a análise e a discussão dos diferentes temas em debate no Comdema e encaminhar à Plenária propostas de pareceres, moções e deliberações

Entre as Câmaras Técnicas previstas há a que trata sobre recursos hídricos, que possui interface estreita com as CTs de Biodiversidade e de Usos do Solo.

Apesar de toda esta complexidade estrutural criada para a gestão das águas Santos et al. (2016) defendem que a melhor política pública é aquela realizada pela educação ambiental. As autoras detalharam pormenorizadamente os diversos constituintes das três camadas da administração do recurso hídrico. Concluíram que apesar de todo o engajamento técnico e político para a criação de legislação que atenda às necessidades da população e confira qualidade ao recurso hídrico, muitas vezes a efetivação de sua adoção não ocorre na prática, e por isso, defendem a educação ambiental da população, conforme a Lei nº 9.795/1999 (Brasil, 1999).

Esta Lei estabelece a Política Nacional de Educação Ambiental que tem por diretrizes práticas de educação formal e não formal para que as políticas públicas sejam realmente adotadas. Isto ilustra a complexidade que a gestão encontra onde a fiscalização do cumprimento das leis por parte de empresas é mais fácil do que nas ações dos indivíduos.

Em termos de gerenciamento espacial, cabe lembrar que em 2003 a Resolução nº 32 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (Conselho Nacional de Recursos Hídricos, 2003) estabelecia 12 regiões hidrográficas no território brasileiro; em 2020, com a nova proposta de organização apresentada no Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), detalhou a Resolução nº 109/2010 do CNRH. Nesta proposta, foram estabelecidas 47 Unidades de Gestão de Recursos Hídricos (UGRHs) de bacias hidrográficas interestaduais e 17 Unidades de Gestão de bacias estaduais (Agência Nacional de Águas, 2022). Como exemplo, cita-se a bacia do Paraná, uma região hidrográfica subdividida nas UGRHs: 1. Paranaíba, 2. Grande, 3. Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ), 4. Paranapanema e 5. Iguaçú, e inclui importantes regiões administrativas do estado de São Paulo como a Região metropolitana de Campinas.

Para realizar as análises e classificações da qualidade da água destas 47 regiões hidrográficas e suas sub-bacias, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) elaborou a Resolução 357 em 2005. Em seu terceiro capítulo, sobre as condições e padrões de qualidade das águas, que apresenta no artigo oitavo: “O conjunto de parâmetros de qualidade de água selecionado para subsidiar a proposta de enquadramento deverá ser monitorado periodicamente pelo Poder Público”. No parágrafo terceiro, lê-se: “A qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/

ou comunidades aquáticas” (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005).

A legislação é clara sobre o uso da biota para as análises da qualidade da água, porém até o momento, dentre os indicadores biológicos são adotadas análises de coliformes (bactérias) e cianobactérias, em alguns casos específicos. Alguns autores defendem a inclusão de biomarcadores para avaliações de poluição aquática. As justificativas apresentadas incluem maior fidedignidade em analisar o estado de poluição em relação às variáveis físicas e químicas (Freire et al., 2008), mesma situação encontrada para os bioindicadores.

Para elaborar o presente texto foram consultadas instituições voltadas à questão da água, como a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), o projeto Conexão Água do Ministério Público Federal (MPF) e comitês de bacias hidrográficas. Todos apresentam ações de monitoramento da água baseados em variáveis físicas e químicas.

No caso de ações voltadas para insetos aquáticos, o MPF apresenta uma ação que foi realizada em parceria técnica-científica com a Embrapa, porém voltada ao público leigo, principalmente estudantes de ensino básico. A Figura 12.1 apresenta os locais onde houve registros de dados no aplicativo disponibilizado pelo MPF, plotados em um mapa do Brasil (representados pelos pontos vermelhos). Verifica-se a existência de concentração de esforços em estados do Sudeste, e também grande participação em estados do Nordeste e Sul.

Mais recentemente, outros órgãos ambientais têm adotado os insetos em suas rotinas de monitoramento de qualidade de água, como o Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul (Imasul), Centro de Inovação e Tecnologia Senai (FIEMG) e Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (Buss et al., 2016).



