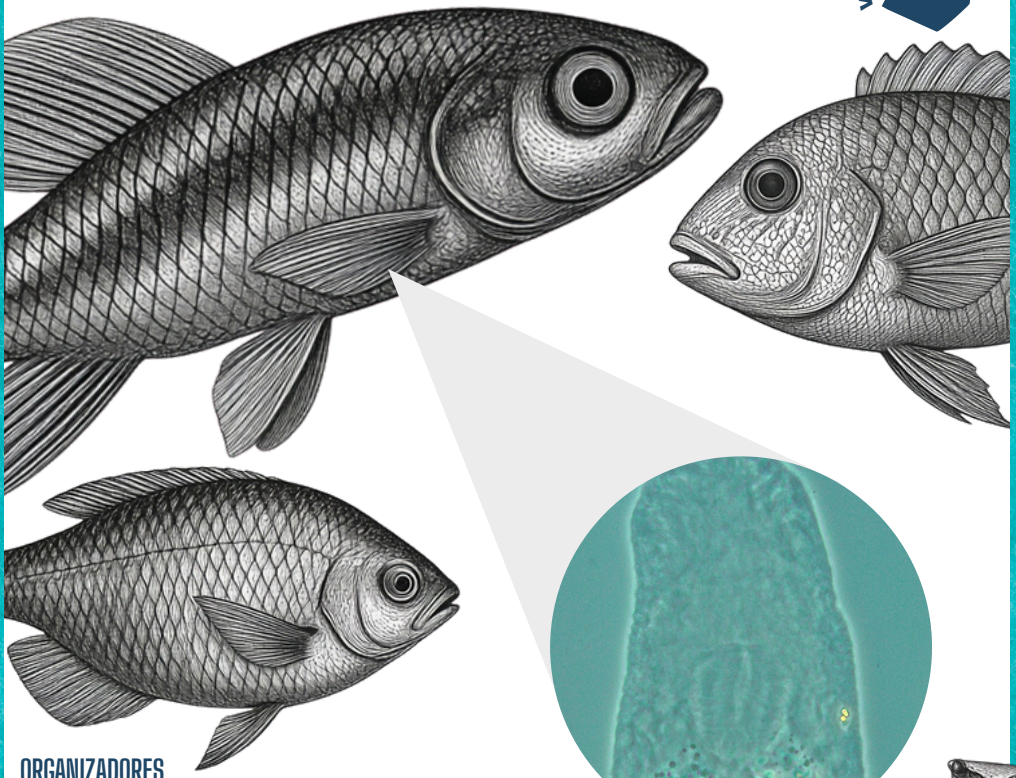
PESCANDO CONHECIMENTO

Ciência e Perspectivas para o pescado do maranhão e Brasil

VOLUME 3



ORGANIZADORES

Diego Carvalho Viana
Germán Augusto Murrieta Morey
Leanne Teles Prardo

Diego Carvalho Viana
Germán Augusto Murrieta Morey
Leanne Teles Prardo
Organizadores

Pescando Conhecimento

Ciência e Perspectivas para o pescado do Maranhão e Brasil

Volume 3

EDITORA UEMASUL

2026

Todos os direitos reservados à Editora UEMASUL. É proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio, desta publicação.

O conteúdo desta publicação é de inteira responsabilidade dos autores.

Projeto Gráfico: Editora UEMASUL
Catalogação na publicação Seção de Catalogação e Classificação.

P473 Pescando conhecimento

Pescando Conhecimento: ciência e Perspectivas para o pescado do Maranhão e Brasil. / Organização de Diego Carvalho Viana, Germán Augusto Murrieta Morey, Leanne Teles Prardo. – Imperatriz: EDUEMASUL, 2026.

v. 3, 188 p. ; il.

ISBN 978-65-89274-62-9

1. Piscicultura. 2. Recurso alimentar. 3. Segurança alimentar. I. Viana, Diego Carvalho. II. Morey, Germán Augusto Murrieta. III. Prardo, Leanne Teles. IV. Titulo.

CDU 639.3

Ficha elaborada pela Bibliotecária: **Jarina Serra Santos CRB13/953**

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL

Reitora

Profa. Dra. Luciléa Ferreira Lopes Gonçalves

Vice-reitor

Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira

Pró-reitora de Gestão e Sustentabilidade Acadêmica

Profa. Dra. Márcia Suany Dias Cavalcante

Pró-reitor de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação

Prof. Dr. Allison Bezerra Oliveira

Pró-reitor de Planejamento e Administração

Prof. Dr. José Sérgio de Jesus Salles

Pró-reitor de Extensão e Assistência Estudantil

Prof. Dr. José Milton Lopes Pinheiro

Pró-reitor de Gestão de Pessoas

Prof. Dr. Bruno Lucio Meneses Nascimento

Pró-reitor de Infraestrutura

Prof. Dr. Wilson Araújo da Silva

Autores
Prof. Dr. Diego Carvalho Viana
Prof. Dr. Germán Augusto Murrieta Morey
Profa. Me. Leanne Teles Prardo

Conselho Editorial
Profa. Dra. Camila Brito Collares da Silva
Profa. Dra. Andrea Ferraz Silva Pereira
Prof. Dr. Bruno Maia Halley
Prof. Dr. Caleb da Silva Araujo Campelo
Profa. Dra. Carla Melli Tambarussi
Prof. Dr. Diego Carvalho Viana
Profa. Dra. Gilvânia Queiroz Madeira de Aguiar
Profa. Dra. Josiéli Demetrio Siqueira
Profa. Dra. Leisa Aparecida Gviasdecki de Oliveira
Profa. Dra. Luciana Oliveira dos Santos
Profa. Dra. Luciene Santana Ferreira

Coordenação da Editora
Profa. Dra. Camila Brito Collares da Silva

Diagramação
Jeciane da Silva Chaves

Capa
Eduardo da Conceição Jorge

Revisão
Cícera Isaany Chaves Batista

PREFÁCIO

Os peixes são o grupo mais diverso entre os vertebrados, parte da explicação para essa alta diversidade é devido ao vasto tempo de evolução, à ocupação de imensos habitats aquáticos, variadas pressões de seleção natural e estabelecimento de relações múltiplas com outras espécies, construindo assim, a admirável variedade biológica.

Ao longo de sua história evolutiva de mais de 500 milhões de anos, os peixes acumularam em seu genoma as informações que expressam a morfologia, fisiologia e comportamentos, além disso, a informação de seu genoma permite que habitem variedades de ambientes (águas doces, salgadas, frias ou quentes) criando diferentes estilos de vida e desenvolvendo formas variadas de corpos, nadadeiras e modos de respirar ou flutuar o que favorece a reprodução sexuada que oferece através da variabilidade a possibilidade de sobrevivência e de estabelecimento de relações com outras espécies, portanto, é notório que sem os peixes o mundo não seria tão bonito e diverso.

Vale destacar ainda, os peixes como fonte de recurso alimentar e bioindicadores, sendo sensores sensíveis às mudanças nos ambientes naturais em várias escalas desde fenômenos locais a globais como as mudanças climáticas. Apesar de sua importância, é verdade que a diversidade de peixes merece a mesma atenção em todas as partes do planeta para que as tomadas de decisões ambientais possam ser assertivas e com isso garantir a conservação de sua diversidade.

Produto de um trabalho constante e disciplinado de uma equipe de 16 pesquisadores sob a coordenação

do Dr. Diego Carvalho Viana, foi produzido esta valiosa obra científica: PESCANDO CONHECIMENTO que brilhantemente legendaram: CIÊNCIA E PERSPECTIVAS PARA O PESCADO DO MARANHÃO E BRASIL. Esta obra democratiza o conhecimento sobre os peixes do Maranhão, promovendo a compreensão da fauna aquática de interesse local e chamando a atenção nacional e global para uma região biogeográfica única e de elevada diversidade.

É com grande satisfação que convido você a ler com atenção e prazer, esta obra e os volumes anteriores, que ao mesmo tempo nos oferecem uma oportunidade agradável e pedagógica na apresentação de informações científicas sobre os peixes.

Maria Claudene Barros
Laboratório de Genética (LABGEN), Complexo GENBIMOL. Universidade Estadual do Maranhão, Campus Caxias
Caxias, Maranhão, Brasil



sumário

09

capítulo 1
Biologia reprodutiva e ecologia de peixes prochilodontidae em rios neotropicais: revisão integrada
Letícia Almeida Barbosa Gomes
Thiago Machado da Silva Acioly
Marcelo Francisco da Silva
Diego Carvalho Viana

31

capítulo 2
Importância da qualidade sanitária do pescado para a segurança alimentar: revisão de literatura
Maria da Penha Silva do Nascimento
Silmara Cristina Silva de Aquino
Francisca Neide Costa

57

capítulo 3
Perfil de piscicultores da região sudoeste maranhense, brasil
Isabela Silva de Oliveira
Jaciara Melo dos Santos
Thiago Machado da Silva Acioly
Diego Carvalho Viana

73

capítulo 4
Evaluación de la diversidad de peces, macroinvertebrados acuaticos y parásitos de un cuerpo de agua de la facultad de ciencias biologicas - universidad nacional de la amazonia peruana, loreto – perú

Franchesca Brissette Lopez Torres
Darly, Francesca Alvarado Dall-orzo
Mishell Alvarez Tafur
Angélica Dávila Pizango

91

capítulo 5
Diversidad y caracterización morfológica de especies de monopisthocotyla en oxydoras niger (siluriformes: doradidae) colectados en la amazonía peruana

Carlos Alfredo Tuesta Rojas
Raizza Nicolle Flores Anable
Piero Armando Bandeira Ramirez
Ami Nayeli Pinedo Villafuerte

119

capítulo 6
Bioavaliação em ecotoxicologia aquática

George Argota Pérez
José Alberto Iannacone Oliver

147

capítulo 7
Influência da qualidade microbiológica de peixe e da água de cultivo aliada a avaliação da comunidade zooplanctônica

Karuane Saturnino da Silva Araújo
Bruno Machado Araújo
Ivaneide de Oliveira Nascimento
Marcelo Francisco da Silva

CAP. 1

Biologia reprodutiva e ecologia de peixes *prochilodontidae* em rios neotropicais: revisão integrada





Letícia Almeida Barbosa Gomes
Thiago Machado da Silva Acioly
Marcelo Francisco da Silva
Diego Carvalho Viana

Letícia Almeida Barbosa Gomes

Doutoranda em Ciência Animal. Universidade Estadual do Maranhão, UEMA.
E-mail: lealmeid.barbosa@gmail.com

Thiago Machado da Silva Acioly

Doutor em Ciências Animais. Universidade Estadual do Maranhão, UEMA.
E-mail: tmsacioly@gmail.com

Marcelo Francisco da Silva

Doutor em Biologia de Agentes Infecciosos e Parasitários. Universidade Federal do Pará, UFPA.
E-mail: marcelo.silva@uemasul.edu.br

Diego Carvalho Viana

Doutor em Anatomia dos Animais Domésticos e Silvestres. Universidade de São Paulo, USP.
E-mail: diego_carvalho_@hotmail.com

BIOLOGIA REPRODUTIVA E ECOLOGIA DE PEIXES *PROCHILODONTIDAE* EM RIOS NEOTROPICAIS: REVISÃO INTEGRADA

Resumo: A biologia reprodutiva dos peixes da família Prochilodontidae é essencial para o equilíbrio ecológico e para a pesca nas bacias neotropicais. Esta revisão sistemática reuniu 24 estudos publicados entre 2014 e 2024, analisando estratégias reprodutivas, comportamento de desova, influências ambientais e adaptações fisiológicas dessas espécies. A busca foi realizada com descritores em inglês combinados por operador booleano, garantindo maior precisão nos resultados. Os estudos evidenciam que fatores abióticos, como ciclos hidrológicos, temperatura e fluxo dos rios, são determinantes para o sucesso reprodutivo. Por outro lado, impactos antrópicos, como fragmentação de habitats e construção de barragens, afetam negativamente a reprodução, alterando padrões de desova e reduzindo a dispersão larval. Em ambientes impactados, foram observados ciclos reprodutivos interrompidos e menor sucesso na sobrevivência das larvas. Como resposta, destaca-se o rápido desenvolvimento larval como adaptação às condições ambientais variáveis. Espécies como *Prochilodus lineatus* e *Prochilodus nigricans* mostraram-se sensíveis às mudanças ambientais, sendo importantes indicadores ecológicos. Assim, a manutenção de rios livres e da conectividade das planícies de inundação é fundamental para a conservação dessas espécies. A compreensão desses processos é indispensável para o manejo pesqueiro e a preservação da biodiversidade aquática.

