



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
DOUTORADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

FRANCIELY FERREIRA PAIVA

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO INDICADORES DE
ESTRESSORES AMBIENTAIS E DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO

CAMPINA GRANDE

2023

FRANCIELY FERREIRA PAIVA

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO INDICADORES DE
ESTRESSORES AMBIENTAIS E DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO**

Trabalho de Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Doutor (a) em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Processos Ecológicos e Funcionamento de Ecossistemas

Orientador: Profa. Dra. Joseline Molozzi - UEPB/BRASIL

Coorientador: Profa. Dra. Marina Dolbeth - CIIMAR/PORTUGAL

CAMPINA GRANDE

2023

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

P149m Paiva, Franciely Ferreira.

Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de estressores ambientais e de serviços ecossistêmicos em reservatórios no semiárido [manuscrito] / Franciely Ferreira Paiva. - 2023.

157 p. : il. colorido.

Digitado.

Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2023.

"Orientação : Profa. Dra. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS. "

"Coorientação: Profa. Dra. Marina Dolbeth , CIIMAR - Universidade do Porto - Portugal"

1. Macrofauna bentônica. 2. Impactos antrópicos. 3. Características funcionais. I. Título

21. ed. CDD 577.2

FRANCIELY FERREIRA PAIVA

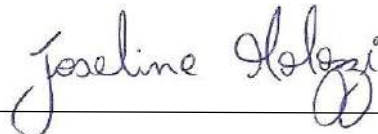
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO INDICADORES DE ESTRESSORES AMBIENTAIS E DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO

Trabalho de Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Doutor (a) em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Processos Ecológicos e Funcionamento de Ecossistemas

Aprovada em: 27/02/2023.

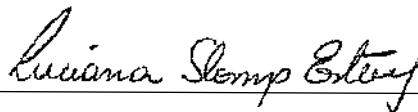
BANCA EXAMINADORA



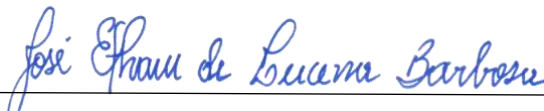
Prof. Dra. Joseline Molozzi (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba, Brasil



Prof. Dra. Cláudia Costa Bonecker (Titular, Membro externo)
Universidade Estadual de Maringá, Brasil



Prof. Dra. Luciana Slomp Esteves (Titular, Membro externo)
Bournemouth University, United Kingdom



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (Titular, Membro interno)
Universidade Estadual da Paraíba, Brasil



Prof. Dr. Evaldo de Lira Azevêdo (Titular, Membro interno)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, Brasil

*Aos meus pais, Francisco e Maria,
e ao meu esposo, Jonatas, dedico.*

AGRADECIMENTOS

Só posso começar agradecendo ao meu Deus, sem Ele nada em minha vida faria sentindo. Foram ao longo desses anos que eu descobri que a ciência é a forma mais espetacular de se tentar compreender a complexidade da vida e suas redes de interações, estabelecidas por um Ser Perfeito e Onipotente. Fazer ciência pra mim é uma forma de louvar e engrandecer ao Criador de todas as coisas. E assim contribuir, como um trabalho de formiguinha, para o que Ele estabeleceu desde o início, lá no Éden como descreve Gênesis 2:15: "O Senhor Deus colocou o homem no jardim do Éden para cuida-lo".

Agradeço aos meus pais, Maria e Francisco. Graças a forma que me criaram, em um lar onde o amor e a cumplicidade falaram mais alto do que toda a falta de recursos. Graças aos dias duros (mas levados com a graciosidade que só meus pais tem) que passei seja na roça cultivando a terra, e nas casas juntamente com minha mãe como empregada doméstica, fui forjada de força para grandes desafios. Em todas dificuldades que surgem na minha vida acadêmica eu lembro de onde vim, o que meus pais superaram e superam até hoje, e assim segui e continuo seguindo em busca de meus objetivos.

Agradeço ao meu amor Jonatas, que me apoia em tudo, sonha comigo e quando estou sem forças me carrega. Foi assim ao longo desses quatro anos de doutorado, morando em Natal-RN e tendo que me deslocar 280 km até a UEPB em Campina Grande-PB. Nos momentos que eu estava sem forças para pegar dois ônibus (5h de trajeto) para mais uma semana de trabalho longe de casa, ele desbravou comigo a BR-101 e 230 de moto, se sacrificando junto comigo, vivendo meus sonhos comigo. Durante a pandemia de Covid-19, os dois anos decorridos do meu doutorado. De mãos atadas sem poder dar continuidade a minha pesquisa, muitas frustrações, incertezas e caos mundial, meu alicerce terreno foram meu esposo e meus pais, e minha esperança futura foi meu Deus.

Agradeço a minha orientadora, Joseline Molozzi, nossa Josy. Desde meu terceiro semestre de graduação tenho o privilégio de tê-la como orientadora. Meu doutorado se deu em um dos momentos mais desafiantes de sua vida. E mesmo assim ela se dedicou a mim como uma de suas prioridades, e assim juntamente a ela, consegui avançar na minha tese. Eu nunca vou esquecer um dia de sábado, Josy tendo que secar suas lágrimas diante de incertezas sobre sua saúde, e discutir comigo análises estatísticas e teorias ecológicas. Quais palavras usar para agradecer por isso? Minha gratidão mais profunda.

Agradeço a minha coorientadora Marina Dolbeth. Marina e eu nunca nos vimos pessoalmente, e mesmo de forma virtual consigo sentir sua energia. Seu comprometimento com

o desenvolvimento da minha tese, sua contribuição científica, contribuição com o inglês, seu olhar inovador em ver os dados com toda certeza fez a diferença na minha tese. Minha certeza sempre é que uma reunião para discutir dados com Marina resulta em uma forma diferente de analisar ecologicamente e estatisticamente os dados, algo que nunca passou pela minha cabeça. Algo brilhante!

Agradeço a minha amiga e companheira de trabalho Dalescka. Com ela aprendi a coorientar alguém (sei que ela provou da minha pior versão como coorientadora), e também aprendi que mesmo em meio a um ambiente de competitividade e as vezes até egoísmo, amizades verdadeiras podem surgir. Com toda certeza Dalescka foi primordial para a conclusão do meu trabalho de tese, a nossa troca científica e pessoal me ajuda e faz todo o processo acontecer.

Agradeço a minha equipe de coletas, Pope (barqueiro), Sr. Antônio Emiliano (motorista), Sr. Diassís (motorista), e os alunos do LEB que me acompanharam, Dalescka, Luana, Islayne, Adrian e Fabiana. Em especial, agradeço a Lucianna, que foi e é uma parceira no processamento dos dados de uso e ocupação da terra, e no campo para as entrevistas com a população. Lucianna tem uma capacidade de nos levar a um lugar de autoconhecimento pessoal que é fundamental para o desenvolvimento da pesquisa. Queria que ela tivesse aparecido antes na minha vida acadêmica. Uma pessoa e cientista que conviver com ela enriquece aspectos profissionais e pessoais.

Agradeço a todos que fazem ou já fizeram parte do Laboratório de Ecologia de Bentos (LEB), uma equipe comprometida que foi primordial para o desenvolvimento da minha tese. Agradeço ao Laboratório de Ecologia Aquática (Leaq) pelo auxílio com os materiais de coleta em campo e no processamento das análises físicas e químicas de água (em especial a Daniele Lucena e Wilma Izabelly que processaram parte das minhas amostras durante a pandemia). Agradeço as meninas que trabalham no prédio das Três Marias, especialmente Dona Mari e Edilma, que todos os dias me receberam com um "bom dia" e um sorriso no rosto.

Agradeço a minha banca de defesa final, Prof. Etham, Prof. Evaldo, Profa. Claudia e Profa. Luciana. Escolhemos a dedo cada membro, sabendo que as contribuições seriam enriquecedoras.

Agradeço a CAPES pela concessão da minha bolsa de doutorado, e ao CNPq pelo financiamento dos projetos CNPq/MCTI 446721/2014-0 e CNPq/MCTI 428602/2018-5 os quais minha tese esteve direcionada. Enfim, a maior conclusão que chego é que sozinha jamais teria conseguido. Cada segundo valeu muito a pena e eu faria tudo outra vez. E assim pretendo continuar insistindo na pesquisa, na ciência, na natureza, nas pessoas, nos meus sonhos!

RESUMO

Os reservatórios são ecossistemas artificiais criados pelo represamento de rios e são usados principalmente para atender às necessidades humanas quando a água é escassa. O crescimento populacional no entorno dos reservatórios tem levado à degradação ambiental decorrente de atividades antrópicas (agricultura, pastagem, ocupação humana, indústria etc.), o que pode levar à diminuição da diversidade das comunidades aquáticas e à perda de processos e serviços ecossistêmicos. Com o aumento das mudanças climáticas, são esperados cenários de seca mais frequentes, levando ao aumento do número de reservatórios em todo o mundo. Este trabalho visa avaliar como a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios responde a estressores ambientais de diferentes tipos de uso e ocupação da terra, se suas características funcionais podem servir como indicadores dos estressores, como o uso e ocupação da terra influenciam a percepção dos serviços ecossistêmicos pela população local e como a produção secundária se relaciona com esses serviços. Portanto, este trabalho está dividido em três capítulos com os seguintes objetivos: I) Avaliar os efeitos dos padrões de uso e ocupação da terra ao redor dos reservatórios sobre as variáveis físicas e químicas, diversidade taxonômica e funcional e produção secundária da macrofauna bentônica; II) Avaliar como gradientes de variáveis físicas e químicas afetam a estrutura funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos; III) Avaliar se os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica são percebidos pela população que reside no entorno dos reservatórios, e qual a relação desses serviços com o uso e ocupação da terra. Por fim, foi desenvolvido materiais didáticos de divulgação científica para tornar os temas abordados na tese acessíveis à população em geral. Dados ambientais e da macrofauna bentônica foram coletados em seis reservatórios no Nordeste do Brasil na bacia do Rio Paraíba (Sumé, Cordeiro e Poções) e na bacia do Rio Piranhas-Açu (Cruzeta, Sabugí e Passagem das Traíras) em 2014, 2015 e 2019, que sofreu uma forte seca. No geral, os resultados apontam que o desenvolvimento de atividades antrópicas adjacentes aos reservatórios, como agricultura, pastagem e ocupação humana, influenciou negativamente a diversidade taxonômica e funcional da comunidade macrobentônica, direta ou indiretamente (mediada por variáveis físicas e químicas). No entanto, a agricultura, também uma atividade antrópica, influenciou positivamente a produção bentônica, via aumento das concentrações de nutrientes. O aumento dos estressores ambientais selecionou organismos funcionalmente tolerantes e com alta capacidade de resistência. No entanto, estes foram representados por espécies dominantes, como o molusco exótico *Melanooides tuberculatus*, o que resultou em baixa diversidade nos reservatórios mais impactados. Isso pode comprometer o funcionamento do ecossistema e

levantar preocupações sobre o manejo adequado desses sistemas. O uso e ocupação da terra também influenciou a percepção dos serviços ecossistêmicos pela população local, que vive próximo aos reservatórios. Os serviços ecossistêmicos mais reconhecidos pela população foram 84% provisão, 12% cultura e apenas 4% regulação e manutenção. De modo geral, a presença de agricultura, pastagem, vegetação aberta e arbórea/arbustiva apresentou relação significativa com o reconhecimento dos serviços ecossistêmicos, principalmente os de provisão. Por outro lado, a identificação dos serviços de regulação e manutenção e culturais apresentou correlação negativa com pastagem e positiva com vegetação aberta e arbórea/arbustiva. Os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônicas foram percebidos de forma indireta pela população, por meio do potencial dos macroinvertebrados para a facilitação de serviços como autodepuração e decomposição nos reservatórios. Os serviços ecossistêmicos mais reconhecidos pela população estão relacionados aos benefícios materiais, destacando a necessidade de informar essas populações sobre a importância de outros serviços prestados pelos reservatórios e o papel dos macroinvertebrados bentônicos na manutenção desses serviços. Além disso, a correlação positiva entre a produção secundária de macrofauna e serviços de provisão sugere que essa produção pode se traduzir em maior energia disponível para sustentar esses serviços através da teia trófica. Por fim, os resultados aqui discutidos indicam que medidas eficientes de manejo do uso e ocupação das terras adjacentes aos reservatórios são necessárias para garantir a manutenção da diversidade e dos serviços ecossistêmicos. Além disso, o desenvolvimento de atividades de divulgação e educação científica é necessário para ajudar as pessoas a entender a importância da conservação de macroinvertebrados bentônicos e reservatórios na prestação de serviços ecossistêmicos. Esta tese procurou cobrir uma variedade de áreas, desde a ecologia de comunidades à ecologia de paisagens, aos processos ecossistêmicos e natureza social, para estabelecer e explorar conexões entre ecossistemas e populações humanas.

Palavras-chave: macrofauna bentônica; impactos antrópicos; características funcionais; serviços ambientais.

ABSTRACT

Reservoirs are artificial ecosystems created by damming rivers and are primarily used to meet human needs when water is scarce. Population growth around reservoirs has led to environmental degradation from anthropogenic activities (agriculture, pasture, human occupation, industry, etc.), which can lead to a decline in the diversity of aquatic communities and a loss of processes and ecosystem services. With increasing climate change, more frequent drought scenarios are expected, leading to an increase in the number of reservoirs around the world. This work aims to assess how the benthic macroinvertebrate community in reservoirs responds to environmental stressors from different land use and occupation types, if their traits can serve as indicators of the stressors, how the land use and occupation influence the perception of the ecosystem services by the local population and how secondary production relates to these services. Therefore, this work is divided into four chapters with the following objectives: I) Evaluate the effects of land use and occupation patterns around reservoirs in physical and chemical variables, taxonomic and functional diversity, and secondary production of benthic macrofauna; II) Evaluate how gradients in physical and chemical variables affect the functional structure of the benthic macroinvertebrate community; III) Evaluate whether the ecosystem services of the benthic macrofauna are perceived by the population residing around the reservoirs, and what is the relationship between these services and the use and occupation of the land. Finally, didactic materials for scientific dissemination were developed to make the topics addressed in the thesis accessible to the general population. Environmental and benthic macrofaunal data were collected in six reservoirs in Northeastern Brazil in the Paraíba River basin (Sumé, Cordeiro, and Poções) and the Piranhas-Açu River basin (Cruzeta, Sabugí, and Passagem das Traíras) in 2014, 2015, and 2019, which suffered a severe drought. Overall, our results point that the development of anthropogenic activities adjacent to the reservoirs, such as agriculture, pasture and human occupation, negatively influenced the taxonomic and functional diversity of the macrobenthic community, either directly or indirectly (mediated by physical and chemical variables). However, agriculture, also an anthropic activity, influenced positively the benthic production, via increased nutrient concentrations. The increase in the environmental stressors selected functionally tolerant organisms with high resistance capacity. However, these were represented by dominant species, such as the exotic mollusc *Melanoides tuberculatus*, which resulted in low diversity in the most impacted reservoirs. This may compromise ecosystem functioning and raise concerns about adequate management of these systems. Land use and settlement also influenced the perception of ecosystem services by the local population,

living near the reservoirs. Ecosystem services most recognized by the population were 84% provision, 12% cultural, and only 4% regulation and maintenance. In general, the presence of agriculture, pasture, open vegetation and trees/shrubs showed a significant relationship with the recognition of ecosystem services, especially those of provisioning. On the other hand, the identification of regulating and maintenance and cultural services showed a negative correlation with pasture, and a positive with open vegetation and trees/shrubs. The ecosystem services of benthic macrofauna were perceived indirectly by the population, through the potential of macroinvertebrates to facilitate services such as self-purification and decomposition in reservoirs. The ecosystem services most recognized by the population related to material benefits, highlighting the need for to inform these populations on the importance of other services provided by reservoirs and the role of benthic macroinvertebrates in maintaining those services. Also, the positive correlation between the secondary production of macrofauna and provisioning services suggests that this production may translate into higher energy available for sustaining these services through the trophic web. Finally, the results discussed here indicate that efficient management measures for the use and occupancy of lands adjacent to reservoirs are needed to ensure the maintenance of diversity and ecosystem services. In addition, the development of outreach and science education activities is needed to help people understand the importance of conserving benthic macroinvertebrates and reservoirs in providing ecosystem services. This thesis sought to cover a variety of areas, from community ecology to landscape ecology to ecosystem processes and social nature, to establish and explore connections between ecosystems and human populations.

Keywords: benthic macrofauna; anthropic impacts; functional traits; environmental services.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I: O uso e ocupação da terra afeta as variáveis físicas e químicas da água, a diversidade e produção secundária da macrofauna bentônica em reservatórios tropicais.

Figura 1 - Localização geográfica dos reservatórios Poções, Sumé e Cordeiro, bacia hidrográfica do Rio Paraíba -Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta, bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil. Pontos pretos representam os pontos de coleta.

.....31

Figura 2 - Caracterização do uso e ocupação da terra nos anos de 2014 e 2019 para os reservatórios Poções, Sumé e Cordeiro, bacia hidrográfica do Rio Paraíba - Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta, bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil.....37

Figura 3 - Porcentagem do uso e ocupação da terra a 50 metros da margem dos reservatórios e Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, Rio Grande do Norte/Brasil), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba, Paraíba/Brasil) nos anos de 2014 e 2019.....38

Figura 4 - Valores das variáveis físicas e químicas da água em relação ao uso e ocupação da terra nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu). Amônia (NH_4^+ - $\mu\text{g/L}$), nitrito (NO_2^- - $\mu\text{g/L}$), nitrato (NO_3^- - $\mu\text{g/L}$), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID - $\mu\text{g/L}$), fósforo total (PT - $\mu\text{g/L}$), potencial de oxidação-redução (ORP), pH, salinidade (SAL – PPT), temperatura (TEMP - $^\circ\text{C}$), transparência (m), turbidez (TURB – NTU), profundidade (PROF - m), volume de água (VOL - %) e sólidos totais dissolvidos (STD – g/L).....39

Figura 5 - Diversidade de Simpson, entropia quadrática de Rao e produção secundária da macrofauna bentônica em relação ao uso e ocupação da terra nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).....40

Figura 6 - Modelo estrutural e coeficientes de correlação do uso e ocupação da terra sobre as variáveis físicas e químicas da água (pH, Vol=volume, NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, PT=fósforo total, NO_2^- =nitrito, Turb=turbidez), e a diversidade de Simpson (Simp), entropia quadrática de Rao (Rao) e produção secundária (Prod) nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu). Níveis de significância *P= 0.01; **P=0.001; ***P <0.001. Linhas em azul indicam correlações positivas e linhas em vermelho correlações negativas.....42

Capítulo II: Respostas do limiar funcional de macroinvertebrados bentônicos a estressores ambientais em reservatórios.

Figura 1 - Localização geográfica dos reservatórios de Poções, Sumé e Cordeiro na bacia do Rio Paraíba- Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta na bacia do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil. Os pontos pretos representam os locais de coleta.....64

Figura 2 - Porcentagem de variação para categoria de característica funcional com base nas médias ponderadas da comunidade (CWM) de macroinvertebrados bentônicos de todo o conjunto de dados, compreendendo dados dos reservatórios de Poções, Sumé e Cordeiro na bacia do rio Paraíba - Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta na bacia do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil. FG_GC= grupo alimentação de coletores-coletores, FG_FC= grupo alimentação de filtradores-coletores, FG_SH= grupo alimentação trituradora, FG_PR= grupo alimentação predador, VT_UN= reprodução univoltina, VT_MT= reprodução multivoltina, RP_TG= respiração tegumentar, RP_AR= respiração aérea e RP_GL= respiração branquial, BS_VS= tamanho corporal muito pequeno, BS_SM= tamanho corporal pequeno, BS_MD= tamanho corporal médio, BS_LG= tamanho corporal grande, SP_SF= proteção corporal macia, SP_SC= proteção corporal esclerotizada, SP_PT= proteção corporal protegida.....69

Figura 3 - *Threshold Indicator Rate Analysis* (TITAN) da frequência relativa das características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos nos reservatórios das bacias dos rios Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) e Piranhas-Açu (Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta) em relação aos gradientes de estressores ambientais: salinidade (A), nitrato (B), pH (C), amônia (D), sólidos totais dissolvidos (E), temperatura (F), volume (G). O preto corresponde às características que respondem negativamente ao aumento do estressor (Z-), e o vermelho às que respondem positivamente (Z+). Quanto mais escuro o tom da cor, maior o valor do escore z (ver Material Suplementar III). FG_GC= grupo alimentação de coletores-coletores, FG_FC= grupo alimentação de filtradores-coletores, FG_SH= grupo alimentação trituradora, FG_PR= grupo alimentação predador, VT_UN= reprodução univoltina, VT_MT= reprodução multivoltina, RP_TG= respiração tegumentar, RP_AR= respiração aérea e RP_GL= respiração branquial, BS_VS= tamanho corporal muito pequeno, BS_SM= tamanho corporal pequeno, BS_MD= tamanho corporal médio, BS_LG= tamanho corporal grande, BP_SF= proteção corporal mole, BP_SC= proteção corporal esclerotizada, BP_PT= proteção corporal protegida.....72

Capítulo III: A interrelação da percepção de serviços ecossistêmicos com a macrofauna bentônica e o uso e ocupação da terra em reservatórios tropicais.

Figura 1 - Localização geográfica e uso e ocupação da terra dos reservatórios Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta na bacia do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil, e Sumé,

Cordeiro e Poções na bacia do Rio Paraíba- Paraíba/Brasil. Pontos pretos representam os locais de coleta da macrofauna bentônica.....	97
Figura 2 - Porcentagem de uso e ocupação da terra (A) e das seções de serviços ecossistêmicos (B) citados pela população nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba).....	103
Figura 3 - Porcentagem das seções de serviços ecossistêmicos citados pela população entre as categorias de uso e ocupação da terra agricultura (AG), ocupação humana (OH), pastagem (PG), solo exposto (SE), vegetação aberta (VA) e vegetação arbórea/arbustiva (VAA) nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba).....	104
Figura 4 - Valores de correlação entre as categorias de uso e ocupação da terra agricultura, seções de serviços ecossistêmicos e aspectos funcionais da macrofauna bentônica nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba). *P ≤ 0.05.....	105

LISTA DE TABELAS

Capítulo I: O uso e ocupação da terra afeta as variáveis físicas e químicas da água, a diversidade e produção secundária da macrofauna bentônica em reservatórios tropicais.

Tabela 1 - Caracterização dos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia do Rio Piranhas-Açu). Fonte: Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs), Agência Nacional das Águas (ANA), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). *sem registro. Os valores de volume e precipitação correspondem à média dos meses de coleta.....32

Tabela 2 - Características funcionais e suas respectivas categorias dos macroinvertebrados bentônicos coletados nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).....34

Tabela 3 - Modelos de regressão múltipla entre o uso e ocupação da terra e as variáveis físicas e químicas nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).....39

Capítulo II: Respostas do limiar funcional de macroinvertebrados bentônicos a estressores ambientais em reservatórios.

Tabela 1 - Respostas previstas de características funcionais de macroinvertebrados bentônicos de acordo com um gradiente crescente de estressores ambientais. (+) frequência aumentada da característica, (-) frequência diminuída da característica.....63

Tabela 2 - Caracterização dos reservatórios das bacias dos rios Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) e Piranhas-Açu (Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta). Fonte: Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) e Agência Nacional de Águas (ANA), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). *sem registro. Dados de volume e precipitação referentes à média do mês das coletas.....65

Tabela 3 - Características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos, códigos, respectivas categorias e relevância ecológica.....66

Tabela 4 - Resultado da análise RDA entre as variáveis ambientais e a composição funcional da macrofauna bentônica nos reservatórios das bacias dos rios Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) e Piranhas-Açu (Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta). Os valores em negrito representam as variáveis que tiveram influência significativa ($P < 0.05$).....70

Capítulo III: A interrelação da percepção de serviços ecossistêmicos com a macrofauna bentônica e o uso e ocupação da terra em reservatórios tropicais.

Tabela 1 - Aspectos funcionais da macrofauna bentônica e a relação com os serviços ecossistêmicos em ecossistemas aquáticos.....99

Tabela 2 - Número de citações (N) e porcentagem (%) por seção e classes de serviços ecossistêmicos citados pela população residente no entorno dos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba), e Sabugí, Passagens das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).....102

Tabela 3 - Resultado da análise RDA entre as categorias de uso e ocupação da terra e os serviços ecossistêmicos citados pela população e serviços da macrofauna bentônica nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba), e Sabugí, Passagens das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).....104

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	16
1.1	Objetivos da tese.....	21
1.2	Estrutura da tese.....	22
2	CAPÍTULO I: O USO E OCUPAÇÃO DA TERRA AFETA AS VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA, A DIVERSIDADE E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DA MACROFAUNA BENTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS	25
3	CAPÍTULO II: RESPOSTAS DO LIMIAR FUNCIONAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS A ESTRESSORES AMBIENTAIS EM RESERVATÓRIOS.....	57
4	CAPÍTULO III: A INTERRELAÇÃO DA PERCEPÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS COM A MACROFAUNA BENTÔNICA E O USO E OCUPAÇÃO DA TERRA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS.....	90
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	115
	REFERÊNCIAS.....	117
	ANEXO A - DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA.....	124
	ANEXO B – CONTRIBUIÇÕES ADICIONAIS RELEVANTES AO TEMA DA TESE.....	155

1 INTRODUÇÃO GERAL

A biodiversidade global está reduzindo cada vez mais em decorrência principalmente de mudanças no meio ambiente induzidas pelos humanos, o que interfere diretamente no funcionamento dos ecossistemas e no provisionamento de serviços ecossistêmicos (Sala et al., 2000; Reid et al., 2019). Dentre os principais determinantes para a redução da biodiversidade em escala global estão o uso e ocupação da terra, mudanças climáticas e introdução de espécies exóticas (Sala et al., 2000).

Os ecossistemas de água doce são fortemente ameaçados, devido a crescente pressão exercida pelas atividades antrópicas, como a agricultura, áreas de pastagem, indústrias e poluição, levando a superexploração de recursos naturais (Lakhloufi et al., 2021). Os reservatórios são ecossistemas aquáticos criados a partir do barramento de rios, regularmente influenciados por diferentes tipos de impactos (Araújo, 2003). A biodiversidade nos reservatórios pode ser afetada seja por atividades antrópicas desenvolvidas pelas populações humanas no entorno (ex., agricultura, pastagem) como também pressões climáticas (ex., períodos extremos de seca e cheia) (Araújo, 2003; Lee et al., 2012; Azevêdo et al., 2017). Em regiões com clima árido e semiárido, a construção de reservatórios surgiu com propósito principal de suprir demandas como abastecimento humano, irrigação e dessedentação animal, como uma solução para mitigar os efeitos de secas periódicas (Araújo, 2003). Assim, esses ecossistemas se tornaram indispensáveis, desempenhando funções sociais, econômicas e ecológicas (Tundisi et al., 2008). Portanto, compreender como os impactos antrópicos influenciam estes ambientes aquáticos de água doce é fundamental para a conservação e gestão do ecossistema.

O desenvolvimento de atividades antrópicas nas áreas marginais aos ambientes aquáticos pode levar ao aumento da descarga de nutrientes, contaminantes e sedimentos, promovendo o aumento do estado de trófico e a homogeneização do habitat, comprometendo a diversidade biológica, o seu funcionamento ecossistêmico e os serviços do ecossistema (Sala et al., 2000; Gosmes et al., 2021). Os efeitos das atividades antrópicas podem se propagar na teia alimentar devido a alterações na disponibilidade de recursos (controle *Bottom-up*), como também por meio das interações tróficas (controle *Top-down*) (Östman et al., 2016; Stamenković et al., 2021).

As atividades antrópicas têm levado ao empobrecimento da diversidade nas comunidades aquáticas (Dolbeth et al., 2016). Urbanização e práticas agrícolas, por exemplo, podem induzir à eutrofização dos ambientes aquático e reduzir os níveis de oxigênio dissolvido

(Smith, 2003; Stamenković et al., 2021). Por sua vez, estes fatores influenciam fortemente a diversidade biológica (ex., riqueza, abundância e composição) e agem como reguladores das funções ecossistêmicas (ex., ciclagem de nutrientes e produtividade) (Bonada et al., 2006, Stutzner & Bêche, 2010; Von Schiller et al., 2017).

Os efeitos das atividades antrópicas nas comunidades em ecossistemas de água doce geralmente ocorrem em combinação, afetando como “múltiplos estressores”, visto que as atividades antrópicas coincidem e ocorrem simultaneamente (ex., agricultura/pastagem, urbanização/indústrias, exploração de biomassa/introdução de espécie exótica, alterações climáticas) (Reid et al., 2019). Um estressor é tido como qualquer mudança mensurável em uma variável ambiental capaz influenciar um organismo, sendo classificado como químico, físico ou biológico (ex: fosfato, temperatura e espécies invasoras, respectivamente) (Perujo et al., 2021). Contudo, ainda é necessário desvendar se os múltiplos estressores dos ecossistemas de água doce têm efeitos interativos ou isolados. Um estudo de meta-análise realizado por Jackson et al. (2016) revelou que em geral, os efeitos de múltiplos estressores nos ecossistemas aquáticos de água doce são mais antagônicos (41%) do que sinérgicos (28%), aditivos (16%) ou reversos (15%). Isso quer dizer que, o impacto de múltiplos estressores ambientais é mais imprevisível do que o esperado por estressores únicos (Jackson et al., 2016). Sendo assim, é necessário avaliar tanto a identidade do estressor, seu efeito combinado, como os mecanismos desenvolvidos, bem como a resposta biológica das comunidades.

Os estressores ambientais agem como filtros e são capazes de selecionar espécies que apresentam conjuntos de características funcionais que permitem a sobrevivência (Firmiano et al., 2021). A resposta de uma comunidade a gradientes de estressores ambientais é multivariada, de acordo com o limiar de tolerância de cada taxa num contexto local (Baker e King, 2010). Os limiares de tolerância dos organismos são definidos como pontos de mudança abrupta na abundância e frequência em resposta a variação em fatores ambientais (Huggett, 2005).

Os macroinvertebrados bentônicos de água doce são tidos como bons indicadores a gradientes ambientais, devido a características como alta abundância e diversidade, ciclo de vida relativamente longo e sensibilidade a condições ambientais, apresentando organismos sensíveis a tolerantes (Naime & Spilki, 2012; Everall et al., 2019). Nos ecossistemas de água doce, a comunidade macrobentônica é composta principalmente pelos grupos Insecta, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda e Malacostraca (Xu et al., 2012; Cheng et al., 2018; Krajenbrink, 2019). Esses organismos desempenham funções na decomposição da matéria orgânica, participando de processos como ciclagem de nutrientes (Wildsmith et al., 2011; Tweedley et al., 2012; Schneid et al., 2017; Silva et al., 2018). A resposta biológica dos

macroinvertebrados bentônicos a estressores ambientais pode variar dependendo das suas características funcionais, relacionadas com a morfologia, estratégia alimentar e reprodução dos organismos (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Firmiano et al., 2021). Como tal, estudos sobre os efeitos dos estressores ambientais na diversidade funcional da macrofauna tem sido mais explorado em rios e riachos (Ding et al., 2016; Fierro et al., 2017; Davis et al., 2018; Su et al., 2019). Sendo assim, torna-se importante avaliar os impactos dos estressores ambientais sobre a diversidade funcional das comunidades macrobentônicas também em reservatórios, visto que a manutenção da diversidade de funções é fundamental para a manutenção dos processos e serviços ecossistêmicos (Bolam & Eggleton, 2014; Fu et al., 2014).

Abordagens tradicionais da diversidade eram apenas baseadas em aspectos taxonômicos das comunidades como riqueza e abundância de espécies, sem levar em consideração os aspectos funcionais (Villéger et al., 2013). Atualmente já é amplamente reconhecido que a diversidade funcional de uma comunidade é a chave para obter respostas sobre o impacto das perturbações ambientais nos processos ecossistêmicos (Ni et al., 2020). A diversidade funcional é medida através da análise das características funcionais dos organismos, relacionadas ao comportamento, modo de vida e morfologia (McGill et al., 2006). Pode ser mensurada através de índices como a riqueza funcional, que representa o valor do espaço funcional que é preenchido pela comunidade, ou seja, o número de diferentes locais preenchidos no espaço funcional (Villéger et al., 2008). Avaliar a diversidade funcional das comunidades se torna importante, pois ela apresenta maior relação com o funcionamento ecossistêmico do que a diversidade taxonômica (Díaz et al., 2007; Lavorel & Grigulis, 2012; Bolam & Eggleton, 2014; Fu et al., 2014).

Avaliar o funcionamento de um ecossistema é bastante complexo, pois abrange diversas funções e respectivos processos, como decomposição e produção, que podem ser afetados pelo uso e ocupação da terra, através de alterações em variáveis ambientais como temperatura e concentrações de nutrientes (Odum, 1956; Frainer, 2013; Von Schiller et al., 2017). A produção é tida como uma medida da função do ecossistema (Dolbeth et al., 2011), e alguns estudos têm destacado a produção secundária como um indicador de saúde ecossistêmica (Blomberg e Montagna, 2014; Dolbeth et al., 2012). Em uma perspectiva ecossistêmica, a produção secundária é tida como uma medida direta na quantificação da disponibilidade e provisão de energia no ecossistema (Hershey et al., 2010; Dolbeth et al., 2012).

A produção secundária é a variação da biomassa dos indivíduos ao longo do tempo e numa determinada área geográfica, potencialmente disponível para outros níveis tróficos (Hershey et al., 2010). Assim, a produção secundária é afetada por todos os fatores que

influenciam o crescimento dos indivíduos, como a temperatura, disponibilidade de alimento, interações biológicas, que por sua vez podem ser condicionados por fatores antrópicos e fatores climáticos (Dolbeth et al., 2011, 2012). Investigar quais os possíveis fatores influenciam os níveis de produção secundária nos ecossistemas aquáticos tem sido objeto de estudo nos últimos anos (Dolbeth et al., 2012; Bolam & Eggleton, 2014; Dolbeth et al., 2015; Linares et al., 2018). No entanto, a sua quantificação pode ser desafiante, dada a quantidade de informação que requerida (Dolbeth et al. 2012). A produção secundária influencia a complexidade ecossistêmica (Aguiar et al., 2015; Linares et al., 2018), que por sua vez, pode afetar os serviços ecossistêmicos (Smeti et al., 2016). Diante disso, é fundamental analisar como estressores ambientais podem afetar a produção secundária. A produção secundária é uma medida que traz indicativos quanto a produtividade ecossistêmica (Aguiar et al., 2015; Linares et al., 2018), podendo assim refletir os serviços ecossistêmicos.

Serviços ecossistêmicos são considerados como os benefícios dos ecossistemas que sustentam a qualidade de vida e bem estar humano (ex., produção de alimento, purificação da água, ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, beleza cênica, etc.) (La Notte et al., 2017). De acordo com a Classificação Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES) os serviços ecossistêmicos são classificados em três categorias: provisão (ex. água potável, alimentos, matéria-prima, etc.), regulação e manutenção (ex. regulação do clima, controle de enchentes e erosão, decomposição, serviços de habitat e berçário, etc.) e culturais (ex. recreação, espiritualidade, beleza cênica, etc.) (Costanza et al., 2014; Haines-Young e Potschin-Young, 2018).

Neste trabalho de tese tem como objetivo avaliar como a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios responde frente ao uso e ocupação da terra, estressores físicos e químicos da água e serviços ecossistêmicos percebidos pela população residente no entorno. Para isso, foram coletados dados ambientais e bióticos em seis reservatórios na região semiárida brasileira, como também foram realizadas entrevistas para verificar os serviços ecossistêmicos percebidos pela população que residem entorno desses ecossistemas. Por meio desta tese também foram elaborados materiais para divulgação científica disponibilizados para população geral, principalmente para as residentes próximo aos reservatórios. O desenvolvimento deste trabalho possibilita a obtenção de informação que ampliam o conhecimento sobre a problemática dos reservatórios como ecossistemas antropizados, contudo, essenciais para subsistência das populações humanas e para a biota aquática, principalmente em regiões semiáridas onde os rios são intermitentes. Os resultados gerados trazem subsídio para tomadas de medidas de manejo, gestão e conservação da

qualidade hídrica dos reservatórios para manutenção diversidade, funcionamento e serviços ecossistêmicos.

1.1 Objetivos da tese

Objetivo geral

Analisar aspectos da diversidade e produção da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação ao uso e ocupação da terra, variáveis físicas e químicas e serviços ecossistêmicos em reservatórios no semiárido.

Objetivos específicos

- Analisar como o uso e ocupação da terra podem influenciar as variáveis ambientais, e como essas variações condicionam a diversidade taxonômica, diversidade funcional e produção secundária da comunidade macrobentônica nos reservatórios;
- Analisar as respostas dos limiares de tolerância da composição funcional dos macroinvertebrados bentônicos em relação a gradientes de estressores ambientais nos reservatórios;
- Verificar o potencial de oferta de serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica com base em aspectos funcionais e qual relação com o uso e ocupação da terra;
- Avaliar se os serviços ecossistêmicos da macrofauna são percebidos de forma direta ou indiretamente pela população residente no entorno dos reservatórios e qual a relação da percepção com o uso e ocupação da terra;
- Elaborar cartilhas didáticas sobre reservatórios, macroinvertebrados bentônicos e serviços ecossistêmicos para divulgação científica e disponibilizar para população geral.

1.2 Estrutura da tese

A presente tese é composta por três capítulos em formatos de artigos científicos, um já publicado (capítulo II), outros dois a serem submetidos (capítulos I e III) em revistas internacionais de classificação A+ de acordo com o QUALIS CAPES (2020). Para melhor fundamentação, os capítulos I, II e III apresentam perguntas e hipóteses norteadoras. Ao final da tese são apresentadas cartilhas didáticas de divulgação científica dos temas tratados na tese, as quais foram divulgadas de forma eletrônica com a população.

Capítulo I

Título: O uso e ocupação da terra afeta as variáveis físicas e químicas da água, a diversidade e produção secundária da macrofauna bentônica em reservatórios tropicais.

Pergunta

Como o uso e ocupação da terra no entorno dos reservatórios influenciam parâmetros físicos e químicos da água, a diversidade taxonômica, diversidade funcional e produção da comunidade macrobentônica?