Figura 13.1. Mapa com locais registrados pelos participantes da Campanha Monitorando a Cidade, marcações vermelhas são coordenadas geográficas registradas pelos participantes.

Fonte: Adaptado de MPF (2021).

Isto é considerado uma inovação, levando em conta que, tradicionalmente, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) analisou por mais de 20 anos o componente biológico, por meio de peixes, macro e microinvertebrados e algas de rios e reservatórios.

Em 2021, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) lançou o Programa Águas do Agro, onde o principal objetivo foi promover o uso racional e as boas práticas de manejo do solo e da água no contexto da produção agropecuária no limite da microbacia hidrográfica. Gestores públicos, em especial dos municípios, são o público-alvo para receber orientações sobre conservação de solo e água. Dentre os objetivos específicos deste programa, cita-se: “VII - Incentivar ações de monitoramento do nível de adoção de práticas de conservação do solo e da água, nos imóveis rurais e nas microbacias hidrográficas [...]” (Brasil, 2022).

Apesar de não estar incluso o uso dos insetos aquáticos como bioindicadores, a Embrapa participou na idealização deste programa, sendo reconhecida a importância desta ferramenta pelo Mapa até o momento. Sua adoção seria um passo a mais para impulsionar a inclusão dos bioindicadores como parâmetro da normatização de análise e classificação dos cursos d’água.

Reflexões para uso dos insetos aquáticos como parâmetro de referência nos processos de avaliação da água (breve histórico das publicações do GT de Biomonitoramento)

Baptista (2008) defendeu a inclusão dos macroinvertebrados no monitoramento de ecossistemas aquáticos. O autor apresentou a necessidade do estabelecimento de *áreas de referência da condição ecológica* de forma que os processos estruturais e funcionais mais importantes para a organização das comunidades não sofram alterações significantes pelas pressões antropogênicas. Esta área seria “[...] um ambiente com alta resiliência, capaz de tamponar as pressões exercidas por perturbações e distúrbios naturais ou de pequenas disfunções de origem antropogênica”.

Enquanto que áreas impactadas seriam aquelas em que a capacidade de regeneração (autodepuração) dos ecossistemas seria suplantada pelos impactos, levando a um processo de degradação de difícil reversão.

Portanto, complementa o autor:

[...] a definição de estado ecológico da água é muito mais abrangente do que o exame usual dos parâmetros físicos e físico-químicos da água que são comprovadamente insuficientes para mensurar sua qualidade. Com base na análise das comunidades aquáticas, o conceito de “estado ecológico da água” permite ultrapassar as limitações impostas pelas análises físicas e químicas, já que as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período mais longo, variando de poucas semanas a anos e refletindo as condições críticas que poderão ter ocorrido durante esse período.

Uma etapa essencial para a realização de um correto diagnóstico do estado ecológico da água seria a definição de *condições de referência*, que poderiam estar inseridas no contexto espacial das regiões hidrográficas e tipologias dos rios.

Posteriormente, Siqueira e Roque (2010) apresentaram suas reflexões sobre a necessidade de normatização de parâmetros de comunidades biológicas na legislação ambiental brasileira. Segundo os autores, sem esses parâmetros não é possível determinar ou classificar o grau do impacto causado por determinada atividade, o que dificulta (ou impede) diretamente uma tomada de decisão.

A maioria dos efeitos dos impactos humanos sobre a biodiversidade é conhecida ou esperada, sendo plausível a sua inclusão nas legislações ambientais; entretanto, há uma grande dificuldade a ser transposta para a implementação

deste conhecimento nas políticas públicas (Roque et al., 2014). Como visto nos capítulos anteriores, é evidente que existe uma resposta negativa por parte dos insetos aquáticos frente às alterações dos usos do solo; entretanto, muitos autores não apresentam limiares sustentáveis a serem adotados, limiar onde o ponto de inflexão da degradação não seja atingido, possibilitando a recuperação ambiental, conforme descrito por Baptista (2008).