Palavras-chave: Comportamento de desova; Ecologia da conservação; Fisiologia reprodutiva; Qualidade ambiental; Reprodução de peixes.

REPRODUCTIVE BIOLOGY AND ECOLOGY OF PROCHILODONTIDAE FISH IN NEOTROPICAL RIVERS: A COMPREHENSIVE REVIEW

Abstract: The reproductive biology of fish in the Prochilodontid family is essential for ecological balance and fisheries in Neotropical basins. This systematic review compiled 24 studies published between 2014 and 2024, analyzing reproductive strategies, spawning behavior, environmental influences, and physiological adaptations of these species. The search was conducted using English keywords combined with Boolean operators, ensuring greater precision in the results. The studies show that abiotic factors, such as hydrological cycles, temperature, and river flow, are critical for reproductive success. On the other hand, anthropogenic impacts, such as habitat fragmentation and dam construction, negatively affect reproduction, altering spawning patterns and reducing larval dispersal. In impacted environments, disrupted reproductive cycles and lower larval survival rates were observed. In response, rapid larval development stands out as an adaptation to variable environmental conditions. Species such as *Prochilodus lineatus* and *Prochilodus nigricans* have proven sensitive to environmental changes, serving as important ecological indicators. Thus, maintaining free-flowing rivers and the connectivity of floodplains is fundamental for the conservation of these species. Understanding these processes is indispensable for fisheries management and the preservation of aquatic biodiversity.

Keywords: Spawning behavior; Conservation ecology; Reproductive physiology; Environmental quality; Fish reproduction.

INTRODUÇÃO

A família *Prochilodontidae* é amplamente distribuída na América do Sul, com forte presença nas bacias hidrográficas brasileiras (Penitente *et al.*, 2025). Compreende 21 espécies em três gêneros: *Prochilodus* (Agassiz, 1829), *Semaprochilodus* (Fowler, 1941) e *Ichthyoelephas* (Posada Arango, 1909). Ecologicamente e economicamente significativos, os Prochilodontidae são vitais para a pesca comercial e artesanal na região neotropical (Cardoso *et al.*, 2019). Seus lábios carnudos e perenes característicos e as várias fileiras de dentes especializados permitem que eles funcionem como detritívoros, contribuindo para a ciclagem de nutrientes ao raspar e ingerir matéria orgânica de superfícies submersas (Melo *et al.*, 2016).

Nesse contexto, *Prochilodus* é o gênero mais prevalente, composto por espécies de tamanho moderado e detritívoras que desempenham um papel vital na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (Penitente *et al.*, 2025). Essas espécies devem ser consideradas indicadores importantes da saúde dos rios nos sistemas neotropicais, pois gêneros como *Prochilodus* spp. e *Semaprochilodus* spp. contribuem significativamente para a reciclagem de nutrientes e para a regulação do transporte de carbono nos rios (Cowx *et al.*, 2025). Eles podem migrar longas distâncias e superar barreiras naturais, o que é crucial para seu ciclo de vida e para manter a conectividade do habitat de água doce. Devido à sua importância como recurso alimentar artesanal em muitas regiões da América do Sul, as pressões antropogênicas podem levar ao declínio da população em determinadas bacias (Aguirre *et al.*, 2021).

No entanto, além da exploração humana direta, as mudanças ambientais também representam ameaças significativas às populações de *Prochilodus.* As mudanças climáticas estão afetando cada vez mais os ecossistemas de água doce, alterando as principais condições ambientais que sustentam essas espécies (Huang *et al.*, 2021). O Acordo de Paris, que visa a limitar o aquecimento global e reduzir as emissões, destaca a necessidade de proteger a biodiversidade e promover a sustentabilidade (Manes; Vale, 2022). Nos rios neotropicais, o aumento das temperaturas, a mudança dos padrões de precipitação e as alterações nos ciclos hidrológicos podem interromper os ciclos reprodutivos e os padrões migratórios do *Prochilodus*, agravando ainda mais os declínios populacionais (Magalhães *et al.*, 2018).

Portanto, as políticas governamentais desempenham um papel crucial na conservação e no gerenciamento sustentável dos ecossistemas de água doce. Políticas bem elaboradas podem regular as atividades de pesca, proteger habitats críticos e mitigar as pressões antropogênicas que ameaçam as espécies (Duponchelle *et al.*, 2021). Além disso, com as mudanças climáticas e a sobrepesca se tornando questões cada vez mais prementes, as estratégias de conservação devem ser dinâmicas e responsivas à evolução das condições ambientais (Ojea *et al.*, 2017). As políticas que integram considerações ecológicas e socioeconômicas podem promover a sustentabilidade de longo prazo, garantindo que os recursos naturais permaneçam disponíveis para as gerações futuras (Li *et al.*, 2020).

O presente estudo visa a preencher essa lacuna de conhecimento por meio de uma revisão integrativa dos aspectos reprodutivos dos peixes da família

Prochilodontidae. Compreender sua biologia reprodutiva e estrutura populacional é essencial para avaliar a dinâmica das espécies, a sustentabilidade da população e a saúde do ecossistema (Duponchelle *et al.*, 2021). Esse conhecimento é particularmente valioso para estratégias de conservação e gerenciamento de pesca, pois fornece informações sobre tendências populacionais, padrões reprodutivos e a resiliência das espécies de Prochilodontidae às mudanças ambientais. Ao sintetizar os dados disponíveis, esta revisão contribui para o desenvolvimento de políticas informadas e práticas de gestão para a conservação sustentável desses peixes ecológica e economicamente importantes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Estratégia de busca bibliográfica

Este estudo é uma revisão com ampla avaliação de conhecimento científico sobre o tema abordado, com intuito em sintetizar informações reunindo dados relevantes de pesquisas científicas existentes (Cronin *et al.*, 2023). Para nortear a pesquisa, buscamos literaturas que investigassem os principais aspectos da reprodução de peixes da família Prochilodontidae, analisando fatores como comportamento reprodutivo, ciclos de desova e influências ambientais sobre esses processos. Além disso, as buscas foram direcionadas com o uso das bases de dados: Wiley Online Library (Biblioteca Online Wiley), Scopus (Escopo), Scielo (Scielo). Foram utilizados os descritores em inglês: *Prochilodontidae, Reproduction, Environment, Spawning* e em português: *Prochilodontidae*, Reprodução, Ambiente, Desova para maior precisão,

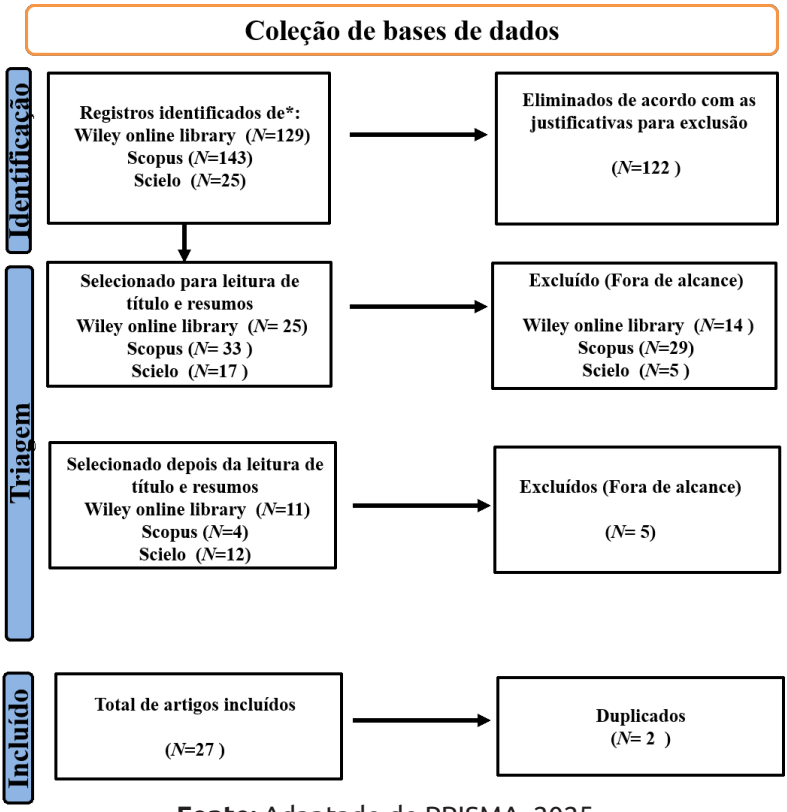
Operador Boleano como AND em português: E, buscando maior garantia de artigos relacionados relevantes.

Processo de triagem

Para a realização do estudo foram utilizados critérios como de inclusão que aborda artigos de pesquisa originais e revisões de literatura Nacional e Internacional publicados entre os anos de 2014 e 2024, em idiomas em inglês, português e espanhol que abordassem o tópico principal da pesquisa. Como critérios de exclusão foram excluídos artigos que não abordassem tema proposto ou que estivessem fora do escopo da questão norteadora da pesquisa, bem como, relatos de casos, monografias, teses, dissertações, artigos de opinião e duplicatas. Para a adição dos trabalhos selecionados foram observados os títulos e resumos, o qual foram avaliados segundo os critérios mencionados, aqueles que foram duvidosos foram selecionados para leituras posterior dos textos completos, assim excluídos aqueles que não atendiam às especificações como artigos com temas relacionados a criopreservação, inseminação, biomarcadores, indução hormonal.

Análise de dados

Figura 1 - Fluxograma para identificação, triagem e inclusão de artigos



Fonte: Adaptado de PRISMA, 2025.