Hipóteses

(i) A incidência de impactos antrópicos, como agricultura, pastagem e ocupação humana no entorno dos reservatórios terá efeito direto e positivo sobre variáveis físicas e químicas da água que indicam impacto; (ii) O uso e ocupação antrópico terá um efeito indireto (mediado por variáveis físicas e químicas da água) e negativo na diversidade taxonômica e funcional e da produção secundária da macrofauna bentônica.

Capítulo II

Título: Respostas do limiar funcional de macroinvertebrados bentônicos a estressores ambientais em reservatórios.

Pergunta

Qual a resposta de limiar funcional dos macroinvertebrados bentônicos em relação ao gradiente de estressores ambientais?

Hipótese

O aumento do impacto selecionará organismos tolerantes com características generalistas, ou seja, espectros específicos de resposta do limiar em relação ao gradiente de estressores, como resultado da filtragem do habitat. Respostas funcionais de limiar mais restritas serão melhores indicadores da qualidade ambiental.

Capítulo III

Título: A interrelação da percepção de serviços ecossistêmicos com a macrofauna bentônica e uso e ocupação da terra em reservatórios tropicais.

Perguntas

- (1) Qual a relação do uso e ocupação da terra com os aspectos funcionais da macrofauna bentônica relacionado com seus serviços ecossistêmicos?
- (2) Os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica são percebidos de forma direta ou indiretamente pela população que reside no entorno dos reservatórios?
- (3) Os serviços ecossistêmicos percebidos pela população apresentam relação com o uso e ocupação da terra?

Hipóteses

- (1) Os grupos tróficos alimentares (coletor-catador, coletor-filtrador e fragmentador) e a produção secundária dos macroinvertebrados bentônicos estarão relacionados positivamente com uso antrópico.
- (2) A população percebe os serviços ofertados pela macrofauna bentônica de uma forma indireta.

(3) A percepção dos serviços ecossistêmicos de provisão estará relacionada com o uso antrópico, e a percepção dos serviços cultural e de regulação e manutenção estarão relacionados com as áreas de vegetação.

2 CAPÍTULO I - O USO E OCUPAÇÃO DA TERRA AFETA AS VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA, A DIVERSIDADE E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DA MACROFAUNA BENTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS



O uso e ocupação da terra afeta as variáveis físicas e químicas da água, a diversidade e produção secundária da macrofauna bentônica em reservatórios tropicais

PAIVA, F. F.^{1*}; DOLBETH, D.²; MOLOZZI, J.³

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº 351, Bairro Universitário, Complexo Três Marias, CEP 58429-500, Campina Grande - Paraíba, Brasil.

²Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental - Universidade do Porto. Rua dos Bragas, nº 289, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, 4050-123, Matosinhos, Porto - Portugal.

³Departamento de Biologia/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação- Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº 351, Bairro Universitário, Complexo Três Marias, CEP 58429-500, Campina Grande - Paraíba, Brasil.

*Autor correspondente, E-mail: franciely.paiva@aluno.uepb.edu.br; Telefone: +55 (83) 98611-1028

Manuscrito a ser submetido à **Environmental Pollution**

Qualis A1, Fator de impacto 9.98, CiteScore 12.7

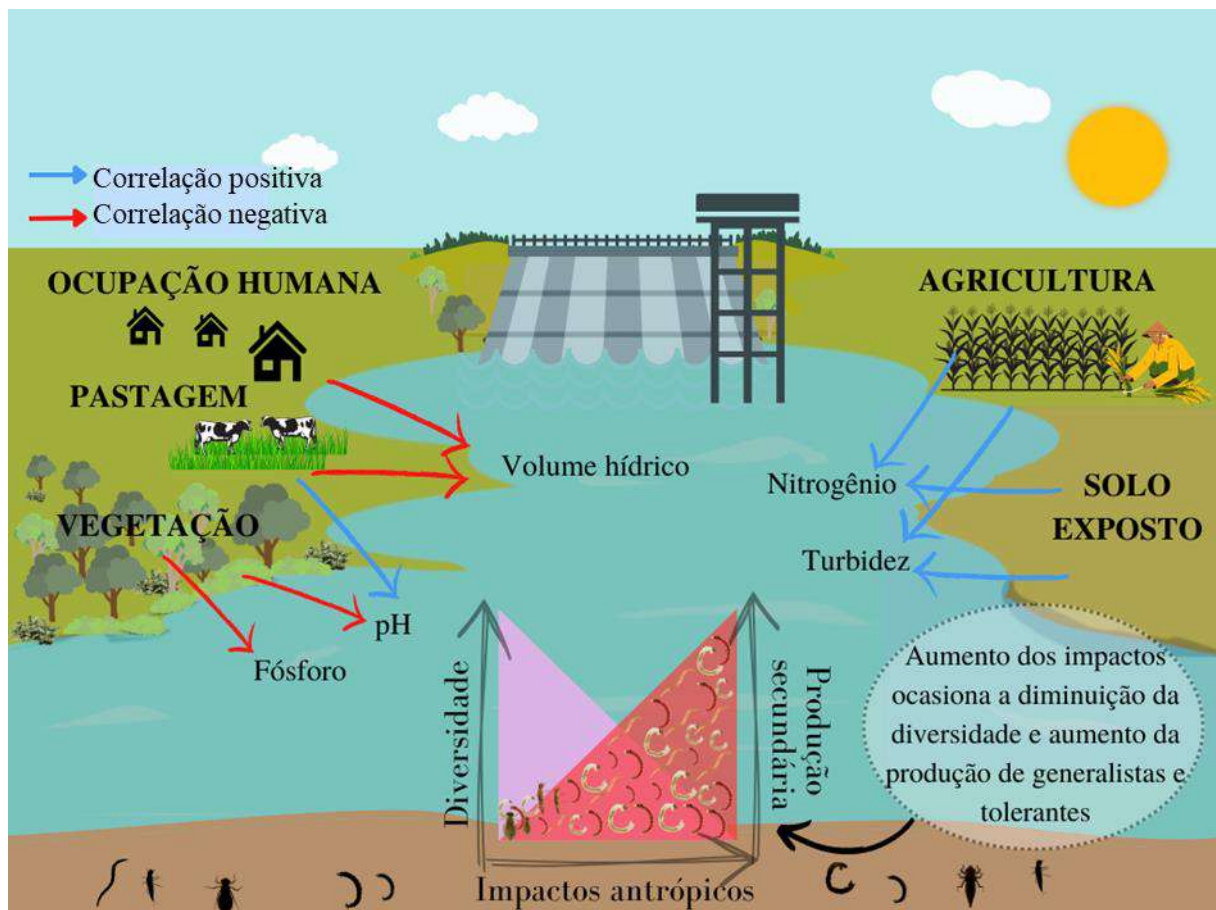
Resumo

Em ecossistemas aquáticos artificiais como os reservatórios, as atividades antrópicas tem reflexos sobre o aumento do impacto ambiental e na diminuição da diversidade das comunidades aquáticas. Diante disso, este estudo busca verificar os efeitos diretos e indiretos do uso e ocupação da terra margem aos reservatórios sobre as variáveis físicas e químicas, diversidade taxonômica e funcional e produção secundária da macrofauna bentônica. Foram coletados dados em seis reservatórios no semiárido brasileiro na bacia do Rio Paraíba (Sumé, Cordeiro e Poções) e Rio Piranhas-Açu (Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras) nos anos de 2014 e 2019. Os resultados mostraram que a pastagem, agricultura, solo exposto e ocupação humana tiveram efeitos diretos positivos sobre o aumento dos impactos nos reservatórios, por meio das variáveis físicas e químicas da água (turbidez, nitrogênio inorgânico dissolvido e pH), e volume hídrico. Enquanto que a vegetação arbórea/arbustiva apresentou efeito negativo sobre o fósforo total e as maiores porcentagem de volume hídrico associadas a essas áreas. A diversidade taxonômica (Simpson) e funcional (Rao) foi influenciada negativamente pelos usos

antrópicos de pastagem, solo exposto e ocupação humana. Contudo, a diversidade taxonômica e produção secundária foram maiores nos locais com agricultura dominante, e de fato, a agricultura teve efeito positivo na produção. No geral, o desenvolvimento de atividades antrópicas margem aos reservatórios associados a diminuição do volume hídrico podem levar a diminuição da diversidade taxonômica e funcional da macrofauna, e a uma produção sustentada por organismos tolerantes e generalistas. A conservação das áreas de vegetação margens aos reservatórios podem refletir na diminuição dos impactos nesses corpos aquáticos, trazendo consequências positivas sobre a diversidade, processos e serviços ecossistêmicos.

Palavras-chaves: Uso e ocupação da terra; Macroinvertebrados bentônicos; Atividades antrópicas; Semiárido.

Resumo gráfico



Introdução

O uso e ocupação da terra e as mudanças climáticas são os principais determinantes da perda de habitat e biodiversidade (Lawler et al., 2014; Oliver e Morecroft, 2014). As projeções mostram que até 2100 o uso e ocupação da terra será o principal motor da perda de biodiversidade em escala global (Sala et al., 2000). O maior impacto do uso e ocupação da terra na diversidade deve-se aos efeitos na modificação e disponibilidade do habitat, como também na extinção direta de espécies (Sala, 1995; Sala et al., 2000; Grooten e Almond, 2018; Zhang et al., 2021). A conversão de áreas naturais em áreas agrícolas e em urbanização refletem diretamente em condições ambientais degradantes, e os impactos podem se propagar em cascata para as áreas vizinhas (Huang et al., 2019; García-Girón et al., 2022).

Para os ecossistemas de água doce, espera-se que os impactos da mudança no uso e ocupação da terra tenham maiores efeitos sobre a biodiversidade devido às intensas pressões exercidas pelo crescimento populacional e pela modificação das zonas ribeirinhas (Sala et al., 2000; Lakhloufi et al., 2021). As atividades agrícolas e a urbanização têm um efeito direto no aumento das concentrações de nutrientes nos ecossistemas aquáticos por meio do escoamento agrícola e da descarga de esgoto, levando à eutrofização (Lakhloufi et al., 2021; Zhang et al., 2021). Conseqüentemente, tem-se o crescimento acelerado dos produtores primários criando desequilíbrio ao longo da teia trófica (Le Moal et al., 2019; Wang et al., 2019). As atividades antrópicas também afetam diretamente as propriedades físicas e químicas da água, como pH, turbidez, sólidos totais dissolvidos e salinidade, causando mudanças nas condições do habitat (Heisler et al., 2008; Lakhloufi et al., 2021). A conversão do uso e ocupação da terra de áreas com mata ciliar preservada para uso antrópico tem levado à degradação dos ecossistemas aquáticos e sua homogeneização biótica (Liu et al., 2022). A vegetação ribeirinha pode atuar como filtros dos afluentes a jusante para os corpos aquáticos, diminuindo assim as entradas de nutrientes e tendo um papel essencial na prevenção da eutrofização e degradação da qualidade da água (Junger et al., 2019).

Entre os ecossistemas de água doce, os reservatórios criados a partir do represamento de rios são particularmente vulneráveis, associados a vários tipos de impactos de uso e ocupação da terra (Rodrigues e Fidélis, 2019). Avaliar os efeitos das atividades antrópicas sobre as variáveis abióticas e bióticas dos reservatórios torna-se crucial para sua conservação, visto que os reservatórios são essenciais para o sustento de populações humanas que dependem dos serviços ecossistêmicos, como também para a conservação da biota aquática (Azevêdo et al., 2017; Reid et al., 2019; Rodrigues e Fidélis, 2019). Do ponto de vista ecológico, as atividades

antrópicas mediam mudanças nas propriedades físicas e químicas da água (Gossner et al., 2016; Stamenković et al., 2021), que por sua vez podem modificar a estrutura biológica das comunidades aquáticas, afetando as funções desempenhadas por estas comunidades, como produtividade e ciclagem de nutrientes (Cadotte et al., 2011; Leung, 2015).

Macroinvertebrados bentônicos são os principais representantes da biota aquática de água doce, contribuindo para funções como ciclagem de nutrientes e produtividade (Wildsmith et al., 2011; Tweedley et al., 2012; Schneid et al., 2017; Silva et al., 2018). Esses organismos são bons bioindicadores, visto que existem tanto espécies sensíveis como espécies tolerantes a variáveis ambientais (Naime & Spilki, 2012; Calapez et al., 2017; Everall et al., 2019). O uso e a ocupação da terra pode resultar na homogeneização taxonômica e funcional da comunidade macrobentônica (Liu et al., 2022). A resposta da diversidade taxonômica nem sempre é semelhante à resposta funcional, pois uma maior diversidade taxonômica pode refletir em organismos funcionalmente idênticos diante da homogeneização funcional (Villéger et al., 2014). Assim, avaliar ambas as dimensões da diversidade (taxonômica e funcional) pode trazer respostas mais completas e informativas sobre os impactos ambientais a que estes ecossistemas estão sujeitos (Villéger et al., 2014; Melo et al., 2022). A produção secundária bentônica também é um parâmetro importante influenciado pelo uso e ocupação da terra (Linares et al., 2018). Os macroinvertebrados bentônicos contribuem para altos níveis de produtividade nos ecossistemas aquáticos devido à sua eficiência em assimilar energia à biomassa e disponibilizá-la aos níveis tróficos superiores (Benke e Huryn, 2007). Qualquer fator que influencie o crescimento dos indivíduos, como variáveis físicas e químicas da água em função do impacto antrópico, pode afetar a produção secundária (Dolbeth et al., 2012; Linares et al., 2018).

Vários estudos têm mostrado que alterações no habitat e nas variáveis físicas e químicas da água decorrentes de atividades humanas e do clima podem moldar comunidades de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios tanto em aspectos taxonômicos quanto funcionais (Molozzi et al., 2011; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Gomes et al., 2021; Melo et al., 2022; Paiva et al., 2023). No entanto, é crucial analisar como as mudanças no uso e ocupação da terra devido ao impacto antrópico podem condicionar os reservatórios na condição ambiental, afetando assim suas comunidades macrobentônicas e funções associadas. Aqui propomos avaliar os efeitos do impacto antrópico do uso e ocupação da terra sobre a diversidade taxonômica e funcional de macroinvertebrados e sua produção secundária, mediada por mudanças físicas e químicas locais da água. Para tanto, será testado as seguintes hipóteses: (i) A incidência de impactos antrópicos, como agricultura, pastagem e ocupação humana no entorno dos reservatórios terá efeito direto e positivo sobre variáveis físicas e químicas da água

que indicam impacto; (ii) Os impactos antrópicos terá um efeito indireto (mediado por variáveis físicas e químicas da água) e negativo na diversidade taxonômica e funcional e da produção secundária da macrofauna bentônica. Em última análise, buscamos entender a complexidade das interações e os efeitos das propriedades da paisagem sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios do semiárido, essas informações poderão ser utilizadas como ferramenta para gestão e definição de políticas de conservação.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em seis reservatórios localizados no semiárido brasileiro, o clima da região é classificado como do tipo BSh (semiárido seco), com temperaturas variando entre 18° e 31°C, e precipitação média de 400 mm/ano, com período chuvoso entre fevereiro e abril (Alvares et al., 2013). Os reservatórios foram Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta pertencentes a Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu – estado do Rio Grande do Norte, e Cordeiro, Sumé e Poções na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba – estado da Paraíba (Figura 1).

A bacia do Rio Paraíba apresenta aproximadamente 20.071,83 km² de área, com abrangência de cerca de 38% da área total do estado da Paraíba (AESAs, 2022). A bacia encontra-se em região montanhosa com relevo sinuoso e ondulado denominado Planalto Central da Borborema (Velloso et al., 2002). A bacia do Rio Piranhas-Açu ocupa uma área de aproximadamente 43.681,50 km², sendo 60% da bacia do estado da Paraíba e o restante do estado do Rio Grande do Norte (Ferreira et al., 2009). A região é uma planície com topografia suave ondulada (Ferreira et al., 2009).

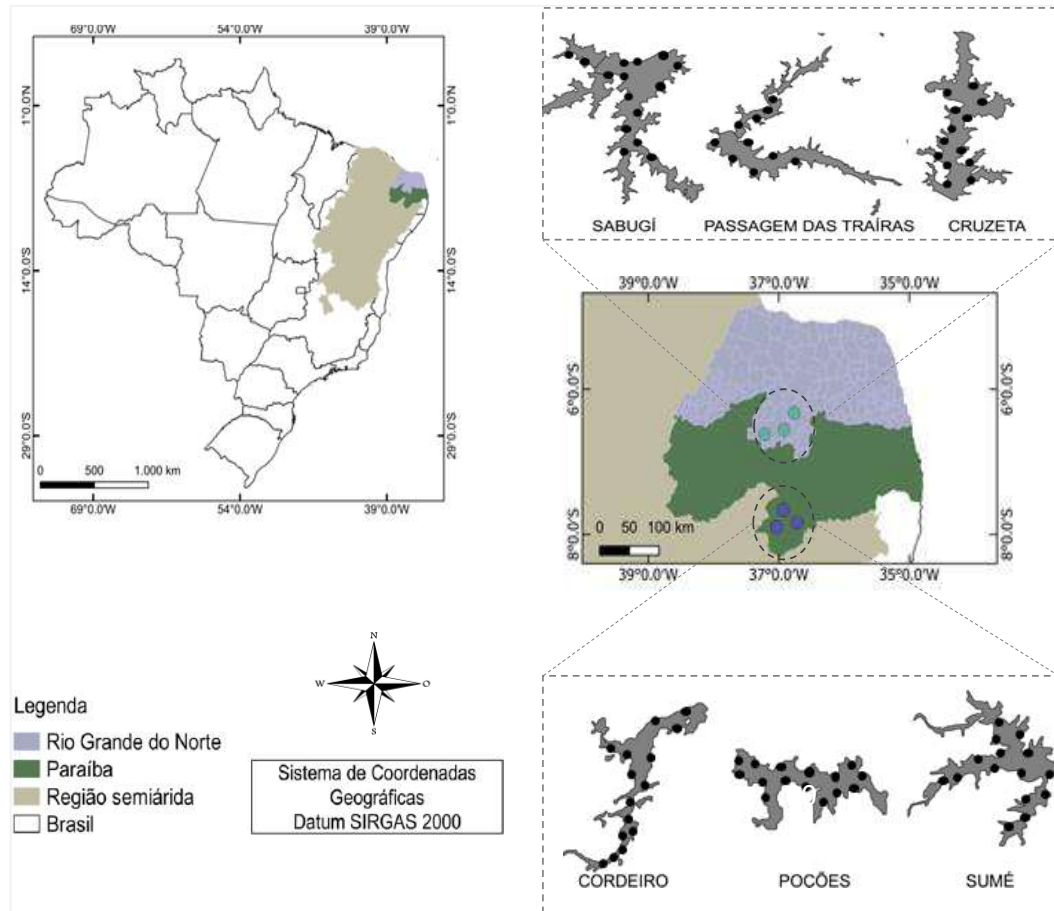


Figura 1: Localização geográfica dos reservatórios Poções, Sumé e Cordeiro, bacia hidrográfica do Rio Paraíba - Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta, bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil. Pontos pretos representam os pontos de coleta.

Caracterização ambiental dos reservatórios e desenho amostral

As coletas foram realizadas em 2014 e 2019, nos meses de setembro e dezembro de cada ano. De 2012 a 2017, o semiárido brasileiro ocorreu um período de seca extrema, considerada a mais severa dos últimos 50 anos (Marengo et al., 2016; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Barbosa et al., 2020). Durante esse período, os reservatórios permaneceram desconectados, atingindo seu volume morto devido à escassez de chuvas e intermitência dos rios (Toledo e Alcantara, 2019; Melo et al., 2022). Em 2018, ocorreu precipitação (Cunha et al., 2019), ainda sem efeito expressivo no volume de alguns reservatórios (Tabela 1). Outros detalhes da caracterização ambiental dos reservatórios em estudo podem ser consultados na Tabela 1.

Os reservatórios em estudo estão sujeitos a diversas atividades antrópicas em ambas as bacias, como agricultura, pesca, pecuária, lançamento de esgoto e recreação. No entanto, cada reservatório tem diferentes níveis de impacto por essas atividades antrópicas (Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022). Por exemplo, os reservatórios Sumé e Cruzeta localizam-se nas

proximidades das cidades, enquanto os demais estão mais distantes dos centros urbanos, com apenas pequenos povoados ao seu redor.

Tabela 1: Caracterização dos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia do Rio Piranhas-Açu). Fonte: Agência Executiva de Gestão das Águas (AES/A), Agência Nacional das Águas (ANA), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). *sem registro. Os valores de volume e precipitação correspondem à média dos meses de coleta.

	Paraíba			Piranhas-Açu		
	Cordeiro	Sumé	Poções	Sabugí	P. das Traíras	Cruzeta
Localização geográfica	7°47'38.00"S/ 36°40'14.04" W	7°29'8"S/ 37°12'20"W	7°53'38"S/37° 0'30"W	06°43'06''S/37 °12'02''W	06°27'16''S/ 36°52'29''W	06°24'42''/ 36°47'23''W
Altitude (m)	480	500	596	187	196	231
Município	Congo	Sumé	Monteiro	São João do Sabugí	São José do Seridó	Cruzeta
Capacidade máxima (10 ⁶ m ³)	70.0	44.9	29.9	65.9	49.7	23.6
Tempo de retenção de água	3-5 anos	3-5 anos	3-5 anos	3-5 anos	3-5 anos	3-5 anos
Ano de construção	*	1953	1982	1965	1994	1929
Principal finalidade	Abastecimento e irrigação	Abastecimento e irrigação	Abastecimento e irrigação	Abastecimento	Abastecimento e irrigação	Abastecimento e irrigação
Volume (%)						
2014	8.29 - 12%	13.56 - 30%	4.81 - 16%	13.59 - 21%	2.62 - 5%	3.60 - 15%
2019	7.54 - 11%	2.19 - 5%	2.08 - 7%	25.64 - 31%	0.49 - 1%	2.02 - 9%
Precipitação (mm)						
2014	13.97	42.64	21.06	55.93	55.93	54.75
2019	28.72	22.68	29.05	62.66	62.66	50.60

O desenho de amostragem foi definido com imagens de satélite para obter 15 pontos de amostragem equidistantes na margem de cada reservatório. Nem sempre foi possível acessar todos os pontos devido à diminuição do volume de água em alguns reservatórios. Assim, coletamos um total de 133 amostras em 2014 e 139 amostras em 2019.

Em cada ponto de amostragem, temperatura (°C), turbidez (NTU), pH, potencial de oxidação/redução (ORP - mV), sólidos totais dissolvidos (STD g/L), salinidade (PPT) e condutividade foram medidos com uma sonda multiparamétrica (Horiba U-50). A profundidade foi medida com um medidor de profundidade e a transparência com um disco de Secchi. Água (1L) foi coletada na subsuperfície para as análises laboratoriais de fósforo total (PT µg/L), amônia (NH₄⁺ µg/L), nitrato (NO₃- µg/L), nitrito (NO₂- µg/L), e fosfato reativo solúvel (SRP µg/L) seguindo a metodologia proposta pela APHA (2012). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID µg/L) foi obtido pela soma de nitrito, nitrato e amônia. Os dados de volume de água dos

reservatórios foram obtidos junto à Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) e Agência Nacional de Águas (ANA).

Classificação de uso e ocupação da terra

O uso e ocupação da terra foi classificado por meio do método de classificação semi-supervisionado a partir de imagens capturadas pelo sensor OLI (Operational Land Imager) a bordo do satélite Landsat 8. Imagens orbitais foram selecionadas para a região dos reservatórios nos meses e anos da amostragem. Selecionamos imagens com baixa cobertura de nuvens no site oficial do United States Geological Survey (USGS) Global Visualization Viewer (USGS, 2014). As imagens foram processadas com o programa QGIS versão 3.10.7 com GRASS 7.8.3 para gerar os mapas temáticos e obter as métricas da paisagem.

Para gerar os mapas de uso e ocupação da terra, as imagens foram georreferenciadas, depois processadas digitalmente e, por fim, foi feita uma classificação temática. As imagens de satélite foram georreferenciadas para SIRGAS 2000 UTM, Zona 24, Sul (European Petroleum Survey Group Code: 31984) e submetidas à correção atmosférica. O processo digital seguiu o protocolo conforme USGS (2016) para o satélite Landsat 8 (topo da refletância da superfície com correção do ângulo zênite solar). Para a classificação digital temática semi-supervisionada, foi utilizado o método de máxima verossimilhança baseado na composição das bandas espectrais 6, 5 e 4 e 5, 4 e 3 das imagens de satélite como algoritmo de classificação.

Foram estabelecidas sete categorias de uso e ocupação da terra: água, agricultura, pastagem (incluindo pecuária), solo exposto, ocupação humana, vegetação aberta (vegetação esparsa) e vegetação arbórea/arbustiva (vegetação arbórea/arbustiva de alta densidade). As métricas da paisagem foram obtidas como área absoluta (hectare, ha) e relativa (porcentagem, %) para cada categoria de uso e ocupação da terra dentro de 50 e 100 metros da margem dos reservatórios. A distância foi estabelecida com base na Lei nº 12.651, que estabelece normas para a proteção da vegetação ciliar de ecossistemas aquáticos no Brasil, estabelecendo que em reservatórios artificiais de água para geração de energia ou abastecimento público, é obrigatória a criação de Áreas de Preservação Permanente com faixa mínima de 30 metros e máximo de 100 metros em áreas rurais, e de 15 a 30 metros em áreas urbanas. Foram definidos *buffer* com raio de 50 metros de cada ponto amostral para se obter valores do uso e ocupação da terra por ponto e permitir relacionar com os dados físicos e químicos da água e da macrofauna bentônica.

O índice Kappa foi aplicado para verificar a precisão dos mapas obtidos em relação às imagens reais. O índice Kappa é calculado a partir de uma matriz de erro, utilizando o mapa e

a imagem de referência adotada como medida de concordância. Os valores do índice Kappa para cada mapa variaram de 0.70 a 0.97, indicando uma classificação de muito bom a excelente em relação às imagens de campo da área.

Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Amostras de sedimento foram coletadas em cada ponto de amostragem na região litorânea com uma draga Eckman-Birge (225 cm²) e fixadas no campo com formol a 10%. No laboratório, as amostras foram lavadas em peneira de malha de 0,5 mm e os macroinvertebrados bentônicos retidos separados e conservados em etanol 70%. Para o presente estudo, foram considerados os organismos da classe Insecta. Dentro da classe Insecta estão ordens como Diptera, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera, Tricoptera, Plecoptera, etc., que apresentam maior representatividade e riqueza em ecossistemas aquáticos de água doce (Callisto et al., 2001; Armitage et al., 2012). Os organismos foram identificados até o nível taxonômico menor possível (gênero para Chironomidae, família para outros da classe Insecta) usando chaves de identificação especializadas (Peterson, 1960; Trivinho-Strixino e Strixino, 1995; Merritt e Cummins, 1996; Carvalho e Calil, 2000; Fernández e Domínguez 2001). A biomassa foi quantificada para cada táxon colocando-os em estufa a 60°C por 72 horas para obter o peso seco (g DW).

Os macroinvertebrados bentônicos foram classificados de acordo com cinco características funcionais que refletem a capacidade das espécies em explorar e se estabelecer em habitats de água doce com diferentes níveis de impacto ambiental (Tabela 2) (Poff et al., 2006; Vieira et al., 2006; Tomanova e Usseglio-Polatera, 2007; Serra et al., 2016; Firmiano et al., 2021). Foram elas: 1) Tamanho corporal (muito pequeno, pequeno, médio e grande); 2) Grupos alimentares (coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador e predador); 3) Modo de respiração (respiração tegumentar, respiração branquial e respiração aérea); 4) Voltinismo (univoltina e multivoltina); e 5) Proteção corporal (mole, esclerotizado e protegido).

Tabela 2: Características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos e suas respectivas categorias.

Característica funcional	Categoria	Descrição ecológica
Grupos tróficos alimentares	Coletor-catador	Consome matéria orgânica em decomposição depositada no substrato.
	Coletor-filtrador	Se alimentam de material orgânico em decomposição em suspensão na coluna d'água.
	Fragmentador	Se alimentam de partículas orgânicas maiores.
	Predador	Consome parte de presas vivas.

Modo de respiração	Tegumentar	Trocas gasosas pelo tegumento.
	Branquial	Trocas gasosas através de estruturas branquiais.
	Ar	Trocas gasosas fora da água por estruturas (espiráculos, traqueias, plastrões).
Voltinismo	Univoltina	≤1 ciclo reprodutivo por ano
	Multivoltina	> 1 ciclo reprodutivo por ano
Tamanho do corpo	Muito pequeno	<2.5 mm
	Pequeno	2.5 – 5 mm
	Médio	5 - 10mm
	Grande	>10 mm
Proteção corporal	Mole	Corpo macio, sem proteção.
	Esclerotizado	Corpo endurecido por cutícula fina.
	Protegido	Corpo bem protegido por cutícula grossa, espículas ou conchas.

Quantificação da diversidade taxonômica e funcional e produção secundária da macrofauna bentônica

A diversidade taxonômica da macrofauna bentônica foi quantificada com o índice de diversidade de Simpson, que é calculado com base no número de táxons e na abundância de cada um (Whittaker, 1972). O índice de entropia quadrática de Rao foi analisado para diversidade funcional, calculado como a distância entre pares de espécies no espaço funcional, considerando a abundância relativa de espécies (Botta-Dukát, 2005). A entropia quadrática de Rao é o equivalente funcional do índice de Simpson (Leps et al., 2006).

A produção secundária foi calculada com o modelo empírico de Brey (2001) versão 4-04, utilizando a planilha online (Brey 4-04). Este método é considerado robusto para estimar a produção da comunidade macrobentônica (Dolbeth, 2005). A biomassa média dos dois eventos de amostragem por ano foi utilizada como proxy da biomassa anual. Foi calculada a produção de cada táxon, considerando a massa corporal média e usando as conversões massa-energia fornecidas por (Brey, 2001) para aplicar o modelo. Os resultados finais foram convertidos em $\text{g DW m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ (produção secundária anual).

Análises estatísticas dos dados

A colinearidade entre os parâmetros físicos e químicos da água foi inicialmente testada através da função "pairs.panels" do pacote R "psych" (Revelle e Revelle, 2015), após isso, a condutividade e o fosfato foram excluídos por serem colineares. Uma análise de correlação canônica ("Canonical Correlation Analysis" - CCA) foi então realizada para determinar qual

escala de uso e ocupação da terra (50m e 100m) explicava melhor a variabilidade nas variáveis físicas e químicas da água. A escala de 50m explicou uma variabilidade maior (57% da variação total, Material Suplementar 1), e então foi utilizada para as análises subsequentes. Além disso, foi verificado diferenças estatísticas significativas para cada variável física e química, índice de diversidade taxonômica e funcional e produção secundária usando uma análise de permutação univariada (“*Permutational Multivariate Analysis of Variance*” - PERMANOVA) para o fator uso e ocupação da terra, utilizando a distância euclidiana como matriz de similaridade e considerando $P < 0.05$ e 9999 permutações (Anderson et al., 2008).

A análise de modelagem de equações estruturais (“*Structural Equation Modeling*” - SEM) foi aplicada para construir modelos explicativos e examinar como os diferentes tipos de uso e ocupação da terra afetariam a diversidade taxonômica e funcional da macrofauna bentônica e a produção secundária, mediada por mudanças nas variáveis físicas e químicas da água. SEM permite estabelecer os efeitos diretos e indiretos entre múltiplas variáveis e possíveis covariáveis (Shipley, 2009). As variáveis físicas e químicas da água incluídas no modelo SEM foram selecionadas por análise de regressão múltipla. A multicolinearidade foi testada em cada modelo usando o fator de inflação de variância (VIF > 3) (Legendre e Legendre, 2012). Todas as variáveis apresentaram VIF menor que 3, indicando ausência de multicolinearidade nos parâmetros. O método de seleção “*stepwise forward*” e o critério de informação de Akaike (AIC) (Akaike, 1974; Anderson, 2008) foram usados para selecionar o modelo com o melhor ajuste. Todos os dados foram transformados em $\log(x+1)$, exceto pH. Para verificar o bom ajuste dos modelos, foi considerado o erro quadrático médio de aproximação (RMSEA) igual ou menor que 0.06, o índice de ajuste comparativo (CFI) igual ou maior que 0.96 e o índice de Tucker-Lewis (TLI) igual ou maior de 0.96 (Hu e Bentler, 1999). A análise de regressão múltipla foi realizada usando a função 'lm', o VIF usando o pacote 'car', o método “*stepwise forward*” usando o pacote 'olsrr', SEM foi realizado com o pacote 'lavaan', a riqueza taxonômica e funcional usando o pacote 'FD', CCA e PERMANOVA usando o pacote 'vegan'. Todas as análises foram realizadas no R versão 3.6.1 (R Core Team, 2017).

Resultados

Classificação de uso e ocupação da terra

A classificação do uso e ocupação da terra mostrou que os principais tipos de agricultura encontrados na região eram milho, feijão, frutas como banana e coco e hortaliças. As áreas de

pastagem apresentavam pastagens naturais ou cultivadas ligadas à agricultura e pecuária, e aumentavam à medida que o reservatório secava. As áreas de ocupação humana eram compostas principalmente por vilas ou pequenas cidades e seus sistemas viários ou residências isoladas. A categoria de vegetação aberta compreendia vegetação de pequeno a médio porte com espaçamento disperso. A vegetação arbórea/arbustiva foi caracterizada por árvores e arbustos de médio a grande porte com estrato herbáceo associado e predominância do dossel semicontínuo. Para todos os reservatórios é possível observar que a margem do corpo hídrico se tem a dominância das áreas de pastagem em relação a todas as outras categorias de uso e ocupação da terra em ambos os anos de amostragem (Figura 2 e 3).

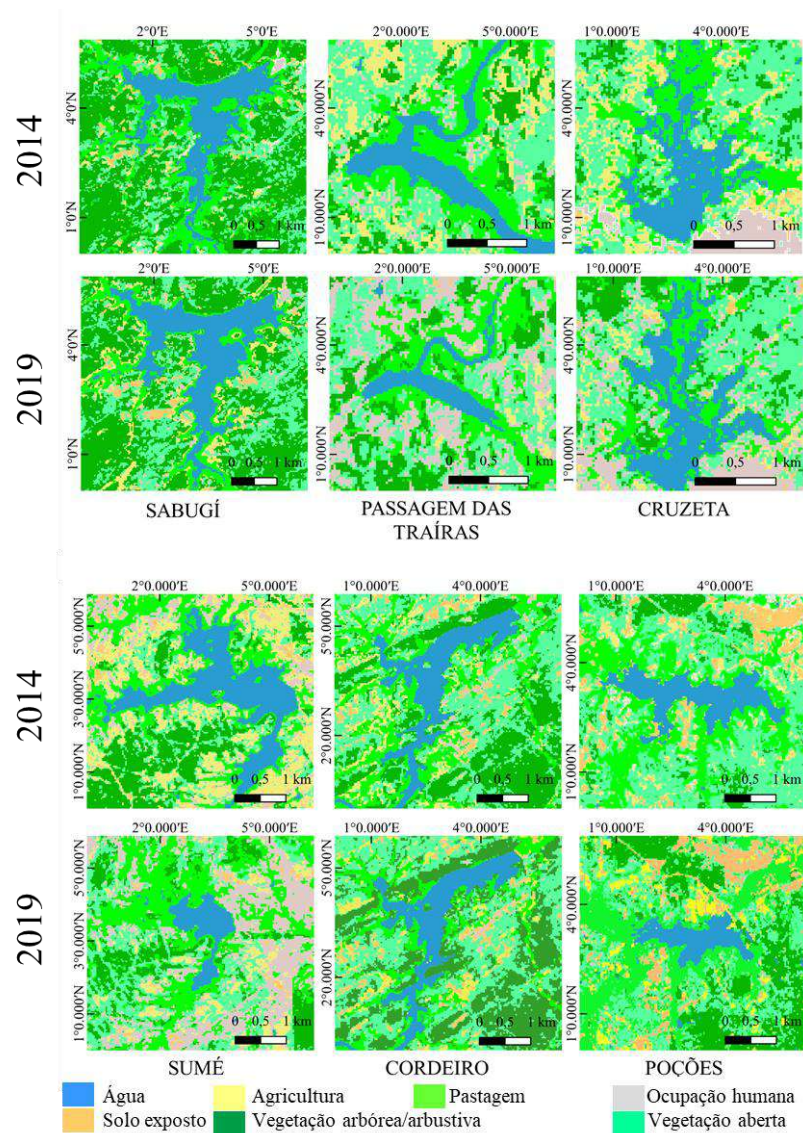


Figura 2: Caracterização do uso e ocupação da terra nos anos de 2014 e 2019 para os reservatórios Poções, Sumé e Cordeiro, bacia hidrográfica do Rio Paraíba - Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta, bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil.

Os reservatórios Cordeiro e Sabugí apresentaram a maior proporção de vegetação arbórea/arbustiva, e Cruzeta, vegetação aberta (Figura 3). Em todos os reservatórios, a ocupação humana até 50m da margem aumentou de 2014 a 2019. As maiores proporções relativas da agricultura foram em Sabugí/2019 e Cruzeta/2014 (Figura 3). É possível observar que em todos os reservatórios, exceto Sabugí, as áreas de agricultura á 50m da margem diminuíram do ano de 2014 para 2019 (Figura 3).