Considerando a reflexão de Siqueira e Roque (2010) sobre a gestão da biodiversidade e a necessidade de atingir um objetivo visando à produção alimentar de forma sustentável, é possível pensar em integração de algumas das ferramentas apresentadas por estes autores.

A necessidade de produção de alimentos é indiscutível e muitas maneiras para aumentar esta produção são exploradas pelo homem, sendo o aumento da quantidade de terras para agricultura uma delas. Neste ponto, a junção dos conceitos de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE), Planejamento Sistemático para Conservação, Monitoramento no Contexto da Gestão da Biodiversidade e Espécies Ameaçadas (listas vermelhas) apesar de parecerem conflitantes, pode ser de grande efeito quando consideradas em conjunto.

A seguir, apresenta-se definições destes conceitos de forma bastante sucinta, adaptado de Siqueira e Roque (2010):

1) O ZEE é uma ferramenta fundamental para o planejamento e transformação de uma região brasileira, pois estabelece medidas e padrões de proteção ambiental para garantir o desenvolvimento sustentável, a melhoria das condições de vida da população, da qualidade ambiental, dos recursos hídricos e do solo, além da conservação da biodiversidade.

2) O Planejamento sistemático para conservação, como o próprio nome diz, refere-se à criação de unidades de conservação. Estas áreas são importantes, pois atuam como *áreas de referência da condição ecológica*, e possuem a função de repositório da biodiversidade, auxiliando na recuperação de áreas circunvizinhas sob exploração.

3) Monitoramento no contexto da gestão da biodiversidade é um gargalo para a gestão, pois possui três problemas principais: a) tem objetivos vagos e pouco articulados; (b) não tem suporte apropriado, há escassez de financiamento para monitoramento da biodiversidade; (c) não tem padrões técnicos para guiar as atividades de monitoramento, que é assunto que vem sendo apresentado ao longo deste capítulo.

4) A lista de espécies ameaçadas pode auxiliar na delimitação de áreas de interesse ecológico ao permitir a integração entre as outras três ferramentas, pois baseado na presença de espécies ameaçadas é que as outras ferramentas seriam aplicadas.

Por fim, Buss et al. (2016) fizeram uma extensiva revisão das normas do licenciamento ambiental, com reflexões acerca da incorporação do biomonitoramento nos termos de referência de empreendimentos. Os autores ressaltam o uso de índices multimétricos para as avaliações de impactos em ambientes aquáticos e apontam que existem índices desenvolvidos para os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo e Amazonas. Ainda, reconhecem a necessidade do desenvolvimento de índices para outras regiões brasileiras.

Como ressaltado por Buss et al. (2016), há desafios ecológicos e biogeográficos a serem resolvidos para o estabelecimento de parâmetros normativos devido à variabilidade natural intrínseca entre os biomas e regiões

hidrográficas. Segundo os autores, há duas formas de resolver este problema: (1) regionalizar o estabelecimento de parâmetros normativos considerando as particularidades da biota regional num contexto biogeográfico, ou (2) utilizar traços funcionais das espécies e então estabelecer parâmetros aplicáveis em escala espacial mais ampla, e mudar o foco para funções ecológicas (Poff et al., 2006).

Estes autores citam como exemplo o caso do Sudeste brasileiro, onde consideram que há informação sobre distribuição de biodiversidade aquática suficiente para estabelecer a parametrização da normatização. Enfatizam que é necessário aprimorar o entendimento sobre a distribuição das espécies e organização funcional para uma padronização mínima que sustenta a normatização do uso dos insetos como bioindicadores (Buss et al., 2016).

Um dos desafios é que muitos documentos sobre a conservação e monitoramento da biodiversidade, particularmente envolvendo insetos aquáticos, têm identificado os efeitos das pressões antrópicas sobre o estado da biodiversidade, mas poucos esclarecem como os padrões encontrados podem subsidiar as tomadas de decisão (Siqueira; Roque, 2010).