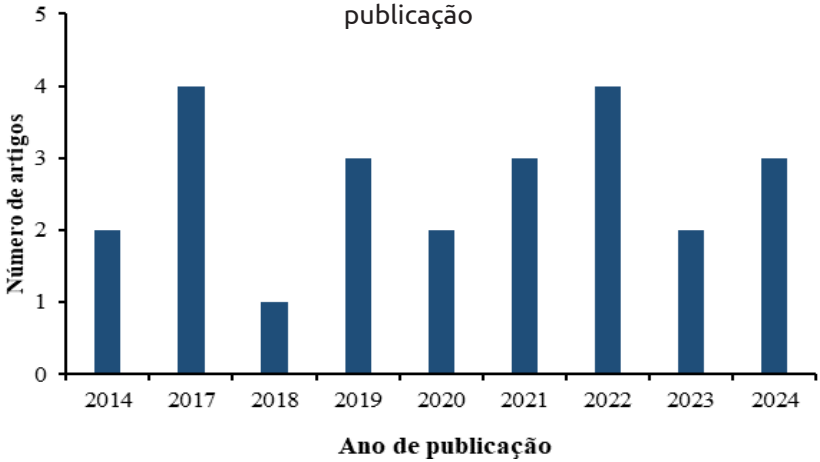
Os artigos incluídos foram submetidos a uma avaliação criteriosa, o qual foram analisados seus objetivos, metodologias, resultados e conclusões. Em seguida, as informações dos estudos selecionados foram compiladas em tabelas no Microsoft Word®, incluindo títulos, autores, objetivos e principais resultados/ conclusões (Figura 1). Essa abordagem possibilita a

comparação e síntese abrangentes das descobertas, destacando padrões e lacunas na compreensão atual das mudanças comportamentais em peixes contaminados com microplásticos

RESULTADOS

Nesta revisão foram incluídos 24 artigos, dos quais 11 são da Wiley Online Library, 9 da Scielo e 4 do Scopus (Figura 2). Nestes estudos selecionados foram obtidas informações e resultados relevantes para com o objetivo da revisão. Os artigos encontrados na revisão estão distribuídos no número de artigos científicos incluídos e suas datas de publicação, nesse sentido, foram notadas variações entre os anos de publicações que foram entre 2014 e 2024, e a quantidade de artigos por anos, o ano em que houve menos publicações sobre o tema abordado com somente 1 publicação foi em 2018 em que os autores buscaram investigar as dinâmicas populacionais do peixe *Prochilodus nigricans* no rio Putumayo (Tabela 1)

Figura 2 - Número de artigos científicos incluídos e suas datas de publicação



Fonte: Autor (2025).

Tabela 1. Descobertas dos principais aspectos da reprodução de peixes da família Prochilodontidae e estratégias reprodutivas

Autores	Título	Objetivo	Considerações finais
Silva *et al.* (2022)	Early development of *Prochilodus nigricans* Spix & Agassiz 1829 (Characiformes: Prochilodontidae) in captivity	Estudar o desenvolvimento inicial da espécie *Prochilodus nigricans* em condições de cativeiro.	As análises de crescimento indicaram metamorfose de desenvolvimento precoce e tardio.
Borie *et al.* (2019)	Disturbance calls of five migratory Characiformes species and advertisement choruses in Amazon spawning sites.	Investigar os sons de perturbação e os coroas de anúncio produzidos por cinco espécies migratórias de Characiformes nos locais de desova na região amazônica.	As chamadas de perturbação e anúncio de *P. latior* foram semelhantes às do coro 1 em taxa de pulso. Além disso, os anúncios de *Semaprochilodus insignis* e *P. latior* apresentaram similaridade em taxa de pulso, período de pulso e frequência dominante.
Batista-Silva *et al.* (2015)	Length–weight relationships for freshwater fish species from the Pantanal of the Negro River, Brazil	Descrever as relações comprimento-peso (LWRs) de 28 espécies capturadas na Baía de Santa Virgínia, no Pantanal do Rio Negro, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil, ao longo de 3 anos (1999 a 2001).	Todos os LWRs foram significativos ($P < 0,05$) e apresentaram um alto coeficiente de determinação. Também registrou o comprimento padrão máximo para nove espécies, de acordo com a FishBase.
Pachla *et al.* (2022)	Recruitment of migratory fish in free-flowing rivers with limited floodplain development	Investigar variações espaciais na abundância, composição e estrutura de tamanho de peixes juvenis entre diferentes locais ao longo de um gradiente fluvial extenso comparando o canal principal com os tributários	As descobertas confirmam que as principais espécies de peixes migratórios se recrutam nesse local e indicam que ele pode ser um importante local de recrutamento para a região.
Queiroz *et al.* (2022)	Egg transport and larval behavior of curimba, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836; Characiforme, Prochilodontidae) in a drift simulator channel	Analisar o *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), para determinar as velocidades mínimas necessárias para a deriva de ovos e analisar o comportamento das larvas em diferentes velocidades de fluxo	O transporte de ovos foi proporcional ao aumento do fluxo, com pequenas oscilações verticais possivelmente causadas por turbulência no canal. Além disso, após a eclosão, as larvas se posicionaram contra o fluxo, indicando que elas tinham uma percepção de posição e orientação.

Continua

Continuação

Montes – Petro *et al.* (2024)	Madurez testicular y calidad seminal de *Ichthyoelephas longirostris* (Prochilodontidae) del medio río cauca	Determinar o estado de maturidade testicular e a qualidade do sêmen de *Ichthyoelephas longirostris* do rio Médio Cauca	*Ichthyoelephas longirostris* apresenta um desenvolvimento testicular de quatro três estados básicos. O estado de maturação foi possível subdividi-lo em dois: na maturação precoce, na predominam os espermatócitos e em maturação avançada, em que predominam as espermátides.
Pachla *et al.* (2022)	Recruitment of migratory fish in free-flowing rivers with limited floodplain development	Investigar variações espaciais na abundância, composição e estrutura de tamanho de peixes juvenis entre diferentes locais ao longo de um gradiente fluvial extenso comparando o canal principal com os tributários	Os resultados indicaram uma variação espacial significativa na abundância, composição e estrutura de tamanho de peixes migratórios juvenis ao longo de um gradiente fluvial extenso. As descobertas confirmam que as principais espécies de peixes migratórios se recrutam nesse local e indicam que ele pode ser um importante local de recrutamento para a região.
Carnicer *et al.* (2023)	Spatial and seasonal distribution of fish eggs and larvae in one free-flowing river in the Neotropical savanna	Reduzir as lacunas de conhecimento sobre os padrões de distribuição de ovos e larvas de peixes.	A atividade reprodutiva indica que vários peixes utilizam os afluentes e a planície de inundação desse rio como principais áreas de desova. Não houve diferença nas densidades de ovos e larvas de peixes entre o tributário e o canal principal.

Fonte: Autor (2025).

DISCUSSÃO

O conhecimento dos estágios iniciais da vida de uma espécie é essencial para estudos reprodutivos, manejo e conservação desta, em peixes as mudanças observadas nos diferentes estágios possibilitam o aprimoramento de técnicas capazes de contribuir para o entendimento da ictiologia do grupo e transformações morfológicas

(Tabela 1). Porém, muitos estudos reprodutivos abordam somente o desenvolvimento larval e juvenil das espécies (Reynalte-Tataje *et al.*, 2020). Estudos relacionados a características reprodutivas de prochilodontídeos, como os estágios iniciais, são limitados a espécies que em geral ocorrem em bacias específicas como observadas nos estudos de Abdo *et al.*, (2015), Reynalte-Tataje *et al.*, (2020), que descreveram os estágios iniciais na bacia do Paraná.

Nesse contexto Silva *et al.*, (2022) em seu estudo buscou fornecer informações para a identificação taxonômica de larvas e juvenis de *Prochilodus nigricans* por meio da caracterização morfológica, merística e morfométrica de seu desenvolvimento inicial em cativeiro, a espécie apresentou ovos esféricos, transparentes, semi densos, pelágicos, com vasto espaço perivitelino e curto período de desenvolvimento embrionário. As características observadas no estudo de Silva *et al.*, (2022) corroboram com o estudo de Orsi *et al.*, (2016) que explica o amplo espaço perivitelino nos ovos de *Prochilodus* como uma característica relacionada ao comportamento reprodutivo de peixes migratórios (Tabela 2).

Zacardi *et al.*, (2017) em seu estudo relacionado a distribuição de larvas de peixes na Amazônia Central do Brasil capturou indivíduos no estágio de desenvolvimento larva-gema e estágio de pré-flexão, no qual neste as larvas mostram olhos pigmentados, boca formada ou em estágios finais de formação, saco vitelínico vestigial ou ausente e nadadeiras peitorais bem desenvolvidas (sem raios) e nadadeiras embrionárias além disso, não foram encontradas em estágios de desenvolvimento mais avançados (flexão e pós-flexão). Cerca de 200.000

ovos foram estimados para uma fêmea de 1 kg, Loubens, Pamfili (1995) e Junk *et al.* (1997) estimaram cerca de 500.000 ovos em gônadas que representavam 15% da massa corporal total de *Prochilodus nigricans*, também conhecidos como Prochilodus preto, estes são reprodutores que não apresentam cuidado parental.

Assim como outros fatores, a turbidez da água influência nos estágios iniciais do larval, estes com correntes de água branca em geral ficam suspensos na coluna d'água. essa estratégia reprodutiva beneficia larvas e peixes jovens em estação de cheias que precisam derivar rio abaixo, onde podem encontrar uma diversidade de ambientes inundados para proteção natural, bem como excelentes condições para alimentação e rápido crescimento (Bonilla *et al.*, 2018).

Estudos relacionados a aspectos reprodutivos do *Prochilodus lacustris,* o qual a espécie apresentou um padrão reprodutivo associado à estação chuvosa na região de estudo, porém com intervalo reprodutivo que coincide com resultados relatados para outras espécies do gênero Prochilodus, como *Prochilodus argenteus* (Cardoso *et al.*, 2018), e *Prochilodus affinis* (Sato *et al.*, 1996). Da mesma forma, análises histológicas de gônadas ainda em estudos de Cardoso *et al.* (2018) apresentaram células germinativas em diferentes estágios de desenvolvimento no mesmo ovário, evidenciando desova particionada com ovócitos que amadurecem em grupos e são lentamente eliminados durante os meses de picos reprodutivos. Estratégias são comuns em espécies de ambientes lênticos, permitindo maior probabilidade de sobrevivência da prole e possibilidades de eficiência reprodutiva (Cardoso *et al.*, 2018).