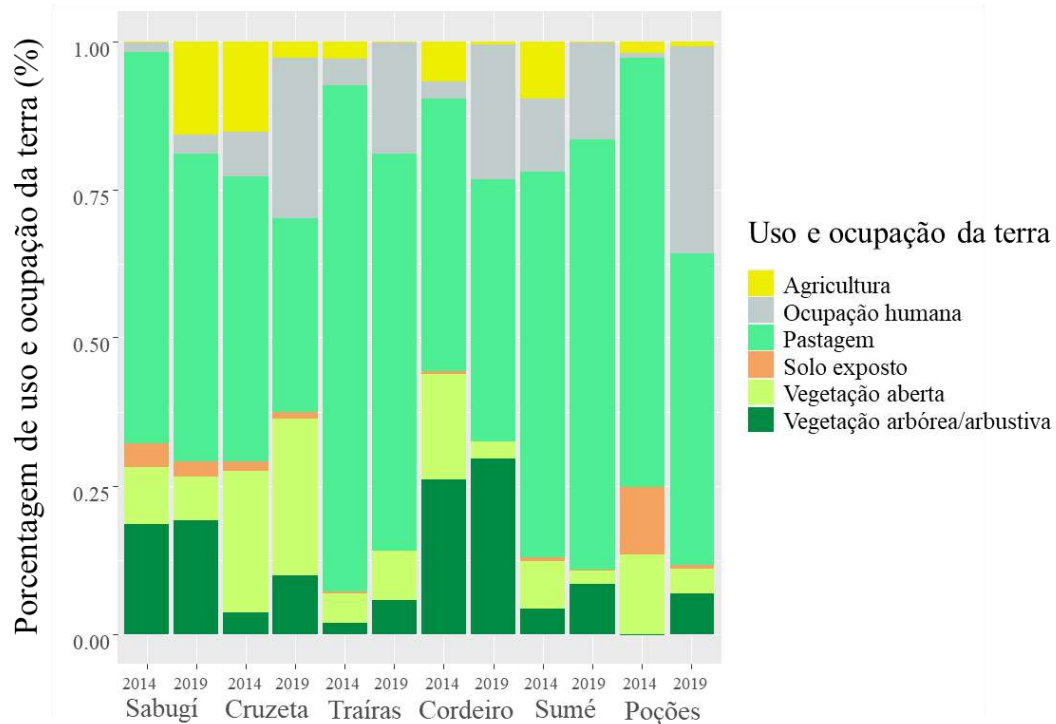


Figura 3: Porcentagem do uso e ocupação da terra a 50 metros da margem dos reservatórios e Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, Rio Grande do Norte/Brasil), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba, Paraíba/Brasil) nos anos de 2014 e 2019.

Impacto do uso e ocupação da terra nas variáveis físicas e químicas da água

As variáveis físicas e químicas da água variaram significativamente entre os tipos de uso e ocupação da terra, sendo nitrogênio inorgânico dissolvido ($F_{5,271} = 6.7$; $P < 0.001$), pH ($F_{5,271} = 4.6$; $P < 0.001$), sólidos totais dissolvidos ($F_{5,271} = 2.6$; $P = 0.02$) e volume ($F_{5,271} = 2.2$; $P = 0.04$). As maiores concentrações médias de nitrogênio inorgânico dissolvido, sólidos totais dissolvidos e pH foram associadas ao solo predominantemente exposto (Figura 4). O maior percentual de volume de água esteve associado ao uso predominante da vegetação arbórea/arbustiva (Figura 4).

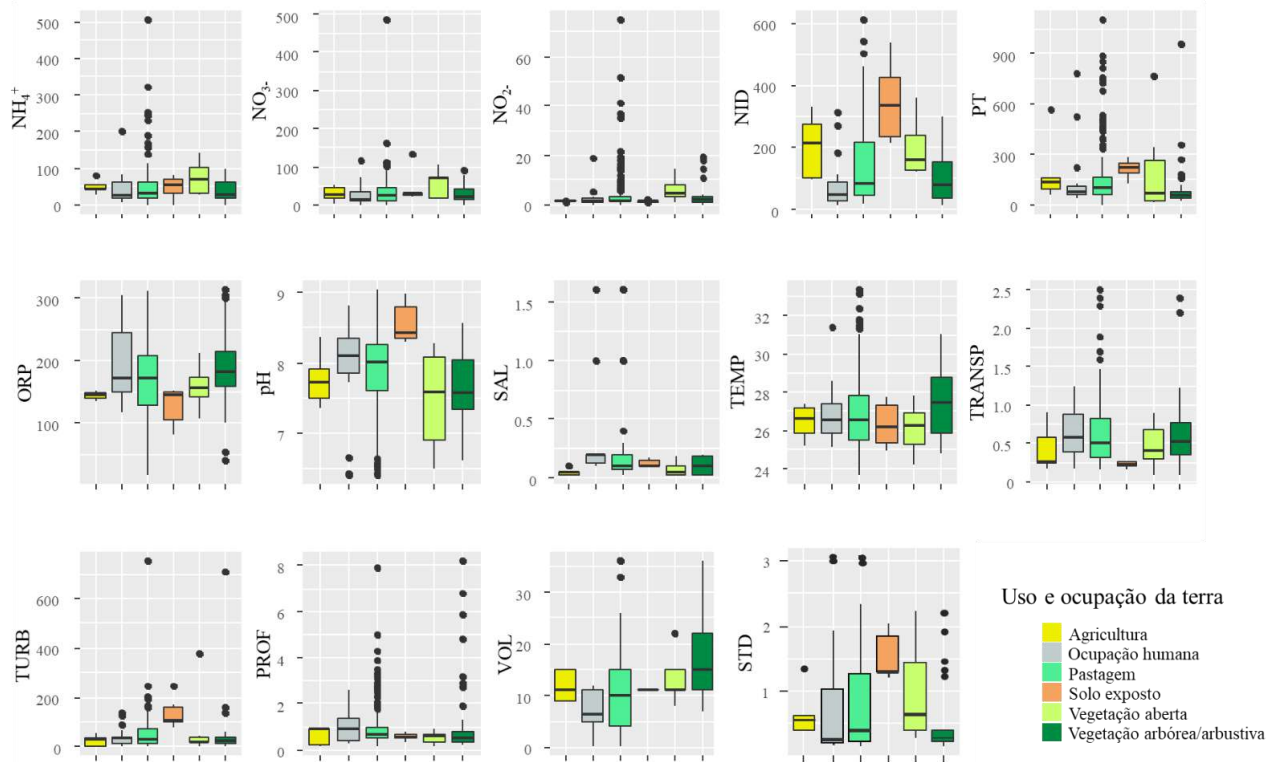


Figura 4: Valores das variáveis físicas e químicas da água em relação ao uso e ocupação da terra nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu). Amônia (NH_4^+ - $\mu\text{g/L}$), nitrito (NO_2^- - $\mu\text{g/L}$), nitrato (NO_3^- - $\mu\text{g/L}$), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID - $\mu\text{g/L}$), fósforo total (PT - $\mu\text{g/L}$), potencial de oxidação-redução (ORP), pH, salinidade (SAL - PPT), temperatura (TEMP - $^\circ\text{C}$), transparência (m), turbidez (TURB - NTU), profundidade (PROF - m), volume de água (VOL - %) e sólidos totais dissolvidos (STD - g/L).

Modelos de regressão múltipla identificaram as variáveis mais influenciadas pelo uso e ocupação da terra nos reservatórios (Tabela 3). A agricultura e o solo exposto mostraram uma relação positiva com nitrito, nitrogênio e turbidez. A ocupação humana também teve uma relação positiva com as concentrações de nitrogênio, bem como com o volume de água. Pastagem relacionada ao pH e volume de água. A vegetação aberta apresentou relação positiva com pH e nitrogênio, e a vegetação arbórea/arbustiva com pH e fósforo.

Tabela 3: Modelos de regressão múltipla entre o uso e ocupação da terra e as variáveis físicas e químicas nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).

Uso e ocupação da terra	Modelo	AIC	r^2	P-Valor
Agricultura	Agric ~ Nitrito + Nitrogênio + Turbidez	-1026	0.06	<0.0001
Ocupação humana	Ocup ~ Nitrogênio + Volume	-660	0.1	<0.0001
Pastagem	Past ~ Volume + pH	-323	0.05	0.0002
Solo exposto	Solo ~ Nitrito + Nitrogênio + Turbidez	-1010	0.15	<0.0001
Vegetação aberta	Veg.ab ~ pH+ Nitrogênio	-815	0.06	0.005

Vegetação arbórea/arbustiva	Veg.arb ~ pH + Fósforo	-507	0.11	<0.0001
-----------------------------	------------------------	------	------	---------

Impacto do uso e ocupação da terra na diversidade macrobentônica e produção secundária

Foram coletados 12607 macroinvertebrados bentônicos, distribuídos em 40 táxons (Material suplementar 2). Os táxons mais abundantes foram *Tanytarsus* (Van der Wulp 1874) representando 35% da abundância total, seguido por *Aedokritus* (Roback 1958) (17%), *Polypedilum* (Kieffer 1912) (13%) e *Goeldichironomus* (Fittkau 1965) (12%). A diversidade de Simpson (diversidade taxonômica) foi ligeiramente mais elevada nos usos dominantes de agricultura e vegetação arbórea/arbustiva, e menor em solo exposto. No entanto, não foram encontradas diferenças significativas para a diversidade de Simpson ($F_{5,271} = 1.2$; $P=0.2$). A entropia quadrática de Rao (diversidade funcional) foi menor do que a diversidade de Simpson. A variação da entropia quadrática de Rao entre as categorias de uso e ocupação da terra foi similar, com valor menor para solo exposto, mas sem diferenças significativas entre os usos ($F_{5,271} = 0.8$; $P=0.4$) entre as categorias de uso e ocupação da terra. A produção secundária diferiu significativamente entre os tipos de uso da terra ($F_{5,271}=2.4$; $P=0.04$), sendo maior nos pontos com agricultura dominante, seguida da vegetação arbórea/arbustiva e vegetação aberta (Figura 5).

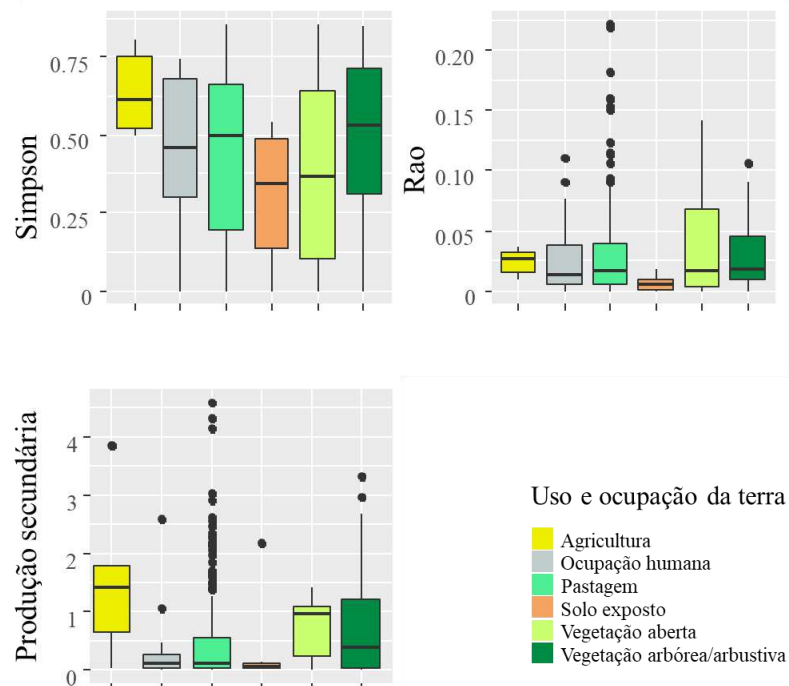


Figura 5: Diversidade de Simpson, entropia quadrática de Rao e produção secundária da macrofauna bentônica em relação ao uso e ocupação da terra nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).

Interações entre uso da terra, variáveis ambientais e comunidades bentônicas

As variáveis físicas e químicas da água selecionadas pelos modelos de regressão múltipla para cada categoria de uso e ocupação da terra foram utilizadas para construir os modelos explicativos SEM. A SEM mostrou que a agricultura teve influência direta e positiva no nitrogênio inorgânico dissolvido ($P < 0.001$) e na produção secundária ($P = 0.01$) (Figura 6). Os efeitos da agricultura na diversidade de Simpson foram mediados pelo nitrogênio que a influenciou negativamente ($P = 0.001$). A turbidez não foi significativamente influenciada pela agricultura, porém influenciou negativamente a diversidade de Simpson ($P < 0.001$).

Áreas de solo exposto foram direta e positivamente relacionadas à turbidez ($P < 0.001$) e nitrogênio inorgânico dissolvido ($P < 0.001$), que por sua vez mediou uma resposta negativa na diversidade de Simpson ($P < 0.001$). Enquanto o solo exposto estimulou uma resposta negativa direta na entropia quadrática de Rao ($P = 0.01$), também pode mediar um efeito positivo em Rao através do aumento da turbidez ($P = 0.01$). O nitrogênio inorgânico dissolvido estimulou uma produção secundária positiva ($P = 0.001$).

A ocupação antrópica teve efeito direto e negativo sobre o volume de água ($P = 0.001$) e nitrogênio inorgânico dissolvido ($P < 0.001$). Por outro lado, o volume de água influenciou positivamente a diversidade de Simpson ($P < 0.001$) e o nitrogênio inorgânico dissolvido, que por sua vez teve um impacto positivo na produção secundária ($P = 0.01$).

A pastagem apresentou relação direta e negativa com o volume de água ($P < 0.001$), que afetou negativamente o pH, por sua vez com efeito negativo na produção secundária (Fig. 6). O pH também afetou negativamente a diversidade de Simpson ($P < 0.001$).

Áreas de vegetação aberta influenciaram negativamente diretamente o pH ($P = 0.01$) e influenciaram positivamente o nitrogênio inorgânico dissolvido ($P < 0.001$) e a entropia quadrática de Rao ($P = 0.01$). O nitrogênio inorgânico dissolvido mediou uma resposta positiva da produção secundária ($P < 0.001$) enquanto influenciou negativamente a diversidade de Simpson ($P = 0.001$) juntamente com o pH ($P < 0.001$).

A vegetação arbórea/arbustiva teve relação direta e negativa com fósforo total ($P < 0.001$) e pH ($P = 0.01$). Por outro lado, o fósforo influenciou positivamente a produção secundária ($P < 0.001$), enquanto o pH impactou negativamente a diversidade de Simpson ($P < 0.001$) e a produção secundária ($P < 0.001$).

Em todos os modelos, houve um efeito positivo da diversidade de Simpson na entropia quadrática de Rao ($P < 0.001$) e na produção secundária ($P < 0.001$) (Figura 6). Todos os modelos gerados apresentaram um bom ajuste (RMSEA < 0.001 ; CFI = 1; TLI = 1).

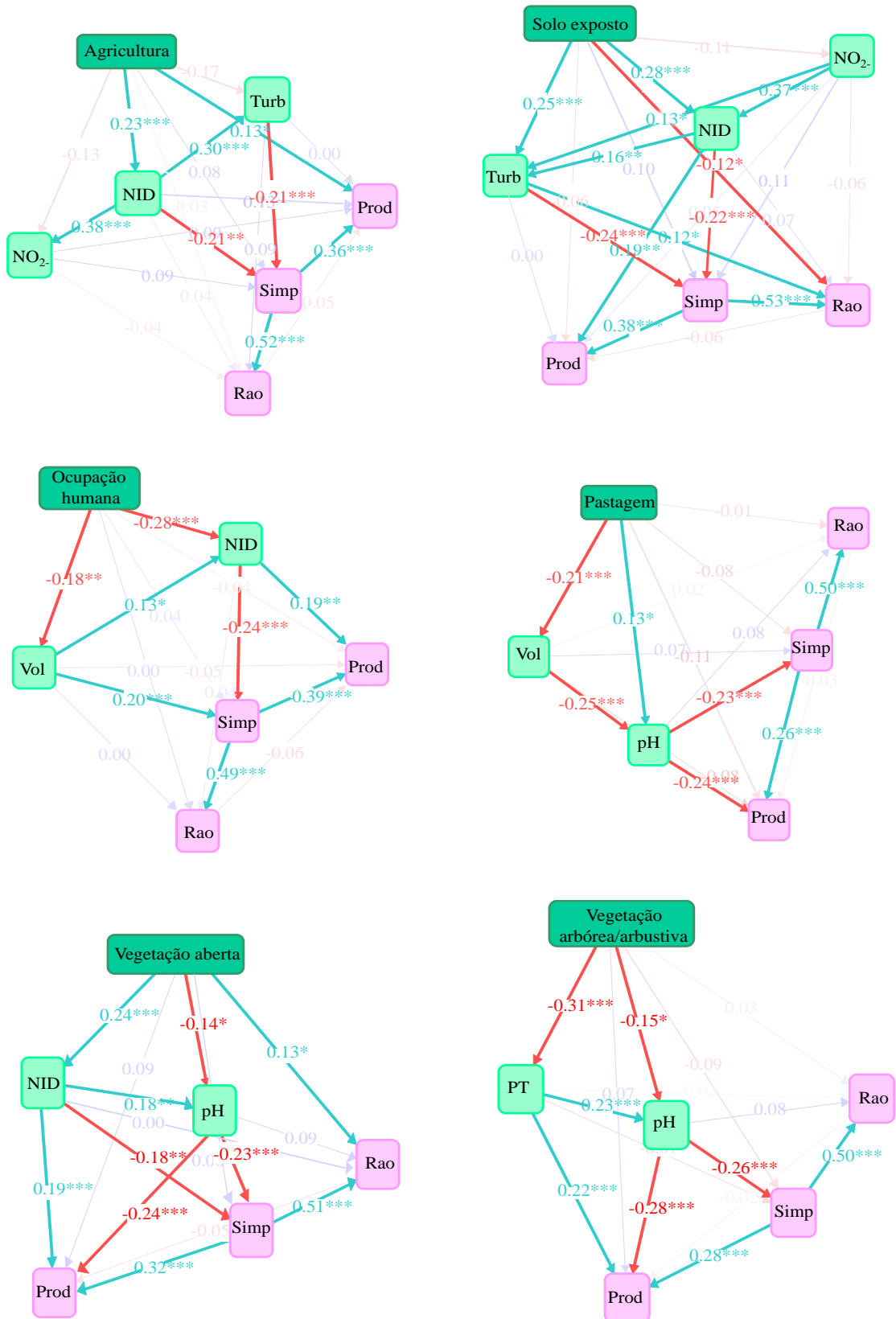


Figura 6: Modelo estrutural e coeficientes de correlação do uso e ocupação da terra sobre as variáveis físicas e químicas da água (pH, Vol=volume, NID=nitrogênio inorgânico dissolvido, PT=fósforo total, NO₂=nitrito, Turb=turbidez), e a diversidade de Simpson (Simp), entropia quadrática de Rao (Rao) e produção secundária (Prod) nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugi, Passagem das Trairas e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu). Níveis de significância *P= 0.01; **P=0.001; ***P <0.001. Linhas em azul indicam correlações positivas e linhas em vermelho correlações negativas.

Discussão

Efeito do uso e ocupação da terra sobre as variáveis físicas e químicas da água

Os resultados revelaram que o uso e ocupação da terra do tipo pastagem, agricultura, solo exposto e ocupação humana afetam diretamente a qualidade ambiental dos reservatórios. Essas atividades antrópicas influenciaram positivamente variáveis físicas e químicas indicadoras de impacto como turbidez, nitrogênio inorgânico dissolvido, amônia e pH, e negativamente o volume hídrico, corroborando assim com a primeira hipótese em estudo. Os reservatórios na maioria das vezes, são tidos como única fonte hídrica disponível, o que os torna foco principal para o desenvolvimento de atividades ligadas a subsistência. Assim como na grande maioria dos reservatórios brasileiros, a região do presente estudo apresenta deficiência em sistemas de tratamento de efluentes domésticos e industriais, tornando-se fontes de poluição dos sistemas aquáticos. Em ecossistemas com baixa conectividade como os reservatórios das regiões semiáridas, onde os rios são intermitentes, as atividades agrícolas, pecuária e ocupação humana são as principais fontes externas de nutrientes, aumentando a disponibilidade além das fontes naturais como plantas aquáticas, algas e o carreamento subsuperficial do solo (Kaiserli et al., 2002; Paula Filho et al., 2019; Barbosa et al., 2020). Um estudo recente mostrou que em reservatórios no semiárido brasileiro cerca de 75% das concentrações de nutrientes é de origem antrópica, superando 5 a 10 vezes as emissões naturais (Paula Filho et al., 2019). Quando disponibilizado em altas cargas, os nutrientes podem se acumular no sedimento, sendo liberados continuamente na coluna d'água por décadas, causando eutrofização e impedindo a recuperação da qualidade ambiental (Yu et al., 2017).

A diminuição do volume de água nos reservatórios e a falta de conectividade acentuou os impactos das atividades humanas, por exemplo através do aumento das concentrações de nutrientes e turbidez, devido à baixa diluição e mobilização ao longo do curso de água na região (Barbosa et al., 2020). Além dos fatores climáticos e hidrológicos que prevaleceram durante o estudo como a baixa pluviosidade, a exploração hídrica dos reservatórios para manutenção das atividades antrópicas aumentou o impacto sobre os ecossistemas. Como tal, os efeitos do uso e ocupação da terra sobre as variáveis físicas e químicas da água em reservatórios são modulados por uma combinação das atividades humanas, padrões de precipitação e propriedades da paisagem (Nobre et al., 2020).

As áreas de vegetação arbórea/arbustiva se mostraram importantes para melhoria da qualidade ambiental, tendo apresentado os valores mais baixos de concentrações fósforo total.

Essas áreas de vegetação ciliar também podem ser importantes para a manutenção do volume hídrico dos reservatórios, dado a sua capacidade de reter água. As áreas de vegetação aberta não apresentaram tanta eficiência, uma vez que se relacionaram positivamente com nitrogênio inorgânico dissolvido. A legislação brasileira estabelece Áreas de Preservação Permanente no entorno dos reservatórios de água artificial destinado a geração de energia ou abastecimento público, em uma faixa mínima de 30 metros e máxima de 100 metros em área rural, e mínima 15 metros e máxima de 30 metros em área urbana. Faixas de proteção com vegetação preservada são capazes de interceptar poluentes antrópicos e diminuir ou até mesmo evitar que alcancem os ecossistemas aquáticos (Mayer et al., 2007). Os nossos resultados confirmaram a importância de manter a vegetação florestal e demonstraram a fragilidade dos reservatórios ao cumprimento da legislação, uma vez que a maioria não atendeu a Área de Preservação Permanente. Como resultado dessa deficiência, obteve-se na generalidade uma menor diversidade nos reservatórios. Esse resultado indica que medidas de manejo e gestão devem ser tomadas para minimizar os efeitos do uso e ocupação antrópicos. Por outro lado, embora o nosso objetivo se restringisse ao impacto do uso e ocupação da terra na margem (50m) dos reservatórios, vale ressaltar que os efeitos do uso ao longo em toda bacia hidrográfica têm influência sobre a qualidade da água nos reservatórios. No entanto, a preservação de pelo menos 25% da área de toda bacia hidrográfica seria suficiente para melhorar a qualidade da água nos cursos de água doce, segundo Nobre et al. (2020).

Efeitos diretos e indiretos do uso e ocupação da terra sobre a comunidade macrobentônica

A maioria dos usos e ocupação da terra (solo exposto, pastagem e ocupação humana), influenciou negativamente a diversidade taxonômica e funcional da comunidade macrobentônica, direta ou indiretamente (mediada por variáveis físicas e químicas), confirmando em partes a segunda hipótese em estudo. O uso e ocupação da terra pode modificar as características dos ecossistemas aquáticos, como a disponibilidade de recursos e seus parâmetros ambientais, conforme mostrado neste estudo. Estas mudanças impactam as comunidades macrobentônicas (Reis Oliveira et al., 2020), o que se traduziu em uma diminuição da diversidade e produção para o presente estudo. Ainda assim, o resultado do uso e ocupação da terra nem sempre foi negativo em relação ao impacto antrópico, como visto para a agricultura. A diversidade de Simpson e a produção secundária foram geralmente maiores nos locais com agricultura dominante. Isso pode estar relacionado com a hipótese de perturbação

intermediária, onde comunidades que sofrem perturbações em níveis intermediários tendem a ter maior diversidade, com maior chance de sobrevivência de espécies (Connell, 1978). De fato, a produção secundária foi influenciada de forma direta e positiva pela agricultura, mas, em geral, a produção foi influenciada positivamente pelos nutrientes (fósforo total e nitrogênio inorgânico dissolvido) bem como para outros tipos de uso e ocupação da terra. Os nutrientes são essenciais para o crescimento biológico e podem estimular a produção em sistemas empobrecidos (Dolbeth et al., 2012). Esse aumento da produção secundária nos reservatórios pode ser devido ao crescimento populacional de espécies bentônicas generalistas e tolerantes a impactos, o que pode levar ao empobrecimento funcional do ecossistema (Dolbeth et al., 2015).

A diversidade taxonômica (Simpson) teve uma relação negativa com as concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido e turbidez, cujo aumento geralmente indica eutrofização. A eutrofização pode afetar diretamente a diversidade das comunidades aquáticas, causando anoxia, alterações nas interações tróficas ou até proliferação de algas resultando na perda de espécies (Paerl e Otten, 2013; Howard et al., 2021). Jovem-Azevêdo et al. (2020) testaram diferentes cenários de reabilitação para os mesmos reservatórios deste estudo, considerando a melhoria da qualidade da água em relação à eutrofização. Esses cenários de reabilitação resultaram em diminuição do status trófico da água, aumento da diversidade taxonômica e expansão da área ocupada por táxons sensíveis, antes restritos espacialmente.

Por outro lado, reservatórios semiáridos que enfrentam secas extremas tendem a apresentar baixa diversidade de macroinvertebrados bentônicos (Melo et al., 2022). O reduzido volume de água combinado com altas concentrações de potenciais estressores, como nutrientes, pode resultar em uma comunidade macrobentônica menos diversa com predominância de características funcionais que conferem resistência a impactos (Melo et al., 2022; Paiva et al., 2023). A ocupação humana e a pastagem foram os tipos de uso da terra com relação mais negativa com o volume de água. Um volume reduzido leva à homogeneização das partículas do sedimento, diminuindo os microhabitats e influenciando a diversidade (Paiva et al., 2018).

A menor diversidade taxonômica e funcional e produção secundária foi encontrada nos locais com solo exposto dominante, que apresentou as maiores concentrações de nitrogênio e sólidos totais dissolvidos, com um efeito de eutrofização. Foi possível perceber que as áreas de solo exposto margem aos reservatórios foram áreas outrora cultivadas, tendo em vista as demarcações no solo padronizadas, semelhantes as áreas cultivadas. Possivelmente, essas áreas se tornaram impróprias para o cultivo em virtude do esgotamento do solo. A diminuição da diversidade taxonômica e funcional nessas áreas podem indicar que comunidades de macroinvertebrados bentônicos expostas a alto grau de trofia ao longo de uma escala de tempo,

podem se tornar menos diversa taxonomicamente e funcionalmente, com diminuição da produção secundária.

A vegetação arbórea/arbustiva diminuiu positivamente a condição trófica dos reservatórios, enquanto o oposto foi encontrado na vegetação aberta. Estudo realizado por Azevêdo et al. (2022) reforçaram que a mata ciliar promove o aumento da diversidade taxonômica dos macroinvertebrados bentônicos nos reservatórios. Isso demonstra que a conservação da mata ciliar nos reservatórios pode contribuir para a diminuição dos impactos na qualidade da água e dos sedimentos, além de refletir positivamente na diversidade da comunidade macrobentônica. Os resultados do presente estudo podem apoiar descobertas anteriores sobre a restauração da mata ciliar e seus efeitos benéficos nas comunidades aquáticas e nos processos por elas sustentados (Gucker et al., 2011).

Conclusões

O uso e ocupação da terra de pastagem, agricultura, solo exposto e ocupação humana influenciou positivamente o impacto nos reservatórios, através de alterações nas variáveis físicas e químicas da água e efeito negativo no volume hídrico. As áreas de vegetação arbórea/arbustiva foram potencialmente positivas para a melhoria da qualidade ambiental. Os usos de pastagem, solo exposto e ocupação humana influenciaram negativamente de forma direta ou indiretamente (mediado pelas variáveis físicas e químicas) a diversidade taxonômica e funcional macrobentônica. Contudo, a diversidade taxonômica e a produção secundária foram maiores nos locais com agricultura dominante, devido ao crescimento populacional de organismos generalistas e tolerantes.

Os resultados apontam para a necessidade do cumprimento da legislação ambiental, e a preservação das Áreas de Proteção Permanente margem aos reservatórios. Assim, os efeitos da vegetação mediados na melhoria da qualidade ambiental nos reservatórios podem influenciar positivamente a diversidade dos macroinvertebrados bentônicos e o processo de produção secundária. Finalmente, os resultados mostraram que os efeitos do uso e ocupação antrópicos nos reservatórios associados a diminuição do volume hídrico e aumento da condição trófica podem resultar na redução da diversidade taxonômica e funcional da comunidade macrobentônica, com consequências negativas em processos sustentados pela comunidade, podendo se propagar a nível de serviços ecossistêmicos.

Referências

- Armitage, P. D., Pinder, L. C., & Cranston, P. S. (Eds.). (2012). *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Springer Science & Business Media.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control*, 19(6), 716-723.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Anderson, D. R. (2008). *Model based inference in the life sciences: a primer on evidence* (Vol. 31). New York: Springer.
- APHA (American Public Health Association), 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21 Ed. Washington, DC, 1200 p.
- Araújo, J. C. (2003). Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. *RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8, 39-56.
- Arreguín-Sánchez, F. (2014). Measuring resilience in aquatic trophic networks from supply–demand-of-energy relationships. *Ecological Modelling*, 272, 271-276.
- Azevêdo, E. D. L., Alves, R. R. N., Dias, T. L. P., Álvaro, É. L. F., Barbosa, J. E. D. L., & Molozzi, J. (2022). Perception of the local community: What is their relationship with environmental quality indicators of reservoirs?. *Plos one*, 17(1), e0261945.
- Azevêdo, E., de Lucena Barbosa, J. E., Viana, L. G., Anacleto, M. J. P., Callisto, M., & Molozzi, J. (2017). Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. *Environmental monitoring and assessment*, 189(2), 65.
- Barbosa, V. V., Severiano, J. D. S., de Oliveira, D. A., & de Lucena Barbosa, J. E. (2020). Influence of submerged macrophytes on phosphorus in a eutrophic reservoir in a semiarid region. *Journal of Limnology*, 79(2).
- Benke, A. C., & Huryn, A. D. (2007). Secondary production of macroinvertebrates. *In Methods in stream ecology* (pp. 691-710). Academic Press.
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., ... & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, 11(7), e03184.

Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of vegetation science*, 16(5), 533-540.

Brey, T. (2001). *Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook*. <http://www.awi-bremerhaven.de/Benthic/Ecosystem/FoodWeb/Handbook/main.html>. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.

Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, 48(5), 1079-1087.

Calapez, A. R., Branco, P., Santos, J. M., Ferreira, T., Hein, T., Brito, A. G., & Feio, M. J. (2017). Macroinvertebrate short-term responses to flow variation and oxygen depletion: a mesocosm approach. *Science of the Total Environment*, 599, 1202-1212.

Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71-82.

Carvalho, A. L., & Calil, E. R. (2000). Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. *Papéis avulsos de Zoologia*, 41(15), 223-241.

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302-1310.

Cunha, A. P. M., Zeri, M., Deusdará Leal, K., Costa, L., Cuartas, L. A., Marengo, J. A., ... & Ribeiro-Neto, G. (2019). Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. *Atmosphere*, 10(11), 642.

Dolbeth, M., Cusson, M., Sousa, R., & Pardal, M. A. (2012). Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(7), 1230-1253.

Dolbeth, M., Dolédec, S., & Pardal, M. Â. (2015). Relationship between functional diversity and benthic secondary production in a disturbed estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 539, 33-46.

Dolbeth, M., Lillebø, A. I., Cardoso, P. G., Ferreira, S. M., & Pardal, M. A. (2005). Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: an evaluation of the estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 326(2), 115-127.

Everall, N. C., Johnson, M. F., Wood, P., Paisley, M. F., Trigg, D. J., & Farmer, A. (2019). Macroinvertebrate community structure as an indicator of phosphorus enrichment in rivers. *Ecological Indicators*, 107, 105619.

- Fernández, H., & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.
- Ferreira, C. G. T., Oliveira, R. C. D., Valls, J. F. M., & Loiola, M. I. B. D. (2009). Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. *Hoehnea*, 36, 679-707.
- Firmiano, K. R., Castro, D. M., Linares, M. S., & Callisto, M. (2021). Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of the Total Environment*, 753, 141865.
- García-Girón, J., Tolonen, K. T., Soininen, J., Snåre, H., Pajunen, V., & Heino, J. (2022). Anthropogenic land-use impacts on the size structure of macroinvertebrate assemblages are jointly modulated by local conditions and spatial processes. *Environmental Research*, 204, 112055.
- Gomes, W. I. A., da Silva Jovem-Azevêdo, D., Paiva, F. F., Milesi, S. V., & Molozzi, J. (2018). Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. *Ecological Indicators*, 93, 404-410.
- Gossner, M. M., Lade, P., Rohland, A., Sichert, N., Kahl, T., Bauhus, J., ... & Petermann, J. S. (2016). Effects of management on aquatic tree-hole communities in temperate forests are mediated by detritus amount and water chemistry. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 213-226.
- Grooten, M., & Almond, R. E. (2018). *Living planet report-2018: aiming higher*. WWF international.
- Gücker, B., Brauns, M., Solimini, A. G., Voss, M., Walz, N., & Pusch, M. T. (2011). Urban stressors alter the trophic basis of secondary production in an agricultural stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(1), 74-88.
- Gusmao, J. B., Brauko, K. M., Eriksson, B. K., & Lana, P. C. (2016). Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators*, 66, 65-75.
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., ... & Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1), 3-13.
- Howard, M. D., Kudela, R. M., Hayashi, K., Tatters, A. O., Caron, D. A., Theroux, S., ... & Laughrey, Z. (2021). Multiple co-occurring and persistently detected cyanotoxins and associated cyanobacteria in adjacent California lakes. *Toxicon*, 192, 1-14.

- Hu, L. T., & Bentler, P. M. (1999). Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: Conventional criteria versus new alternatives. *Structural equation modeling: a multidisciplinary journal*, 6(1), 1-55.
- Huang, C., Huang, X., Peng, C., Zhou, Z., Teng, M., & Wang, P. (2019). Land use/cover change in the Three Gorges Reservoir area, China: Reconciling the land use conflicts between development and protection. *Catena*, 175, 388-399.
- Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J. F., Azevêdo, E. L., Gomes, W. I. A., Molozzi, J., & Feio, M. J. (2019). Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. *Journal of arid environments*, 164, 12-22.
- Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J. F., Molozzi, J., & Feio, M. J. (2020). Rehabilitation scenarios for reservoirs: Predicting their effect on invertebrate communities through machine learning. *River Research and Applications*, 36(7), 1109-1123.
- Junger, P. C., Dantas, F. D. C. C., Nobre, R. L. G., Kosten, S., Venticinque, E. M., de Carvalho Araújo, F., ... & Amado, A. M. (2019). Effects of seasonality, trophic state and landscape properties on CO₂ saturation in low-latitude lakes and reservoirs. *Science of the Total Environment*, 664, 283-295.
- Kaiserli, A., Voutsas, D., & Samara, C. (2002). Phosphorus fractionation in lake sediments—Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, 46(8), 1147-1155.
- Lakhloufi, M. Y., Lamchouri, F., El Haisoufi, M., Boulfia, M., Zalaghi, A., & Toufik, H. (2021). Evaluation of anthropic activities impact through the monitoring of aquatic fauna on Oued Lârbaa in Taza City of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(3), 1-16.
- Lawler, J. J., Lewis, D. J., Nelson, E., Plantinga, A. J., Polasky, S., Withey, J. C., ... & Radeloff, V. C. (2014). Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(20), 7492-7497.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., ... & Pinay, G. (2019). Eutrophication: a new wine in an old bottle?. *Science of the Total Environment*, 651, 1-11.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Leps, J., de Bello, F., Lavorel, S., & Berman, S. (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*, 78(4), 481-501.

Leung, J. Y. (2015). Habitat heterogeneity affects ecological functions of macrobenthic communities in a mangrove: Implication for the impact of restoration and afforestation. *Global Ecology and Conservation*, 4, 423-433.

Linares, M. S., Callisto, M., & Marques, J. C. (2018). Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. *Science of the Total Environment*, 613, 1543-1550.

Liu, Z., Zhou, T., Heino, J., Castro, D. M., Cui, Y., Li, Z., ... & Xie, Z. (2022). Land conversion induced by urbanization leads to taxonomic and functional homogenization of a river macroinvertebrate metacommunity. *Science of The Total Environment*, 825, 153940.

Marengo, J. A., Cunha, A. P., & Alves, L. M. (2016). A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. *Revista Climanalise*, 3(1), 49-54
Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of environmental quality*, 36(4), 1172-1180.

Melo, D. B., Dolbeth, M., Paiva, F. F., & Molozzi, J. (2022). Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semiarid region. *Science of The Total Environment*, 821, 153053.

Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.

Molozzi, J., França, J. S., Araujo, T. L., Viana, T. H., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2011). Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. Iheringia. *Série Zoologia*, 101, 191-199.

Naime, R. H., & Spilki, F. R. (2012). *Preservação ambiental e o caso especial do manejo de resíduos de laboratório: conceitos gerais e aplicados*. Editora Feevale.

Nobre, R. L. G., Caliman, A., Cabral, C. R., de Carvalho Araújo, F., Guerin, J., Dantas, F. D. C. C., Quesado, L. B., Venticinque, E. M., Guariento, R. D., Amado, A. M., Kelly, P., Vanni, M. J., & Carneiro, L. S. (2020). Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Science of the Total Environment*, 716, 137044.

Oliver, T. H., & Morecroft, M. D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 5(3), 317-335.

Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, 65(4), 995-1010.