Estudos realizados na Floresta Amazônica apontam para a importância em verificar os diferentes graus de exploração da bacia hidrográfica, com ênfase na integridade da vegetação ripária e manejo da pastagem (Sonoda et al., 2018; Monteles et al., 2021). Nesse estudo, verificou-se que a capoeira (estado intermediário entre a pastagem e a vegetação ripária conservada) é o uso do solo de impacto intermediário e que comporta uma comunidade intermediária da entomofauna aquática. Ou seja, as riquezas/diversidades taxonômica e funcional foram menos impactadas na capoeira do que na pastagem convencional, aproximando-se da comunidade

presente em local conservado. Estes resultados apontaram ser a capoeira uma situação mais sustentável e viável para a produção de alimento e para a conservação da biodiversidade em comparação à pastagem convencional.

Outra perspectiva foi apresentada no Capítulo 9, p. 261, e que se refere aos efeitos dos usos do solo sobre Odonata, em que os autores verificaram que:

[...]os diferentes tipos de usos do solo selecionam espécies com características ecofisiológicas e comportamentais específicas, ou seja, grupos de espécies adaptadas ou que conseguem tolerar determinadas características ou impactos nos ecossistemas do entorno. Essa associação das espécies classificadas como especialistas de florestas, especialistas de áreas abertas e/ou generalistas de habitat permitem que sejam utilizadas como excelente bioindicadoras de alterações em áreas com diferentes níveis de antropização.

Explicam ainda que:

[...] as mudanças de usos do solo nas áreas urbanas foi o exemplo de uso do solo que mais apresentou espécies selecionadas como indicadoras, sendo várias delas similares nas duas análises (INDVAL e CLAM). Considerando a magnitude dos impactos sofridos nessas áreas, quando comparado aos demais usos do solo avaliados, sugere-se que somente espécies mais generalistas com grande capacidade de adaptação e tolerância a essas modificações permaneçam nesses locais (Capítulo 9, p. 265).

Ao retomar o que foi apresentado no primeiro capítulo deste livro, verificou-se a existência de grandes lacunas espaciais de conhecimento acerca dos insetos aquáticos de grandes extensões em todos os níveis analisados, quer seja dentro de uma mesma região hidrográfica, um bioma ou um estado da federação (recomenda-se ao leitor retornar ao Capítulo 1 e rever as Figuras 1.2 a 1.5).

Unindo as informações dos artigos descritos anteriormente aos mapas das Figuras 1.2 a 1.5 do primeiro capítulo deste livro, é possível observar com clareza que existem dados para embasar o desenvolvimento de índices multimétricos somente para poucas regiões hidrográficas, quiçá algumas sub-bacias; desta forma, é facilmente perceptível a necessidade de estimular estudos em outras regiões cuja escassez é notória, fato também observado por outros autores (Ritter et al., 2017).

Estratégias de ação

As discussões entre pesquisadores e tomadores de decisão muitas vezes são prejudicadas e pouco avançam pela dificuldade em encontrar um ponto de equilíbrio na aplicação de ferramentas ambientais. Enquanto um grupo quer manter intocada a maior área territorial possível, sem considerar as necessidades sociais e econômicas, o outro lado visa preferencialmente o lucro, sem importar-se com as consequências ecológicas. O que se tenta aqui é sugerir alternativas para este ponto de equilíbrio, aclarando as ideias e incluindo novas formas de pensar a resolução da situação.

Para superar estes obstáculos, o extinto GT Biomonitoramento propôs uma agenda geral para o desenvolvimento de estudos ambientais no Brasil, porém até atingir a sua extinção, pouco se avançou. A seguir, seguem os itens propostos para a agenda deste GT:

- a) desenvolver uma tipologia para sistemas lênticos e lóticos;
- b) definir condições *referência* para cada tipologia;
- c) considerar bacias hidrográficas como unidades de gestão (consta na legislação e há necessidade de aplicação nos estudos);

d) definir e padronizar métodos para a implantação dos programas;

e) integrar os diferentes métodos em programas de monitoramento e definir em quais situações cada método é mais indicado;

f) estimular a confiabilidade em laboratórios e grupos de pesquisa (muitos laboratórios possuem certificação ISO, como é o caso da Embrapa);

g) estimular a criação e manutenção de coleções zoológicas regionais de referência;

h) estimular a formação de pessoal técnico e científico, principalmente em áreas do Brasil em que estas atividades ainda estão pouco desenvolvidas;

i) criar ou fortalecer cursos de graduação, pós-graduação e cursos técnicos, envolvendo biodiversidade aquática e monitoramento;

j) direcionar parte dos esforços para a transformação dos resultados das pesquisas em serviços e patentes;

k) e integrar a ação das organizações que atuam na temática.

Particularmente, em relação ao uso de insetos aquáticos em licenciamento ambiental, o grupo de trabalho destacou os seguintes desafios:

a) criação de um sistema de certificação e capacitação de consultores para identificação de macroinvertebrados;

b) criação e atualização de chaves de identificação taxonômica para cada região/bioma do país;

c) elaboração e publicação de protocolos padronizados de coleta e análise de comunidades, que possibilitem a comparação entre estudos;

d) inclusão, no relatório, do número de depósito do material em coleções de referência, cumprindo exigências da Instrução Normativa nº 160/2007, que institui o Cadastro Nacional de Coleções Biológicas, pois além de servirem para a certificação da identificação taxonômica e rastreabilidade, há o depósito de táxons novos que podem ser utilizados em outros estudos científicos, como revisões, banco de dados genéticos e outros;

e) estabelecimento de atributos normativos para os indicadores biológicos, por meio de processo de consulta pública de grupo de trabalho, criado junto à Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT);

f) integração e divulgação das informações em sistemas de fácil acesso à comunidade científica e sociedade em geral;

g) implementação de mecanismos de aproximação entre academia e tomadores de decisão no processo de Licenciamento Ambiental por meio de instrumentos participativos, tais como, câmaras técnicas para elaboração de Termo de Referência (TR);

h) estimular a discussão nacional junto ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) para viabilizar consulta pública, visando a elaboração de uma resolução que defina um TR para biomonitoramento por tipologia de atividade passível de licenciamento ambiental.

No dia 9 de março de 2022, o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) promoveu o seminário internacional Novo Marco Hídrico do Brasil: Mais sustentabilidade e segurança hídrica para o desenvolvimento, o que poderia ser uma oportunidade para inclusão do biomonitoramento como ferramenta de avaliação do recurso hídrico. Entretanto, é

necessário que haja envolvimento por parte dos pesquisadores em atuar junto à esfera política, principalmente como corpo técnico especializado neste assunto.

Artigos científicos que abordam temas para serem incluídos nas políticas públicas (Miranda; Teixeira, 2004; Sousa; Silva, 2020) são facilmente encontrados; entretanto, a ação para efetivação desta implementação, isto é, participar de reuniões, fóruns ministeriais, institucionais, é pouco exercida, com ações pontuais (ver capítulo 12 sobre Perspectivas Futuras). A dúvida é como esses autores entendem que os resultados de suas pesquisas chegarão às mãos dos tomadores de decisão se esses pesquisadores não atuam junto aos gestores para divulgar os resultados de suas pesquisas.

Além desse seminário, no mesmo dia 9 de março houve o encerramento da consulta pública para inclusão de temas relativos aos recursos hídricos para compor a Agenda Regulatória da ANA para o biênio 2022-2023. Foi enviada somente uma sugestão de inclusão dos insetos aquáticos como parâmetro de avaliação e classificação dos cursos d'água (Anexo 1). Neste anexo verifica-se que somente um pesquisador que atua na área em questão se manifestou nesta consulta pública. Ressalta-se a importância do engajamento de mais pesquisadores e docentes, visando união dentro do grupo e autenticidade na requisição. Escrever alguns parágrafos nos artigos científicos não implica que as sugestões serão incorporadas nas políticas públicas, mas a participação é fundamental.