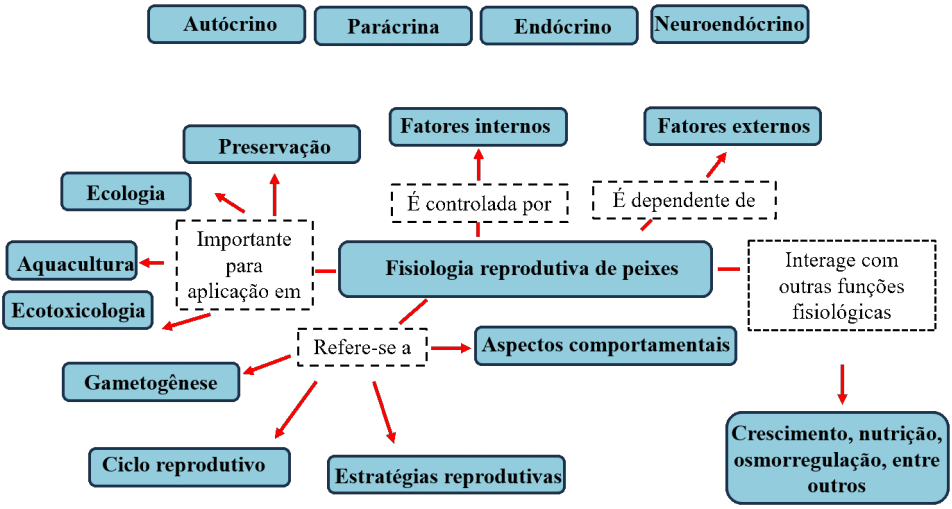
Tabela 2 – Estudos que abordam padrões reprodutivos, comportamento migratório e implicações para a conservação de peixes migradores neotropicais. São Luís, Maranhão, Brasil, 2025

Autores	Título
Moreira; Peressin; Pompeu (2023)	Small rivers, great importance: Refuge and growth sites of juvenile migratory fishes in the upper São Francisco Basin, Brazil.
Peressin *et al.* (2024)	Migratory behavior of *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River Basin, Brazil
Lopes *et al.* (2021)	Dazed and confused: Behavioural constraints impose major challenges to fish passage in the neotropics
Zacardi *et al.* (2017)	Distribution of economically important fish larvae (Characiformes, Prochilodontidae) in the Central Amazonia, Brazil.
Lozano *et al.* (2019)	Episodic recruitment of young *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Characiformes: Prochlodontidae) during high discharge in a floodplain lake of the River Paraná, Argentina
Vasconcelos *et al.* (2021)	Dams in the Amazon: The importance of maintaining free-flowing tributaries for fish reproduction
Bonilla-Castillo *et al.* (2018)	Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in the Putumayo River
Avigliano *et al.* (2017)	Migration and brackish environment use of *Prochilodus lineatus* (Characiformes: Prochilodontidae) inferred by Sr:Ca ratio transects of otolith
Mora *et al.* (2024)	Sustainability of dual exploitation (fry and adults) of the fish *Semaprochilodus laticeps* (Characiformes: Prochilodontidae) in Colombia
Silva *et al.* (2017)	Importance of dam-free stretches for fish reproduction: the last remnant in the Upper Paraná River
Soares *et al.* (2022)	The main channel and river confluences as spawning sites for migratory fishes in the middle Uruguay River
Gonzales *et al.* (2021)	Biología reproductiva del bocachico *Prochilodus magdalenae* (Prochilodontida) en el río San Jorge, Colombia
Portella *et al.* (2021)	Efeito da sazonalidade na reprodução de peixes Characiformes em um rio Neotropical
Gomez *et al.* (2021)	Características biológicas y poblacionales del “boquichico” *Prochilodus nigricans* en río Ucayali – Perú (2008-2013)
Wolf *et al.* (2019)	Efectos de la generación de energía hidroeléctrica en la reproducción de *Prochilodus magdalenae* (Prochilodontidae): evidencia de la respuesta endocrina
Pareja Carmona *et al.* (2014)	Variación espacio-temporal de las larvas de tres especies de peces migratorios en el cauce del río Magdalena (Colombia), durante el ciclo hidrológico 2006-2007

Fonte: Autor (2025).

Além dos aspectos reprodutivo e biologia de uma espécie, o estudo da sazonalidade e condições ambientais o qual a espécie se encontra inserida é importante para manejos e compreensão das estratégias reprodutivas e adaptação para obtenção de sucesso na manutenção de populações viáveis (Vazzoler, 1996; Godinho *et al.*, 2010). Ademais, fatores abióticos (Figura 3), são capazes de interferir nas fases dos processos reprodutivos (Silva, Moreira, 2012).

Figura 3 - Representação dos principais componentes da fisiologia reprodutiva de peixes, adaptado de Jalabert (2008)



Fonte: Silva, Moreira (2012).

A disponibilidade de recursos, fatores físicos, temperatura e ofertas de recursos como áreas adequadas para desova e disponibilidade de alimento, atuam no controle reprodutivo por meio de ação hormonal, estes fatores influenciam na abundância das espécies, distribuição e razão entre os sexos de acordo

com Vazzoler (1996), Silva, Moreira (2012), Portela *et al*. (2021). Estudos mostram a influência dos fatores abióticos na captura de espécies, no qual as maiores capturas de espécies podem ocorrer em meses chuvosos com altas temperaturas, ou ainda ser observada maior incidência de gônadas esgotadas nos meses referentes à época seca e ocorrência de gônadas em maturação mais concentrada nos meses de cheia Portela *et al*. (2021).

Comportamento de desova foram observados por Silva e Sterwart (2017), assim como de outros estudos, a maturação das gônadas ocorre em períodos de janeiro a abril e o pico da estação reprodutiva em abril próximo ao fim da enchente e início das cheias, dessa forma é compreendido que o regime hidrológico é um fator que influencia no ciclo reprodutivo da espécie. Além dos fatores abióticos, outros fatores bióticos como alterações no ambiente, barramentos, hidrelétricas, são modificações que alteram o habitat, acumulam nutrientes nos corpos hídricos e desestabilizam as relações tróficas entre os organismos (Pelicice *et al*., 2021). De acordo com Portella *et al*. (2021) além das modificações no ambiente, há também redução das taxas de crescimento populacional, da variabilidade genética e alteração na reprodução dos peixes.

A migração é entendida como um processo de adaptação que possibilita ao animal sua locomoção no ambiente de acordo com sua necessidade temporal, Nabi *et al*. (2014), ou seja, podem ocorrer de forma sazonal possibilitando melhores condições para seu processo reprodutivo, além de recursos alimentares e proteção contra predadores, cerca de 2,5% das espécies de peixes realizam algum tipo de migração (Deal; Volkof, 2020). Para que ocorram as migrações, é preciso a presença

de estoque energético, tamanho ideal para migrar, idade e habilidades locomotivas além de orientação de navegações no habitat, ao atingir o equilíbrio desses fatores com o meio ambiente é possível ser observada as suas influências sobre a reprodução dos peixes, Vazzoler (1996) e Nabi *et al.* (2017). Ainda, os peixes migradores são caracterizados em três fases, a que possibilita alterações morfológicas e comportamentais, fase de maturação e estímulo migratório, o qual são reguladas por fatores ambientais (Linek *et al.*, 2024).

O *Prochilodus costatus* de acordo com Moreira *et al.*, (2023) apresenta abundância e relevância econômica na região do rio São Francisco, é detritívoro bentopelágico, em razão disso, a espécie foi utilizada em seus estudo com peixes neotropicais, em 2014 em seu estudo de translocação de peixes no rio São Franscisco, 31% dos indivíduos marcados eram fêmeas, 15% eram machos e para 54% dos indivíduos, o sexo era indeterminado, já em 2015, 56% dos indivíduos eram fêmeas, 21% eram machos e, para apenas 23% dos peixes o sexo era indeterminado, além, disso, em 2014, os indivíduos locais estavam em um estágio mais avançado de maturidade do que os indivíduos translocados do rio em 2015, 78% dos indivíduos translocados de curimatá-pioa estavam na fase de maturidade inicial ou avançada, em comparação com 75% dos indivíduos locais.

CONCLUSÃO

A revisão evidencia a complexidade e a importância ecológica das estratégias reprodutivas dos peixes da família Prochilodontidae, destacando seu comportamento migratório, padrões de desova e forte

dependência de fatores ambientais. Essas espécies apresentam adaptações como desova fracionada e rápido desenvolvimento larval, estando intimamente associadas aos ciclos hidrológicos. Variáveis abióticas, como precipitação, temperatura da água e vazão dos rios, regulam os ciclos reprodutivos e influenciam a dispersão larval e o uso do habitat. Por outro lado, impactos antropogênicos, como barragens, fragmentação de habitats e mudanças climáticas, comprometem o sucesso reprodutivo e a sustentabilidade dessas populações. A conservação depende da manutenção de rios de fluxo livre, da conectividade das planícies de inundação e da proteção de áreas de desova e berçário. Espécies como *Prochilodus nigricans* e *Prochilodus lineatus* atuam como bioindicadores ambientais. Assim, integrar conhecimento científico à gestão é essencial, com foco na proteção de habitats, restauração de rotas migratórias e desenvolvimento de políticas adaptativas para garantir a persistência dessas espécies.

REFERÊNCIAS

ABDO, T. F.; PERROTTI, P. B.; MEIRELES, W. A.; BAZZOLI, N. **Initial development of *Prochilodus hartii* (Pisces: Prochilodontidae) submitted to induced reproduction.** *Zygote*, Cambridge, v. 24, n. 3, p. 408–417, 2016.

AGUIRRE, W. E. *et al.* **Conservation threats and future prospects for the freshwater fishes of Ecuador: a hotspot of Neotropical fish diversity.** *Journal of Fish Biology*, London, v. 99, n. 4, p. 1158–1189, 2021.

BONILLA-CASTILLO, C. A.; AGUDELO CÓRDOBA, E.; GARCÍA, G.; DUQUE, F. **Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in the Putumayo River.** *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 16, n. 2, e170139, 2018.

CARDOSO, R. L. *et al*. **Aspects of reproductive biology of curimba *Prochilodus lacustris* in a tropical lake in northeastern Brazil.** *Journal of Applied Ichthyology*, Berlin, v. 35, n. 2, p. 488–500, 2019.

COWX, I. G. *et al*. **Compreendendo as ameaças à migração de peixes: aplicando o conceito global de rotas migratórias ao Baixo Mekong.** *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, Abingdon, v. 33, n. 2, p. 257–285, 2025.

CRONIN, M. A.; GEORGE, E. **O porquê e o como da revisão integrativa.** *Organizational Research Methods*, Thousand Oaks, v. 26, n. 1, p. 168–192, 2023.

DEAL, C. K.; VOLKOFF, H. **The role of the thyroid axis in fish.** *Frontiers in Endocrinology*, Lausanne, v. 11, p. 596585, 2020.

DUPONCHELLE, F. *et al*. **Conservation of migratory fishes in the Amazon basin.** *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Chichester, v. 31, n. 5, p. 1087–1105, 2021.

GODINHO, A. L.; LAMAS, I. R.; GODINHO, H. P. **Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes.** *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 87, p. 143–162, 2010.

HUANG, M.; ZHANG, W.; WANG, X.; LIU, J.; LI, Z. **The impacts of climate change on fish growth: a summary of conducted studies and current knowledge.** *Ecological Indicators*, Amsterdam, v. 121, art. 106976, 2021.

JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M.; SAINT-PAUL, U. O peixe. In: JUNK, W. J. (ed.). **A planície de inundação central da Amazônia: ecologia de um sistema pulsante.** Berlim: Springer-Verlag, 1997. p. 385–408.

LI, Y.; ZHANG, K.; LI, J.; XU, W.; LIU, J. **Rethinking marine conservation strategies to minimize socio-economic costs in a dynamic perspective.** *Biological Conservation*, Amsterdam, v. 244, art. 108512, 2020.

LOUBENS, G.; PANFILI, J. **Biologie de *Prochilodus nigricans* (Pisces, Characiformes) dans le bassin du Mamoré (Amazonie bolivienne).**

Ichthyological Exploration of Freshwaters, München, v. 6, n. 1, p. 17–32, 1995.

MAGALHÃES, L. J.; POMPEU, P. S.; VIEIRA, F.; ALVES, C. B. M.; PRADO, I. G. **Influence of rainfall, hydrological fluctuations, and lunar phase on spawning migration timing of *Prochilodus costatus*.** *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 818, p. 145–161, 2018.

MANES, S.; VALE, M. M. **Achieving the Paris Agreement would substantially reduce climate change risks to biodiversity in Central and South America.** *Regional Environmental Change*, Berlin, v. 22, n. 2, art. 60, 2022.

MELO, B. F. *et al.* **Molecular phylogenetics of the Neotropical fish family Prochilodontidae (Teleostei: Characiformes).** *Molecular Phylogenetics and Evolution*, Amsterdam, v. 102, p. 189–201, 2016.

MOREIRA, M. F.; PERESSIN, A.; LOPES, J. M.; POMPEU, P. S. **Fish assemblage and current status of the upper São Francisco River basin floodplain.** *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 35, e26, 2023.

NABI, G. *et al.* **The impact of entrepreneurship education in higher education: a systematic review and research agenda.** *Academy of Management Learning & Education*, Briarcliff Manor, v. 16, n. 2, p. 277–299, 2017.

OJEA, E.; PEARLMAN, I.; GAINES, S. D.; LESTER, S. E. **Fisheries regulatory regimes and resilience to climate change.** *Ambio*, Stockholm, v. 46, n. 4, p. 399–412, 2017.

ORSI, M. L.; SANTOS, G. B.; BIALETZKI, A.; CARVALHO, E. D. **Ovos, larvas e juvenis dos peixes da bacia do rio Paranapanema: uma avaliação para conservação.** Londrina: Triunfal Gráfica e Editora, 2016.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; HAHN, N. S. **Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin.** *Environmental Management*, New York, v. 68, p. 445–452, 2021.

PENITENTE, M. *et al*. **Evolutionary dynamics of the B chromosomes in the fish species *Prochilodus lineatus* Valenciennes, 1837 of the Paraná River Basin.** *Comparative Cytogenetics*, Sofia, v. 19, art. 1, 2025.

PORTELLA, A. C.; ARSENTALES, A. D.; CAVALLARI, D. E.; SMITH, W. S. **Efeito da sazonalidade na reprodução de peixes Characiformes em um rio Neotropical.** *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, v. 111, e2021012, 2021.

SATO, Y.; FENERICH-VERANI, N.; GODINHO, H. P.; VERANI, J. R. **Hypophysation of the fish *Prochilodus affinis* from the São Francisco River Basin.** *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, Belo Horizonte, v. 48, n. 1, p. 55–62, 1996.

SCHMALJOHANN, H.; BIEBER, C. **The migratory lifestyle does not incur additional overall energy costs in a partially migratory songbird.** *Nature Ecology & Evolution*, London, v. 8, n. 12, p. 2286–2296, 2024.

SILVA, E. A.; STEWART, D. J. **Reproduction, feeding and migration patterns of *Prochilodus nigricans* in northeastern Ecuador.** *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 15, e160171, 2017.

SILVA, E. A.; MOREIRA, R. G. **Fatores ambientais e reprodução dos peixes.** *Revista da Biologia*, São Paulo, v. 8, p. 58–61, 2012.

SILVA, F. K. S. *et al.* **Early development of *Prochilodus nigricans* Spix & Agassiz, 1829 (Characiformes: Prochilodontidae) in captivity.** *Aquaculture Research*, Oxford, v. 53, n. 12, p. 4540–4555, 2022.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.** Maringá: EDUEM, 1996.

ZACARDI, D. M.; SANTOS, J. A.; OLIVEIRA, L. S.; CAJADO, R. A.; POMPEU, P. S. **Distribution of economically important fish larvae in Central Amazonia, Brazil.** *Fisheries Management and Ecology*, Oxford, v. 24, n. 4, p. 283–291, 2017.

CAP. 2

Importância da qualidade sanitária do pescado para a segurança alimentar: revisão de literatura

Maria da Penha Silva do Nascimento
Silmara Cristina Silva de Aquino
Francisca Neide Costa

Maria da Penha Silva do Nascimento

Mestra em zootecnia tropical. Universidade Federal do Piauí, UFPI.
E-mail: mariapenhasn@gmail.com

Silmara Cristina Silva de Aquino

Mestra em Ciência Animal Universidade Estadual do Maranhão, UEMA.
E-mail: silmara180190@gmail.com

Francisca Neide Costa

Doutora em Medicina Veterinária Preventiva Jaboticabal.
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP.
E-mail: francisca.cca.uema@gmail.com

IMPORTÂNCIA DA QUALIDADE SANITÁRIA DO PESCADO PARA A SEGURANÇA ALIMENTAR: REVISÃO DE LITERATURA

Resumo: O pescado é um alimento saudável e completo do ponto de vista nutricional. Contudo, a qualidade sanitária do pescado configura-se como um grande desafio para a segurança alimentar. Este capítulo objetivou revisar a literatura sobre a importância da qualidade sanitária do pescado para a segurança alimentar. Para isso, pesquisou-se artigos, livros, capítulos de livros e normativas legais brasileiras sobre a temática abordada nas principais bases de dados e sites oficiais nacionais. De acordo com as informações revisadas, para que o pescado seja ofertado de modo seguro ao consumidor, faz-se necessário a adoção e manutenção de procedimentos que priorizem as práticas higiênicas, a conservação do produto pela cadeia do frio e o controle de qualidade do alimento, desde a captura até o consumo, visando minimizar a contaminação microbiológica e retardar a deterioração, para prevenir a veiculação de patógenos pelo consumo de pescado contaminado e para que este atenda aos padrões de qualidade estabelecidos nas normas vigentes. Conclui-se que a qualidade sanitária do pescado assume grande importância para a segurança alimentar, uma vez que a oferta de alimentos seguros para a população representa notória relevância para o sucesso da cadeia produtiva desse alimento e para o crescimento econômico e social do setor.

Palavras-chave: Microbiologia de Alimentos; Patógenos; Segurança dos alimentos; Saúde Pública.

IMPORTANCE OF FISH SANITARY QUALITY FOR FOOD SAFETY: A LITERATURE REVIEW

Abstract: Fish is a healthy and nutritionally complete food. However, the sanitary quality of fish poses a major challenge to food safety. This chapter aimed to review the literature on the importance of fish sanitary quality for food safety. To this end, articles, books, book chapters, and Brazilian legal regulations on the subject were researched in the main national databases and official websites. According to the reviewed information, for fish to be offered safely to the consumer, it is necessary to adopt and maintain procedures that prioritize hygienic practices, product preservation through the cold chain, and food quality control from capture to consumption, aiming to minimize microbiological contamination and delay deterioration, to prevent the transmission of pathogens through the consumption of contaminated fish, and to ensure that it meets the quality standards established in current regulations. It is concluded that the sanitary quality of fish is of great importance for food safety, since the supply of safe food for the population is of notable relevance to the success of the production chain of this food and to the economic and social growth of the sector.

Keywords: Food Microbiology; Pathogens; Food Safety; Public Health.

INTRODUÇÃO

De acordo com a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), pescado é um termo que engloba peixes, crustáceos (camarão, siri, caranguejo) e mariscos (ostra, mexilhão, polvo, lula). Nos últimos anos, o pescado tem sido um dos grupos alimentares que mais despertou interesse de consumo, por ser também um alimento de fundamental importância na dieta da população e de distribuição mundial (FAO, 2020). E o consumo *per capita* mundial de pescados em 2022 de 20,24 kg (FAO, 2023). O pescado é uma das principais opções disponíveis para uma alimentação balanceada, o aumento na comercialização e o consumo desse alimento no Brasil se deve ao alto valor nutritivo e boa digestibilidade (Ferreira *et al.*, 2018). A excelente composição nutricional do pescado se deve, especialmente à sua baixa quantidade e considerável qualidade de lipídios insaturados (ômega 3) e fonte de proteína com alto valor nutricional, aminoácidos essenciais (cisteína, glutamina, hidroxiprolina, prolina, taurina), peptídeos bioativos, minerais essenciais, tais como cálcio, selênio, ferro e zinco e também vitaminas hidrossolúveis e lipossolúveis (B3, B6, E, D) (Daschner, 2016).

No entanto, esses fatores nutricionais também contribuem para o aumento da perecibilidade do produto, pois seus fatores intrínsecos, como pH próximo a neutralidade e atividade de água elevada, aliado ao seu perfil nutricional favorecem a multiplicação microbiana, tornando-o mais susceptíveis à deterioração (Duarte *et al.*, 2022). Desse modo, deve ser dispensada maior importância para as questões relacionadas à segurança

deste alimento e seus desdobramentos, diretos e indiretos, na saúde pública (Monte, 2022).

Mediante a publicação da Instrução Normativa (IN) n°. 161 de 2022 (Brasil, 2022) foram atualizados no Brasil os padrões microbiológicos para pescado, esta legislação estabelece e regulamenta limites máximos de contaminação para patógenos e indicadores de contaminação, como *Salmonella* sp., *Escherichia coli* e Estafilococos coagulase positiva. E isso se justifica também pela necessidade de controle de qualidade higiênico-sanitária desse alimento, uma vez que esses microrganismos patogênicos estão entre os agentes mais relevantes associados a surtos, principalmente no Brasil e o pescado contribuiu com 3,6% na distribuição dos alimentos causadores de surtos de Doenças de Transmissão Hídrica e Alimentar (DTHA) no Brasil de 2014 a 2023 (Brasil, 2024).

Cabe ressaltar que este estudo possui notória relevância ao abordar uma temática que permite alcançar algumas metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030. Dessa maneira, destaca-se que a preocupação com a qualidade sanitária no contexto da segurança alimentar e saúde única está estritamente relacionada, com quatro dos 17 ODS das Organização das Nações Unidas (ONU, 2015), sendo estes o ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), ODS 14 (Vida na Água) e ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis).