- Paiva, F. F., de Melo, D. B., Dolbeth, M., & Molozzi, J. (2023). Functional threshold responses of benthic macroinvertebrates to environmental stressors in reservoirs. *Journal of Environmental Management*, 329, 116970.
- Paiva, F. F., Gomes, W. I. A., Medeiros, C. R., Álvaro, É. L. F., Ribeiro, I. M. S., & Molozzi, J. (2018). Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semiarid reservoirs. *Limnetica*, 37(2), 187-198.
- Paula Filho, F. J., de Sá Sampaio, A. D., Menezes, J. M. C., da Costa, C. T. F., & Santiago, M. O. (2019). Land uses, Nitrogen and Phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. *Journal of Arid Environments*, 163, 41-49.
- Peterson, A. (1960). *Larvae of insects. An introduction to nearctic species*. Part II. Ohio State University, Ohio. 416p.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 730-755.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.
- Reis Oliveira, P. C., Kraak, M. H., Pena-Ortiz, M., van der Geest, H. G., & Verdonchot, P. F. (2020). Responses of macroinvertebrate communities to land use specific sediment food and habitat characteristics in lowland streams. *Science of the total environment*, 703, 135060.
- Revelle, W., & Revelle, M. W. (2015). Package 'psych'. *The comprehensive R archive network*, 337, 338.
- Rodrigues, C., & Fidélis, T. (2019). The integration of land use in public water reservoirs plans—A critical analysis of the regulatory approaches used for the protection of banks. *Land Use Policy*, 81, 762-775.
- Sala, O. E. (1995). Human-induced perturbations biodiversity, [in:] HA Mooney, J. Lubchenco, R. Dirzo, OE Sala. *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 318-325.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Schneid, B. P., Anderson, C. J., & Feminella, J. W. (2017). The influence of low-intensity watershed development on the hydrology, geomorphology, physicochemistry and macroinvertebrate diversity of small coastal plains streams. *Ecological Engineering*, 108, 380-390.

Serra, S. R., Cobo, F., Graca, M. A., Doldec, S., & Feio, M. J. (2016). Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecological indicators*, 61, 282-292.

Shipley, B. (2009). Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology*, 90(2), 363-368.

Silva, D. R., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Macedo, D. R., & Callisto, M. (2018). Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrates. *Journal of Great Lakes Research*, 44, 187-214.

macić, D., Simić, S., Ostojić, A., ... & Buzhdygan, O. Y. (2021). Direct, water-chemistry mediated, and cascading effects of human-impact intensification on multitrophic biodiversity in ponds. *Aquatic Ecology*, 55, 187-214.

Toledo, C. E., & Alcántara, N. R. (2019). Sensitivity of hydrological connectivity in a semiarid basin with a high-density reservoir network. *Revista Ambiente & Água*, 14.

Tomanova, S., & Usseglio-Polatera, P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology-Archiv fur Hydrobiologie*, 170(3), 243-256.

Trivinho-Strixino, S., & Strixino, G. (1995). *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros*.

Tweedley, J. R., Warwick, R. M., Valesini, F. J., Platell, M. E., & Potter, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1210-1221.

United States Geological Survey (USGS). 2014. *Global Visualization Viewer*. Available in: <http://glovis.usgs.gov/>. Accessed 06 Jan 2021.

United States Geological Survey (USGS). 2016. *Using the USGS Landsat 8 Product*. Available in: <http://landsat.usgs.gov/usingusgs-landsat-8-product/>. Accessed 06 Jan 2021.

Velloso, A. L., Sampaio, E. V. S. B., & Pareyn, F. G. C. (2002). Ecorregiões: propostas para o bioma caatinga; resultados do seminário de planejamento ecorregional da caatinga. Recife, Associação Plantas do Nordeste, *The Nature Conservancy do Brasil*.

- Vieira, N. K., Poff, N. L., Carlisle, D. M., Moulton, S. R., Koski, M. L., & Kondratieff, B. C. (2006). A database of lotic invertebrate traits for North America. *US Geological Survey Data Series*, 187, 1-15.
- Villéger, S., Grenouillet, G., & Brosse, S. (2014). Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Global ecology and biogeography*, 23(12), 1450-1460.
- Wang, Y. I., Naumann, U., Wright, S. T., & Warton, D. I. (2012). mvabund—an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 471-474.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.
- Wildsmith, M. D., Rose, T. H., Potter, I. C., Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 525-538.
- Yu, J., Ding, S., Zhong, J., Fan, C., Chen, Q., Yin, H., ... & Zhang, Y. (2017). Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface. *Science of the Total Environment*, 592, 662-673.
- Zhang, Y., Leung, J. Y., Zhang, Y., Cai, Y., Zhang, Z., & Li, K. (2021). Agricultural activities compromise ecosystem health and functioning of rivers: Insights from multivariate and multimetric analyses of macroinvertebrate assemblages. *Environmental Pollution*, 275, 116655.

Material suplementar

Material suplementar 1: Valores dos eixos, inercia e explicabilidade (soma dos eixos dividido pela inercia) da análise de CCA entre as variáveis físicas e químicas da água e o uso e ocupação da terra nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).

	Eixo 1	Eixo 2	Inercia	% Explicabilidade
50 metros	0,17384	0,12731	0,52392	57%
100 metros	0,16700	0,10377	0,52392	51%

Material suplementar 2: Abundância total e proporção em relação à comunidade de macroinvertebrados bentônicos da classe Insecta nos anos de 2014 e 2019 para nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba) e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).

Taxa	Abundância total	Proporção
INSECTA		
Diptera		
Chaoboridae	48	0,4%
Ceratopogonidae	377	3%
Muscidae	2	0,02%
Tabanidae	2	0,02%
Chironomidae		
Chironominae		
<i>Aedokritus</i> (Roback 1958)	2129	17%
<i>Asheum</i> (Sublette 1964)	588	5%
<i>Cladopelma</i> (Kieffer 1921)	47	0,4%
<i>Chironomus</i> (Meigen 1803)	94	1%
<i>Dicrotendipes</i> (Kieffer 1913)	254	2%
<i>Fissimentum</i> (Cranston e Nolte 1996)	169	1%
<i>Goeldichironomus</i> (Fittkau 1965)	1473	12%
<i>Parachironomus</i> (Lenz 1921)	29	0,2%
<i>Pelomus</i> (Reis 1989)	85	1%
<i>Polypedilum</i> (Kieffer 1912)	1595	13%
<i>Tanytarsus</i> (Van der Wulp 1874)	4399	35%
<i>Saetheria</i> (Jackson 1977)	70	1%
<i>Zavreliella</i> (Kieffer, 1920)	4	0,03%
Tanypodinae		
<i>Ablabesmyia</i> (Johannsen 1905)	75	1%
<i>Coelotanypus</i> (Kieffer 1913)	744	6%
<i>Clinotanypus</i> (Kieffer 1913)	19	0,2%
<i>Djalmabatista</i> (Fittkau, 1968)	138	1%
<i>Labrundinia</i> (Fittkau, 1962)	2	0,02%
<i>Larsia</i> (Fittkau 1962)	15	0,1%
<i>Procladius</i> (Skuse, 1889)	14	0,1%
<i>Tanypus</i> (Meigen, 1803)	60	0,5%

Coleoptera		
Dytiscidae	2	0,02%
Elmidae	1	0,01%
Gyrinidae	13	0,1%
Hydrophilidae	8	0,1%
Ephemeroptera		
Baetidae	2	0,02%
Caenidae	17	0,1%
Ephemeridae	1	0,01%
Polymirtacydae	32	0,3%
Hemiptera		
Corixidae	16	0,1%
Odonata		
Coenagrionidae	15	0,1%
Gomphidae	29	0,2%
Libellulidae	27	0,2%
Trichoptera		
Hydroptilidae	4	0,03%
Leptoceridae	3	0,02%
Polycentropodidae	5	0,04%

**3 CAPÍTULO II - RESPOSTAS DO LIMAR FUNCIONAL DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS A ESTRESSORES AMBIENTAIS
EM RESERVATÓRIOS**



Respostas do limiar funcional de macroinvertebrados bentônicos a estressores ambientais em reservatórios

PAIVA, F. F.^{1*}; MELO, D. B.¹; DOLBETH, D.²; MOLOZZI, J.³

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº 351, Bairro Universitário, Complexo Três Marias, CEP 58429-500, Campina Grande - Paraíba, Brasil.

²Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental - Universidade do Porto. Rua dos Bragas, nº 289, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, 4050-123, Matosinhos, Porto - Portugal.

³Departamento de Biologia/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação- Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº 351, Bairro Universitário, Complexo Três Marias, CEP 58429-500, Campina Grande - Paraíba, Brasil.

*Autor correspondente, E-mail: franciely.paiva@aluno.uepb.edu.br; Telefone: +55 (83) 98611-1028

Manuscrito publicado na **Journal of Environmental Management**, v. 329, p. 116970, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116970>

Qualis A1, Fator de impacto 8.91, CiteScore 11.4

Destaques

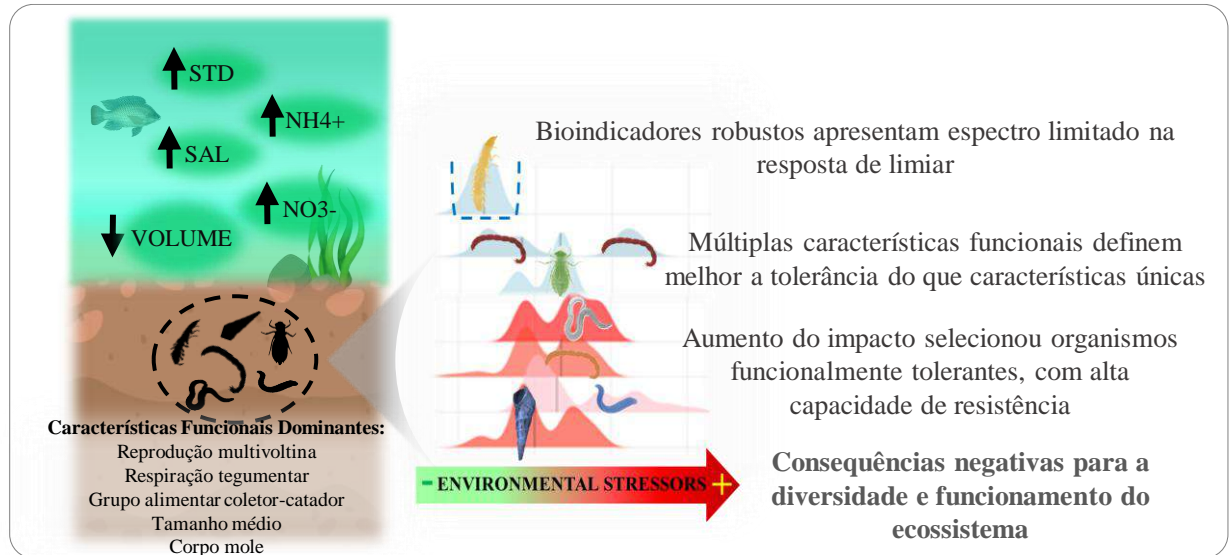
- Os reservatórios são afetados por atividades antrópicas e secas extremas.
- As respostas do limiar funcional da macrofauna bentônica são eficazes no monitoramento do impacto.
- Macroinvertebrados com características tolerantes foram selecionados com impacto crescente.
- Organismos com características sensíveis podem desenvolver estratégias para sobreviver a um maior impacto.
- O aumento do impacto resulta em características funcionais de baixa capacidade de recolonização pós-distúrbio.

Resumo

Os reservatórios são ecossistemas aquáticos criados pelo homem para suprir as necessidades de água. Eles podem prejudicar a diversidade aquática devido à falta de conectividade, volume reduzido de água e pressões exercidas pelas atividades humanas ao redor. Espera-se que essas mudanças produzam flutuações abruptas no ambiente dos reservatórios, influenciando assim a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas. Portanto, este estudo teve como objetivo entender o impacto de uma série de estressores ambientais em reservatórios em macroinvertebrados bentônicos, analisando sua resposta de limiar funcional. Dados biológicos foram coletados em seis reservatórios da região semiárida do Nordeste do Brasil, como estudo de caso. Foi coletado um total de 37874 macroinvertebrados bentônicos pertencentes a 35 táxons. No entanto, quase 90% dessa abundância pertenceu a apenas três espécies, consideradas generalistas, com reprodução multivoltina e do grupo alimentar coletor-catador. Aumentos nos estressores ambientais, como salinidade, nitrato, amônia e sólidos dissolvidos, levaram à seleção de macroinvertebrados com características específicas (por exemplo, corpo protegido, respiração branquial e tamanho corporal grande). Essas características funcionais apresentaram diferenças em seus limiares de resposta dependendo dos estressores e são indicadores dos efeitos desses estressores nos reservatórios. Algumas das potenciais características sensíveis (com uma resposta de limiar negativa ao estressor) também podem se associar a outros estressores, demonstrando que a tolerância dos macroinvertebrados bentônicos é definida por um conjunto de características funcionais. No geral, o aumento dos gradientes de estressores selecionou organismos funcionalmente tolerantes com alta capacidade de resistência, mas estes foram representados por espécies dominantes. Isso resultou em baixa diversidade nos reservatórios, o que pode comprometer o funcionamento do ecossistema, e gera preocupações sobre o manejo adequado dos sistemas.

Palavras-chaves: Macrofauna bentônica; Bioindicadores; Semiárido; Gradientes de impacto; Características funcionais.

Resumo gráfico



Introdução

Os ecossistemas aquáticos de água doce possuem alta biodiversidade e são indispensáveis para fornecer recursos naturais aos seres humanos (Vörösmarty et al., 2010). Devido às pressões exercidas pelas populações humanas, esses ecossistemas são regularmente ameaçados pela superexploração de seus recursos naturais (Lakhloufi et al., 2021). A mudança climática está colocando pressão adicional sobre esses sistemas. O aumento da temperatura e a frequência de eventos extremos, como inundações, secas ou ondas de calor, irão exacerbar os impactos negativos das atividades humanas em curso devido a mudanças no fluxo dos rios, com a expectativa de que rios perenes sejam convertidos em rios intermitentes em muitas regiões do planeta (Lee et al., 2012). Diante de cenários de mudanças climáticas e escassez de água, os gestores de recursos hídricos precisam implementar planos de manejo que atendam às necessidades humanas e, ao mesmo tempo, mantenham a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos de água doce (Richter et al., 2003; Rivaes et al., 2022).

Ao contrário dos lagos naturais, os reservatórios são criados pelo homem, usando a água captada dos rios e drenada pela construção de barragens, o que modifica uma gama de fatores bióticos (por exemplo, estrutura de comunidades aquáticas) e abióticos (por exemplo, variáveis físicas e químicas da água) (Barbosa et al. 2012; Krajenbrink et al., 2019; Nobre et al., 2020; Barbosa et al., 2021). O represamento de rios para construção de reservatórios é feito em todo

o mundo devido à escassez de água, para armazenar água para geração de energia, abastecimento humano, irrigação e dessedentação animal (Vörösmarty e Sahagian, 2000; Araújo, 2003; Tundisi et al., 2008; Lee et al., 2012; Rodrigues e Fidélis, 2019). Os reservatórios podem ameaçar a diversidade aquática devido à falta de conectividade, diminuição do volume de água e pressões antrópicas de populações humanas que residem cada vez mais próximas a esses sistemas (Azevêdo et al., 2017; Melo et al., 2022). No entanto, também podem representar uma possibilidade de refúgio para espécies sob estresse ambiental, principalmente em regiões semiáridas onde os rios são intermitentes (Barbosa et al. 2012). Compreender e avaliar os impactos ambientais nesses ambientes aquáticos é, portanto, fundamental para sua conservação e gestão. Para tanto, o monitoramento de sua qualidade ecológica sob diferentes estressores torna-se imperativo para garantir sua integridade ecológica.

O monitoramento de reservatórios aquáticos tem sido tradicionalmente baseado na medição de variáveis físicas e químicas e organismos aquáticos bioindicadores (Lakhloufi et al., 2021). Macroinvertebrados bentônicos são bons indicadores devido às suas características de história de vida, como um ciclo de vida longo o suficiente para refletir mudanças ambientais, alta abundância e diversidade (Naime e Spilki, 2012; Calapez et al., 2017; Everall et al., 2019). Sua persistência requer condições ambientais ótimas que variam dependendo da capacidade da espécie de lidar com essas condições e, portanto, reflete em sua sensibilidade ou tolerância a diferentes gradientes de estressores ambientais (Everall et al., 2019; Lakhloufi et al., 2021). A viabilidade das populações de espécies sob tais gradientes depende de suas características, expressas através de diferenças no modo de vida, morfologia, estratégia alimentar, reprodução, entre outras, que podem permitir que elas se adaptem (ou não) aos impactos, gerando diferentes respostas biológicas (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Firmiano et al., 2021, Melo et al. 2022). Assim, os estudos abordando abordagens baseadas em características para avaliar a qualidade dos ecossistemas aquáticos têm aumentado (Everall et al., 2019; Krajenbrink et al., 2019; Jovem-Azevêdo et al., 2020; Lakhloufi et al., 2021). No geral, características ligadas à proteção do corpo, reprodução e respiração pareciam bons candidatos para detectar mudanças ambientais (Ding et al., 2017; Firmiano et al., 2021; Melo et al., 2022). No entanto, essas informações ainda não estão sistematizadas para gradientes de estressores ambientais dentro dos reservatórios. Além disso, essas informações não estão organizadas para definir pontos de inflexão com base em características que possam auxiliar na gestão e no entendimento das repercussões funcionais de tais mudanças.

Qualquer mudança mensurável em uma variável ambiental, seja química, física ou biológica, pode ser considerada um estressor (Perujo et al., 2021). Para a comunidade macrobentônica, estressores ambientais podem atuar como filtros para selecionar espécies com características que permitam sua sobrevivência sob condições locais (Firmiano et al., 2021). Por outro lado, a resposta de uma comunidade aos gradientes de estressores ambientais depende do limite de tolerância de cada táxon no contexto local (Baker e King, 2010), influenciado por múltiplos fatores e suas interações. Os limiares de tolerância dos organismos são definidos como a mudança abrupta em sua abundância e frequência em resposta à mudança de fatores ambientais (Huggett, 2005). A resposta limiar de macroinvertebrados bentônicos a gradientes de estressores ambientais tem sido explorada para monitoramento de rios (Leps et al., 2016; Nguyen et al., 2018; Ramulifho et al., 2020; Firmiano et al., 2021) como ferramentas para auxiliar na gestão e conservação desses ecossistemas. Para reservatórios, esse tipo de abordagem ainda foi pouco explorado, principalmente focada na resposta funcional.

O objetivo deste estudo foi avaliar a resposta do limiar funcional de macroinvertebrados bentônicos a gradientes de estressores ambientais para reservatórios semiáridos, que naturalmente enfrentam desafios relacionados a mudanças abruptas no nível da água. Esta abordagem permitirá identificar os traços funcionais que melhor identificam o impacto dos estressores e quais são as implicações em termos de funcionamento e configuração da comunidade. Esses gradientes refletem as condições atuais do reservatório, com um amplo espectro de condições físicas e químicas da água, dados os diferentes níveis de impacto antrópico e climático, refletindo um cenário de seca extrema (Jovem-Azevêdo et al., 2020; Melo et al., 2022). A hipótese em estudo é que o aumento do impacto selecionará organismos tolerantes com características generalistas, ou seja, espectros específicos de resposta do limiar em relação ao gradiente de estressores, como resultado da filtragem do habitat. Quanto à identidade dessas características, as previsões e justificativas são detalhadas na Tabela 1. Dessa forma, esta pesquisa busca identificar as principais respostas de limiar funcional aos estressores ambientais (Kovalenko et al., 2014), considerando quando e como o funcionamento da comunidade pode ser afetado, e fornecem uma ferramenta que pode ser usada para uma melhor gestão dos ecossistemas do reservatório.

Tabela 1: Respostas previstas de características funcionais de macroinvertebrados bentônicos de acordo com um gradiente crescente de estressores ambientais. (+) frequência aumentada da característica, (-) frequência diminuída da característica.

Característica funcional	Predição	Justificativa
Grupos tróficos alimentares	+ Coletor-catador - Coletor-filtrador - Fragmentador - Predador	Ambiente com menor nível de trofia favorece organismos do tipo predador, já ambientes com maior nível de trofia favorece os coletores-catadores (Gomes et al., 2018).
Modo de respiração	- Tegumentar - Branquial + Ar	O aumento da temperatura diminui as concentrações de oxigênio dissolvido na água (Chessman, 2015).
Voltinismo	- Univoltina + Multivoltina	Temperaturas mais altas favorece espécies com mais ciclos reprodutivos ao ano (Feio et al., 2015).
Tamanho do corpo	+ Muito pequeno + Pequeno - Médio - Grande	Indivíduos com tamanho de corpo menor geralmente apresentam crescimento rápido e alta taxa de reprodução, com maior capacidade de sobrevivência pós-perturbação (Bonada et al., 2007).
Proteção corporal	- Mole + Esclerotizado + Protegido	Corpo com proteção confere resistência em ambientes perturbados (Ding et al., 2017).

Materiais e Métodos

Área de amostragem e procedimento

A área de estudo localiza-se em duas bacias hidrográficas do semiárido do Nordeste brasileiro, a bacia do Rio Paraíba - estado da Paraíba (reservatórios Sumé, Poções e Cordeiro) e a bacia do Rio Piranhas-Açu - estado do Rio Grande do Norte (Sabugí, Passagem reservatórios das Traíras e Cruzeta) (Figura 1). A região apresenta clima do tipo BSh (semiárido seco) segundo a classificação de Köppen-Geiger, com precipitação média de 400 mm/ano para a bacia do Rio Paraíba e 800 mm/ano para o Rio Piranhas-Açu. A temperatura varia entre 18° e 31°C, e a estação chuvosa é geralmente de fevereiro a abril em ambas as bacias hidrográficas (Alvares et al., 2013).

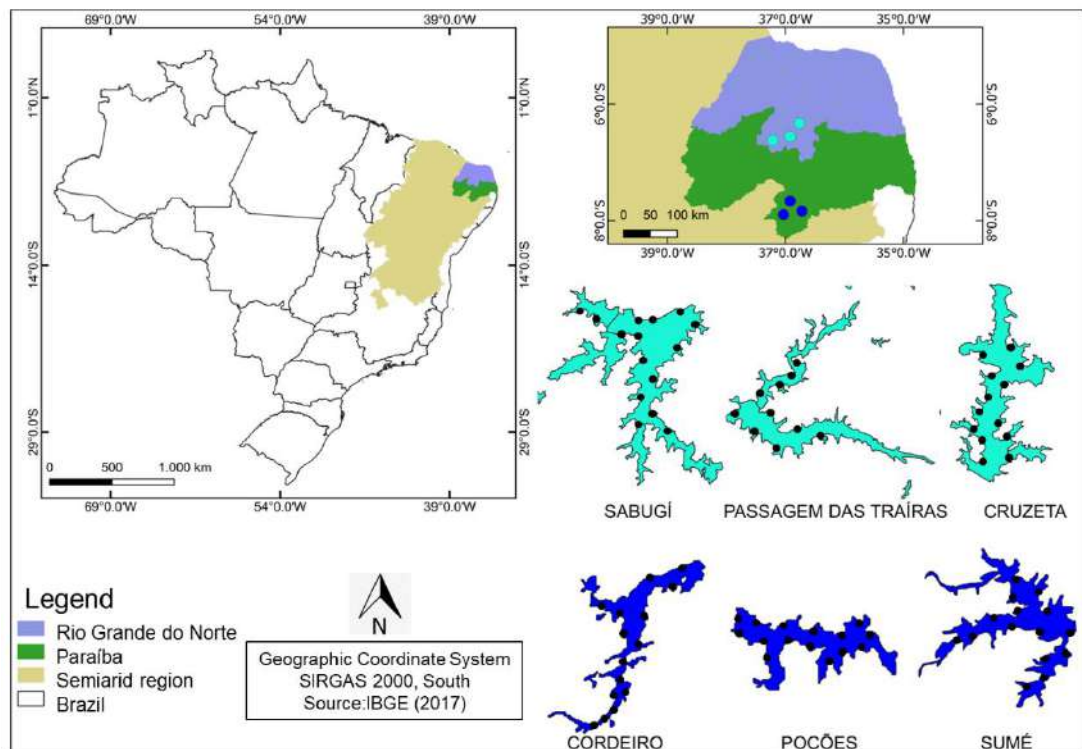


Figura 1: Localização geográfica dos reservatórios de Poções, Sumé e Cordeiro na bacia do Rio Paraíba-Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta na bacia do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil. Os pontos pretos representam os locais de coleta.

Quinze pontos equidistantes na zona marginal em cada reservatório foram selecionados com imagens de satélite e amostrados. Cada local de amostragem foi selecionado com base nas características da paisagem para fornecer uma faixa de variação de diferentes níveis de impacto (Jovem-Azevêdo et al., 2020). No entanto, houve impossibilidade de coleta em alguns pontos devido à redução do nível das águas, totalizando 135 amostras na bacia do Rio Paraíba e 121 na bacia do Piranhas-Açu.

As amostragens foram realizadas em junho/2014, março/2015 e junho/2019 nos sítios localizados no Piranhas-Açu, e setembro/2014, março/2015 e setembro/2019 nos sítios da bacia do Rio Paraíba. Os anos de 2014 e 2015 foram caracterizados pela seca extrema no semiárido brasileiro (Marengo et al., 2016; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Barbosa et al., 2021). A precipitação aumentou em 2019 em alguns reservatórios (Melo et al. 2022), porém, não houve efeito expressivo sobre o volume (Tabela 2).

Tabela 2: Caracterização dos reservatórios das bacias dos rios Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) e Piranhas-Açu (Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta). Fonte: Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) e Agência Nacional de Águas (ANA), Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH), Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). *sem registro. Dados de volume e precipitação referentes à média do mês das coletas.

Caracterização	Bacia Paraíba			Bacia Piranhas-Açu		
	Cordeiro	Sumé	Poções	Sabugí	P. das Traíras	Cruzeta
Localização geográfica	7°47'38.00"S/ 36°40'14.04"W	7°29'8"S/ 37°12'20"W	7°53'38"S/3 7°0'30"W	06°43'06"S/ 37°12'02"W	06°27'16"S/ 36°52'29"W	06°24'42"S/ 36°47'23"W
Altitude (m)	480	500	596	187	196	231
Município	Congo	Sumé	Monteiro	São João do Sabugí	São José do Seridó	Cruzeta
Capacidade máxima (10 ⁶ m ³)	70.0	44.9	29.9	65.9	49.7	23.6
Ano de Construção	*	1953	1982	1965	1994	1929
Volume (10 ⁶ m ³ - %)						
2014	8.29 - 11%	13.56 - 33%	4.81 - 14%	13.59 - 28%	2.62 - 6%	3.60 - 21%
2015	2.96 - 5%	9.12 - 21%	0.87 - 6%	7.86 - 12%	0.58 - 1%	0.97 - 5%
2019	7.54 - 11%	2.19 - 4%	2.08 - 4%	25.64 - 45%	0.49 - 1%	2.02 - 16%
Precipitação (mm)						
2014	13.97	42.64	21.06	55.93	55.93	54.75
2015	15.23	9.46	40.48	33.30	33.30	29.06
2019	28.72	22.68	29.05	62.66	62.66	50.60

Estressores ambientais

Em cada local, foi coletado água (1L) no subsolo. Em seguida, amostras de água foram analisadas em laboratório para determinação de fósforo total (PT µg/L), amônia (NH₄⁺ µg/L), nitrato (NO₃- µg/L), nitrito (NO₂- µg/L) e fosfato reativo solúvel (SRP µg/L) (APHA, 2012). As concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID µg/L) foram obtidas pela soma de nitrato, nitrito e amônia. Temperatura (°C), turbidez (NTU), total de sólidos dissolvidos (g/L), pH, salinidade, condutividade (mS/cm) e potencial de oxidação/redução (mV) foram medidos *in situ* com Multi-parameter Water Quality Checker (Série Horiba U-50). A transparência da água foi medida com um disco de Secchi e a profundidade com um medidor de profundidade. O volume de água dos reservatórios foi obtido junto aos órgãos de água (Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA e Agência Nacional das Águas - ANA, Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte - SEMARH).

Amostragem e processamento da comunidade macrobentônica

Macroinvertebrados bentônicos foram coletados em cada ponto de amostragem com uma draga Eckman-Birge (225 cm²). As amostras foram fixadas em formol a 10% no campo e lavadas em peneira de malha 0,5 mm no laboratório. Os indivíduos retidos foram identificados no nível taxonômico mais baixo possível usando chaves de identificação especializadas (Peterson, 1960; Boffi, 1979; Péres, 1988; Trivinho-Strixino e Strixino, 1995; Merritt e Cummins, 1996; Carvalho e Calil, 2000; Fernández e Domínguez, 2001).

Todos os macroinvertebrados bentônicos foram classificados por meio de 5 características funcionais distribuídas em 16 categorias (Tabela 3). A seleção das características funcionais focou em sua capacidade de responder a estressores ambientais em ecossistemas de água doce (Chessman, 2015; Feio et al., 2015; Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022). As informações sobre as características foram obtidas na literatura, usando principalmente a literatura da região Neotropical (Tomanova e Usseglio-Polatera, 2007; Firmiano et al., 2021), seguida da América do Norte (Poff et al., 2006; Vieira et al., 2006) e, finalmente, a Europa (Serra et al., 2016).

Tabela 3: Características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos, códigos, respectivas categorias e relevância ecológica.

Característica funcional	Código	Categoria	Implicações ecológicas
Grupos tróficos alimentares	GT_CC	Coletor-catador	Reflete a capacidade de explorar recursos disponíveis e plasticidade diante de estresse ambiental (Jovem-Azevêdo et al., 2019).
	GT_CF	Coletor-filtrador	
	GT_FG	Fragmentador	
	GT_PR	Predador	
Modo de respiração	MR_TG	Tegumentar	Reflete a resistência dos organismos a locais mais impactados com baixa de oxigênio na água (Dolédec et al., 2011).
	MR_BQ	Branquial	
	MR_AR	Ar (espiráculos, traqueias, plastrões)	
Voltinismo	VT_UN	Univoltina	Indica a capacidade de resiliência e renovação das comunidades pós distúrbio (Bonada et al., 2007; Clavel et al., 2011).
	VT_MT	Multivoltina	
Tamanho do corpo	TC_MP	Muito pequeno	Confere a capacidade de resistência e resiliência a impactos. Tamanho menores são mais resistentes a maior nível de degradação ambiental (Jovem-Azevêdo et al., 2019).
	TC_P	Pequeno	
	TC_M	Médio	
	TC_G	Grande	
Proteção corporal	PC_M	Mole	

PC_E	Esclerotizado	Reflete a capacidade de resistência a locais mais impactados (Dolédec et al., 2006, Dolédec et al., 2011, Ding et al., 2017).
PC_P	Protegido	

Análise de dados

Inicialmente, a colinearidade entre os estressores ambientais (variáveis físicas e químicas da água) foi testada usando a função "pairs.panel" do pacote R "psych" (Revelle e Revelle, 2015). Condutividade, fosfato reativo solúvel, turbidez e transparência foram excluídos das análises subsequentes, devido à sua colinearidade.

A análise das características funcionais ponderadas pela comunidade ("Community Weighted Means" - CWM) foram calculadas para obter os valores das características ponderadas por sua abundância relativa, destacando as características dominantes na comunidade (Ricota e Moretti, 2011). Uma Análise Discriminante Regularizada ("Regularized Discriminant Analysis" - RDA) foi então aplicada aos estressores ambientais não colineares e CWM's para identificar aqueles que influenciaram significativamente a composição funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Friedman, 1989).

Finalmente, a Análise de Taxa de Indicador de Limite ("Threshold Indicator Taxa Analysis" - TITAN), do pacote "TITAN", foi usado para identificar as respostas limiaries de características funcionais ponderadas pela abundância em relação a cada gradiente estressor ambiental (Baker e King, 2010; Laliberté et al., 2015). O método TITAN foi usado para identificar características indicadoras robustas, em vez de espécies como originalmente concebidas (Baker e King, 2010). Dessa forma, o método deve detectar padrões de mudança e pontos de inflexão na abundância e frequência da característica ao longo de um gradiente ambiental, indicando o aumento (escore Z+) e diminuição (escore Z-) de uma característica em resposta ao gradiente. Valores de escore z mais altos indicam que os traços têm maior afinidade por um intervalo de gradiente específico (Baker e King, 2010). O TITAN estima as propriedades de pureza e confiabilidade de táxons indicadores com base na técnica bootstrap (500 a 1000 combinações de reamostragem), através da proporção de vezes que o taxon\característica recebe a mesma classificação em cada replicação bootstrap (Baker e King, 2010). A pureza indica a proporção de mudança em Z+ ou Z- ao longo da reamostragem de acordo com o valor observado, e a confiabilidade reflete a proporção da reamostragem com um

valor indicador significativo ($P < 0.05$) (Baker e King, 2010). Seguindo as recomendações dos autores para a análise, foram utilizadas matrizes de dados não transformadas, e taxa com menos de 3 locais de ocorrência e com abundância de menos de 5 indivíduos excluídos, resultando em 242 locais analisados e 1000 combinações de bootstrap para garantir maior robustez da análise (Baker e King, 2010). Todas as análises foram realizadas no R versão 3.6.1 (R Core Team, 2017).

Resultados

Composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Foi registrado um total de 37.874 macroinvertebrados bentônicos, distribuídos em 35 táxons (Material suplementar I). O molusco exótico *Melanooides tuberculatus* (Müller 1774) apresentou a maior abundância entre os macroinvertebrados coletados. Sua população respondeu por 40% da abundância da comunidade, seguida por Oligochaeta (36%) e *Goeldichironomus* (Fittkau 1965) (11%). As análises CWM mostraram que as características funcionais dominantes considerando todo o conjunto de dados foram reprodução multivoltina (95%), respiração tegumentar (57%), grupo de alimentação de coletores-catadores (92%), tamanho médio (52%) e corpo mole (58%) (Figura 2).

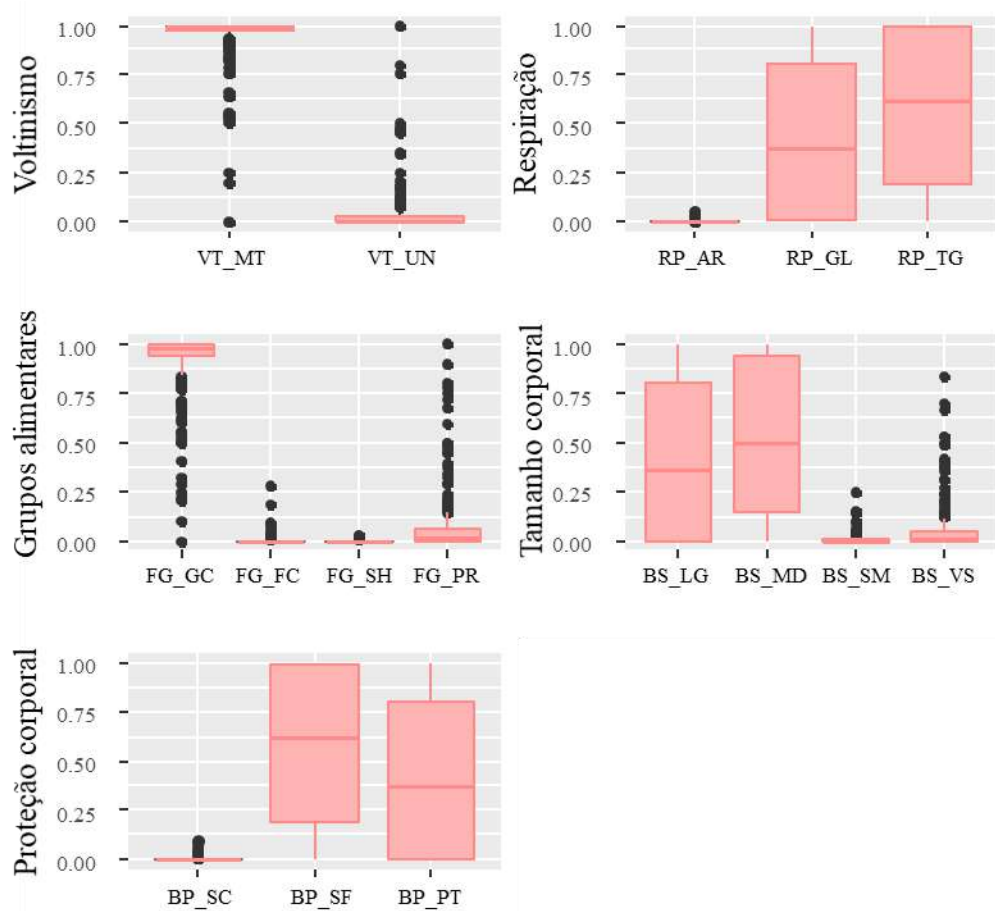


Figura 2: Porcentagem de variação para categoria de característica funcional com base nas médias ponderadas da comunidade (CWM) de macroinvertebrados bentônicos de todo o conjunto de dados, compreendendo dados dos reservatórios de Poções, Sumé e Cordeiro na bacia do rio Paraíba - Paraíba/Brasil; e Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta na bacia do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil. FG_GC= grupo alimentação de coletor-catador, FG_FC= grupo alimentação de coletor-filtrador, FG_SH= grupo alimentação trituradora, FG_PR= grupo alimentação predador, VT_UN= reprodução univoltina, VT_MT= reprodução multivoltina, RP_TG= respiração tegumentar, RP_AR= respiração aérea e RP_GL= respiração branquial, BS_VS= tamanho corporal muito pequeno, BS_SM= tamanho corporal pequeno, BS_MD= tamanho corporal médio, BS_LG= tamanho corporal grande, BP_SF= proteção corporal macia, BP_SC= proteção corporal esclerotizada, BP_PT= proteção corporal protegida.

Gradientes de estressores ambientais e sua influência na comunidade de macroinvertebrados bentônicos

As variáveis físicas e químicas da água apresentaram variação considerável entre os pontos de amostragem e reservatórios ao longo do conjunto de dados, representando assim gradientes de estressores ambientais. A salinidade variou entre 0.01 a 1.1 para esses sistemas de água doce, enquanto o pH variou entre 6.08 a 9.6. As maiores variações foram registradas nas concentrações de nutrientes, nomeadamente nitrato (1 $\mu\text{g/L}$ a 357 $\mu\text{g/L}$), amoníaco (0.22

$\mu\text{g/L}$ a $580 \mu\text{g/L}$) e fósforo total ($11 \mu\text{g/L}$ a $899 \mu\text{g/L}$). As concentrações de sólidos dissolvidos totais variaram entre 0.7 g/L e 3.85 g/L e a temperatura variou entre $23 \text{ }^\circ\text{C}$ e $31 \text{ }^\circ\text{C}$. O volume de água variou de 1% a 45% (Material suplementar II).