Há necessidade de reativação do GT de Biomonitoramento para atuar de forma coesa nas próximas oportunidades para sensibilizar as agências ambientais e demais órgãos envolvidos na temática da água utilizando a ferramenta do biomonitoramento e incluir esta na normatização dos

protocolos de avaliação dos recursos hídricos. Sugere-se que os pesquisadores e docentes da área desta atuação se envolvam de forma participativa nos conselhos ambientais nas esferas federal, estadual e/ou municipal.

Considerações finais

Por meio deste último capítulo, pode-se perceber que as respostas às três perguntas apresentadas no início deste texto, e também no primeiro capítulo deste livro, representam situações complexas, não sendo passíveis de sintetizar em poucas palavras, ou seja, ao tentar proceder assim certamente resultaria em respostas vagas.

Entretanto, ressalta-se que a participação nas políticas públicas de gestão da água com a inclusão do biomonitoramento como ferramenta de gestão é fundamental atuar junto ao SINGREH, de forma a sensibilizar os gestores da necessidade e efetividade do monitoramento biológico na qualidade do recurso hídrico. Para isto, é necessário apresentar um escopo metodológico para diferentes ambientes que possibilitem estudar a interpretação dos resultados de forma similar. Somente assim os resultados de monitoramentos poderão ser interpretados e comparados espacialmente, respeitando as regiões hidrográficas e biomas.

A sincronicidade de ações dos profissionais da área de estudo, docentes, pesquisadores e demais colegas, tornará plausível a presença ativa em seminários, reuniões e consultas públicas realizadas por órgãos responsáveis pela gestão do recurso hídrico, já que permite a soma de esforços isolados. Estas participações coordenadas são estratégicas, pois permitem maior eficiência na troca de informações entre a academia e os órgãos gestores. Os gestores poderão informar

diretamente suas necessidades técnicas e os pesquisadores poderão direcionar seus estudos de forma a conferir o embasamento científico adequado para a administração eficiente dos estados, municípios e bacias hidrográficas.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Alternativas organizacionais para gestão de recursos hídricos**. Brasília, DF, 2013. - (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 3). 191 p. il. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/alternativasOrganizacionaisGestaoRecursosHidricos.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Ciclo da água: conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2022. Disponível em: <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/ciclo-da-agua>. Acesso em: 22 fev. 2022.

ANDRADE, A. M.; SANTANA, H. V. Avaliação de políticas públicas versus avaliação de impacto legislativo: uma visão dicotômica de um fenômeno singular. **Revista Brasileira de Políticas Públicas**, v. 7, n. 3, p. 781-798, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5102/rbpp.v7i3.4740>.

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

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, 9 jan. 1997. Seção I, p. 470. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 26 fev. 2022.

BRASIL. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Institui a Política Nacional de Educação Ambiental. **Diário Oficial da União**, 28 abril 1999. Seção I. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9795.htm. Acesso em: 26 fev. 2022.

BRASIL. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Programa Nacional de Manejo Sustentável do Solo e da Água em Microbacias Hidrográficas: Águas do Agro**. 2021, 18 p. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/programa-aguas-do-agro/arquivos/Documento_Base_ADA_1_m.pdf. Acesso em: 28 fev. 2022.

BRASIL. Ministério Público Federal. **Efetivação das metas de qualidade das águas no Brasil**: atuação estratégica para melhoria da qualidade das águas. 4a Câmara de Coordenação e Revisão, Meio Ambiente e Patrimônio Cultural. Brasília, 2018. 256 p. (Série Manuais de atuação, n. 4). 2018.

BRASIL. Ministério Público Federal. **Projeto Conexão Água**. Disponível em: <https://conexaoagua.mpf.mp.br/#projeto>. Acesso em: 21 out. 2021.

BUSS, D. F.; ROQUE, R. O.; SONODA, K. C.; MEDINA JÚNIOR, P. B.; STEFANES, M.; IMBIMBO, H. R. V.; KUHLMANN, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; OLIVEIRA, L. G.; MOLLOZZI, J.; CAMPOS, M. C. S.; JUNQUEIRA, M. V.; LIGEIRO, R.; MOULTON, T. P.; HAMADA, N.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores no processo de licenciamento ambiental no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 100-113, 2016.