Em meio a isso e diante da necessidade de oferta de alimentos seguros à população, como o pescado, objetivou-se neste capítulo revisar a literatura sobre a importância da qualidade sanitária do pescado para a segurança alimentar.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo trata-se de uma revisão de literatura, de caráter qualitativo, descritivo, bibliográfico e de natureza básica. Para o levantamento bibliográfico pesquisou-se artigos, livros, capítulos de livros e normativas legais brasileiras sobre a temática em questão nas principais bases de dados (PubMed, SciELO, Periódicos da CAPES e Google acadêmico) e sites oficiais nacionais, selecionando trabalhos relevantes para compor o estudo, publicados nos idiomas inglês, espanhol e português, sem restrição de período de publicação.

Dessa maneira, esta revisão de literatura encontra-se fragmentada nos seguintes tópicos: *Aquicultura no contexto da segurança alimentar; Contaminação microbiológica em alimentos: microrganismos indicadores* e *O pescado como um alimento seguro*.

REVISÃO DE LITERATURA

Aquicultura no contexto da segurança alimentar

A aquicultura é definida como o cultivo controlado de organismos aquáticos, ou seja, o ciclo de vida desses animais ocorre em condições naturais, que podem ser totais e/ou parciais na água. Assim, a aquicultura é praticada em todos os estados brasileiros. Nas últimas décadas, a aquicultura nacional se expandiu consideravelmente, sendo os três setores de maior desenvolvimento a piscicultura, a carcinicultura e a malacocultura (Cordeiro, 2025).

No contexto da disponibilidade de alimentos para consumo, cabe destacar a importância da Segurança

Alimentar, termo que surgiu no início do século XX, na Europa, em meio a Primeira Guerra Mundial, e emergiu pela preocupação de assegurar a autossuficiência alimentar dos países envolvidos, mediante a produção suficiente de alimentos para abastecer a população e, também, para evitar possíveis situações de vulnerabilidade diante de outros países (Burity *et al.*, 2010).

No entanto, foi atribuída à Segurança Alimentar (*Food Security*) uma definição mais ampla, quando conceituada pela FAO durante a Cúpula Mundial da Alimentação em 1996. Assim, entendeu-se como Segurança Alimentar a situação em que todas as pessoas, em todos os momentos, têm acesso físico, social e econômico a alimentos seguros, nutritivos e em quantidade suficiente para satisfazer suas necessidades alimentares e preferências para uma vida ativa e saudável (Brasil, 1998).

Atualmente, a segurança alimentar é um conceito muito mais flexível e reflexo das inúmeras tentativas de defini-la em pesquisas e políticas públicas (Peng; Berry, 2019). Notadamente, a definição mais aceita de segurança alimentar, reportada durante a Cúpula Mundial sobre Segurança Alimentar de 2009, acrescentou uma quarta dimensão – a estabilidade – que se trata de um indicador de curto prazo da capacidade dos sistemas alimentares de resistir a impactos, sejam eles naturais ou provocados pelo homem (FAO, 2010). Nesse sentido, este conceito abarca questões como: a disponibilidade, o acesso, a utilização e a estabilidade dos alimentos a nível populacional e social.

Assim, para assegurar a segurança alimentar, diversos projetos já foram desenvolvidos e implementados. Um exemplo é o ODS 2 da Agenda

2030, criada pela Organização das Nações Unidas (ONU) para erradicar a fome, alcançar a segurança alimentar e melhorar a nutrição e promover a agricultura sustentável (ONU, 2015).

Contudo, a literatura tem realizado previsões de aumento nos dados epidemiológicos relacionados ao aquecimento global, pois há uma correlação direta entre o aumento das temperaturas com a mortalidade de animais aquáticos infectados, que independe do tipo de animal e espécies cultivadas. Dessa maneira, essas previsões têm despertado preocupações frente a novas ameaças à segurança alimentar, já que as doenças em animais aquáticos se constituem em fatores limitantes da expansão da produção aquicultura mundial (Salas; Del Rio; Concepción, 2021).

Contaminação microbiológica em alimentos: microrganismos indicadores

Diversos microrganismos, isolados ou em grupo, são capazes de causar alterações maléficas em alimentos. Um grupo microbiano de grande importância diz respeito ao das bactérias mesófilas, que é constituído por microrganismos que possuem como características serem bastonetes Gram-negativos, não esporogênicas, anaeróbias facultativas e oxidase negativas (Silva *et al.*, 2017). As bactérias mesófilas apresentam temperatura ótima de crescimento entre 25° e 40°C, mínima entre 5° e 25°C, e máxima entre 40° e 50°C (Franco; Landgraf, 2003). Este grupo inclui bactérias que fazem parte da família Enterobacteriaceae (Silva *et al.*, 2017).

Outro grupo que assume notável relevância quando se trata de alimentos são os coliformes, que também são

constituídos por membros da família Enterobacteriaceae, fazem parte deste grupo, os coliformes totais, grupo maior, que incluem um grupo menor denominado de coliformes termotolerantes (Franco; Landgraf, 2023).

A presença de coliformes termotolerantes em pescado apresenta estreita relação com a qualidade da água dos próprios criatórios. Em vista disso, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.º 357/2005, define normas e padrões para o controle da qualidade da água brasileira. E ao estabelecer limites máximos para a presença desse indicador de contaminação fecal na água, reforça que, para os demais usos, como atividades como aquicultura, esta contaminação não deverá exceder um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de, pelo menos, 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral (Brasil, 2005).

Desse modo, a preocupação com a presença de coliformes totais em alimentos já processados se mostra pela indicação de falhas que podem ter ocorrido no processamento higiênico em alguma ponta da cadeia produtiva do alimento (Franco; Landgraf, 2023). Enquanto que os coliformes termotolerantes, representados por patógenos como: *Escherichia coli, Klebsiella pneumoniae, Enterobacter cloacae* e *Citrobacter freundii*, indicam a presença de contaminação de origem fecal, sendo a *Escherichia coli* a principal representante deste grupo, por sinalizar uma contaminação recente (Silva *et al.*, 2017).

Principais patógenos de interesse em alimentos como pescado

Escherichia coli

A bactéria *E. coli* é classificada como bacilo Gram-negativo pertencente à família Enterobacteriaceae, é anaeróbia facultativa, e coloniza o trato gastrintestinal infantil dentro de poucas horas de vida, tornando-se um hospedeiro mutualista. Contudo, em pacientes debilitados ou imunossuprimidos podem causar infecções graves é uma bactéria do grupo dos coliformes termotolerantes e a principal causadora de doenças diarreicas veiculadas em meio a ingestão de água e alimentos contaminados (Santiago *et al.*, 2013).

Nesse contexto, a *E. coli* é conhecida por apresentar vários tipos de cepas, como: Enterotoxigênica (ETEC), Enteropatogênica (EPEC), Enteroinvasiva (EIEC), Enterohemorrágica (EHEC), Produtora de toxina *Shiga* (STEC) e Enteroagregativa (EAEC). A sintomatologia mais comum que está associada à maioria das cepas representantes destes grupos são geralmente: diarreia, resultante de níveis de contaminação entre 6 a 10 log/Unidade Formadora de Colônias (UFC). No entanto, há cepas de *E. coli* associadas a dose infectante de microrganismos de até 1.000 UFC, são elas: STEC/EHEC e EIEC (Munekata *et al.*, 2020).

As cepas STEC estão associadas a quadros de diarreia e colites hemorrágicas, quadro clínico que pode evoluir para complicações extraintestinais graves como a síndrome hemolítica urêmica (SHU) e púrpura trombocitopênica (PTT) (Aragão; Trajano, 2022). Além do mais, o principal fator de virulência de STEC é a

toxina *shiga*, sendo considerado um fator-chave de patogenicidade. No entanto, existem, ainda, outras classes de toxina *shiga*, a exemplo da Stx1 e Stx2, esta última ainda apresenta sete subtipos, e alguns são associados com quadros mais graves da doença (Scheutz *et al*., 2012). Ademais, a *E. coli* também apresenta notória importância para a saúde pública por causar infecções e intoxicações, em especial a *E. coli* sorotipo O157:H7, devido a sua alta virulência e severidade que podem levar ao óbito (Link, 2023).

Além disso, segundo o documento "Surtos de Doenças de Transmissão Hídrica e Alimentar Informe – 2024", a *E. coli* foi a protagonista (34,8%) dos surtos de DTHA, ocorridos no Brasil, no período entre 2014 a 2023 (Brasil, 2024). Por isso, reforça-se os cuidados e as recomendações para evitar a contaminação dos alimentos, principalmente os perecíveis como o pescado com este patógeno.

As principais fontes de contaminação de *E. coli* são, principalmente, o trato intestinal do homem e de outros animais de sangue quente, por isso, configura-se em um grave problema quando há a contaminação cruzada, mas a contaminação também pode resultar da falta de higiene e das boas práticas de manipulação dos alimentos, advindas da falta de higiene pessoal dos manipuladores (Coutinho; Calixto, 2018).

Quanto ao quadro clínico dos indivíduos acometidos será dependente da cepa de *E. coli* envolvida, podendo ocorrer com diarreias, vômitos, cólica, mal estar, calafrios podendo ou não ocorrer febre, pode ocorrer infecção ou toxinfecção, que pode resultar do consumo do pescado e dos mais variados tipos de alimentos. O período de incubação pode variar entre 12 a 72 horas, e as principais

formas de prevenção e controle são, basicamente, a mesma para a maioria dos microrganismos como a manutenção das boas práticas e higiene pessoal dos manipuladores e conservação adequada dos alimentos (Silva Junior., 2008).

Salmonella spp.

As bactérias do gênero *Salmonella* spp. são bastonetes Gram-negativos, móveis, anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, apresentando dimensões de 0,7–1,5 μm de largura e 2–5 μm de comprimento, por serem pertencentes à família Enterobacteriaceae, estas são, naturalmente, encontradas no trato intestinal de diversos homens e animais, incluindo pássaros (Santiago *et al.*, 2013).

A *Salmonella* spp. pode também ser encontrada na matéria-prima de origem animal, como carnes de aves, ovos, farinha de peixe e farinha de sangue. A contaminação cruzada por *Salmonella* spp. pode ocorrer com estes produtos finalizados e outros alimentos de qualidade sanitária insatisfatória, bem como por equipamentos e utensílios contaminados pelo microrganismo, e ainda se propagar por meio das mãos dos manipuladores de alimentos na ausência das boas práticas higiênico-sanitárias (Silva Junior., 2008).

O quadro clínico causado pela infecção alimentar por *Salmonella* spp. é de gastroenterite é a forma mais frequente, já que os microrganismos se multiplicam no intestino causando diarreia, mal estar e cólicas, podendo ou não ocorrer febre (Coutinho; Calixto, 2018). Os sintomas iniciais podem ser autolimitantes, quando há febre está geralmente desaparece em 72 horas, a

diarreia apresenta duração de 3 a 7 dias, geralmente do tipo sanguinolenta. O período de incubação pode variar em torno de 4 horas a 72 horas após a ingestão de água e/ou alimentos contaminados (Aragão; Trajano, 2022).