Em seguida, foi realizada uma análise RDA para identificar os estressores com alguma relação com a composição funcional, para posterior análise TITAN. Para os reservatórios em estudo, salinidade ($P=0.001$), nitrato ($P=0.02$), amônia ($P=0.04$), temperatura ($P=0.01$), volume ($P=0.001$), sólidos totais dissolvidos ($P=0.001$) e O pH ($P=0.001$) apresentou relação significativa com a composição funcional da comunidade macrobentônica (análise RDA, Tabela 4).

Tabela 4: Resultado da análise RDA entre as variáveis ambientais e a composição funcional da macrofauna bentônica nos reservatórios das bacias dos rios Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) e Piranhas-Açu (Sabugá, Passagem das Traíras e Cruzeta). Os valores em negrito representam as variáveis que tiveram influência significativa ($P<0.05$).

Variáveis ambientais	PC1	PC2	r^2	P
Nitrato ($\mu\text{g/L}$)	0.75686	-0.65358	0.0324	0.029
Amônia ($\mu\text{g/L}$)	0.67356	-0.73913	0.0272	0.040
Fósforo total ($\mu\text{g/L}$)	-0.99835	0.05746	0.0092	0.295
Temperatura ($^\circ\text{C}$)	-0.94173	0.33638	0.0335	0.016
pH	0.98257	-0.18591	0.0909	0.001
Sólidos totais dissolvidos (g/L)	0.92554	-0.37865	0.0906	0.001
Salinidade (PPT)	0.48634	-0.87377	0.0837	0.001
Volume (%)	-0.91799	0.39661	0.0962	0.001

A análise TITAN foi então aplicada às variáveis físicas e químicas identificadas como significativas no RDA para cada característica que apresentou respostas robustas ao gradiente das variáveis ambientais (Material suplementar III; Figura 3).

Macroinvertebrados com respiração branquial, tamanho grande e corpo protegido foram associados positivamente ($Z+$) com as concentrações de salinidade, nitrato, amônia e sólidos totais dissolvidos (Figuras 3A, B, D, E). Ainda assim, sua frequência e alcance de ocorrência variaram consideravelmente dependendo do estressor. Por exemplo, sua frequência de ocorrência foi maior quando a salinidade estava acima de 0.6, embora também possam ocorrer em outras faixas de salinidade (Figura 3A). Para amônia, tiveram ampla tolerância e ocorrência, com pico de 30 a $60 \mu\text{g/L}$ (Figura 3D), enquanto para sólidos dissolvidos e concentrações de nitrato, sua ocorrência foi mais restrita a uma determinada concentração (Figura 3B, E).

Espécies de tamanho médio, respiração tegumentar e corpo mole apresentaram associação positiva com o aumento da temperatura (Z+), com maior ocorrência entre 25 e 26.5 °C (Figura 3F). Em relação ao volume de água, a ocorrência das características teve um espectro mais estreito: grupo de alimentação de coletores-filtradores e proteção de corpos esclerotizados ocorreu quando o volume de água aumentou acima de 15%, enquanto reprodução multivoltina, tamanho médio, respiração tegumentar, proteção de corpo mole e alimentação de coletores-catadores com volume aumentou até ~12% (Figura 3G).

Por outro lado, vários traços tiveram associações negativas com seu estressor (Z-), ou seja, diminuíram com a ocorrência do estressor, apresentando variações mais estreitas ou mais amplas dependendo do traço e do estressor (Figura 3). Por exemplo, tamanho médio do corpo, respiração do tegumento, alimentação dos coletores-filtradores e proteção do corpo mole mostraram associações negativas com a salinidade (Z-), particularmente quando a salinidade excedeu 0.2 (Figura 3A). A respiração do corpo mole e tegumento foram negativamente associados com concentrações de nitrato dentro de 20 a 40 µg/L, enquanto várias características, como o modo de alimentação dos coletores-catadores diminuíram em concentrações de sólidos dissolvidos totais acima de 0-1 mg/L. Com relação à amônia, o grupo triturador e a respiração aérea foram sensíveis a concentrações entre 20 e 40 µg/L, enquanto a respiração tegumentar, sem proteção e tamanhos intermediários associaram concentrações acima de 60 µg/L (Figura 3D). O gradiente de pH selecionou apenas características associadas negativamente ao seu aumento (Z-). Características como respiração aérea, tamanho médio, respiração tegumentar e corpo mole foram sensíveis, associadas a pH abaixo de 8, enquanto tamanho pequeno, reprodução univoltina e predadores foram associadas a pH acima de 8.5 (Figura 3C). Os organismos com reprodução univoltina e os predadores associaram-se negativamente com volume acima de 15% (Z-).

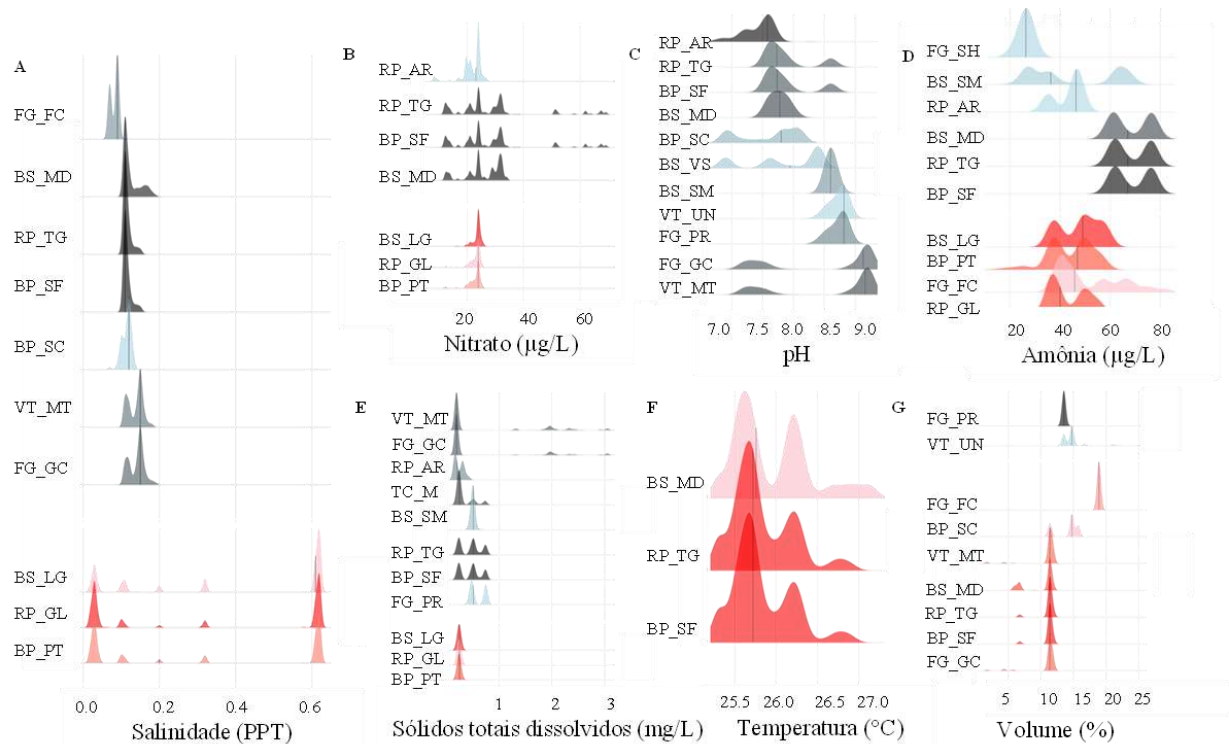


Figura 3: *Threshold Indicator Rate Analysis* (TITAN) da frequência relativa das características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos nos reservatórios das bacias dos rios Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) e Piranhas-Açu (Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta) em relação aos gradientes de estressores ambientais: salinidade (A), nitrato (B), pH (C), amônia (D), sólidos totais dissolvidos (E), temperatura (F), volume (G). O preto corresponde às características que respondem negativamente ao aumento do estressor (Z-), e o vermelho às que respondem positivamente (Z+). Quanto mais escuro o tom da cor, maior o valor do escore z (ver Material Suplementar III). FG_GC= grupo alimentação de coletor-catador, FG_FC= grupo alimentação de coletor-filtrador, FG_SH= grupo alimentação trituradora, FG_PR= grupo alimentação predador, VT_UN= reprodução univoltina, VT_MT= reprodução multivoltina, RP_TG= respiração tegumentar, RP_AR= respiração aérea e RP_GL= respiração branquial, BS_VS= tamanho corporal muito pequeno, BS_SM= tamanho corporal pequeno, BS_MD= tamanho corporal médio, BS_LG= tamanho corporal grande, BP_SF= proteção corporal mole, BP_SC= proteção corporal esclerotizada, BP_PT= proteção corporal protegida.

Discussão

Respostas de limiares funcionais de macroinvertebrados bentônicos como indicadores

A identificação de táxons bioindicadores confiáveis para estressores ambientais é fundamental para o biomonitoramento eficaz dos ecossistemas aquáticos (Costa et al., 2018). Ainda assim, a maioria dos estudos se concentrou na perspectiva taxonômica desses táxons indicadores (Firmiano et al., 2017; Nguyen et al., 2018; Ramulifho et al., 2020; Firmiano et al., 2021), apesar de algum reconhecimento de que sua sensibilidade (ou tolerância) aos estressores está relacionada às suas características. Assim, este estudo enfocou o valor de características

funcionais como indicadores de estresse e demonstrou que o aumento de estressores ambientais em reservatórios pode comprometer a existência de determinadas características, enquanto beneficia outras. Essas mudanças teriam efeitos associados no funcionamento do ecossistema, conforme observado por outros autores (Ding et al., 2017; Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Smeti et al., 2019; Melo et al., 2022).

No geral, as respostas dos limiares das características funcionais dos macroinvertebrados nos reservatórios diferiram dependendo da identidade do estressor, com algumas características sendo mais tolerantes do que outras, por ocorrerem em uma faixa mais ampla do gradiente estressor. A resposta do limiar funcional nos gradientes dos estressores ambientais também refletiu um conjunto de características funcionais e não apenas uma única característica. Isso explica por que algumas características geralmente consideradas sensíveis (por exemplo, corpo mole, respiração tegumentar) foram associadas ao aumento do impacto dos estressores. Assim, a hipótese inicial de que o aumento do impacto do estressor selecionaria apenas características tolerantes não foi totalmente suportada, principalmente por causa do efeito do contexto local e da interação das características, conforme discutido por Verberk et al. (2008). Os macroinvertebrados bentônicos exibiram um conjunto de características que lhes permitiu sobreviver nos locais mais impactados, que podem incluir características sensíveis combinadas com características tolerantes, como também debatido por outros autores (por exemplo, predadores com tamanhos pequenos (Bonada et al., 2007; Feio et al., 2015; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022).

Este estudo também demonstrou a utilidade de usar características como bioindicadores de vários gradientes físicos e químicos. Esses potenciais bioindicadores eram aqueles com um espectro limitado na resposta do limiar (por exemplo, reprodução univoltina, trituradores e corpo protegido), pois quanto maior a faixa de resposta do limiar, menos útil o indicador (Baker & King, 2010). Além disso, aqueles que se localizam nas bordas do gradiente (por exemplo, coletores-filtradores) também são bons indicadores em potencial. Ainda assim, também é importante considerar se a resposta é positiva ou negativa em relação ao aumento do estressor, o que pode indicar espécies tolerantes ou sensíveis, respectivamente. Outro aspecto essencial é que as comunidades desses reservatórios eram dominadas por indivíduos com reprodução multivoltina, pertencentes ao grupo alimentar coletor-catador, o que pode comprometer o uso dessas características particulares como indicadores.

Indicadores funcionais para os gradientes dos estressores ambientais

As concentrações de salinidade, sólidos totais dissolvidos, amônia e nitrato apresentaram consistentemente respostas positivas semelhantes associadas aos indivíduos grandes, com respiração branquial e corpos protegidos. No entanto, estes podem não ser bons indicadores de tais condições porque essas características funcionais foram representadas principalmente pelo táxon mais abundante, o exótico molusco *M. tuberculatus*. Essa espécie apresenta alta resistência e plasticidade, favorecidas pelas condições de impacto ambiental em reservatórios do semiárido (Azevêdo et al., 2014; Paiva et al., 2018).

Outras características associadas negativamente com os estressores (Z-), portanto, potencialmente sensíveis, também não eram bons candidatos a indicadores, pois tinham um amplo espectro de limiar associado (por exemplo, corpo mole e respiração tegumentar para nitrato, multivoltina e coletor-catador para total dissolvido sólidos e respiração tegumentar e tamanho médio para amônia). Somente para a salinidade, indivíduos grandes com respiração branquial e corpos protegidos aparecem associados à maior salinidade medida, o que pode indicar alguma tolerância ao aumento da salinidade.

A respiração tegumentar foi associada ao aumento da temperatura nos reservatórios. Este aumento de temperatura pode também estar associado a uma diminuição do oxigênio dissolvido (que não foi possível medir), uma vez que, em ecossistemas de água doce, estes estão negativamente correlacionados (Chessman, 2015; Bergue et al., 2018; Castro et al., 2018). Os estressores combinados geralmente favorecem organismos que respiram ar devido à presença de estruturas (espiráculos, traquéias, plastrões) que permitem a captação de oxigênio fora da água (Dolédec et al., 2011; Chessman, 2015; Ding et al., 2017). No entanto, a respiração tegumentar foi dominante e ocorreu praticamente durante todo o gradiente de temperatura, ao invés dos organismos respiradores aéreos esperados. Ainda assim, os organismos de respiração tegumentar mais representativos foram os da família Chironomidae. Esses organismos possuem corpos moles e estratégias adaptativas para lidar com condições de baixo oxigênio, como o pigmento de hemoglobina que ajuda a reter o oxigênio na água, permitindo sua sobrevivência mesmo em condições adversas (Trivinho-Strixino, 2011; Jovem-Azevêdo et al., 2019, Melo et al., 2022).

Algumas características podem ser simultaneamente sensíveis a alguns estressores e tolerantes a outros. Os organismos de tamanho médio com corpo mole e respiração tegumentar

foram negativamente correlacionados com concentrações de amônia acima de 60 µg/L, enquanto eles poderiam ser associados positivamente com aumentos de temperatura. Ainda assim, estes tiveram uma ampla faixa de variação dentro do gradiente. Os predadores, por outro lado, foram consistentemente associados negativamente a vários estressores, como baixo volume de água, águas altamente alcalinas e sólidos dissolvidos totais em torno de 1. Os predadores geralmente são sensíveis a águas eutróficas (Gomes et al., 2018), o que tem sido associados ao declínio do volume de água (Melo et al., 2022), corroborando esses resultados. Vale ressaltar que vários predadores também eram de pequeno porte e, portanto, também corrigidos negativamente com pH e sólidos totais dissolvidos. Ainda assim, organismos de pequeno porte também tiveram um amplo espectro de variação ao longo do gradiente de amônia, o que pode estar relacionado à sua resiliência geral a diferentes impactos, conforme discutido por outros autores (Bonada et al., 2007; Feio et al., 2015; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Melo et al., 2022).

Para salinidade, volume de água, sólidos totais dissolvidos e concentrações de nitrato, alguns caracteres apresentaram resposta de limiar restrita e localizadas nos valores de borda do gradiente. Enquanto para temperatura, pH e amônia, a tendência oposta foi encontrada, com um limiar mais amplo para a maioria das características significativas. Por exemplo, o grupo alimentador coletor-filtrador e o corpo esclerotizado foram associados aos maiores volumes de água nos espectros de gradiente. O aumento dessas características funcionais podem ser potenciais indicadores dessas condições, que podem estar associados a maior disponibilidade de recursos e funções, conforme discutido por (Dolédec et al., 2011; Ding et al., 2017).

Vale ressaltar também que, apesar da variação limitada no gradiente das variáveis salinidade e volume de água, sua amplitude já foi suficiente para identificar uma resposta de limiar funcional. Esse resultado corrobora outros estudos, que apontaram o volume de água e a salinidade como variáveis estruturantes da macrofauna bentônica de água doce (Kefford et al., 2007; Barbosa et al., 2012; Ding et al., 2017; Melo et al., 2022).

Implicações para a gestão de reservatórios

Os reservatórios da região semiárida brasileira têm baixo fluxo de água, alto tempo de residência da água e carga excessiva de nutrientes da erosão do solo e águas residuais não tratadas (Barbosa et al., 2012). Além disso, longos períodos de escassez hídrica têm levado a

uma degradação geral da qualidade da água nesses sistemas (Marengo et al., 2016; Melo et al., 2022). Isso representa um desafio de gestão, principalmente quando se trata de manter a diversidade e a integridade ecológica dos reservatórios, colhendo os benefícios do abastecimento de água. De fato, esses impactos se traduziram na dominância de caracteres funcionais tolerantes devido à representação de quase 90% da comunidade de organismos generalistas (*M. tuberculatus*, *Oligochaeta* e *Goeldichironomus*), o que reflete a baixa diversidade encontrada nos reservatórios.

Este estudo também forneceu uma base para entender as respostas funcionais limiaries de macroinvertebrados a serem avaliadas no monitoramento de reservatórios semiáridos. Ao longo dos anos, pesquisas confirmaram que a análise de múltiplos traços funcionais da macrofauna bentônica é apropriada para o biomonitoramento aquático (Tomanova et al., 2008; Tupinambás et al., 2016; Sumudumali & Jayawardana, 2021; Mercado-Garcia et al., 2022). Embora o objetivo desta abordagem não seja definir os limites de tolerância da comunidade macrobentônica (Baker & King, 2010; Baker & King, 2013), os resultados obtidos neste estudo indicam pontos de inflexão de mudança funcional em face de gradientes de estressores físicos e químicos em reservatórios. As informações geradas neste estudo podem ser utilizadas como métricas funcionais para o desenvolvimento de índices ecológicos para avaliar a integridade dos reservatórios.

Conclusões

No geral, a análise do limiar funcional mostrou que a resistência dos macroinvertebrados ao aumento dos gradientes de estressores nos reservatórios se deve a uma série de características funcionais combinadas. O fato de que características únicas tradicionalmente consideradas sensíveis também podem ocorrer ao longo do gradiente estressor demonstra o impacto do contexto local e a importância de considerar uma variedade de características funcionais que podem refletir a capacidade dos organismos de tolerar o estresse. Várias das características funcionais consideradas tolerantes aos estressores foram devidas principalmente à presença de 90% de organismos generalistas, o que se refletiu na baixa diversidade (funcional) nos reservatórios. Esses resultados também indicam mudanças no funcionamento do ecossistema e levantam preocupações sobre a capacidade dos reservatórios de manter sua diversidade funcional, especialmente durante secas prolongadas. Portanto, medidas como uso sustentável

da terra e manejo de estoque, bem como tratamento de esgoto em reservatórios, são essenciais para reduzir os impactos dos estressores ambientais. Estudos futuros devem considerar a influência de múltiplos estressores em suas variáveis ambientais e em seus potenciais indicadores funcionais.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado para FFP e DBM, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto de pesquisa CNPq/MCTI 446721/ 2014-0 e CNPq/MCTI 428602/2018-5, e FAPESQ/PB pelo projeto de pesquisa JM. MD foi financiada por contrato CEEC (CEECINST/00027/2021), e projeto LIFELINE (PTDC/BIA-ECO/29261/2017) financiado pela FCT/ IP/MCTES e em parte por UIDB/04423/2020 e UIDP/04423/2020 através fundos nacionais portugueses. Ao Laboratório de Ecologia de Bentos e Laboratório de Ecologia Aquática pelo apoio na amostragem. Ao PELD-RIPA e FAPESQ (3149/2021) pelo apoio logístico.

Financiamento

Este trabalho foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) para o projeto de pesquisa CNPq/MCTI 446721/2014-0 e CNPq/MCTI 428602/2018-5.

Declaração de contribuição de autoria do CRediT

Franciely Ferreira Paiva: Conceituação, Curadoria de dados, Análise formal, Redação, Visualização, Investigação, Papéis/redação-rascunho original, Redação-revisão e edição. Dalescka Barbosa Melo: Curadoria de dados, Redação-revisão e edição. Marina Dolbeth: Conceitualização, Investigação, Redação - rascunho original, Visualização, Revisão. Joseline Molozzi: Conceituação, Obtenção de financiamento, Administração do projeto, Recursos, Supervisão, Redação - rascunho original, Redação - revisão e edição.

Declaração de disponibilidade de dados

Os dados analisados neste estudo constam deste arquivo principal e material complementar. O acesso a informações adicionais estará disponível mediante solicitação razoável aos autores.

Declaração de conflitos de interesse

Os autores declaram que não têm relações pessoais ou interesses financeiros concorrentes conhecidos que possam parecer influenciar a pesquisa relatada neste artigo.

Referências

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.D.M., Sparovek, G., 2013. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22 (6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

APHA (American Public Health Association), 2012. *Stand. Methods Exam. Water Wastewater* 1200, 21 Ed. Washington, DC.

Araújo, J. C. (2003). Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. *RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8, 39-56.

Azevêdo, E., Barbosa, J.E.L., Viana, L.G., Anacleto, M.J.P., Callisto, M., Molozzi, J., 2017. Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semiarid reservoirs. *Environ. Monit. Assess.* 189 (2), 65. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5723-3>.

Baker, M.E., King, R.S., 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods Ecol. Evol.* 1 (1), 25–37. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>.

Baker, M.E., King, R.S., 2013. Of TITAN and straw men: an appeal for greater understanding of community data. *Freshw. Sci.* 32 (2), 489–506. <https://doi.org/10.1899/12-142.1>.

Barbosa, J.E.D.L., Medeiros, E.S.F., Brasil, J., Cordeiro, R.D.S., Crispim, M.C.B., Silva, G.H.G.D., 2012. Aquatic systems in semiarid Brazil: limnology and management. *Acta Limnol. Bras.* 24, 103–118. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000030>.

Barbosa, J.E.B., dos Santos Severiano, J., Cavalcante, H., de Lucena-Silva, D., Mendes, C. F., Barbosa, V.V., Silva, R.D.S., Oliveira, D.A., Molozzi, J., 2021. Impacts of inter basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semiarid region. *Hydrobiologia* 848 (3), 651–673. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04471-z>.

Berger, E., Haase, P., Schafer, R.B., Sundermann, A., 2018. Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? *Sci. Total Environ.* 619, 144–154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.022>.

Boffi, A.V., 1979. Moluscos brasileiros de interesse médico e econômico. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.

Bonada, N., Dolédec, S., Statzner, B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biol.* 13 (8), 1658–1671. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x>.

Calapez, A.R., Branco, P., Santos, J.M., Ferreira, T., Hein, T., Brito, A.G., Feio, M.J., 2017. Macroinvertebrate short-term responses to flow variation and oxygen depletion: a mesocosm approach. *Science of the Total Environment* 599, 1202–1212. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.056>.

Carvalho, A.L., Calil, E.R., 2000. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. *Pap. Avulsos Zool. (Sao Paulo)* 41 (15), 223–241.

Castro, D.M.P., Dolédec, S., Callisto, M., 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecol. Indicat.* 84, 573–582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>.

Chessman, B.C., 2015. Relationships between lotic macroinvertebrate traits and responses to extreme drought. *Freshw. Biol.* 60 (1), 50–63. <https://doi.org/10.1111/fwb.12466>.

Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V., 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front. Ecol. Environ.* 9 (4), 222–228. <https://doi.org/10.1890/080216>.

CoreTeam, R., 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Costas, N., Pardo, I., M´endez-Fernandez, L., Mart´inez-Madrid, M., Rodr´ıguez, P., 2018. Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain. *Ecol. Indicat.* 93, 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.059>.
- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., Gonzalez-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., et al., 2017. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the Upper Mekong River Basin, China. *Sci. Total Environ.* 574, 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>.
- Dol´edec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H., Townsend, C.R., 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25 (1), 44–60.
- Dol´edec, S., Phillips, N., Townsend, C., 2011. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshw. Biol.* 56 (8), 1670–1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02597.x>.
- Everall, N.C., Johnson, M.F., Wood, P., Paisley, M.F., Trigg, D.J., Farmer, A., 2019. Macroinvertebrate community structure as an indicator of phosphorus enrichment in rivers. *Ecol. Indicat.* 107, 105619 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105619>.
- Feio, M.J., Dol´edec, S., Graça, M.A.S., 2015. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environ. Pollut.* 196, 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.026>.
- Fern´andez, H., Dom´ınguez, E., 2001. Gu´ıa para la determinacion de los arthropodos bentonicos Sudamericanos. *Entomotropica* 16 (3), 219.
- Firmiano, K.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Juen, L., Hughes, R.M., Callisto, M., 2017. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecol. Indicat.* 74, 276–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.033>.
- Firmiano, K.R., Castro, D.M., Linares, M.S., Callisto, M., 2021. Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Sci. Total Environ.* 753, 141865 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865>.
- Gomes, W.I.A., da Silva Jovem-Azevêdo, D., Paiva, F.F., Milesi, S.V., Molozzi, J., 2018. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: a biomonitoring approach. *Ecol. Indicat.* 93, 404–410. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.006>.

Huggett, A.J., 2005. The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. *Biological conservation* 124 (3), 301–310.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.037>.

Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J.F., Azevêdo, E.L., Gomes, W.I.A., Molozzi, J., Feio, M.J., 2019. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. *J. Arid Environ.* 164, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.014>.

Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J.F., Molozzi, J., Feio, M.J., 2020. Rehabilitation scenarios for reservoirs: predicting their effect on invertebrate communities through machine learning. *River Res. Appl.* 36 (7), 1109–1123. <https://doi.org/10.1002/rra.3641>.

Kefford, B.J., Nuggeoda, D., Zalizniak, L., Fields, E.J., Hassell, K.L., 2007. The salinity tolerance of freshwater macroinvertebrate eggs and hatchlings in comparison to their older life-stages: a diversity of responses. *Aquat. Ecol.* 41 (2), 335–348.
<https://doi.org/10.1007/s10452-006-9066-y>.

Kovalenko, K.E., Brady, V.J., Brown, T.N., Ciborowski, J.J., Danz, N.P., Gathman, J.P., Host, G.E., Howe, R.W., Johnson, L.B., Niemie, G.J., Reavie, E.D., 2014. Congruence of community thresholds in response to anthropogenic stress in Great Lakes coastal wetlands. *Freshw. Sci.* 33 (3), 958–971. <https://doi.org/10.1086/676913>.

Krajenbrink, H.J., Acreman, M., Dunbar, M.J., Hannah, D.M., Laize, C.L., Wood, P.J., 2019. Macroinvertebrate community responses to river impoundment at multiple spatial scales. *Sci. Total Environ.* 650, 2648–2656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.264>.

Lakhloufi, M.Y., Lamchouri, F., El Haissoufi, M., Boulfia, M., Zalaghi, A., Toufik, H., 2021. Evaluation of anthropic activities impact through the monitoring of aquatic fauna on Oued Lârbaa in Taza City of Morocco. *Environ. Monit. Assess.* 193 (3), 1–16.
<https://doi.org/10.1007/s10661-021-08938-x>.

Lee, S., Abdul-Talib, S., Park, H., 2012. Lessons from water scarcity of the 2008–2009 Gwangdong reservoir: needs to address drought management with the adaptiveness concept. *Aquat. Sci.* 74 (2), 213–227. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0213-8>.

Leps, M., Leisner, S., Haase, P., Sundermann, A., 2016. Prediction of taxon occurrence: a test on taxon-specific change point values of stream benthic invertebrates. *Freshw. Biol.* 61 (10), 1773–1786. <https://doi.org/10.1111/fwb.12817>.

- Marengo, J.A., Cunha, A.P., Alves, L.M., 2016. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. *Climanálise* 3 (1), 1–6.
- Melo, D.B., Dolbeth, M., Paiva, F.F., Molozzi, J., 2022. Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semiarid region. *Sci. Total Environ.* 821, 153053 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153053>.
- Mercado-Garcia, D., Beeckman, E., Butsel, J., Arroyo, N.D., Pena, M.S., Forio, M.A.E., Schamphelaere, K.A.C., Wyseure, G., Goethals, P., 2022. Freshwater macroinvertebrate traits assessment as complementary to taxonomic information for mining impact detection in the northern Peruvian Andes. *Divers. Distrib.* 28 (8), 1582–1596. <https://doi.org/10.1111/ddi.13538>.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W. (Eds.), 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall Hunt.
- Nguyen, T.H.T., Forio, M.A.E., Boets, P., Lock, K., Damanik Ambarita, M.N., Suhareva, N., Everaert, G., Van der Heyden, C., Dominguez-Granda, L.E., Hoang, T. H.T., Goethals, P., 2018. Threshold responses of macroinvertebrate communities to stream velocity in relation to hydropower dam: a case study from the Guayas river basin (Ecuador). *Water* 10 (9), 1195. <https://doi.org/10.3390/w10091195>.
- Nobre, R.L.G., Caliman, A., Cabral, C.R., de Carvalho Araújo, F., Guerin, J., Dantas, F.D. C.C., Quesado, L.B., Venticinque, E.M., Guariento, R.D., Amado, A.M., Kelly, P., Vanni, M.J., Carneiro, L.S., 2020. Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. *Sci. Total Environ.* 716, 137044 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137044>.
- Paiva, F.F., Gomes, W.I.A., Medeiros, C.R., Alvaro, E.L.F., Ribeiro, I.M.S., Molozzi, J., 2018. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semiarid reservoirs. *Limnética* 37 (2), 187–198. <https://doi.org/10.23818/limn.37.16>.
- Péres, G.R., 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogota, Universidad Antioquia, Facultad de Ciências Exatas y Naturales, Centro de Investigaciones, p. 217p.
- Perujo, N., Van den Brink, P.J., Segner, H., Mantyka-Pringle, C., Sabater, S., Birk, S., Bruder, A., Romero, F., Acuña, V., 2021. A guideline to frame stressor effects in freshwater ecosystems. *Sci. Total Environ.* 777, 146112 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146112>.

Peterson, A., 1960. Larvae of Insects. An Introduction to Nearctic Species. Part II. Ohio State University, Ohio, p. 416p.

Poff, N.L., Olden, J.D., Vieira, N.K., Finn, D.S., Simmons, M.P., Kondratieff, B.C., 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25 (4), 730–755.

Ramulifho, P.A., Foord, S.H., Rivers-Moore, N.A., 2020. The role of hydro-environmental factors in Mayfly (Ephemeroptera, Insecta) community structure: identifying threshold responses. *Ecol. Evol.* 10 (14), 6919–6928. <https://doi.org/10.1002/ece3.63337>.

Revelle, W., Revelle, M.W., 2015. Package “psych”. The comprehensive R archive network 337, 338.

Richter, B.D., Mathews, R., Harrison, D.L., Wigington, R., 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecol. Appl.* 13 (1), 206–224. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0206:ESWMMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0206:ESWMMR]2.0.CO;2).

Ricotta, C., Moretti, M., 2011. CWM and Rao’s quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167 (1), 181–188. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>.

Rivaes, R.P., Feio, M.J., Almeida, S.F., Calapez, A.R., Sales, M., Gebler, D., Lozanovska, I., Aguiar, F.C., 2022. River ecosystem endangerment from climate change-driven regulated flow regimes. *Sci. Total Environ.* 818, 151857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151857>.

Rodrigues, C., Fid’elis, T., 2019. The integration of land use in public water reservoirs plans—A critical analysis of the regulatory approaches used for the protection of banks. *Land Use Pol.* 81, 762–775. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.10.047>.

Serra, S.R., Cobo, F., Graca, M.A., Doldec, S., Feio, M.J., 2016. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): towards a new database. *Ecol. Indicat.* 61, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>.

Smeti, E., von Schiller, D., Karaouzas, I., Laschou, S., Vardakas, L., Sabater, S., Torn’és, E., Monllor-Alcaraz, L.S., Guillem-Argiles, N., Martinez, E., Barcelo, ´ D., Alda, M.L., Kalogianni, E., Elozegi, A., Skoulikidis, N., 2019. Multiple stressor effects on biodiversity and ecosystem functioning in a Mediterranean temporary river. *Sci. Total Environ.* 647, 1179–1187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.105>.

- Sumudumali, R.G.I., Jayawardana, J.M.C.K., 2021. A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environ. Manag.* 67 (2), 263–276. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>.
- Tomanova, S., Usseglio-Polatera, P., 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundament. Appl. Limnol. Archiv fur Hydrobiologie* 170 (3), 243–256. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0170-0243>.
- Tomanova, S., Moya, N., Oberdorff, T., 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Res. Appl.* 24 (9), 1230–1239. <https://doi.org/10.1002/rra.1148>.
- Trivinho-Strixino, S., 2011. Chironomidae (insecta, Diptera, nematocera) do estado de São paulo, sudeste do brasil. *Biota Neotropica* 11, 675–684.
- Trivinho-Strixino, S., Strixino, G., 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E.M., 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Braz. J. Biol.* 68 (4), 1133–1135. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500020>.
- Tupinambás, T.H., Cortes, R.M., Hughes, S.J., Varandas, S.G., Callisto, M., 2016. Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns in a tropical regulated river. *Ecohydrology* 9 (3), 460–471. <https://doi.org/10.1002/eco.1649>.
- Van Den Wollenberg, A.L., 1977. Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* 42 (2), 207–219.
- Verberk, W.C., Sipel, H., Esselink, H., 2008. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshw. Biol.* 53 (9), 1722–1738.
- Vieira, N.K., Poff, N.L., Carlisle, D.M., Moulton, S.R., Koski, M.L., Kondratieff, B.C., 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America. *US Geol. Survey Data Series* 187, 1–15.
- Vörösmarty, C.J., Sahagian, D., 2000. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience* 50 (9), 753–765. [https://doi.org/10.1641/00063568\(2000\)050\[0753:ADOTTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/00063568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2).

Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Reidy Liermann, C., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (7315), 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>.

Material suplementar

Material suplementar I: Abundância total e proporção em relação à comunidade de táxons da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos anos de 2014, 2015 e 2019 para as bacias do Rio Paraíba e do Rio Piranhas-Açu.

Taxa	Abundância total	Proporção
ANNELIDA		
Hirudinea	233	0,62%
Oligochaeta	13.638	36,01%
CRUSTACEA		
Decapoda	35	0,09%
Ostracoda	15	0,04%
INSECTA		
Chiromonidae		
Chironominae		
<i>Aedokritus</i> (Roback 1958)	653	1,72%
<i>Asheum</i> (Sublette 1964)	606	1,60%
<i>Cladopelma</i> (Kieffer 1921)	37	0,10%
<i>Chironomus</i> (Meigen 1803)	616	1,63%
<i>Dicrotendipes</i> (Kieffer 1913)	150	0,40%
<i>Fissimentum</i> (Cranston e Nolte 1996)	44	0,12%
<i>Goeldichironomus</i> (Fittkau 1965)	4.323	11,41%
<i>Parachironomus</i> (Lenz 1921)	40	0,11%
<i>Pelomus</i> (Reis 1989)	49	0,13%
<i>Polypedilum</i> (Kieffer 1912)	386	1,02%
<i>Tanytarsus</i> (Van der Wulp 1874)	499	1,32%
<i>Saetheria</i> (Jackson 1977)	38	0,10%
Tanypodinae		
<i>Ablabesmyia</i> (Johannsen 1905)	89	0,23%
<i>Coelotanypus</i> (Kieffer 1913)	319	0,84%
<i>Clinotanypus</i> (Kieffer 1913)	28	0,07%

<i>Larsia</i> (Fittkau 1962)	6	0,02%
Coleoptera		
Gyrinidae	11	0,03%
Hydrophilidae	27	0,07%
Diptera		
Chaoboridae	67	0,18%
Ceratopogonidae	174	0,46%
Ephemeroptera		
Caenidae	24	0,06%
Leptophlebiidae	41	0,11%
Polymirtacydae	14	0,04%
Hemiptera		
Corixidae	14	0,04%
Odonata		
Gomphidae	9	0,02%
Libellulidae	30	0,08%
MOLLUSCA		
Gastropoda		
Planorbidae	155	0,41%
Ampullariidae	39	0,10%
Thiaridae		
<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller 1774)	15.329	40,47%
Bivalve		
Corbiculidae		
<i>Corbicula largillierti</i> (Philippi 1844)	129	0,34%

Material suplementar II: Valores mínimos e máximos (média e desvio padrão) das variáveis físicas e químicas da água dos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras - bacia do Rio Piranhas-Açu, e Cordeiro, Sumé e Poções - bacia do Rio Paraíba, nos anos de 2014, 2015 e 2019.