CONSELHO MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE (Piracicaba). **COMDEMA**: apresentação. Disponível em: <https://www.comdema.piracicaba.sp.gov.br/apresentacao.php>. Acesso em: 18 fev. 2022.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003. Fica instituída a Divisão Hidrográfica Nacional em regiões hidrográficas. **Diário Oficial da União**, 17 dez. 2003. Seção I, p. 245.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. 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**, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 18 fev. 2022.

FREIRE, M. M.; SANTOS, V. G.; GINUINO, I. S. F.; ARIAS, A. R. L. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 347-354, 2008.

MIRANDA, A. B.; TEIXEIRA, B. A. N. Indicadores para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 269-279, 2004.

MONTELES, J. S.; GERHARD, P.; FERREIRA, A.; SONODA, K. C. Agriculture impacts benthic insects on multiple scales in the Eastern Amazon. **Biological Conservation**, v. 255, p. 108998, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108998>.

POFF, N. L. R.; OLDEN, J. D.; VIEIRA, N. K. M.; FINN, D. S.; SIMMONS, M. P.; KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of the North American Benthological**

Society, v. 25, n. 4., p. 730-755, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025\[0730:FTNONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2).

RITTER, C. D.; MCCRATE, G.; NILSSON, R. H.; FEARNside, P. M.; PALME, U.; ANTONELLI, A. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: challenges and prospects to assess biodiversity. **Biological Conservation**, v. 206, p. 161-168, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.031>.

ROQUE, F. O.; BUSS, D. F.; ABES, S. S.; STEFANES, M.; JUEN, L.; SIQUEIRA, T. Insetos aquáticos no âmbito de instrumentos de gestão ambiental: caminhos ainda pouco explorados. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (ed.). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA, 2014. p. 129-140.

SANTOS, C.; SOUZA, J.; SOUZA, A.; SANTOS, V. O papel das políticas públicas na conservação dos recursos naturais. **Revista Geografia Acadêmica**, v. 10, n. 2, p. 18-29, 2016.

SIQUEIRA, T.; ROQUE, F. O. O Desafio da normatização de informações de biodiversidade para gestão de águas: aproximando cientistas e gestores. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 8, p. 190-193, 2010.

SONODA, K. C.; MONTELES, J. S.; FERREIRA, A.; GERHARD, P. Chironomidae from Eastern Amazon: understanding the differences of land-use on functional feeding groups. **Journal of Limnology**, v. 77, p. 196-202, 2018. Supplement 1. DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1799>.

SOUZA, S. C.; SILVA, F. L. Mapas de uso e cobertura da terra para subsidiar políticas públicas no assentamento rural Paragonorte. **HOLOS**, v. 8, e10146, 2020.

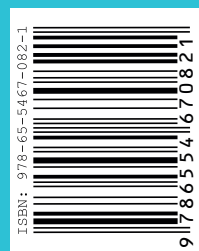
A necessidade de compilar os resultados de mais de 20 anos de estudos brasileiros relativos aos efeitos dos usos do solo sobre os insetos aquáticos motivou a organização deste livro, o qual teve rápida adesão de docentes e pesquisadores de importantes universidades brasileiras, suas equipes e profissionais de empresas privadas.

O livro foi organizado com base nos biomas brasileiros, entretanto, alguns biomas não possuem estudos científicos realizados sobre a temática aqui discorrida, apontando a lacuna científica nestes biomas.

O livro é voltado para estudantes de pós-graduação e docentes, como também visa levar informações aos tomadores de decisão e contribuir para as agências de fomento na percepção de locais de interesse para novas investigações e importância na manutenção de locais para monitoramento prolongado.

A pergunta que impulsionou a organização deste livro foi: “Como os profissionais da área podem auxiliar os órgãos públicos nas gestões eficientes dos biomas, estados e das bacias hidrográficas?”. Neste livro, o leitor encontrará informações para embasar suas reflexões sobre o assunto.

Boa leitura!



CGPE: 18943