A *Salmonella* spp. ocupou a terceira posição e foi responsável por 9,6% dos surtos de DTHA (Brasil, 2024). No entanto, surtos de toxinfecção alimentar causados por *Salmonella* spp. devem ocorrer com uma frequência bem maior do que são diagnosticados e/ou notificados, uma vez que uma vasta variedade de alimentos pode veicular esta bactéria, e tanto os manipuladores quanto muitos consumidores de alimentos não possuem informações ou ignoram os riscos envolvidos na preparação e acondicionamento dos alimentos prontos para consumo (Cardoso; Carvalho, 2006).

Em meio a isso, apesar dos alimentos mais envolvidos em surtos serem associados a carnes de aves e ovos, a salmonelose também é observada no consumo de pescado. Por isso, o controle da saúde dos manipuladores de alimentos segue sendo a forma mais aconselhável de prevenção e controle desta enfermidade, aliado é claro, com boas práticas higiênico-sanitárias (Coutinho; Calixto, 2018).

Staphylococcus aureus

O *S. aureus* é um dos patógenos alimentares mais comuns em surtos de intoxicação alimentar em todo o mundo (Silva *et al.*, 2017), 9,7% dos surtos de DTHA, no Brasil, no período entre 2014 a 2023 foram ocasionados pelo *S. aureus*, que ocupou a segunda posição na distribuição dos agentes etiológicos mais identificados nos surtos nacionais (Brasil, 2024).

As cepas desta bactéria são produtoras de toxinas

denominadas de enterotoxinas estafilocócicas, e quando ingeridas podem ocasionar quadros clínicos de diarreia e vômito (Nascimento, 2017). Além disso, outras espécies deste gênero, o *Staphylococcus* spp., conhecidas como estafilococos coagulase negativa (ECN) têm emergido como importantes agentes de DTHA (Santos *et al.*, 2024).

Por isso, vários pratos prontos para consumo estão sujeitos à contaminação por esta bactéria, e o grupo do pescado está entre os alimentos mais envolvidos, principalmente por apresentar ponto de cozimento rápido, e ainda, por ser passível de contaminação cruzada. Logo, as formas de prevenção e controle devem ser realizadas por meio da manutenção das boas práticas de manipulação e higiene durante o beneficiamento e preparo dos alimentos, como também, da conservação e armazenamento adequado das matérias-primas e dos alimentos prontos para consumo (Coutinho; Calixto, 2018).

Dessa forma, à falta de higiene e das boas práticas durante a manipulação e o preparo de alimentos é um agravante que pode levar a novos casos de contaminação de alimentos, principalmente pela principal fonte de contaminação desta bactéria ser de origem humana (Silva Junior, 2008). Uma vez que a contaminação por *Staphylococcus* spp. se dá através das mãos e antebraços não higienizados antes da manipulação (Oliveira; Marques, 2012). Assim, a sintomatologia decorrente da intoxicação estafilocócica ocorre logo após a ingestão, pois as toxinas são produzidas no próprio alimento, causando um quadro clínico de intoxicação alimentar, caracterizado por vômitos, náuseas e muito raramente com a presença de diarreia. Em vista disso, o período de incubação é normalmente curto, podendo ser de uma a seis horas (Silva Junior, 2008).

Vibrio spp.

As bactérias do gênero *Vibrio* spp., pertencente à família Vibrionaceae, que tem como *habitat* o ambiente marinho e estuarino, apresentam forma de bastonetes curtos e levemente curvos, e são gram-negativas, possuem mobilidade por meio de um flagelo polar, e algumas cepas podem ser oportunistas causar gastroenterite em seres humanos (Coutinho, 2022). Estas bactérias são, em sua maioria, halofílicas e por esse motivo são comumente encontradas na água e no sedimento de ambientes estuarinos e marinhos, sendo desta forma microrganismos muito relevantes na aquicultura (Coutinho, 2022). Contudo, as bactérias pertencentes ao gênero *Vibrio* spp., em número adequado, podem não ser nocivas e compor a microbiota intestinal de camarões sadios (Rebouças *et al.*, 2017).

No entanto, dentre as espécies pertencentes a esse gênero, estão cepas virulentas de *Vibrio parahaemolyticus* (Luangtrakul *et al.*, 2021). O *V. parahaemolyticus* que vem ganhando grande destaque como patógeno emergente, e por ser um contaminante natural das águas marinhas, o pescado faz parte do grupo dos alimentos mais relacionados com esta contaminação, principalmente quando são consumidos crus ou mal cozidos (Coutinho; Calixto, 2018). O quadro clínico característico das vibrioses em humanos está associado a cólica, febre, diarreia profusa e desidratação. O período de incubação pode variar de 12 a 18 horas. As melhores maneiras de prevenção e controle se traduzem na lavagem do pescado com água tratada e hiperclorada, além da manutenção das boas práticas e higiene durante a manipulação e o processamento do pescado, como também evitar o

consumo destes alimentos cru ou mal cozidos (Silva Junior, 2008).

O pescado como um alimento seguro

Ultimamente, a abordagem da Saúde Única vem ganhando cada vez mais espaço a nível mundial por se tratar de uma ferramenta fundamental e que assume grande relevância no cenário atual. Nessa perspectiva, diferentes atores institucionais unem esforços, de modo integrado, para implementar a integração entre saúde humana, animal e ambiental (Brasil, 2021).

Nesse sentido, a Saúde Única visa não só integrar e unificar, mas o equilíbrio e a otimização sustentável da saúde humana, animal e ambiental, ao reconhecer que elas estão interligadas e são interdependentes. Dessa forma, esta abordagem compreende a mobilização entre os múltiplos setores e comunidades que compõem os diferentes estratos sociais para realizarem conjuntamente a promoção do bem-estar e o combate às ameaças à saúde e aos ecossistemas, e simultaneamente atender várias demandas sociais como a necessidade de alimentos seguros e nutritivos, entre outras (OHHLEP, 2022).

Dito isso, diante da necessidade da população por alimentos seguros e que promovam a saúde, alimentos como o pescado, que possuem como características a alta perecibilidade, necessitam de atenção redobrada, notadamente, no que tange a conservação, uma vez que desvios resultantes do emprego errôneo nos métodos de conservação e emprego de técnicas de processamentos podem trazer inúmeros prejuízos financeiros ao setor produtivo da aquicultura e consequente danos à saúde

do consumidor (Mello; Seixas Filho; Cribb, 2018).

A contaminação pós-captura pode ocorrer nas seguintes circunstâncias: nos porões dos barcos pesqueiros sem condições de higiene; durante o trajeto para o porto, em contato com gelo produzido a partir de água de má qualidade; no cais do entreposto quando lavado com água proveniente dos canais contaminados com matéria orgânica; nos caminhões mal refrigerados durante o transporte do porto para as fábricas ou armazéns distribuidores e, em toda a malha de distribuição até alcançar o comércio varejista ou o domicílio do consumidor. Em todas essas etapas a refrigeração é de fundamental importância para a conservação do pescado, ao lado da higiene das instalações e qualidade da água (Santiago *et al.*, 2013).

Visando manter a qualidade desejada na indústria até chegar à mesa dos consumidores, o controle da qualidade do pescado e de produtos comestíveis à base deste, deve ser observado em todas as fases da cadeia produtiva, bem como devem ser seguidas as normas e as recomendações dos órgãos competentes para garantir a inocuidade destes produtos (Mello; Seixas Filho; Cribb, 2018). Desse modo, faz-se extremamente necessária a adoção de ações higiênico-sanitárias ao longo de toda a cadeia produtiva, desde a captura até a comercialização dos produtos prontos para o consumo (Duarte *et al.*, 2022).

O *Codex Alimentarius* (2013) conceituou a segurança dos alimentos como a área responsável pela garantia de que o alimento não causará danos ao consumidor quando preparado e/ou consumido de acordo com o uso pretendido, sendo este um ponto que assume relevância indispensável para a manutenção da segurança alimentar

e Saúde Única. No entanto, a contaminação do pescado pode ocorrer pelo mais amplo e variado grupo de microrganismos, como também de outras formas, tais como por resíduos de produtos químicos, e ainda, águas contaminadas ou poluídas dos estuários e das bacias pesqueiras (Santiago *et al.*, 2013).

Salienta-se que várias espécies que compõem o grupo pescado podem veicular diversos patógenos ao homem pelo consumo de alimentos contaminados. Dessa forma, as infecções bacterianas são consideradas as principais doenças mais recorrentes associadas ao consumo de pescados. Os gêneros bacterianos que apresentam maior importância nessa veiculação são: *Staphylococcus* spp., *Pseudomonas* spp., *Aeromonas* spp., *Vibrio* spp., *Escherichia* spp., *Salmonella* spp. e *Klebsiella* spp. Na maioria dos casos, as infecções dos pescados ocorrem de maneira assintomática. No entanto, em idosos, crianças e pessoas imunossuprimidas, apresentam maior risco de desenvolver bacterioses ou complicações dessas patologias (Aragão; Trajano, 2022).

Dentre os contaminantes químicos que apresentam maior relevância no pescado, estão as biotoxinas marinhas, metais pesados, resíduos de fármacos, pesticidas, dioxinas, micotoxinas, estanho, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, toxinas de origem bacteriana e histamina (Cruz; Rocha; Mateus, 2015). Dessa maneira, para a manutenção da qualidade do pescado são necessárias a realização de procedimentos higiênicos e atenção em relação ao binômio: tempo e temperatura. O tempo se faz imprescindível quanto a rapidez com que se desencadeiam as reações autolíticas e/ou microbianas, que se relacionam com as condições de higiene das embarcações, processamento e manipulação,

aliados à refrigeração adequada são fatores associados ao retardamento das reações de deterioração do produto (Santiago *et al.*, 2013).

As DTHA trata-se de uma síndrome, geralmente, constituída de anorexia, náuseas, vômitos e/ou diarreia, acompanhada ou não de febre, relacionada à ingestão de alimentos ou água contaminados. Os principais sintomas são digestivos, mas também não são as únicas formas de manifestação, podendo ocorrer afecções extraintestinais em diferentes órgãos, como rins, fígado, sistema nervoso central, dentre outros (Brasil, 2024).

A maioria dos surtos diarreicos têm sido relacionados à ingestão de alimentos em boas condições sensoriais. Isso é possível porque a dose infectante de patógenos no alimento, geralmente, é menor do que a quantidade de microrganismos que é necessária para deteriorar um alimento. Em meio a isso, aumenta a dificuldade de rastreio dos alimentos causadores de surtos, já que os consumidores afetados dificilmente conseguem identificar os alimentos fonte da contaminação e causador da DTHA (Santiago *et al.*, 2013).

Nesse sentido, devem ser tomadas medidas imprescindíveis para manter a boa qualidade higiênico-sanitária do pescado. Os principais cuidados giram em torno da seleção da matéria-prima; manutenção da higiene adequada de utensílios e equipamentos; uso de água potável; tratamento adequado do lixo e do esgoto, adoção de medidas de controle de qualidade; identificação e afastamento dos portadores assintomáticos da área de produção; e adoção de técnicas de armazenamento e transporte adequados à conservação do produto pelo frio, bem como implementação das boas práticas de manipulação ou fabricação de alimentos, e do sistema de

Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC), de acordo com a finalidade do estabelecimento.