Variáveis ambientais	Piranhas-Açu								
	2014			2015			2019		
	Sabugí	Cruzeta	P. das Traíras	Sabugí	Cruzeta	P. das Traíras	Sabugí	Cruzeta	P. das Traíras
Nitrato (µg/L)	1-66 (18±26)	1-49 (11±15)	1-56 (29±22)	1-22 (4±6)	1-40 (8±11)	1-18 (5±5)	5-229 (44±77)	2-28 (10±8)	5-345 (69±96)
Amônia (µg/L)	1-21 (7±7)	3-6 (4±1)	1-11 (5±2)	1-125 (21±43)	1-157 (49±53)	1-122 (39±46)	22-53 (40±10)	30-57 (40±8)	27-76 (45±13)
Fósforo total (µg/L)	47-87 (70±10)	281-376 (321±41)	164-219 (187±18)	32-214 (71±43)	49-164 (183±49)	337-549 (411±84)	35-69 (44±9)	353-579 (438±65)	209-469 (400±74)
Salinidade (PPT)	0.01-0.01 (0.01±0)	0.04-0.01 (0.03±0.007)	0.12-0.17 (0.15±0.02)	0.03 (0.03±0)	0.006-0.1 (0.06±0.03)	0.06-0.3 (0.2±0.08)	0.1-0.2 (0.1±0.02)	0.1 (0.1±0)	0.1-1 (0.9±0.2)
pH	8-9 (8±0.2)	7-8 (7±0.2)	7-9 (8±0.2)	8-8.7 (8±0.2)	8-9 (8±0.1)	8-9 (9±0.3)	6-7.7 (7±0.3)	6-7 (7±0.2)	7-8 (8±0.1)
Sólidos totais (mg/L)	0.15-0.17 (0.16±0.007)	0.2-0.5 (0.4±0.09)	2-3 (2±0.3)	0.4-0.5 (0.4±0.003)	0.7-1.8 (0.8±0.3)	0.7-3 (3±0.9)	0.13-0.19 (0.1±0.05)	0.14-0.16 (0.1±0.004)	1.1-1.2 (1±0.06)
Temperatura (°C)	25-27 (27±0.5)	23-27 (26±1)	24-27 (25±0.7)	27-30 (28±1)	26-31 (28±2)	27-29 (27±0.8)	23-30 (28±1)	27-30 (28±1)	26-30 (28±0.9)
Volume (%)	28	21	6	12	5	1	45	16	1
Variáveis ambientais	Paraíba								
	2014			2015			2019		
	Cordeiro	Sumé	Poções	Cordeiro	Sumé	Poções	Cordeiro	Sumé	Poções
Nitrato (µg/L)	38-114 (77±20)	25-179 (42±38)	24-40 (29±6)	1-197 (46±55)	1-32 (9±12)	1-357 (44±90)	5-59 (18±12)	38-71 (56±13)	9-35 (19±6)
Amônia (µg/L)	69-138 (97±17)	36-99 (80±15)	1-82 (57±24)	1-187 (88±41)	10-580 (85±140)	47-526 (257±144)	7-26 (13±7)	0.22-9 (5±3)	5-35 (14±9)
Fósforo total (µg/L)	16-77 (47±21)	44-524 (92±120)	129-227 (127±79)	52-252 (84±62)	27-349 (99±92)	163-899 (399±203)	35-77 (49±14)	95-195 (128±26)	55-105 (75±17)
Salinidade (PPT)	0.1-0.13 (0.1±0.009)	0.03-0.04 (0.03±0.003)	0.09-0.1 (0.1±0.004)	0.06-0.1 (0.1±0.03)	0.06-0.16 (0.07±0.03)	0.05-0.19 (0.1±0.05)	0.1-0.2 (0.2±0.04)	0.2 (0.2±0)	0.2 (0.2±0)
pH	7-8 (8±0.1)	6-8 (7±0.5)	8.1-8.5 (8.3±1)	8-9 (9±0.1)	8-9 (9±0.3)	8-9.6 (9±0.2)	7-8 (8±0.2)	7-8 (8±0.08)	7-8 (8±0.2)
Sólidos totais (mg/L)	1.3-1.6 (1.4±0.09)	0.4-0.5 (0.5±0.02)	1.1-1.3 (1.2±0.05)	0.7-1.9 (1±0.4)	0.7-2 (0.9±0.4)	0.07-2 (2±0.7)	0.204-0.249 (0.22±0.01)	0.219-0.255(0.24±0.008)	0.2-0.3 (0.3±0.006)
Temperatura (°C)	24-29 (25±1)	24-27 (25±0.7)	23-27 (25±1)	27-29 (27±0.7)	27-29 (28±0.6)	25-31 (28±2)	24-29 (26±1)	24-25 (25±0.5)	24-28 (26±1)
Volume (%)	11	33	14	5	21	6	11	4	4

Material Suplementar III: Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) pureza, confiabilidade e valores z-score de CWMs de características funcionais multiplicados pela abundância de macroinvertebrados bentônicos que responderam negativamente (Z-) e positivamente (Z+) ao aumento de estressores.

Estressor	Característica	Z score	Pureza	Confiabilidade	Z
Nitrato	RP_AR	3.72	0.988	0.960	-
	RP_GL	8.87	1.000	1.000	+
	RP_TG	5.95	1.000	0.998	-
	BS_LG	9.24	1.000	1.000	+
	BS_MD	6.01	1.000	1.000	-
	BP_SF	5.96	1.000	0.998	-
	BP_PT	8.98	1.000	1.000	+
Amônia	RP_AR	4.44	0.990	0.996	-
	RP_GL	8.50	1.000	1.000	+
	RP_TG	8.56	1.000	1.000	-
	FG_FC	3.63	0.976	0.952	+
	FG_SH	4.47	1.000	0.958	-
	BS_LG	9.07	0.998	1.000	+
	BS_MD	7.22	1.000	1.000	-
	BS_SM	4.65	1.000	1.000	-
	BP_SF	8.56	1.000	1.000	-
	BP_PT	7.97	1.000	1.000	+
Salinidade	VT_MT	6.50	0.998	1.000	-
	RP_GL	5.81	0.986	1.000	+
	RP_TG	8.83	1.000	1.000	-
	FG_GC	6.88	0.998	1.000	-
	FG_FC	5.89	1.000	0.994	-
	BS_LG	5.48	0.994	1.000	+
	BS_MD	8.42	1.000	1.000	-
	BP_SC	4.59	1.000	0.998	-
	BP_SC	8.82	1.000	1.000	-
	BP_PT	5.64	0.990	1.000	+
Temperatura	RP_TG	6.10	0.998	1.000	+
	BS_MD	5.72	1.000	1.000	+
	BP_SF	6.10	0.998	1.000	+
pH	VT_MT	6.04	0.998	1.000	-
	VT_UN	3.59	0.960	1.000	-
	RP_AR	7.20	0.984	0.984	-
	RP_TG	5.66	0.998	1.000	-
	FG_GC	5.71	0.998	1.000	-
	FG_PR	4.93	0.990	1.000	-
	BS_MD	6.03	1.000	1.000	-
	BS_VS	3.83	0.988	0.984	-
BS_SM	4.60	0.998	1.000	-	

	BP_SC	4.13	0.958	0.966	-
	BP_SF	5.68	0.998	1.000	-
Volume	VT_MT	8.84	1.000	1.000	+
	MT_UN	4.73	0.994	1.000	-
	RP_TG	10.22	1.000	1.000	+
	FG_GC	8.96	1.000	1.000	+
	FG_FC	7.76	0.998	0.998	+
	FG_PR	5.70	0.996	1.000	-
	BS_MD	9.58	1.000	1.000	+
	BP_SC	6.53	1.000	1.000	+
	BP_SF	10.20	1.000	1.000	+
Sólidos totais dissolvidos	RP_GL	8.87	1.000	1.000	+
	VT_MT	5.57	0.996	0.984	-
	BS_LG	9.24	1.000	1.000	+
	FG_GC	5.96	0.968	0.996	-
	RP_AR	6.69	1.000	1.000	-
	BP_PT	8.98	1.000	1.000	+
	BS_MD	7.84	0.998	1.000	-
	BS_SM	5.02	0.982	0.992	-
	RP_TG	8.97	1.000	1.000	-
	BP_SF	10.05	1.000	1.000	-
	FG_PR	5.09	0.992	0.994	-

**4 CAPÍTULO III - A INTERRELAÇÃO DA PERCEPÇÃO DE
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS COM A MACROFAUNA
BENTÔNICA E O USO E OCUPAÇÃO DA TERRA EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS**



A interrelação da percepção de serviços ecossistêmicos com a macrofauna bentônica e o uso e ocupação da terra em reservatórios tropicais

PAIVA, F. F.^{1*}; DOLBETH, D.²; MOLOZZI, J.³

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº 351, Bairro Universitário, Complexo Três Marias, CEP 58429-500, Campina Grande - Paraíba, Brasil.

²Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental - Universidade do Porto. Rua dos Bragas, nº 289, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, 4050-123, Matosinhos, Porto - Portugal.

³Departamento de Biologia/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação- Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº 351, Bairro Universitário, Complexo Três Marias, CEP 58429-500, Campina Grande - Paraíba, Brasil.

*Autor correspondente, E-mail: franciely.paiva@aluno.uepb.edu.br; Telefone: +55 (83) 98611-1028

Manuscrito a ser submetido à **Ecosystem services**

Qualis A1, Fator de impacto 6.91, CiteScore 11.7

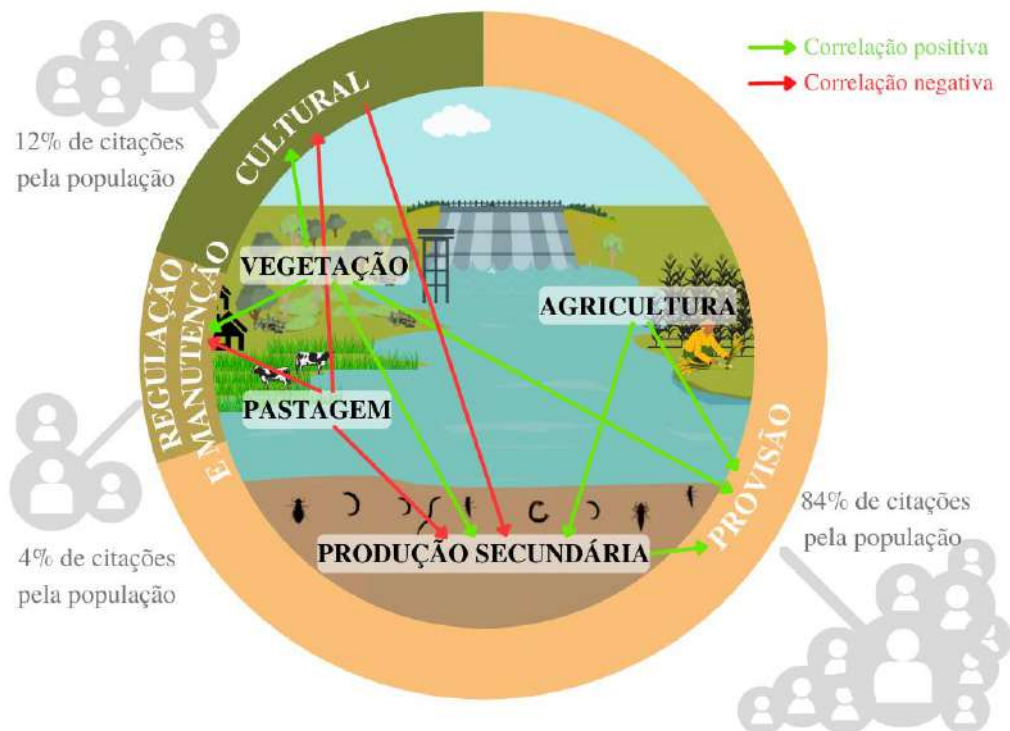
Resumo

O uso e ocupação da terra crescente leva à degradação da qualidade ambiental, tendo como consequências a redução da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, principalmente nos ecossistemas aquáticos. Neste âmbito, este trabalho visou avaliar se os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica são percebidos pela população que reside no entorno dos reservatórios, e qual a relação desses serviços com o uso e ocupação da terra. O estudo foi desenvolvido em seis reservatórios localizados no semiárido brasileiro, na bacia do Rio Paraíba (Poções, Sumé e Cordeiro) e na bacia do Rio Piranhas-Açu (Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras). O uso e ocupação da terra de maior proporção nos reservatórios foi pastagem (65%), seguido por vegetação arbórea/arbustiva (14%) e ocupação humana (10%). Dos serviços ecossistêmicos citados pela população, 84% foram de provisão, 12% cultural e apenas 4% de regulação e manutenção. Na generalidade, a presença da agricultura, pastagem, vegetação aberta e vegetação arbórea/arbustiva apresentou relação significativa com os serviços ecossistêmicos percebidos, sobretudo com os de provisão. Já a identificação dos serviços de

regulação e manutenção e culturais apresentou correlação negativa com pastagem, e positiva com vegetação aberta e arbórea/arbustiva. A população percebeu de forma indireta os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica, por meio da citação de serviços relacionados com autodepuração e decomposição nos reservatórios. A percepção das populações que residem no entorno dos reservatórios está mais relacionada com a forma direta que obtêm os recursos naturais, tendo em vista maior citação de serviços de provisão. Os serviços de regulação e manutenção e serviços culturais foram menos perceptíveis, dado se basearem em recursos não materiais. O trabalho evidenciou a necessidade de desenvolvimento de ações voltadas à divulgação científica para informar as populações humanas sobre os diferentes serviços disponibilizados nos reservatórios, e sobre a importância dos macroinvertebrados bentônicos na sustentação destes serviços. A implementar medidas de manejo eficiente para regulação do uso e ocupação da terra margem aos reservatórios se faz necessária a fim de garantir a manutenção da diversidade e dos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chaves: Produção secundária; Ecossistemas aquáticos; Impactos antrópicos; Populações humanas.

Resumo gráfico



Introdução

O desenvolvimento das populações humanas sempre esteve associado à dependência e exploração dos recursos ambientais. O crescimento populacional no planeta tem levado a redução da qualidade ambiental dos ecossistemas e da sua biodiversidade, principalmente devido ao uso e ocupação da terra nesses ecossistemas (Sala et al., 2000; Reid et al., 2019). Mudanças no uso e ocupação da terra em virtude do desenvolvimento urbano, da superexploração dos recursos naturais, e conseqüentemente a degradação da qualidade ambiental, tem ocasionado a perda dos serviços ecossistêmicos (Ferreira et al., 2019). De fato, a urbanização juntamente as mudanças climáticas estão entre os principais fatores que podem levar diminuição dos recursos naturais, levando conseqüentemente a perda de serviços ecossistêmicos como regulação do clima, polinização, ciclo hidrológico (Ferreira et al., 2019).

Os ecossistemas aquáticos de água doce estão entre os mais impactados em todo mundo, devido às fortes pressões exercidas pelo crescimento populacional e a exploração de água doce para diversos fins (Lakhloufi et al., 2021). A necessidade de água para demandas como abastecimento humano, agricultura e pecuária levou a construção de reservatórios a partir do barramento de rios, principalmente em regiões semiáridas, devido aos períodos de secas periódicas (Araújo, 2003). A construção de reservatórios e as atividades antrópicas atreladas afetam a qualidade da água e a diversidade das comunidades aquáticas (Araújo, 2003; Lee et al., 2012; Azevêdo et al., 2017). Apesar dos impactos antrópicos associados aos reservatórios, esses ecossistemas fornecem serviços ecossistêmicos essenciais para as populações humanas, principalmente em regiões semiáridas (Tundisi et al., 2008; Azevêdo et al., 2017).

Serviços ecossistêmicos consiste em tudo aquilo que é disponibilizado pela Natureza, derivado da biodiversidade, do ambiente físico e de processos naturais que se relacionam ao bem-estar humano, seja de forma direta ou indireta (La Notte et al., 2017). O sistema de Classificação Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES) classifica os serviços ecossistêmicos em três categorias: 1) serviços de provisão, ou seja, todos aqueles relacionados a provisão de benefícios materiais (ex., alimentos, água, fibra, matéria-prima); 2) serviços de regulação e manutenção, que regulam o equilíbrio ecológico através de processos no ecossistema relacionados com interações entre fatores bióticos e abióticos (ex., decomposição, ciclagem de nutrientes, purificação da água, regulação do clima, controle de enchentes e erosão); e 3) serviços culturais que derivam da relação do ser humano com o meio ambiente, através de informações percebidas, decodificadas e interpretadas por estes (ex., recreação, experiência espiritual, apreciação da beleza) (Costanza et al., 2014; La Notte et al., 2017;

Haines-Young & Potschin-Young, 2018). Essa classificação é uma das mais usadas por cientistas em todo mundo, para facilitar a comunicação com um público não especializado acerca do valor dos ecossistemas.

Diversas comunidades biológicas desempenham funções nos ecossistêmicas que sustentam serviços ecossistêmicos, seja de forma direta ou indiretamente (Weiskopf et al., 2020). Nos ecossistemas aquáticos os macroinvertebrados bentônicos se destacam por desempenharem funções fundamentais em processos como decomposição, ciclagem de nutrientes e energia ao longo da teia trófica (Wildsmith et al., 2011; Tweedley et al., 2012; Schneid et al., 2017; Silva et al., 2018). A análise de aspectos funcionais da macrofauna bentônica como os grupos tróficos alimentares e a produção secundária podem ser um indicativo de serviços ecossistêmicos sustentados por essa comunidade nos ecossistemas aquáticos. Os grupos tróficos alimentares dos macroinvertebrados bentônicos apresentam uma relação de forma indireta com serviços ecossistêmicos nos ecossistemas aquáticos (Rife, 2018). Por meio do modo de alimentação, os macroinvertebrados bentônicos atuam na ciclagem, trituração e filtragem de material orgânico, facilitando serviços de autodepuração, decomposição e ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (Rife, 2018; Brown et al., 2021). A produção secundária da macrofauna bentônica pode ser indicativa quanto a disponibilidade de forrageamento para peixes carnívoros, tendo inferências sobre serviços de provisão de pesca (Rife, 2018). A produção secundária é calculada com base nos valores de biomassa dos organismos em um determinado espaço e tempo, e reflete a quantidade de energia útil contida e disponível para os níveis tróficos superiores (Hershey et al., 2010; Dolbeth et al., 2012).

Impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos causam mudanças ambientais que podem afetar a macrofauna bentônica e os serviços ecossistêmicos que elas sustentam (Rife, 2018). A conservação da biodiversidade ecológica nos ecossistemas é a garantia principal para manutenção de serviços ecossistêmicos (Weiskopf et al., 2020), visto que a biodiversidade é considerada como o capital natural para a provisão dos serviços. Sendo assim, se faz necessário a instrução adequada das populações humanas sobre o valor intrínseco da conservação da biodiversidade dos ecossistemas para a manutenção dos serviços ecossistêmicos. O valor intrínseco dos serviços ecossistêmicos está relacionado a serviços que apresentam relação indireta com bem-estar humano, sendo na maioria das vezes imperceptíveis, podendo ser visto pelas populações como não utilitário (Sheng et al., 2019), contudo, são essenciais para sustentar a biodiversidade, processos, e assim serviços ecossistêmicos. Compreender como as populações humanas se relacionam com os ecossistemas, e qual a sua percepção ambiental sobre o mesmo,

é essencial para evitar a degradação ambiental e o colapso dos serviços ecossistêmicos, que em última análise representam benefícios para a sociedade.

A percepção ambiental das populações humanas está ligada como os indivíduos percebem o ambiente por meio dos sentidos e da consciência, refletindo em atitudes e valores em relação a natureza (Bogner & Wiseman, 2002; Manoli et al., 2019). Ao longo dos anos, pesquisadores têm discutido sobre a fundamentação da percepção ambiental da sociedade, formulando ideias como o Novo Paradigma Ambiental, Novo Paradigma Ecológico, entre outros (Dunlap & Van Liere, 1978; Dunlap et al., 2000). Inicialmente foi bastante difundida a ideia de que a percepção ambiental da sociedade estava baseada em apenas duas perspectivas, a biocêntrica (pró-ambiental) exclusivamente relacionada a preservação da natureza, ou antropocêntrica (anti-ambiental) com uma visão exclusiva da natureza como fonte de recursos a serem utilizados para o benefício e desenvolvimento humano (Dunlap & Van Liere, 1978). Com o passar dos anos surgiram novas fundamentações sobre a percepção ambiental da sociedade, destacando que a percepção sobre a necessidade da utilização dos recursos ambientais pode também estar atrelada a conservação da natureza (Manoli et al., 2019).

A percepção humana sobre os serviços ecossistêmicos pode ser influenciada por fatores socioeconômicos e culturais como, nível de escolaridade e capacidade financeira (Pistón et al., 2022). De uma perspectiva antropocêntrica, a importância dos serviços ecossistêmicos é baseada na utilidade do serviço pela percepção das populações humanas (Sheng et al., 2019). Compreender a percepção humana sobre a natureza tem importância para formulação e implementação efetiva da gestão dos ecossistemas (O'Brien et al., 2017).

A maioria dos estudos sobre serviços ecossistêmicos tem sido desenvolvidos em ecossistemas terrestres, ou por meio da interação terrestres-aquáticos (Nabout et al., 2022). A contribuição de pesquisas é menor ainda nos ecossistemas de água doce quando comparadas aos ecossistemas marinhos (Gangahagedara et al., 2021). Os reservatórios são ecossistemas aquáticos artificiais com relevância econômica, social e ecológica, principalmente em regiões áridas e semiáridas, onde na maioria das vezes são a única fonte hídrica disponível (Araújo, 2003; Tundisi et al., 2008; Azevêdo et al., 2017). Esses ecossistemas sofrem perturbações de diferentes origens, sejam antrópicas (agricultura, ocupação humana) e/ou naturais (pressões climáticas, secas extremas) (Araújo, 2003; Lee et al., 2012; Melo et al., 2022). As populações humanas no semiárido apresentam forte dependência do recurso hídrico disponibilizado pelos reservatórios (Azevêdo et al., 2017; Azevêdo et al., 2022). Compreender as relações estabelecidas entre as populações humanas e os ecossistemas aquáticos é fundamental para medidas de gestão e conservação (Dolbeth et al. 2016, Azevêdo et al., 2017).

O presente trabalho tem como objetivos: (i) avaliar os aspectos funcionais da macrofauna bentônica como indicador de potencial da oferta de serviços ecossistêmicos (depuração, decomposição e nutrição para peixes) relacionando com o uso e ocupação da terra; (ii) verificar se os serviços da macrofauna bentônica são percebidos de forma direta ou indireta pela população do entorno dos reservatórios e (iii) verificar a relação dos serviços percebidos com o uso e ocupação terra. Para isso se tem as seguintes hipóteses: (i) os grupos tróficos alimentares (coletor-catador, coletor-filtrador e fragmentador) e a produção secundária dos macroinvertebrados bentônicos serão maiores nos locais com uso antrópico dominante; (ii) a população percebe os serviços ofertados pela macrofauna bentônica de uma forma indireta; e (iii) a percepção dos serviços ecossistêmicos de provisão estará relacionada com o uso antrópico, e a percepção dos serviços cultural e de regulação e manutenção estarão relacionados com as áreas de vegetação. Compreender a relação da percepção das populações humanas com os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica e o uso e ocupação da terra pode fornecer informações únicas de como a exploração humana sobre os recursos ambientais pode influenciar a diversidade, funções e processos nos ecossistemas aquáticos.

Materiais e métodos

Área de estudo e desenho amostral

O estudo foi conduzido em seis reservatórios localizados em duas bacias hidrográficas na região semiárida do Nordeste do Brasil, a bacia hidrográfica do Rio Paraíba, estado da Paraíba (reservatórios Sumé, Poções e Cordeiro) e a bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, estado do Rio Grande do Norte (reservatórios Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta) (Figura 1). O clima típico da região é BSh (semiárido seco) de acordo com a classificação de Köppen Geiger, com temperaturas que variam entre 18° e 31°C, e períodos de chuvas entre os meses de fevereiro a abril em ambas as bacias hidrográficas (Alvares et al., 2013). A precipitação média é de 400 mm/ano para a bacia do Rio Paraíba e 800 mm/ano para o Rio Piranhas-Açu. Para coleta dos indicadores ambientais e bióticos foram definidos 15 pontos equidistantes na região litorânea de cada reservatório por meio de imagens de satélite (Figura 1). As amostragens ocorreram nos meses de setembro e dezembro, nos anos de 2014 e 2019.

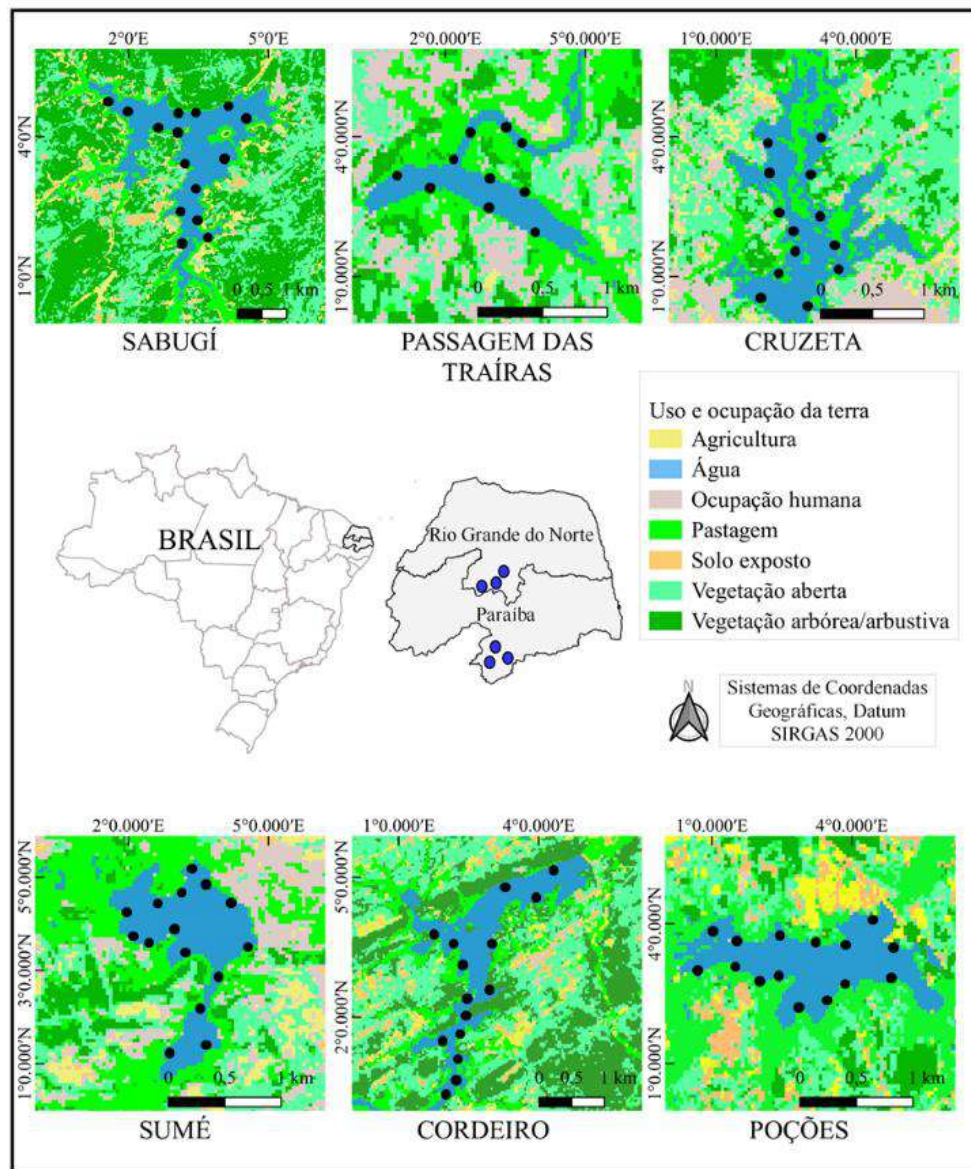


Figura 1: Localização geográfica e uso e ocupação da terra dos reservatórios Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta na bacia do Rio Piranhas-Açu - Rio Grande do Norte/Brasil, e Sumé, Cordeiro e Poções na bacia do Rio Paraíba- Paraíba/Brasil. Pontos pretos representam os locais de coleta da macrofauna bentônica.

Indicadores ambientais

O método de classificação semi-supervisionada foi utilizado para verificar o uso e ocupação da terra nos reservatórios. Foram utilizadas imagens capturadas pelo sensor OLI (*Operational Land Imager*) do satélite Landsat 8 dos meses e anos de coletas no site oficial da *United States Geological Survey (USGS) Global Visualization Viewer (USGS, 2014)*. Para gerar os mapas temáticos e obter as métricas de paisagem foram realizados os seguintes passos: 1) georreferenciamento; 2) processamento digital das imagens e 3) classificação temática. As imagens de satélite foram georreferenciadas (SIRGAS 2000 UTM, Zona 24, Sul, Código

European Petroleum Survey Group: 31984) e submetidas à correção atmosférica. Conforme o protocolo USGS (2016) foi realizado o processo digital para o satélite Landsat 8 (reflectância do topo da superfície com correção para o ângulo solar zenital). Foi utilizado o método de máxima verossimilhança (bandas espectrais 6, 5 e 4 e 5, 4 e 3) para a classificação digital temática semi-supervisionada das imagens de satélites. O uso e ocupação da terra foi classificado em sete categorias: água, agricultura, pastagem, ocupação humana, solo exposto, vegetação aberta e vegetação arbórea/arbustiva (Figura 1). Foram obtidos valores para cada categoria de uso e ocupação da terra em área absoluta (hectare) e relativa (percentagem, %) a 50 metros da margem dos reservatórios. Para se obter os valores das categorias de uso e ocupação da terra por ponto amostral, foram definidos *buffers* com raio de 50 metros de cada ponto. Todo processamento descrito para gerar os mapas temáticos e obter as métricas da paisagem foram realizados com o programa QGIS versão 3.10.7 com GRASS 7.8.3. Para verificar a acurácia dos mapas de uso e ocupação da terra obtidos em relação a imagem real de campo foi aplicado o índice Kappa. Esse índice é calculado baseado em uma matriz de erro, tendo como medida de concordância o mapa e a imagem de referência. A classificação do uso e ocupação da terra apresentou acurácia entre 0.70 a 0.97, indicando uma classificação muito boa a excelente em relação às imagens reais de acordo com o índice Kappa.

Indicadores biológicos dos serviços ecossistêmicos

Para caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e dos indicadores de serviços ecossistêmicos potencialmente prestados por elas, foram coletadas amostras de sedimento em 15 pontos amostrais com uma draga Eckman-Birge (225 cm²) em cada reservatório. Ainda em campo, as amostras foram fixadas com formaldeído a 10%, e em laboratório, lavadas em peneira com malha de 0.5 mm. Foram considerados os organismos da classe Insecta, em virtude de serem mais representativos em riqueza de espécies em ecossistemas aquáticos de água doce (Callisto et al., 2001; Armitage et al., 2012). Os macroinvertebrados retidos foram identificados ao menor nível taxonômico possível com chaves de identificação especializadas (Peterson, 1960; Trivinho-Strixino e Strixino, 1995; Merritt e Cummins, 1996; Carvalho e Calil, 2000; Fernández e Domínguez, 2001). A biomassa dos macroinvertebrados bentônicos foi mensurada pelo peso seco livre de cinzas (mg DW), onde os organismos foram previamente pesados, colocados em estufa a 60°C durante 72 horas e pesados novamente.

Como indicadores do potencial de serviços ecossistêmicos prestados pela macrofauna bentônica foram utilizados os grupos tróficos de alimentação e a produção secundária. Esses aspectos funcionais da macrofauna bentônica apresentam relação com processos nos ecossistemas aquáticos que sustentam serviços ecossistêmicos (Tabela 1). Os grupos tróficos alimentares foram classificados em quatro categorias: coletor-catador (se alimentam de matéria orgânica em decomposição no substrato), coletor-filtrador (consomem material orgânico em decomposição em suspensão), fragmentador (alimentam-se de partículas orgânicas maiores) e predador (alimentam-se de parte de presas vivas). A classificação dos grupos tróficos alimentares para cada táxon foi realizada de acordo com a literatura especializada (Poff et al., 2006; Vieira et al., 2006; Tomanova e Usseglio-Polatera, 2007; Serra et al., 2016; Firmiano 237 et al., 2021). A produção secundária da macrofauna bentônica foi calculada com base nos valores de biomassa inseridos na planilha de cálculo do método proposto por Brey (2001). Dentre os métodos empíricos, esse é considerado um dos mais robustos para estimar a produção da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos (Dolbeth, 2005). Para as conversões de biomassa necessárias no cálculo foram utilizados os valores correspondentes: 1g AFDW=23.44kJ para Chironomidae, 23.65 kJ para Odonata, 26.07 kJ para Ephemeroptera e 23.81 kJ para Insecta (quando não apresentava valor para o menor grupo taxonômico) (Brey, 2001). No final, os resultados obtidos foram transformados para g DW m⁻² ano⁻¹ (produção secundária anual).

Tabela 1: Aspectos funcionais da macrofauna bentônica e a relação com os serviços ecossistêmicos em ecossistemas aquáticos.

Aspectos funcionais	Serviços ecossistêmicos fornecidos	Literatura de apoio
Produção secundária	Provisão (Nutrição para peixes)	
	Reflete a energia disponível na forma de biomassa para níveis superiores, sendo indicativo de forrageamento para peixes.	Hershey et al., 2010; Dolbeth et al., 2012; Rife, 2018.
Grupos tróficos funcionais	Regulação e manutenção (Autodepuração, decomposição e ciclagem de nutrientes)	
Coletor-catador	Capturam material orgânico depositado no sedimento e substratos atuando na ciclagem de nutrientes.	Rife, 2018; Brown et al., 2021.
Coletor-filtrador	Filtram material orgânico em suspensão na água e atuam sobre o processo de autodepuração.	
Fragmentador	Fragmentam a matéria orgânica em partículas menores facilitando a decomposição.	

Indicadores de serviços ecossistêmicos percebidos pela população

Para coletar as informações sobre os serviços ecossistêmicos percebidos pela população no entorno dos reservatórios foi inicialmente utilizado o Google Maps para selecionar casas o mais próximo possível dos reservatórios (máximo de 200 metros de distância). Essa distância foi estabelecida com intuito de possibilitar maior garantia de interação entre os entrevistados com os reservatórios, e assim a percepção dos serviços ecossistêmicos por parte dos macroinvertebrados bentônicos (Azevêdo et al., 2022). Todas as residências com o máximo de 200m de distância dos reservatórios foram visitadas, porém nem sempre se tinham moradores presentes ou nem sempre aceitaram participar das entrevistas.

As entrevistas foram realizadas com a primeira pessoa maior de idade abordada por casa, dessa forma assumiu-se maior heterogeneidade do público entrevistado e de respostas. O objetivo do estudo foi explicado para cada entrevistado antes das entrevistas, e a permissão para o registro e utilização das informações foram concedidas por meio de assinatura de um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), de acordo com as instruções do Conselho Nacional de Saúde (Resolução 466/2012). A realização dessa etapa da pesquisa contou com a aprovação do Comitê de Ética da Universidade Estadual da Paraíba (Nº 5.053.838). Um formulário semiestruturado foi utilizado para coletar os dados socioeconômicos dos entrevistados. Para verificar os serviços ecossistêmicos percebidos pelos entrevistados foi explicado inicialmente o que são serviços ecossistêmicos, em seguida foi apresentado um mapa impresso em folha A4 do reservatório e área circunvizinha. Foi aplicado o método lista livre, no qual os entrevistados citaram livremente e localizaram no mapa todos os benefícios usufruídos e/ou percebidos nos reservatórios (Material suplementar 1). Foi utilizado o sistema de classificação “*The Common Classification of Ecosystem Services*” (CICES v.5.1; Haines-Young & Potschin-Young, 2018) para agrupar os serviços ecossistêmicos citados nas seções de 1) Provisão, 2) Regulação e manutenção e 3) Cultural.

Análise de dados

Para realizar as análises de dados e relacionar os serviços percebidos pela população, os dados foram previamente categorizados de forma binária de acordo com o uso e ocupação da terra. Para cada ponto amostral em cada reservatório foram atribuídos valores de 0 e 1 (ausência e presença) para cada classe de serviços ecossistêmicos citados pela população de acordo com o tipo o uso e ocupação da terra presente no ponto (ex., pastagem: animais criados para fins

nutricionais, plantas cultivadas para pecuária; agricultura: plantas cultivadas para fins nutricionais; vegetação aberta e arbórea/arbustiva: plantas selvagens para uso direto, plantas selvagens para geração de energia, controle de erosão, regulação do vento e temperatura, entre outros). Para verificar se categorias de uso e ocupação da terra influenciaram significativamente os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica e os serviços percebidos pela população foi aplicado uma Análise Discriminante Regularizada (“Regularized Discriminant Analysis” - RDA) (Van Den Wollenberg, 1977). Uma análise de correlação de Pearson foi utilizada para verificar a correlação entre os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica e os serviços percebidos pela população com o uso e ocupação da terra. Todas as análises estatísticas foram realizadas no R versão 3.6.1 (R Core Team, 2017).

Resultados

De acordo com a classificação do uso e ocupação da terra, as categorias de uso com maiores proporções margem aos reservatórios foram pastagem (65%), vegetação arbórea/arbustiva (14%) e ocupação humana (10%) (Figura 2A). Foram entrevistadas um total de 156 pessoas, sendo 33 pessoas no reservatório Poções, 25 em Cordeiro, 35 em Sumé, 33 em Cruzeta, 13 em Passagem das Traíras e 17 em Sabugí. Do total de entrevistados cerca de 53% foram do sexo feminino e 47% masculino. A ocupação dos entrevistados com maior proporção foi de agricultor (50%), seguido por pescador (20%). A maioria dos entrevistados não concluíram a educação básica (76%), 23% com ensino básico completo e 1% não foram alfabetizados. Cerca de 47% dos entrevistados apresentaram renda mensal familiar até um salário mínimo, e cerca de 44% com renda entre 1 a 2 salários mínimos. Os entrevistados identificaram 30 classes de serviços ecossistêmicos oferecidos pelos reservatórios ou associados a eles. Destes, 84% se classificaram na seção de provisão, 4% na seção de regulação e manutenção, e 12% na seção cultural (Figura 2B; Tabela 2). Entre os serviços ecossistêmicos de provisão, os mais citados foram animais selvagens para fins nutricionais (17%) e água superficial para uso não potável (16%) (Tabela 2). Dos serviços de regulação e manutenção, regulação do vento e temperatura (69%) e manutenção das populações e habitat (16%) foram mais citados (Tabela 2). Interação física ativa e passiva, atividades para promover saúde e prazer ativa, e experiência estética foram os mais citados na seção de serviços ecossistêmicos culturais (60%, 15% e 14%, respectivamente) (Tabela 2). Com base na literatura, foi elencada a relação (direta ou indireta) entre os serviços ecossistêmicos citados pela população e os serviços potencialmente prestados pela macrofauna bentônica (Tabela 2). De todos os serviços

ecossistêmicos citados pela população, cerca de 57% apresentam relação de forma indireta com os serviços potencialmente prestados pela macrofauna bentônica. Para os serviços que foram citados na seção de produção, cerca de 37% estiveram relacionados com o serviço de autodepuração e 17% com nutrição para peixes (Tabela 2). Enquanto que na seção regulação e manutenção cerca de 3% dos serviços citados apresentaram relação com decomposição e ciclagem de nutrientes (Tabela 2). Nenhum dos serviços culturais percebidos apresentaram relação com a macrofauna bentônica.

Tabela 2: Número de citações (N) e porcentagem (%) por seção e classes de serviços ecossistêmicos citados pela população residente no entorno dos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba), e Sabugí, Passagens das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).

<i>Seção e classe dos serviços ecossistêmicos</i>	N	%	Serviços relacionados com a macrofauna bentônica
Provisão	785	84	
<i>Água subterrânea suprimento animal</i>	5	1	
<i>Água subterrânea para cozinhar</i>	2	0,002	
<i>Água subterrânea uso não potável</i>	9	1	
<i>Água superficial suprimento animal</i>	69	9	Autodepuração
<i>Água superficial para beber</i>	56	7	Autodepuração
<i>Água superficial para cozinhar</i>	67	8	Autodepuração
<i>Água superficial para irrigação</i>	78	10	Autodepuração
<i>Água superficial para higiene</i>	20	3	Autodepuração
<i>Água superficial uso não potável</i>	126	16	
<i>Animais criados para fins nutricionais</i>	37	5	
<i>Animais selvagens para fins nutricionais</i>	131	17	Nutrição para peixes
<i>Espaço terrestre</i>	2	0,002	
<i>Plantas selvagens para uso direto</i>	7	1	
<i>Plantas cultivadas para fins nutricionais</i>	120	15	
<i>Plantas cultivadas para pecuária</i>	28	4	
<i>Plantas selvagens para geração de energia</i>	10	1	
<i>Plantas selvagens para fins medicinais</i>	11	1	
<i>Plantas selvagens para fins nutricionais</i>	7	1	
Regulação e manutenção	31	4	
<i>Ciclo hidrológico</i>	2	6	
<i>Controle de erosão</i>	2	6	
<i>Diluição</i>	1	3	Decomposição e ciclagem de nutrientes
<i>Manutenção das populações e habitat</i>	5	16	
<i>Regulação do vento e temperatura</i>	21	69	
Cultural	114	12	
<i>Atividades para promover saúde e prazer ativa</i>	17	15	
<i>Atividades para promover saúde e prazer observacional</i>	4	4	
<i>Experiência estética</i>	16	14	
<i>Histórico</i>	1	1	

<i>Interação física ativa e passiva</i>	69	60
<i>Sagrado</i>	2	2
<i>Segurança financeira</i>	5	4

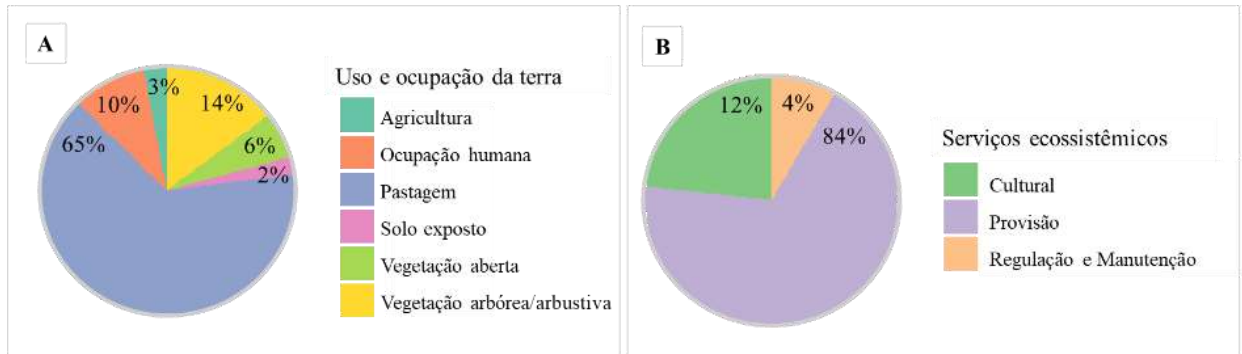


Figura 2: Porcentagem de uso e ocupação da terra (A) e das seções de serviços ecossistêmicos (B) citados pela população nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba).

Para os aspectos funcionais da macrofauna bentônica que apresentam inferências sobre serviços ecossistêmicos, a produção secundária esteve associada em maiores proporções nos locais com agricultura dominante e vegetação arbórea/arbustiva (Figura 3A). As maiores proporções de macroinvertebrados bentônicos coletores-catadores e fragmentadores foi nos locais com pastagem dominante (Figura 3A). Para todas as categorias de uso e ocupação da terra os serviços ecossistêmicos de provisão apresentaram maiores proporções em relação aos demais (Figura 3B). Contudo, locais com pastagem dominante apresentaram as maiores proporções de serviços de provisão. Os serviços culturais apresentaram maiores proporções nos locais com pastagem dominante seguido por vegetação arbórea/arbustiva dominante. Enquanto que os serviços de regulação e manutenção apresentaram proporções semelhantes entre os locais com pastagem dominante e vegetação dominante (vegetação aberta + vegetação arbórea/arbustiva) (Figura 3B).

Entre as categorias de uso e ocupação da terra, a agricultura, pastagem, vegetação aberta e vegetação arbórea/arbustiva apresentaram relação significativa com os serviços ecossistêmicos percebidos pela população (RDA, 1º e 2º eixo = 16%; Tabela 3). Enquanto que para os aspectos funcionais da macrofauna bentônica potenciais de serviços ecossistêmicos (produção secundária, abundância de coletor-catador e fragmentadores) as categorias de agricultura e pastagem apresentaram relação significativa (RDA, 1º e 2º eixo = 20%; Tabela 3).

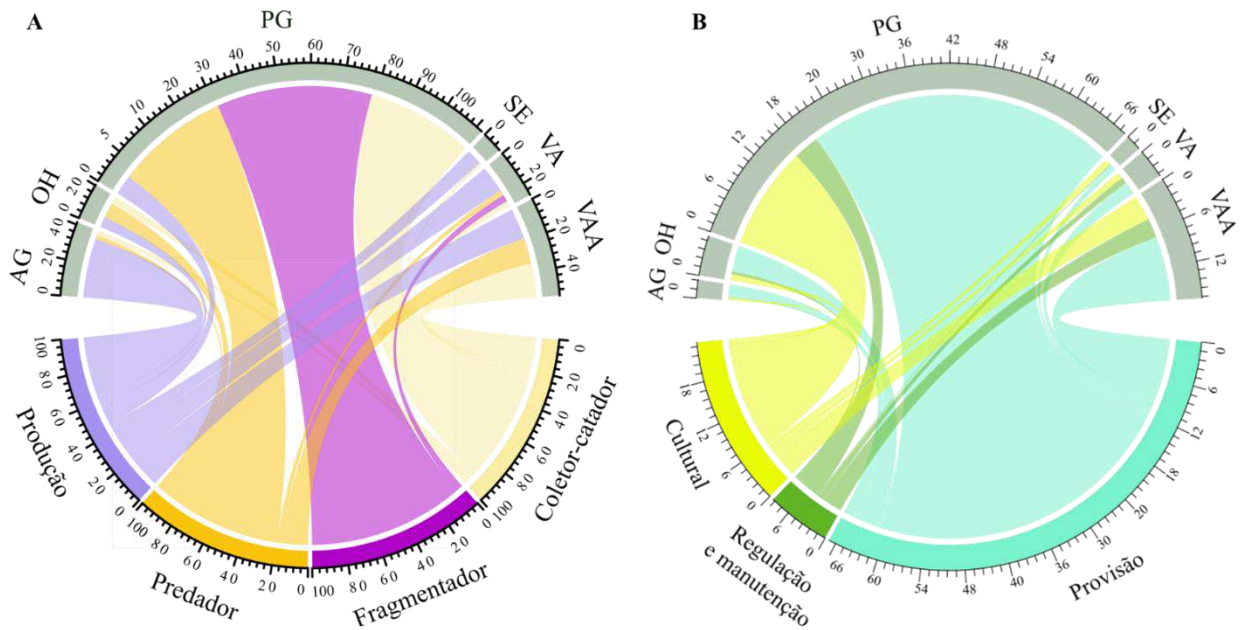


Figura 3: Porcentagem das seções de serviços ecossistêmicos citados pela população entre as categorias de uso e ocupação da terra agricultura (AG), ocupação humana (OH), pastagem (PG), solo exposto (SE), vegetação aberta (VA) e vegetação arbórea/arbustiva (VAA) nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba).

Tabela 3: Resultado da análise RDA entre as categorias de uso e ocupação da terra e os serviços ecossistêmicos citados pela população e serviços da macrofauna bentônica nos reservatórios Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba), e Sabugí, Passagens das Traíras e Cruzeta (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu).

Uso e ocupação da terra	Serviços ecossistêmicos percebidos		Serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica	
	r2	P	r2	P
Agricultura	0.0330	0.011	0.0315	0.023
Ocupação humana	0.0050	0.506	0.0030	0.674
Pastagem	0.1722	0.001	0.0262	0.037
Solo exposto	0.0038	0.596	0.0006	0.908
Vegetação aberta	0.1172	0.001	0.0183	0.103
Vegetação arbórea/arbustiva	0.3470	0.001	0.0054	0.492

A identificação dos serviços ecossistêmicos de provisão por parte da população apresentou correlação positiva com agricultura (Pearson = 0.18; $P < 0.001$) e vegetação aberta (Pearson = 0.12; $P < 0.001$) (Figura 4). A seção de serviços ecossistêmicos culturais apresentou correlação negativa com pastagem (Pearson = -0.20; $P < 0.001$) e correlação positiva com vegetação aberta (Pearson = 0.20; $P < 0.001$) e vegetação arbórea/arbustiva (Pearson = 0.31; $P < 0.001$) (Figura 4). Os serviços ecossistêmicos citados de regulação e manutenção estiveram correlacionados negativamente com a pastagem (Pearson = -0.44; $P < 0.001$), e positivamente

com vegetação aberta (Pearson = 0.33; $P < 0.001$) e vegetação arbórea/arbustiva (Pearson = 0.61; $P < 0.001$) (Figura 4).

A produção secundária apresentou correlação positiva com a agricultura (Pearson = 0.17; $P < 0.001$) e vegetação aberta (Pearson = 0.13; $P < 0.001$), e correlação negativa com a pastagem (Pearson = -0.15; $P < 0.001$) (Figura 4). Os serviços ecossistêmicos citados de provisão apresentaram correlação positiva com a produção secundária (Pearson = 0.20; $P < 0.001$) e os serviços ecossistêmicos culturais correlações negativa com a produção secundária (Pearson = -0.13; $P < 0.001$) (Figura 4). Os macroinvertebrados coletores-catadores apresentaram correlação negativa com a pastagem (Pearson = -0.13; $P < 0.001$) e com a percepção dos serviços culturais (Pearson = -0.16; $P < 0.001$), e correlação positiva com os serviços de provisão (Pearson = 0.32; $P < 0.001$) (Figura 4).

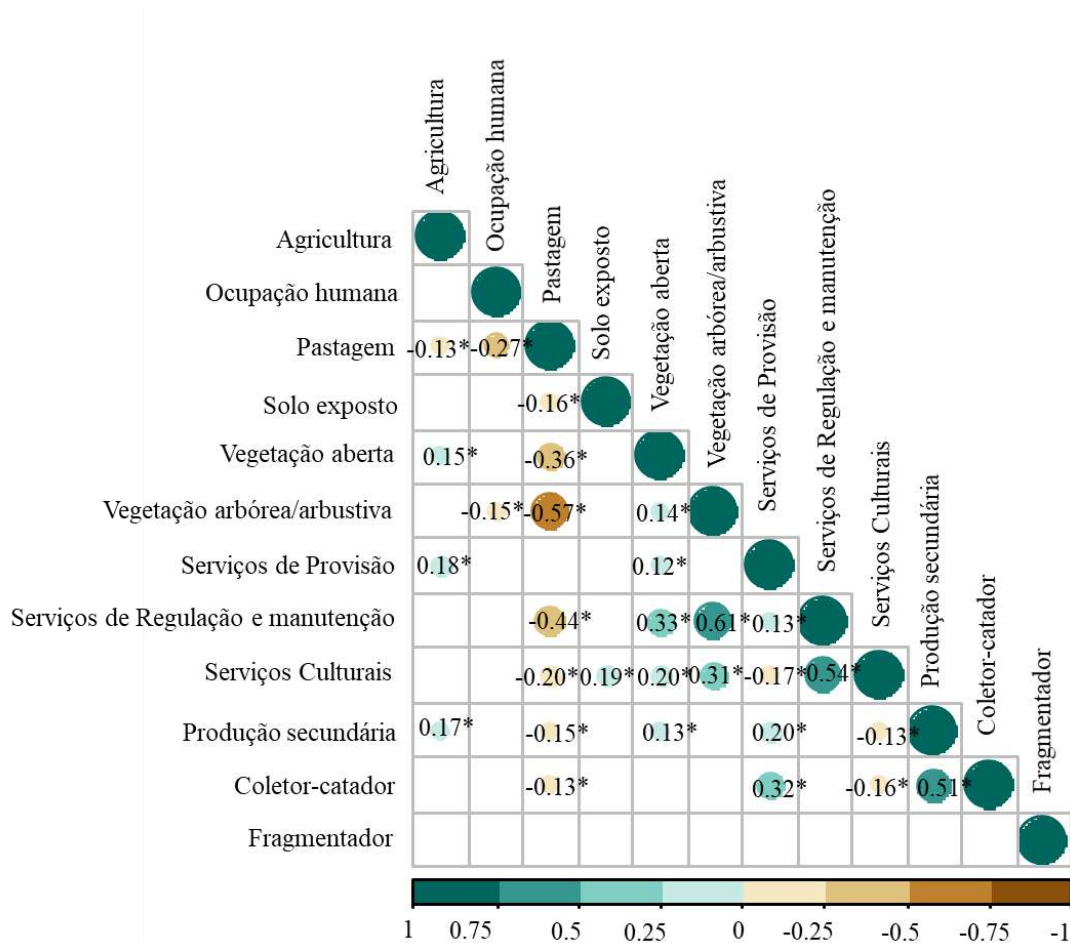


Figura 4: Valores de correlação entre as categorias de uso e ocupação da terra agricultura, seções de serviços ecossistêmicos e aspectos funcionais da macrofauna bentônica nos reservatórios Sabugí, Cruzeta e Passagem das Traíras (bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu), e Cordeiro, Sumé e Poções (bacia hidrográfica do Rio Paraíba). * $P \leq 0.05$.

Discussão

Os macroinvertebrados bentônicos apresentam potencial importância na prestação de serviços ecossistêmicos, atuando na melhoria da qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos (Rife, 2018; Brown et al., 2021). Os locais mais impactados pelo uso de pastagem e a maior proporção de organismos fragmentadores e coletores-catadores demonstram o potencial dos macroinvertebrados bentônicos atuando para amenizar os efeitos dos impactos sobre o serviço de autodepuração, corroborando a primeira hipótese em estudo. A produção secundária ter sido maior nos locais com agricultura dominante pode ter se dado devido a dominância de espécies tolerantes a impactos. A agricultura favorece a entrada de nutrientes e matéria orgânica no ecossistema aquático (Paula Filho et al., 2019), podendo ocasionar o incremento de biomassa de organismos tolerantes e generalistas e interferir sobre a produção secundária da comunidade. Outros estudos já mostraram que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios é dominada por organismos generalistas e tolerantes (Melo et al., 2022; Paiva et al., 2023). Em geral, essas comunidades são compostas principalmente por organismos com elevada abundância, tamanho de corpo grande, reprodução multivoltina e modo alimentar coletor-catador (Paiva et al., 2023), o que pode ter influência sobre a produção secundária. Isso pode indicar que a produção secundária da macrofauna em reservatórios é capaz de disponibilizar energia para níveis tróficos superiores, e sustentar serviços ecossistêmicos por meio de interações tróficas.

A segunda hipótese de que os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica seriam percebidos de forma indireta pelas populações no entorno dos reservatórios foi corroborada. Isso pode demonstrar que os macroinvertebrados bentônicos são organismos desconhecidos e pouco percebidos mesmo por pessoas com contato direto com os ecossistemas aquáticos. O fato dos macroinvertebrados bentônicos serem organismos pequenos (cerca de 0.5mm) que residem nos sedimentos dos reservatórios podem os tornar pouco perceptíveis. Um estudo realizado por Azevêdo et al. (2018) verificaram que somente cerca de 3% a 8% da população que reside no entorno dos reservatórios foram capazes de perceber e citar a presença de macroinvertebrados bentônicos associados a qualidade ambiental. As populações humanas que residem próximos aos ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro apresentam conhecimento limitado sobre os macroinvertebrados bentônicos (Abílio & Sato, 2012), isso pode refletir na percepção sobre o potencial desses organismos para prestação de serviços ecossistêmicos. A percepção das populações humanas que residem próximo aos reservatórios sobre serviços ecossistêmicos está mais relacionada com a forma direta que se obtém recursos na natureza para subsistência. Os

serviços ecossistêmicos mais citados estão relacionados pela oferta de recursos ligados a alimentação e água para suprimento humano e animal. Isso evidencia que atividades como pesca, agricultura e criação de animais estão fortemente ligadas a subsistência das populações que residem em áreas próximas a ecossistemas aquáticos como os reservatórios.

O fato de os serviços de provisão apresentarem maiores proporções para todas as categorias de uso e ocupação da terra indica que a percepção das populações humanas que residem próximo aos reservatórios sobre serviços ecossistêmicos está mais relacionada com a forma direta que se obtém recursos na natureza para subsistência. Assim, a terceira hipótese em estudo foi em parte corroborada, visto que as maiores proporções de serviços de provisão e cultural estiveram associados ao uso antrópico. Enquanto que os serviços de regulação e manutenção apresentaram proporções semelhantes entre os usos de pastagem e vegetação (aberta + arbórea/arbustiva). Na maioria dos pontos amostrais as áreas de pastagem prevalecem em relação aos demais usos. Nos reservatórios em estudo é possível perceber que à medida que esses ecossistemas secam a população utiliza a região litorânea para cultivo de pasto, devido a umidade do solo. Isso faz com que as áreas de pastagem sejam dominantes na margem em todos os reservatórios estudados. Esses resultados apontam para a necessidade da preservação das Áreas de Preservação Permanente no entorno dos reservatórios, como também o manejo adequado das atividades antrópicas ligadas a subsistência das populações que residem próximo a esses corpos aquáticos.

A água para uso não potável como banho e limpeza doméstica foi a segunda categoria mais citada dos serviços de provisão, enquanto que a água para uso potável como beber e cozinhar representou baixas proporções de citações (7% e 8%, respectivamente). Isso indica que essas populações apresentam percepção sobre a qualidade da água dos reservatórios, que na maioria das vezes sem devido tratamento é imprópria para consumo humano. Azevêdo et al. (2022) verificaram que a percepção das populações humanas que vivem em contato direto com os reservatórios apresenta relação com o estado trófico e com a riqueza e diversidade biológica desses ecossistemas. Sendo assim, a percepção dessas populações podem ser uma ferramenta importante no monitoramento e manejo para conservação dos reservatórios.

A menor citação de serviços ecossistêmicos culturais e de regulação e manutenção indica que as populações humanas apresentam maior percepção sobre serviços que estão diretamente ligados à utilização direta dos recursos naturais. Esses serviços ecossistêmicos são menos perceptíveis a população geral, devido apresentarem um valor não-utilitário, ou seja, não podem ser comercializados ou negociados em mercadorias reais (Sheng et al., 2019). Os serviços ecossistêmicos numa perspectiva exclusivamente antropocêntrica se baseiam em

serviços que refletem a utilidade percebida pelos humanos, de acordo com suas preferências e necessidades (Assessment, 2003; Liu et al., 2010; Sheng et al., 2019). Os resultados aqui discutidos demonstram uma lacuna de conhecimento das populações principalmente sobre os serviços ecossistêmicos de regulação e manutenção e sobre a importância desses serviços para a vida humana. Os serviços de regulação e manutenção e serviços culturais se relacionam com benefícios não materiais, ligados a biodiversidade como, recreação, identidade cultural, saúde física e mental (Weiskopf et al., 2020). Sendo assim, isso demonstra a necessidade de medidas ligadas a educação ambiental e divulgação científica de forma a atuar sobre a construção do saber das populações humanas sobre a percepção e conservação dos serviços ecossistêmicos.

Conclusões

Os resultados do presente estudo mostraram que a população humana que reside próximo aos reservatório foi capaz de identificar sobretudo os serviços baseados na utilidade, preferências e necessidades. Alguns dos serviços ecossistêmicos citados pela população apresentaram relação indireta com a macrofauna bentônica, tendo em vista principalmente o conhecimento limitado (ou nenhum) que essas populações apresentam sobre os macroinvertebrados bentônicos. Se faz necessário o desenvolvimento de ações de educação ambiental e divulgação científica para as populações humanas, com objetivo de informar ao público a importância das comunidades aquáticas e dos reservatórios na prestação de serviços.

O uso e ocupação da terra nos reservatórios influenciou a percepção da população sobre os serviços do ecossistema, uma vez que os reservatórios com maior impacto das atividades humanas apresentaram uma relação negativa sobre os serviços culturais e de regulação e manutenção, e positiva com serviços de provisão. Isso reforça a discussão sobre a regulação das atividades antrópicas na margem dos ecossistemas aquáticos, e a importância de fomentar a educação ambiental para o reconhecimento da importância dos reservatórios também para a sustentação de serviços não materiais. Se faz necessário o manejo adequado das atividades antrópicas margem aos reservatórios, visto que são na maioria das vezes, única fonte de subsistência para as populações que residem no entorno. Em última análise, é necessário a conservação das áreas de vegetação para sustentação da diversidade e todas as classes de serviços que estão associados.

Referências

- Abílio, F. J. P., & Sato, M. (Eds.). (2012). *Educação Ambiental: do currículo da Educação Básica às vivências educativas no contexto do semiárido paraibano*. Editora Universitária da UFPB.
- Aguiar, A. C. F., Gücker, B., Brauns, M., Hille, S., & Boëchat, I. G. (2015). Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13), 9864-9876.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Armitage, P. D., Pinder, L. C., & Cranston, P. S. (Eds.). (2012). *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Springer Science & Business Media.
- Araújo, J. C. (2003). Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. *RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8, 39-56.
- Assessment, M. E. (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*.
- Azevêdo, E. D. L., Alves, R. R. N., Dias, T. L. P., Álvaro, É. L. F., Barbosa, J. E. D. L., & Molozzi, J. (2022). Perception of the local community: What is their relationship with environmental quality indicators of reservoirs?. *Plos one*, 17(1), e0261945.
- Azevêdo, 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. (2018). The use of Risk Incidence and Diversity Indices to evaluate water quality of semi-arid reservoirs. *Ecological Indicators*, 90, 90-100.
- Azevêdo, E., de Lucena Barbosa, J. E., Viana, L. G., Anacleto, M. J. P., Callisto, M., & Molozzi, J. (2017). Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. *Environmental monitoring and assessment*, 189(2), 65.
- Bogner, F. X., & Wiseman, M. (2002). Environmental perception: Factor profiles of extreme groups. *European Psychologist*, 7(3), 225.
- Brey, T. (2001). *Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook*. <http://www.awi-bremerhaven.de/Benthic/Ecosystem/FoodWeb/Handbook/main.html>. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.

- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71-82.
- Carvalho, A. L., & Calil, E. R. (2000). *Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas*. Papéis avulsos de Zoologia, 41(15), 223-241.
- Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., Ploeg, S. Van Der., Anderson, S. J., Kubiszewski, J., Farber, S. & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 415 v. 26, p. 152 - 158.
- Dolbeth, M., Lillebø, A. I., Cardoso, P. G., Ferreira, S. M., & Pardal, M. A. (2005). Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: an evaluation of the estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 326(2), 115-127.
- Dolbeth, M., Stålnacke, P., Alves, F. L., Sousa, L. P., Gooch, G. D., Khokhlov, V., Tuchkovenko, Y., Lloret, J., Bielecka, M., Różyński, G., Soares, J. A., Baggett, S., Margonski, P., Chubarenko, B. V. & Lillebø, A. I. (2016). An integrated Pan-European perspective on coastal Lagoons management through a mosaic-DPSIR approach. *Scientific reports*, 6(1), 1-12.
- Dunlap, R. E., & Van Liere, K. D. (1978). The “new environmental paradigm”. *The journal of environmental education*, 9(4), 10-19.
- Dunlap, R. E., Van Liere, K. D., Mertig, A. G., & Jones, R. E. (2000). New trends in measuring environmental attitudes: measuring endorsement of the new ecological paradigm: a revised NEP scale. *Journal of social issues*, 56(3), 425-442.
- Fernández, H., & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentônicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.
- Ferreira, L. M. R., Esteves, L. S., de Souza, E. P., & dos Santos, C. A. C. (2019). Impact of the urbanisation process in the availability of ecosystem services in a tropical ecotone area. *Ecosystems*, 22, 266-282.
- Gangahagedara, R., Subasinghe, S., Lankathilake, M., Athukorala, W., & Gamage, I. (2021). Ecosystem Services Research Trends: A Bibliometric Analysis from 2000–2020. *Ecologies*, 2(4), 366-379.
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. (2018). Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, 3, e27108.

Hershey, A. E., Lamberti, G. A., Chaloner, D. T., & Northington, R. M. (2010). Aquatic insect ecology. In *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (pp. 659-694). Academic Press.

La Notte, A., D'amatob, D., Mäkinenc, H., Paracchinia, M. L., Liquetea, C., Egohd, B., Genelettif, D. & Crossman, M. D (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392-402.

Lee, S., Abdul-Talib, S., & Park, H. (2012). Lessons from water scarcity of the 2008–2009 Gwangdong reservoir: needs to address drought management with the adaptiveness concept. *Aquatic sciences*, 74(2), 213-227.

Leung, J. Y. (2015). Habitat heterogeneity affects ecological functions of macrobenthic communities in a mangrove: Implication for the impact of restoration and afforestation. *Global Ecology and Conservation*, 4, 423-433.

Linares, M. S., Callisto, M., & Marques, J. C. (2018). Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. *Science of the Total Environment*, 613, 1543-1550.

Liu, S., Costanza, R., Farber, S., & Troy, A. (2010). Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185(1), 54-78.

Manoli, C. C., Johnson, B., Buxner, S., & Bogner, F. (2019). Measuring environmental perceptions grounded on different theoretical models: The 2-Major Environmental Values (2-MEV) model in comparison with the New Ecological Paradigm (NEP) scale. *Sustainability*, 11(5), 1286.

Melo, D. B., Dolbeth, M., Paiva, F. F., & Molozzi, J. (2022). Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semiarid region. *Science of The Total Environment*, 821, 153053.

Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.

Nabout, J. C., Machado, K. B., David, A. C. M., Mendonça, L. B. G., Silva, S. P. D., & Carvalho, P. (2022). Scientific literature on freshwater ecosystem services: trends, biases, and future directions. *Hydrobiologia*, 1-15.

O'Brien, L., De Vreese, R., Atmiş, E., Stahl Olafsson, A., Sievänen, T., Brennan, M., ... & Almeida, A. (2017). Social and environmental justice: diversity in access to and benefits from

urban green infrastructure—examples from Europe. *The urban forest: Cultivating green infrastructure for people and the environment*, 153-190.

Paiva, F. F., de Melo, D. B., Dolbeth, M., & Molozzi, J. (2023). Functional threshold responses of benthic macroinvertebrates to environmental stressors in reservoirs. *Journal of Environmental Management*, 329, 116970.

Paula Filho, F. J., de Sá Sampaio, A. D., Menezes, J. M. C., da Costa, C. T. F., & Santiago, M. O. (2019). Land uses, Nitrogen and Phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semi-arid watershed. *Journal of Arid Environments*, 163, 41-49.

Peterson, A. (1960). *Larvae of insects. An introduction to nearctic species*. Part II. Ohio State University, Ohio. 416p.

Pistón, N., Silva Filho, D. S., & Dias, A. T. (2022). Social inequality deeply affects people's perception of ecosystem services and disservices provided by street trees. *Ecosystem Services*, 58, 101480.

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.

Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Schneid, B. P., Anderson, C. J., & Feminella, J. W. (2017). The influence of low-intensity watershed development on the hydrology, geomorphology, physicochemistry and macroinvertebrate diversity of small coastal plains streams. *Ecological Engineering*, 108, 380-390.

Sheng, H. X., Xu, H., Zhang, L., & Chen, W. (2019). Ecosystem intrinsic value and its application in decision-making for sustainable development. *Journal for Nature Conservation*, 49, 27-36.

Silva, D. R., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Macedo, D. R., & Callisto, M. (2018). Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science of the Total Environment*, 633, 179-188.

Trivinho-Strixino, S., & Strixino, G. (1995). *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros*.

Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J. E. M. (2008). Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1133-1135.

Tweedley, J. R., Warwick, R. M., Valesini, F. J., Platell, M. E., & Potter, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1210-1221.

United States Geological Survey (USGS). 2014. *Global Visualization Viewer*. Available in: <http://glovis.usgs.gov/>. Accessed 06 Jan 2021.

United States Geological Survey (USGS). 2016. *Using the USGS Landsat 8 Product*. Available in: <http://landsat.usgs.gov/usingusgs-landsat-8-product/>. Accessed 06 Jan 2021.

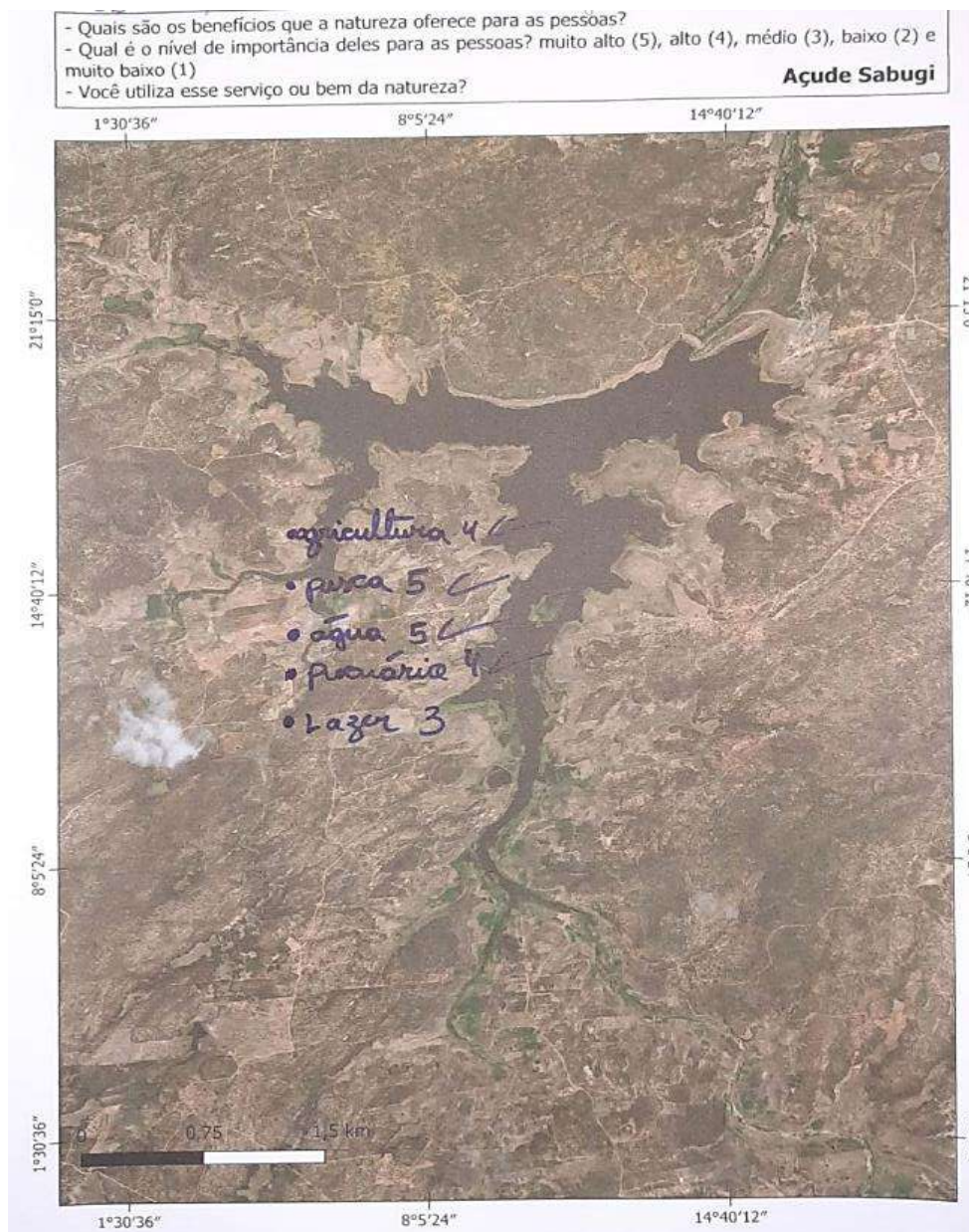
Van Den Wollenberg, A.L., 1977. Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* 42 (2), 207–219.

Weiskopf, S. R., Rubenstein, M. A., Crozier, L. G., Gaichas, S., Griffis, R., Halofsky, J. E., ... & Whyte, K. P. (2020). Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of the Total Environment*, 733, 137782.

Wildsmith, M. D., Rose, T. H., Potter, I. C., Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 525-538.

Material suplementar

Material suplementar 1: Modelo de mapa (já preenchido por um entrevistado) apresentado a população residente no entorno dos reservatórios para lista livre dos serviços ecossistêmicos percebidos e/ou usufruídos.



5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos a partir do desenvolvimento da presente tese, foi possível estabelecer as seguintes conclusões:

- 1) O uso antrópico de pastagem, solo exposto, agricultura e ocupação humana margem aos reservatórios tem influência positiva sobre o aumento dos estressores ambientais (variáveis físicas e químicas), negativa sobre a diversidade da comunidade macrobentônica e positiva sobre a produção secundária, em virtude de organismos generalistas e tolerantes.
- 2) A vegetação margem aos reservatórios tem relação positiva com o volume hídrico e negativa com variáveis que indicam impacto. Isso influencia positivamente a diversidade da comunidade macrobentônica.
- 3) Características funcionais dos macroinvertebrados bentônicos como tamanho grande, proteção corporal e respiração branquial são bioindicadores robustos ao aumento de estressores ambientais (salinidade, nitrito, nitrato, amônia e sólidos totais dissolvidos).
- 4) A reposta de limiar funcional dos macroinvertebrados bentônicos aos gradientes de estressores se dá por meio de conjuntos de características funcionais, e não características únicas.
- 5) A análise do limiar funcional dos macroinvertebrados bentônicos é uma ferramenta útil para o monitoramento e gestão ambiental dos reservatórios.
- 6) Os serviços ecossistêmicos da macrofauna bentônica são percebidos de forma indireta pelas populações residentes no entorno dos reservatórios.
- 7) Os serviços ecossistêmicos percebidos pela população estão mais associados com a utilidade, preferências e necessidades da mesma, sendo os serviços de provisão mais citados.
- 8) O uso antrópico margem aos reservatórios apresenta correlação negativa com a percepção dos serviços de regulação e manutenção e serviços culturais, e se correlaciona positivamente com a percepção dos serviços de provisão.
- 9) A vegetação margem aos reservatórios se correlaciona positivamente com a percepção dos serviços de regulação e manutenção e serviços culturais.
- 10) Se faz necessário medidas de regulação do uso e ocupação da terra margem aos reservatórios sejam efetivamente tomadas para manutenção da diversidade e serviços ecossistêmicos.

- 11) Ações de divulgação científica e educação ambiental são necessárias para esclarecimento das populações humanas sobre a importância da conservação da diversidade e qualidade ambiental dos reservatórios para manutenção dos serviços ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS

- Araújo, J. C. (2003). Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. *RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8, 39-56.
- Aguiar, A. C. F., Gücker, B., Brauns, M., Hille, S., & Boëchat, I. G. (2015). Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13), 9864-9876.
- Azevêdo, E., de Lucena Barbosa, J. E., Viana, L. G., Anacleto, M. J. P., Callisto, M., & Molozzi, J. (2017). Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. *Environmental monitoring and assessment*, 189(2), 65.
- Baker, M. E., & King, R. S. (2010). A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 25-37.
- Blomberg, B. N., & Montagna, P. A. (2014). Meta-analysis of Ecopath models reveals secondary productivity patterns across the Gulf of Mexico. *Ocean & coastal management*, 100, 32-40.
- Bolam, S. G., & Eggleton, J. D. (2014). Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research*, 88, 47-58.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Stanzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 495-523.
- Calapez, A. R., Branco, P., Santos, J. M., Ferreira, T., Hein, T., Brito, A. G., & Feio, M. J. (2017). Macroinvertebrate short-term responses to flow variation and oxygen depletion: a mesocosm approach. *Science of the Total Environment*, 599, 1202-1212.
- Cheng, X., Chen, L., Sun, R., & Kong, P. (2018). Land use changes and socio-economic development strongly deteriorate river ecosystem health in one of the largest basins in China. *Science of the Total Environment*, 616, 376-385.
- Costanza, R., Groot, R., Sutton, P., Ploeg, S. Van Der., Anderson, S. J., Kubiszewski, J., Farber, S. & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 415 v. 26, p. 152 - 158.

- Davis, S. J., Mellander, P. E., Kelly, A. M., Matthaei, C. D., Piggott, J. J., & Kelly-Quinn, M. (2018). Multiple-stressor effects of sediment, phosphorus and nitrogen on stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 637, 577-587.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684-20689.
- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., González-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., Vidal, N., Jeppesen, E., Liu, Z., & Wang, B. (2017). Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 574, 288-299.
- Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Grilo, T. F., Bordalo, M. D., Raffaelli, D., & Pardal, M. A. (2011). Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(1), 10-18.
- Dolbeth, M., Cusson, M., Sousa, R., & Pardal, M. A. (2012). Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(7), 1230-1253.
- Dolbeth, M., Dolédec, S., & Pardal, M. Â. (2015). Relationship between functional diversity and benthic secondary production in a disturbed estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 539, 33-46.
- Dolbeth, M., Stålnacke, P., Alves, F. L., Sousa, L. P., Gooch, G. D., Khokhlov, V., Tuchkovenko, Y., Lloret, J., Bielecka, M., Różyński, G., Soares, J. A., Baggett, S., Margonski, P., Chubarenko, B. V. & Lillebø, A. I. (2016). An integrated Pan-European perspective on coastal Lagoons management through a mosaic-DPSIR approach. *Scientific reports*, 6(1), 1-12.
- Dolbeth, M., Vendel, A. L., Pessanha, A., & Patrício, J. (2016). Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 244-254.
- Edgar, G. J. (1990). The use of the size structure of benthic macrofaunal communities to estimate faunal biomass and secondary production. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 137(3), 195-214.
- Everall, N. C., Johnson, M. F., Wood, P., Paisley, M. F., Trigg, D. J., & Farmer, A. (2019). Macroinvertebrate community structure as an indicator of phosphorus enrichment in rivers. *Ecological Indicators*, 107, 105619.

- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment*, 609, 724-734.
- Firmiano, K. R., Castro, D. M., Linares, M. S., & Callisto, M. (2021). Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of the Total Environment*, 753, 141865.
- Frainer, A. (2013). *Ecosystem functioning in streams: Disentangling the roles of biodiversity, stoichiometry, and anthropogenic drivers* (Doctoral dissertation, Umeå universitet).
- Fu, H., Zhong, J., Yuan, G., Ni, L., Xie, P., & Cao, T. (2014). Functional traits composition predict macrophytes community productivity along a water depth gradient in a freshwater lake. *Ecology and evolution*, 4(9), 1516-1523.
- Gomes, W. I. A., da Silva Jovem-Azevêdo, D., Paiva, F. F., Milesi, S. V., & Molozzi, J. (2018). Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. *Ecological Indicators*, 93, 404-410.
- Gomes, W. I. A., Jovem-Azevêdo, D., Azevêdo, E., Feio, M. J., de Mello, F. T., & Molozzi, J. (2021). Effect of environmental filters on Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages of neotropical watersheds. *Limnetica*, 40(1), 19-31.
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. (2018). Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, 3, e27108.
- Häyhä, T., Franzese, P. P., Paletto, A., & Fath, B. D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14, 12-23.
- Hershey, A. E., Lamberti, G. A., Chaloner, D. T., & Northington, R. M. (2010). Aquatic insect ecology. In *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (pp. 659-694). Academic Press.
- Huggett, A. J. (2005). The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological conservation*, 124(3), 301-310.
- Jackson, M. C., Loewen, C. J., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. *Global change biology*, 22(1), 180-189.
- Jørgensen, S. E. (2010). Ecosystem services, sustainability and thermodynamic indicators. *Ecological Complexity*, 7(3), 311-313.

- Jørgensen, S. E., Ladegaard, N., Debeljak, M., & Marques, J. C. (2005). Calculations of exergy for organisms. *Ecological Modelling*, 185(2-4), 165-175.
- Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J. F., Azevêdo, E. L., Gomes, W. I. A., Molozzi, J., & Feio, M. J. (2019). Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. *Journal of arid environments*, 164, 12-22.
- Krajenbrink, H. J., Acreman, M., Dunbar, M. J., Hannah, D. M., Laizé, C. L., & Wood, P. J. (2019). Macroinvertebrate community responses to river impoundment at multiple spatial scales. *Science of the Total Environment*, 650, 2648-2656.
- La Notte, A., D'amatob, D., Mäkinenc, H., Paracchinia, M. L., Liquetea, C., Egohd, B., Genelettif, D. & Crossman, M. D (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392-402.
- Lakhloufi, M. Y., Lamchouri, F., El Haissoufi, M., Boulfia, M., Zalaghi, A., & Toufik, H. (2021). Evaluation of anthropic activities impact through the monitoring of aquatic fauna on Oued Lârbaa in Taza City of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(3), 1-16.
- Lavorel, S., & Grigulis, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100(1), 128-140.
- Lee, S., Abdul-Talib, S., & Park, H. (2012). Lessons from water scarcity of the 2008–2009 Gwangdong reservoir: needs to address drought management with the adaptiveness concept. *Aquatic sciences*, 74(2), 213-227.
- Lepš, J., de Bello, F., Šmilauer, P., & Doležal, J. (2011). Community trait response to environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography*, 34(5), 856-863.
- Li, D., Erickson, R. A., Tang, S., Zhang, Y., Niu, Z., Liu, H., & Yu, H. (2016). Structure and spatial patterns of macrobenthic community in Tai Lake, a large shallow lake, China. *Ecological indicators*, 61, 179-187.
- Lillebø, A.I., Somma, F., Norén, K., Gonçalves, J., Alves, M.F., Ballarini, E., Bentes, L., Bielecka, M., Chubarenko, B.V., Heise, S., Khokhlov, V., Klaoudatos, D., Lloret, J., Margonski, P., Marín, A., Matczak, M., Oen, A.M., Palmieri, M.G., Przedzimirska, J., Różyński, G., Sousa, A.I., Sousa, L.P., Tuchkovenko, Y. and Zaucha, J. (2016), Assessment of marine ecosystem services indicators: Experiences and lessons learned from 14 European case studies. *Integr Environ Assess Manag*, 12: 726-734.
- Linares, M. S., Callisto, M., & Marques, J. C. (2018). Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy

cover conditions in Neotropical headwater streams. *Science of the Total Environment*, 613, 1543-1550.

McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.

Molozzi, J., Salas, F., Callisto, M., & Marques, J. C. (2013). Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecological indicators*, 24, 543-551.

Morin, A., & Dumont, P. (1994). A simple model to estimate growth rate of lotic insect larvae and its value for estimating population and community production. *Journal of the North American Benthological Society*, 13(3), 357-367.

Naime, R. H., & Spilki, F. R. (2012). *Preservação ambiental e o caso especial do manejo de resíduos de laboratório: conceitos gerais e aplicados*. Editora Feevale.

Ni, Z., Zhang, E., Herzsuh, U., Mischke, S., Chang, J., Sun, W., & Ning, D. (2020). Taxonomic and functional diversity differentiation of chironomid communities in northern Mongolian Plateau under complex environmental impacts. *Hydrobiologia*, 847(9), 2155-2167.

Odum, H. T. (1956). Primary production in flowing waters 1. *Limnology and oceanography*, 1(2), 102-117.

Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P. O., & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 1138-1147.

Perujo, N., Van den Brink, P. J., Segner, H., Mantyka-Pringle, C., Sabater, S., Birk, S., Bruder, A., Romero, F., & Acuña, V. (2021). A guideline to frame stressor effects in freshwater ecosystems. *Science of The Total Environment*, 777, 146112.

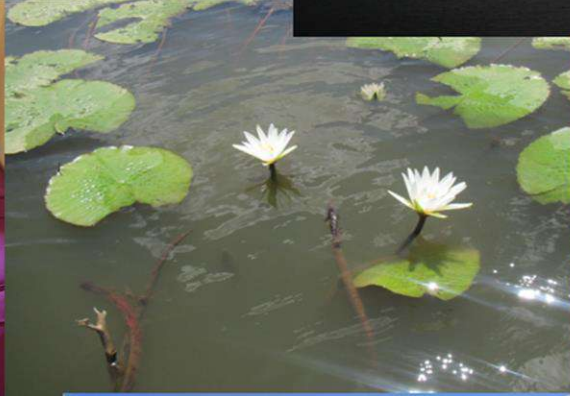
Plante, C., & Downing, J. A. (1989). Production of freshwater invertebrate populations in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(9), 1489-1498.

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.

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., Lodge, D.M., Mooney,

- H.A., Oosterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Schneid, B. P., Anderson, C. J., & Feminella, J. W. (2017). The influence of low-intensity watershed development on the hydrology, geomorphology, physicochemistry and macroinvertebrate diversity of small coastal plains streams. *Ecological Engineering*, 108, 380-390.
- Silva, D. R., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Macedo, D. R., & Callisto, M. (2018). Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science of the Total Environment*, 633, 179-188.
- Smeti, E., Roelke, D. L., & Spatharis, S. (2016). Spatial averaging and disturbance lead to high productivity in aquatic metacommunities. *Oikos*, 125(6), 812-820.
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
- Stamenković, O., Simić, V., Stojković Piperac, M., Milošević, D., Simić, S., Ostojić, A., Đorđević, N., Čerba, D., Petrović, A., Gocić, D. G., Đurđević, A., Koh, M., & Buzhdygan, O. Y. (2021). Direct, water-chemistry mediated, and cascading effects of human-impact intensification on multitrophic biodiversity in ponds. *Aquatic Ecology*, 55(1), 187-214.
- Statzner, B., & Beche, L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?. *Freshwater Biology*, 55, 80-119.
- Su, P., Wang, X., Lin, Q., Peng, J., Song, J., Fu, J., Wang, S., Cheng, D., Bai, H., & Li, Q. (2019). Variability in macroinvertebrate community structure and its response to ecological factors of the Weihe River Basin, China. *Ecological Engineering*, 140, 105595.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J. E. M. (2008). Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1133-1135.
- Tweedley, J. R., Warwick, R. M., Valesini, F. J., Platell, M. E., & Potter, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1210-1221.
- Villéger, S., Grenouillet, G., & Brosse, S. (2013). Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22(6), 671-681.

- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Von Schiller, D., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., Boyero, L., Butturini, A., Ginebreda, A., Kalogianni, E., Larrañaga, A., Majone, B., Martínez, A., Monroy, S., Muñoz, I., Paunović, M., Pereda, O., Petrovic, M., Pozo, J., Rodríguez-Mozaz, S., Rivas, D., Sabater, S., Sabater, F., Skoulikidis, N., Solagaistua, L., Vardakas, L., & Elosegi, A. (2017). River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Science of the Total Environment*, 596, 465-480.
- Vörösmarty, C. J., & Sahagian, D. (2000). Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience*, 50(9), 753-765.
- Wildsmith, M. D., Rose, T. H., Potter, I. C., Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 525-538.
- Xu, M. Z., Wang, Z. Y., Pan, B. Z., & Na, Z. H. A. O. (2012). Distribution and species composition of macroinvertebrates in the hyporheic zone of bed sediment. *International Journal of Sediment Research*, 27(2), 129-140



ANEXO A - DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA

A partir das entrevistas sobre serviços ecossistêmicos com as populações que residem próximo aos reservatórios para o capítulo III, foi percebido a necessidade de se introduzir a temática da presente tese juntamente com o público geral. Pensando nisso, foi elaborado um material de divulgação científica no formato de cartilhas virtuais que foram divulgadas para a população por meio das mídias sociais “*WhatsApp*”, “*Instagram*” e “*Facebook*”. A elaboração das cartilhas contou com a participação de bolsistas que desenvolveram seus projetos de Iniciação científica e PIBIC nessa temática, graduandos de Ciências Biológicas da UEPB e que estão no laboratório de Ecologia de Bentos da Universidade Estadual da Paraíba.

Foram elaboradas duas cartilhas: 1) Reservatórios e sua importância no semiárido; e 2) Macroinvertebrados bentônicos: O que são e onde vivem? As temáticas foram abordadas de forma ilustrativas e lúdicas, com linguagem simplificada, de forma a facilitar o entendimento e instigar a leitura.

Cartilha 1

RESERVATÓRIOS E SUA IMPORTÂNCIA NO SEMIÁRIDO



PELD - RIO PARAIBA INTEGRADO



PPGEC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAIBA

O QUE SÃO OS RESERVATÓRIOS E COMO SÃO FORMADOS?

RESERVATÓRIOS SÃO ECOSISTEMAS AQUÁTICOS CRIADOS A PARTIR DO BARRAMENTO DE RIOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA PARA ACUMULAR ÁGUA.

BACIA HIDROGRÁFICA É FORMADA POR UMA REDE DE CURSOS DE ÁGUA QUE RECEBEM ÁGUA DA CHUVA E DAS NASCENTES, E DESÁGUA EM UM RIO PRINCIPAL ATÉ O MAR



QUAL SUA IMPORTÂNCIA?

Os reservatórios surgiram com o propósito de armazenar a água para geração de energia e abastecimento das populações humanas durante períodos de falta de chuvas.



Reservatórios no semiárido brasileiro

As regiões do semiárido brasileiro apresentam longos períodos de estiagem e alta evaporação dos corpos aquáticos, e assim os reservatórios são na maioria das vezes única fonte de água para suprir as demandas como:

ABASTECIMENTO HUMANO

Água para beber, cozinhar alimentos, tomar banho, lavar roupas etc...



IRRIGAÇÃO

Água para irrigar plantações.

DESSEDENTAÇÃO ANIMAL

Água para suprimento dos animais.

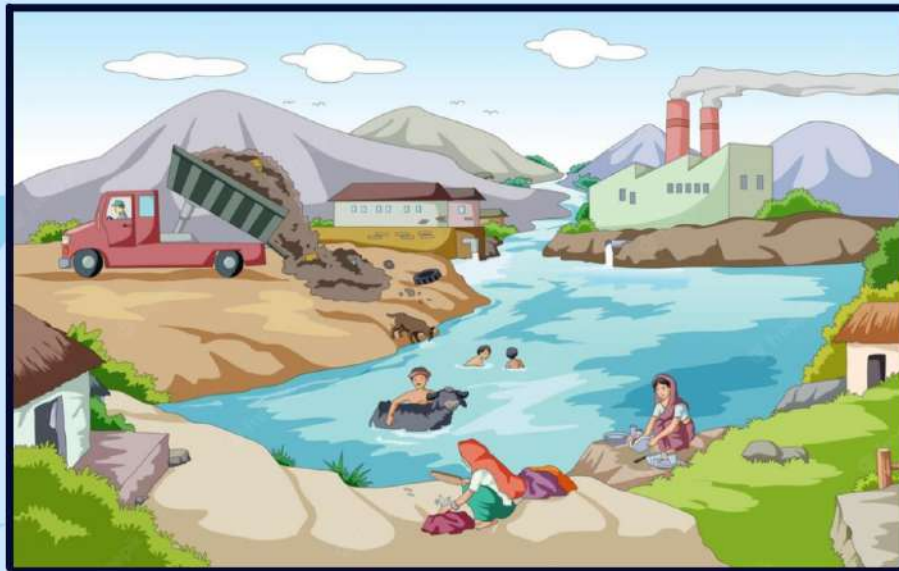


PRINCIPAIS IMPACTOS Nos reservatórios

O que pode causar esses impactos?

1. Atividade Humana

Atividades desenvolvidas pelas populações humanas no entorno, como exemplo a agricultura, pastagem, irrigação, ocupação humana e esgoto podem prejudicar os reservatórios.



Essas ações levam a diminuição da qualidade da água, modificando o ambiente natural. Isso causa o desaparecimento de muitas espécies que vivem nos reservatórios.



PRINCIPAIS IMPACTOS nos reservatórios

O que pode causar esses impactos?

2. Mudanças no clima

Mudanças no clima também podem impactar os reservatórios como períodos extremos de seca ou de cheia.



Mudanças climáticas têm levado ao aumento da temperatura, diminuição das chuvas, causando a redução do volume de água, o que afeta a qualidade da água, através de alterações nas variáveis físicas e químicas dos reservatórios (Ex.: fósforo, nitrogênio, transparência da água.).



PRINCIPAIS CONSEQUÊNCIAS DOS IMPACTOS nos reservatórios



**Poluição da
água**

**Redução da
biodiversidade**



POR OUTRO LADO...

A mata ciliar ao redor dos reservatórios pode atuar diminuindo a entrada de poluição, tendo um papel importantíssimo na prevenção da qualidade da água.

IMPORTANTE

A legislação brasileira estabelece Áreas de Preservação Permanente da mata ciliar de no mínimo 30 metros no entorno dos reservatórios. Isso pode garantir a manutenção da qualidade ambiental e da biodiversidade nos reservatórios.



RESERVATÓRIOS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Os reservatórios são corpos hídricos que prestam vários SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS



Principalmente nas regiões semiáridas...



...devido à falta de água e irregularidade de chuvas.

Mas o que são serviços ecossistêmicos?



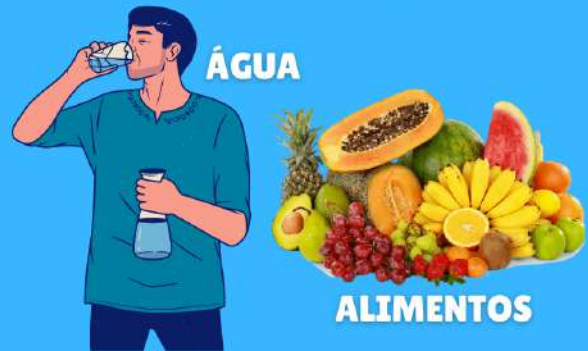
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

É tudo aquilo que provém da natureza e se relaciona com o bem-estar humano, ou seja, tudo que o ser humano usufrui dos ecossistemas .

De acordo com a Classificação Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES) existem três de serviços ecossistêmicos:

1 Provisão

Serviços relacionados com produtos que as pessoas obtêm do ecossistema.



2 Regulação e Manutenção

Serviços relacionados com interações entre fatores ambientais abióticos (exemplo: vento, chuva) e bióticos (exemplo: plantas, animais).



3 Cultural

Serviços obtidos pelo contato com a natureza que contribuem para cultura e relações sociais.



RESERVATÓRIOS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Quais são os serviços ecossistêmicos prestados pelos reservatórios?

SERVIÇOS DE PROVISÃO:



Pesca



Água para irrigação



**Água para criação de
animais e pasto**



**Água para abastecimento
humano**

RESERVATÓRIOS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Quais são os serviços ecossistêmicos prestados pelos reservatórios?

SERVIÇOS DE REGULAÇÃO:

Regulação das condições abióticas como:



RESERVATÓRIOS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Quais são os serviços ecossistêmicos prestados pelos reservatórios?

SERVIÇOS CULTURAIS: Interações do homem com a natureza

Beleza
cênica



Contemplação

Pesca
recreativa



Lazer



Banho

CONSERVAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS E MANUTENÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Os reservatórios do semiárido são indispensáveis, seja socialmente, economicamente e ecologicamente.

Por isso, é essencial o USO SUSTENTÁVEL DOS RECURSOS NATURAIS e a CONSERVAÇÃO dos reservatórios.



Como por exemplo, conservar a vegetação ribeirinha, não lançar esgoto e lixo.

Somente assim, é possível garantir a qualidade ambiental nos reservatórios e a manutenção dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade.



ORIENTAÇÃO:

Profa. Dra. Joseline Molozzi

ORGANIZAÇÃO:

Ma. Franciely Ferreira Paiva

Ma. Dalescka Barbosa de Melo

EQUIPE EDITORIAL:

Anderson Caio Nascimento Pereira

Alana Gabriela Galdino Luna

Bruno Costa da Silva

Maria Renaly Nascimento da Silva

APOIO:



CONTATOS:



@leb.uepb

@ppgec_uepb



jmolozzi@gmail.com

fran.paiva@outlook.com.br

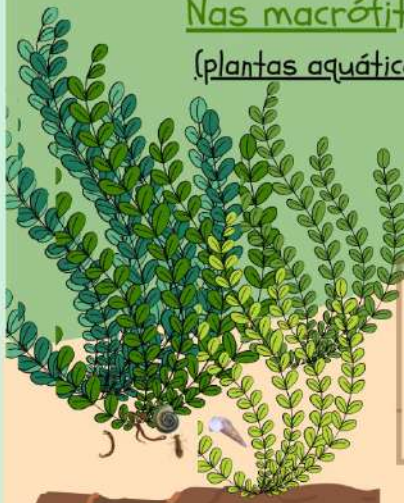
Cartilha 2



Quem são os macroinvertebrados bentônicos?

São pequenos organismos, do tamanho de um grão de arroz, que se distribuem em diferentes ambientes aquáticos, incluindo os de água doce, como os reservatórios.

Nas macrófitas
(plantas aquáticas)



Nas algas filamentosas
(um grupo semelhante as plantas)



O local onde esses organismos vivem em toda a sua vida ou parte dela, é o fundo dos ambientes aquáticos...

Em troncos



Em pedras



São encontrados 3 grupos principais:



Mollusca



Insecta



Oligochaeta

No
sedimento



Os macroinvertebrados desempenham funções importantes nos ecossistemas...

Participam da cadeia alimentar



Os reservatórios estão sujeitos à vários impactos

Sejam eles antrópicos, ou seja, provocados pelo homem... tais como:



Esgotos



Agricultura



Pastagem



Turismo



Pesca

Ou naturais, como as mudanças climáticas:



Seca



Cheia



Estes impactos podem afetar as espécies que vivem do reservatório

Mas como !?

Bom... esse fatores interferem fortemente na qualidade da água dos reservatórios.



Mas quais são os efeitos disso na estrutura da comunidade macrobentônica?

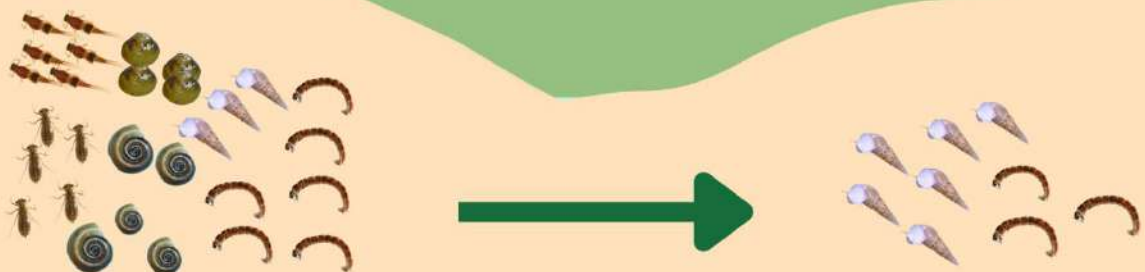
São observados 3 efeitos principais:

1 Diminuição na abundância
(quantidade de indivíduos)

2 Redução da Riqueza
(quantidade de espécies)



3 e, por consequência, uma menor diversidade de organismos...



Mas quais são os efeitos disso na estrutura da comunidade macrobentônica?

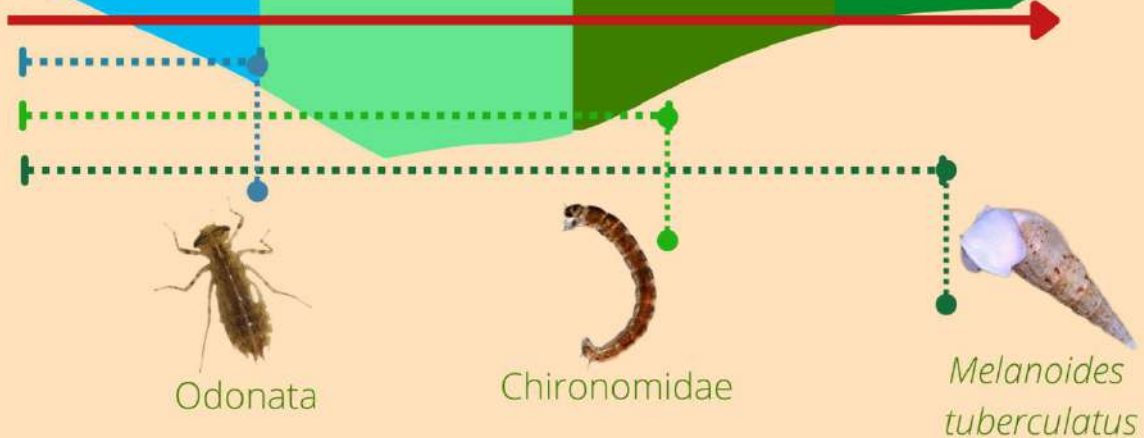
Os macroinvertebrados bentônicos, são excelentes bioindicadores da qualidade da água, pois esse fator interfere fortemente na riqueza, abundância e diversidade dessa comunidade. Principalmente porque...

Alguns são mais sensíveis...

...e outros são mais adaptados as condições de impacto

Menos impactado

Mais impactado



* As linhas pontilhadas representam o nível de impacto que cada macroinvertebrado consegue viver

Macroinvertebrados e serviços ecossistêmicos

De acordo com a **Classificação Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES)**, os serviços ecossistêmicos são classificados em três categorias:

Provisão

1



ex. água potável, alimentos, matéria-prima, etc.

2



ex. regulação do clima, controle de enchentes e erosão, decomposição, serviços de habitat, etc.)

3 Culturais



ex. recreação, espiritualidade, beleza cênica, etc.



Os macroinvertebrados bentônicos ofertam serviços fundamentais, de forma direta e indireta, à população humana.

➔ **Mas como macroinvertebrados desempenham esses serviços?**

Confira nas próximas páginas...



Macroinvertebrados e serviços ecossistêmicos

➤ Serviços de provisão para macroinvertebrados



Crustáceos, como pequenos camarões bentônicos...

...E moluscos como:



Pomacea e *Melanoides tuberculatus*

Servem de **alimento** para os humanos



2



...Cujas conchas também podem ser usadas como **matéria-prima** para adorno, como, por exemplo, na produção de bijuterias.

3

Além disso, alguns macroinvertebrados como:

as sanguessugas

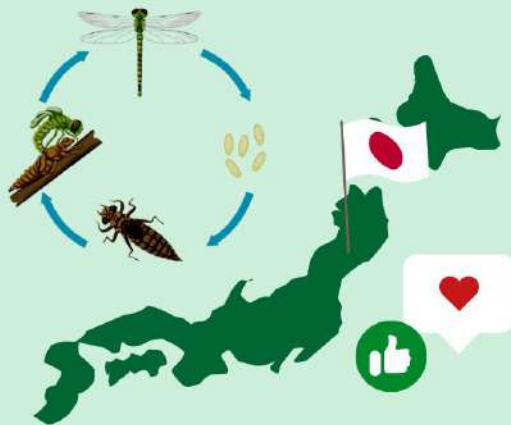


São usadas para **fins medicinais**

Macroinvertebrados e serviços ecossistêmicos

➤ Serviços culturais para macroinvertebrados

Pelas características biofísicas, ou qualidades de espécies ou ecossistemas:



Alguns povos japoneses associam alguns macroinvertebrados bentônicos (ex, Odonata, mais conhecidos como Libélula) à espiritualidade, como símbolo de felicidade, coragem, prosperidade e renovação.



No entanto, já outros (como alguns povos chineses), atribuem esses insetos à aspectos negativos, como a inconstância.



Beleza cênica:

os humanos usam as conchas dos moluscos para fins artesanais, como contemplação.

Espiritualidade:

Alguns podem ser usados diretamente em tratamentos terapêuticos (ex, hirudinas, conhecidas como sanguessugas)..

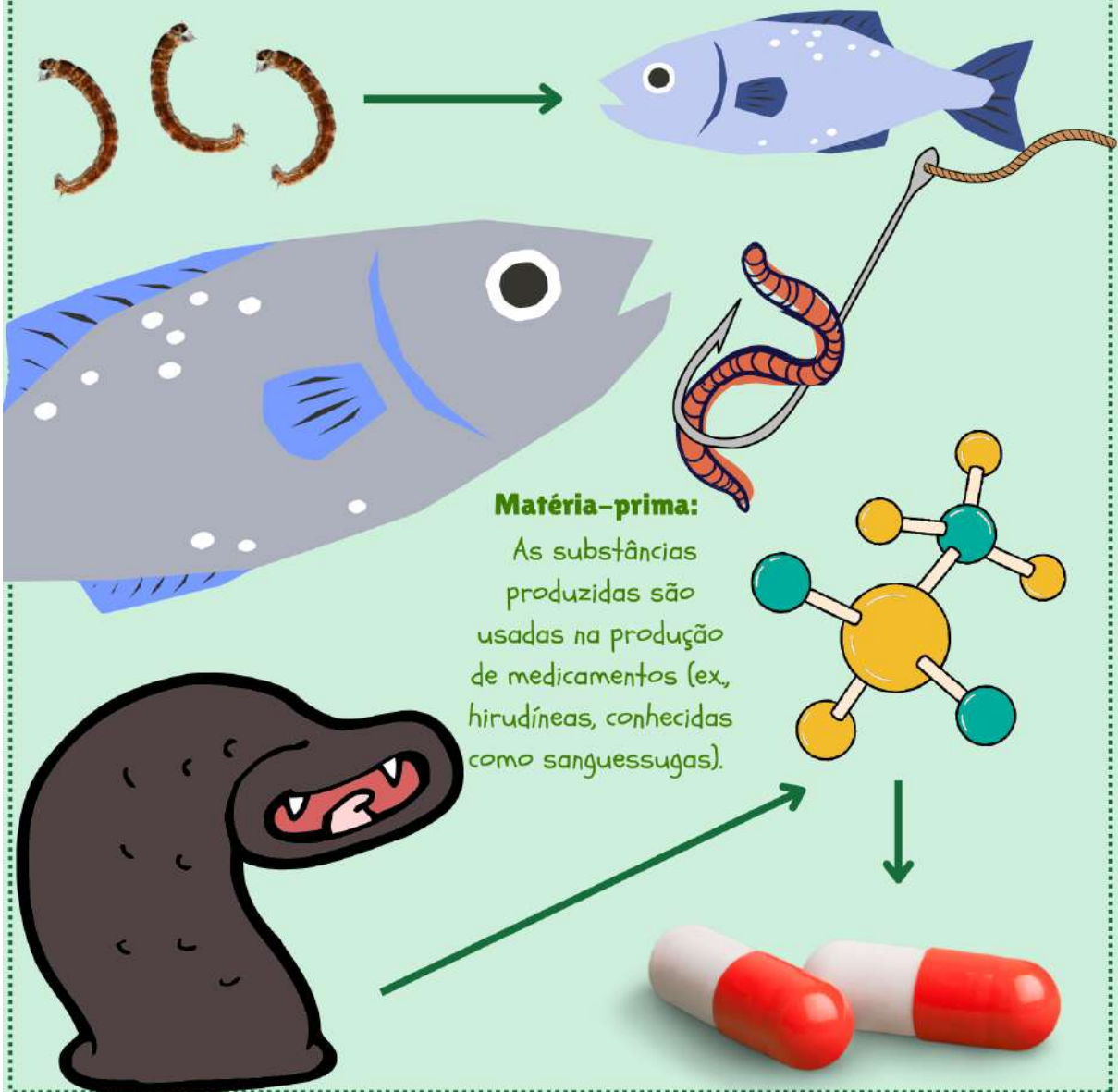




Macroinvertebrados e serviços ecossistêmicos

➤ Serviços de provisão para macroinvertebrados

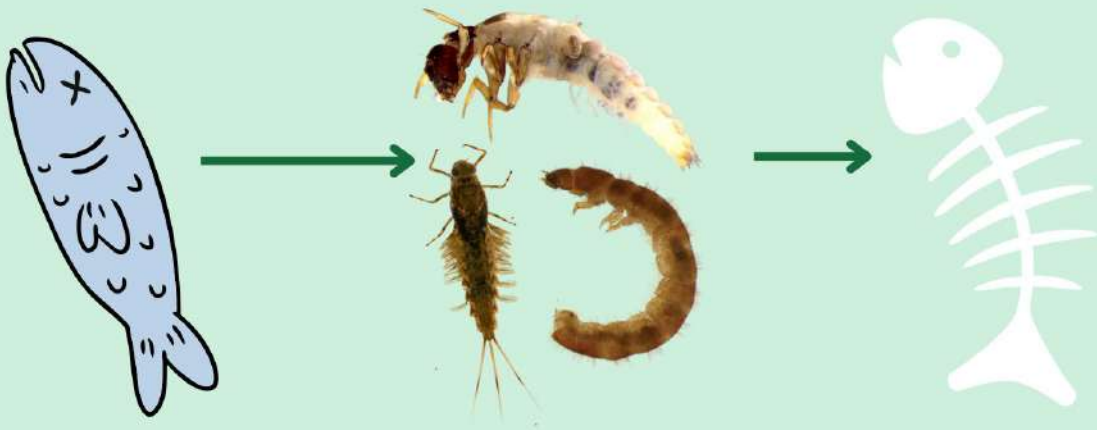
Alimento: Organismos que servem de alimentos para peixes e iscas para peixes (ex. Chironomidae, Oligochaeta)



Macroinvertebrados e serviços ecossistêmicos

➤ Serviços de regulação e manutenção para macroinvertebrados

Decomposição:



Organismos trituradores trituram a matéria morta, o que facilita o processo de decomposição (ex., Trichoptera, Coleoptera, Ephemeroptera).

Regulação das condições físicas, químicas e biológicas:

Organismos que na fase adulta realizam a polinização (ex., Moscas da ordem Diptera).



Conservação dos macroinvertebrados para a garantia dos serviços ecossistêmicos

Os macroinvertebrados além de possuírem sua importância ecológica, também possuem importância econômica e social

É fundamental conservar esses organismos. Porque...



A conservação pode contribuir pra manter a biodiversidade dos reservatórios



Garantindo que os serviços prestados por esses organismos ao próprio ecossistema e a população estejam sempre disponíveis.

ORIENTAÇÃO:

Profa. Dra. Joseline Molozzi

ORGANIZAÇÃO:

Ma. Franciely Ferreira Paiva
Ma. Dalescka Barbosa de Melo

EQUIPE EDITORIAL:

Anderson Caio Nascimento Pereira
Alana Gabriela Galdino Luna
Bruno Costa da Silva
Maria Renaly Nascimento da Silva

APOIO:**CONTATOS:**

@leb.uepb

@ppgec_uepb



jmolozzi@gmail.com

fran.paiva@outlook.com.br

ANEXO B - CONTRIBUIÇÕES ADICIONAIS RELEVANTES AO TEMA DA TESE**INTERNACIONAIS***Artigos publicados*

- 1- Paiva, F. F., de Melo, D. B., Dolbeth, M., & Molozzi, J. (2023). Functional threshold responses of benthic macroinvertebrates to environmental stressors in reservoirs. *Journal of Environmental Management*, 329, 116970. (Qualis A1, Fator de impacto 8.91)
- 2- Melo, D. B., Dolbeth, M., Paiva, F. F., & Molozzi, J. (2022). Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semi-arid region. *Science of The Total Environment*, 821, 153053. (Qualis A1, Fator de impacto 10.75)
- 3- Medeiros, C. R., Paiva, F. F., Ligeiro, R., Molozzi, J., & Melo, A. S. (2021). Saline gradient drives functional nestedness of polychaete communities in tropical estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 251, 107185. (Qualis A2, Fator de impacto 3.22)
- 4- Brito, P. G., Jovem-Azevêdo, D., Araújo Campos, M., Paiva, F. F., & Molozzi, J. (2021). Performance of richness estimators for invertebrate inventories in reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(10), 1-14. (Qualis A3, Fator de impacto 3.30)
- 5- Oliveira, M. H., de Lima, L. G., Silva Lima, C. S., Gomes, J. D. O. L., Paiva, F. F., de Barros, G., ... & Molozzi, J. (2021). Niche overlap of benthic macrofauna in a tropical estuary: diurnal variation. *Journal of Threatened Taxa*, 13(13), 20000-20010. (Qualis B2)

Trabalhos completos apresentados em eventos

- 1- Paiva, F. F., de Melo, D. B., & Molozzi, J. Relação da produção secundária com a diversidade taxonômica e funcional de poliquetas em estuários no semiárido. I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade e III Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido, Campina Grande. Editora Realize, 2019. v.1.

- 2- Almeida, G. R.; Paiva, F. F.; Melo, D.B.; Souto, W.M.S. Percepções de moradores de uma comunidade local sobre uma área de proteção no semiárido do Brasil: a importância das políticas de inclusão e geração de renda. I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade e III Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido, 2019. Editora Realize, 2019. v. 1.
- 3- Melo, D.B.; Paiva, F. F.; Molozzi, J. Salinidade nos estuários tropicais como um fator determinante para a sobreposição de nicho entre a comunidade de poliquetas. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade e III Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido, Campina Grande. Editora Realize, 2019.

Resumos apresentados em eventos

- 1- Melo, D. B., Dolbeth, M., Paiva, F. F., & Molozzi, J. (2022). Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semi-arid region. In: Joint Aquatic Science Meeting (JASM), 2022.
- 2- Melo, D.B.; Paiva, F. F.; Molozzi, J. Estratégias funcionais de macroinvertebrados bentônicos para sobreviver as condições de impacto ambiental em estuários tropicais. In: XII Encontro Internacional da Rede BRASPOR, 2022.
- 3- Paiva, F. F.; Melo, D.B.; Ferreira, L. M. R.; Molozzi, J. Impacto antrópico do uso e ocupação da terra na diversidade funcional de poliquetas e moluscos em estuários tropicais. In: XII Encontro Internacional da Rede BRASPOR, 2022.
- 4- Paiva, F. F.; Melo, D. B.; Medeiros, C. R. F.; Ferreira, L. M. R.; Molozzi, J. Influências do uso e ocupação da terra sobre as características funcionais da macrofauna bentônica em estuários tropicais. In: III Encuentro Internacional de Ecología Conservación, 2021.
- 5- Paiva, F. F.; De Melo, D. B.; Molozzi, J. Quais variáveis ambientais condicionam a estruturação da macrofauna bentônica em reservatórios semiáridos durante período de seca extrema? In: III Encuentro Internacional de Ecología Conservación, 2021.
- 6- Melo, D. B.; Paiva, F. F.; Molozzi, J. Implications of the extreme drought on the chironomidae assemblies in semi-arid reservoirs: an assessment of taxonomic and functional diversity. In: III Encuentro Internacional de Ecología Conservación, 2021.

- 7- Melo, D. B.; Paiva, F. F.; Medeiros, C. R. F.; Molozzi, J. Relação espaço temporal em estuário tropical como fator condutor na sobreposição de nicho entre Polychaetas. In: III Encuentro Internacional de Ecología Conservación, 2021.

NACIONAIS

Resumos apresentados em eventos

- 1- Pereira, A.C.N.; Silva, M.R.N.; Sousa, L.M.O.; Melo, D.B.; Paiva, F. F.; Molozzi, J. Influência de impactos antrópicos na diversidade taxonômica da comunidade macrobentônica em reservatórios do semiárido. In: XVIII Congresso Brasileiro de Limnologia, 2022.
- 2- Paiva, F. F.; Melo, D.B.; Dolbeth, M.; Molozzi, J. Resposta de limiar da comunidade macrobentônica em reservatórios ao molusco exótico *Melanoides tuberculatus*. In: XVIII Congresso Brasileiro de Limnologia, 2022.
- 3- Melo, D.B.; Paiva, F. F.; Molozzi, J. Impacto ambiental em bacias hidrográficas do semiárido favorece o nicho de espécie exótica. In: VIII Semana da Biologia de Itabaiana, 2022.
- 4- Melo, D. B.; Paiva, F. F.; Molozzi, J. Respostas dos padrões de diversidade de Chironomidae à seca extrema em reservatórios do semiárido. In: VIII Simpósio de ecologia de reservatórios, 2021.
- 5- Paiva, F. F.; Melo, D. B.; Molozzi, J. O papel de estressores ambientais na estrutura funcional da comunidade macrobentônica em reservatórios: identificando respostas de limiar. In: VIII Simpósio de ecologia de reservatórios, 2021.