Para que o pescado seja ofertado de modo seguro ao consumidor, faz-se necessário a adoção e manutenção de procedimentos que priorizem as práticas higiênicas, a conservação do produto pela cadeia do frio e o controle de qualidade do alimento, desde a captura até o consumo, visando minimizar a contaminação microbiológica e retardar a deterioração, para prevenir a veiculação de patógenos pelo consumo de pescado contaminado e para que este atenda aos padrões de qualidade estabelecidos nas normas vigentes.

CONCLUSÃO

A qualidade sanitária do pescado assume grande importância para a segurança alimentar, uma vez que a oferta de alimentos seguros para a população representa notória relevância para o sucesso da cadeia produtiva desse alimento e para o crescimento econômico e social do setor. Em vista disso, a continuidade de pesquisas com essa temática, juntamente com a realização de análises de controle de qualidade dos produtos oriundos da pesca são indispensáveis para manter a segurança desses alimentos.

REFERÊNCIAS

ARAGÃO, B. B.; TRAJANO, S. C. Principais bactérias patogênicas veiculadas por pescado e derivados. In: **Ciência e tecnologia de alimentos: pesquisa e práticas contemporâneas.** Ponta Grossa: Editora Científica Digital, v. 3, 2022.

BRASIL. **Relatório nacional brasileiro: Cúpula Mundial da Alimentação.** Brasília, DF: Ministério das Relações Exteriores, 1998. 66 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes [...]. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Boletim Epidemiológico: Dia Mundial da Saúde Única – 3 de novembro.** *Boletim Epidemiológico*, Brasília, v. 52, n. 40, 9 nov. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Instrução Normativa n.º 161, de 1º de julho de 2022.** Estabelece os padrões microbiológicos dos alimentos. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2022. Disponível em: https://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2718376/IN_161_2022_.pdf/b08d70cb-add6-47e3-a5d3-fa317c2d54b2. Acesso em: 17 nov. 2024.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Surtos de doenças de transmissão hídrica e alimentar: informe 2024.** Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/saude/pt-br/assuntos/saude-de-a-a-z/d/dtha/publicacoes/surtos-de-doencas-de-transmissao-hidrica-e-alimentar-no-brasil-informe-2024. Acesso em: 18 nov. 2024.

CHAGAS, L. A. **Análise microbiológica de camarões secos em feira livre de São Luís-MA.** *Estudos Avançados sobre Saúde e Natureza*, v. 15, 2023.

CODEX ALIMENTARIUS. **Código internacional de práticas recomendadas: princípios gerais de higiene dos alimentos.** 2. ed. v. 1. Roma: Codex Alimentarius, 2013.

CORDEIRO, P. H. **Aquicultura no Brasil: análise da evolução do setor entre os anos de 2013 a 2023.** *ARACÊ*, v. 7, n. 7, p. 37184–37208, 2025.

COSTA, M. C.; SANTANA, F. M. S. **Aproveitamento integral do camarão-cinza *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) na elaboração de produtos para o consumo humano.** *Natural Resources*, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2022.

COUTINHO, C. E. R.; CALIXTO, F. A. A. Perigos e doenças veiculados por alimentos. In: CRIBB, A. Y.; SEIXAS FILHO, J. T.; MELLO, S. C. R. P. (ed.). **Manual técnico de manipulação e conservação de pescado.** Brasília, DF: Embrapa, 2018.

COUTINHO, M. I. B. **Triagem de genes *PirVP* em bactérias do gênero *Vibrio* isolados de estuários com atividade de carcinicultura no estado do Ceará.** 2022. 44 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

CRUZ, A. R.; MATEUS, T. L.; ROCHA, H. **Perigos alimentares no pescado: os perigos químicos.** *Tecnoalimentar: Revista da Indústria Alimentar*, n. 3, 2015.

FAO. **Good practices for the feed industry: implementing the Codex Alimentarius Code of Practice on Good Animal Feeding.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010. 81 p. (FAO Animal Production and Health Manual, n. 9).

FAO. **FishStatJ: aquaculture production – global aquaculture production (quantity).** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2023. Disponível em: https://www.fao.org/fishery/statisticsquery/en/aquaculture. Acesso em: 15 nov. 2024.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: sustainability in action.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos.** 1. ed. São Paulo: Atheneu, 2003.

FRANCO, B. D. G. M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos.** 2. ed. Rio de Janeiro: Atheneu, 2023.

LINK, D. T. **Qualidade microbiológica e perfil de resistência antimicrobiana de isolados de *Escherichia coli* de camarões comercializados em feiras livres na região da Grande Vitória, Espírito Santo.** 2023. Tese (Doutorado em Ciência Animal) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Universidade Vila Velha, Vila Velha, 2023.

LUANGTRAKUL, W. *et al.* **Cytotoxicity of *Vibrio parahaemolyticus* AHPND toxin on shrimp hemocytes, a newly identified target tissue, involves binding of toxin to aminopeptidase N1 receptor.** *PLoS Pathogens*, v. 17, n. 3, e1009463, 2021.

MELLO, S. C. R. P.; SEIXAS FILHO, J. T.; CRIBB, A. Y. O pescado como alimento. In: CRIBB, A. Y.; SEIXAS FILHO, J. T.; MELLO, S. C. R. P. (ed.). **Manual técnico de manipulação e conservação de pescado.** Brasília, DF: Embrapa, 2018.

MONTE, M. I. L. **Avaliação da segurança do atum fresco em sashimi de *take away*: detecção de parasitas, nitratos e nitritos.** 2022. Dissertação (Mestrado em Segurança Alimentar) – Faculdade de Farmácia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2022.

MUNEKATA, O. E. S. *et al.* **The role of essential oils against pathogenic *Escherichia coli* in food products.** *Microorganisms*, v. 8, n. 6, art. 924, 2020.

NASCIMENTO, P. L.; MARTINEZ, J. O. **Detection of *mecA* and *seh* genes from *Staphylococcus* sp. isolated from samples of food, surfaces and utensils of an industrial kitchen in Rio de Janeiro.** *Demetra: Food, Nutrition & Health*, v. 12, n. 2, p. 483–492, 2017.

OLIVEIRA, T. W. N.; MARQUES, L. F. **Avaliação das condições higiênico-sanitárias no preparo de sushi e sashimi de um estabelecimento comercial.** *Revista Semiárido de Visu*, v. 2, n. 1, p. 194–201, 2012.

ONE HEALTH HIGH-LEVEL EXPERT PANEL (OHHLEP) *et al.* **One Health: a new definition for a sustainable and healthy future.** *PLoS Pathogens*, v. 18, n. 6, e1010537, 2022.

ONU. **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável.** [S. l.]: Organização das Nações Unidas, 2015. Disponível em: https://brasil.un.org/sites/default/files/2020-09/agenda2030-pt-br.pdf. Acesso em: 17 maio 2025.

REBOUÇAS, R. H. *et al.* **Vibrio spp. como patógenos na carcinicultura: alternativas de controle.** *Arquivos de Ciências do Mar*, Fortaleza, v. 50, n. 1, p. 163–173, 2017.

SALAS, R. G.; DEL RÍO, M. M. V.; CONCEPCIÓN, I. P. **Uso intensivo de antibióticos profilácticos en la acuicultura: un problema creciente para la salud humana y animal.** *Universidad y Sociedad*, Cienfuegos, v. 13, n. esp. 2, p. 204–210, 2021.

SANTOS, [incluir os demais autores conforme a publicação]. **Avaliação do perfil de virulência de estafilococos coagulase-negativos isolados de alimentos proteicos em São Luís-MA.** *Revista Interfaces: Saúde, Humanas e Tecnologia*, Juazeiro do Norte, v. 12, n. 1, p. 3336–3346, 2024.

SCHEUTZ, F. *et al.* **Multicenter evaluation of a sequence-based protocol for subtyping Shiga toxins and standardizing Stx nomenclature.** *Journal of Clinical Microbiology*, Washington, DC, v. 50, n. 9, p. 2951–2963, 2012.

SILVA, N. *et al.* **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água.** 5. ed. São Paulo: Blucher, 2017. Disponível em: https://storage.blucher.com.br/book/pdf_preview/9788521212256-amostra.pdf. Acesso em: 18 nov. 2024.

SILVA, J. F. M.; FEITOSA, A. C.; RODRIGUES, R. M. **Staphylococcus aureus em alimentos.** *Desafios: Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins*, Palmas, v. 4, n. 4, p. 15–31, 2017.

SILVA JUNIOR, E. A. **Manual de controle higiênico-sanitário em serviços de alimentação.** 6. ed. atual. São Paulo: Varela, 2008. 693 p.

CAP. 3

Perfil de piscicultores da região sudoeste maranhense, Brasil

Isabela Silva de Oliveira
Jaciara Melo dos Santos
Thiago Machado da Silva Acioly
Diego Carvalho Viana

Isabela Silva de Oliveira

Graduada em Engenharia Agronômica. Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão, UEMASUL

Diego Carvalho Viana

Doutor em Anatomia dos Animais Domésticos e Silvestres. Universidade de São Paulo, USP.
E-mail: diego_carvalho_@hotmail.com

Jaciara Melo dos Santos

Mestra em Ciência Animal. Universidade Federal de Alagoas, UFAL.

Thiago Machado da Silva Acioly

Doutor em Ciências Animais. Universidade Estadual do Maranhão, UEMA.
E-mail: tmsacioly@gmail.com

PERFIL DE PISCICULTORES DA REGIÃO SUDOESTE MARANHENSE, BRASIL

Resumo: Segundo a Associação Brasileira de piscicultura, a produção aquícola no Brasil, aumentou consideravelmente, destacando – se as regiões Norte e Nordeste do país. Nos últimos anos, o Estado do Maranhão tem sido destaque no cultivo de peixes de água doce. Assim, levando em consideração esse destaque, o objetivo do trabalho foi traçar o perfil de piscicultores da Região Tocantina do Maranhão. Portanto, foi realizado um levantamento em 2022, sobre 20 áreas individuais de produção de peixes. Os produtores relataram que não há grande variedade no momento da compra de recursos essenciais para piscicultura (como alevinos e rações comerciais) na região maranhense. Foi relatado por 100% dos produtores entrevistados que a falta de assistência técnica especializada em piscicultura é o principal entrave da produção, impossibilitando o investimento em espécies exóticas além da tilápia e da panga nessa região. Dessa forma, é nítido uma grande carência de técnica acessível e barata para os proprietários de pequeno porte.

Palavras-Chave: Aquicultura; Pesca; *Colossoma macropomum;* Peixes nativos.

PROFILE OF FISH FARMERS IN THE SOUTHWEST REGION OF MARANHÃO, BRAZIL

Abstract: According to the Brazilian Association of Fish Farming, aquaculture production in Brazil has increased considerably, with the North and Northeast regions of the country standing out. In recent years, the State of Maranhão has been prominent in the cultivation of freshwater fish. Thus, taking this prominence into account, the objective of the study was to outline the profile of fish farmers in the Tocantina Region of Maranhão. Therefore, a survey was conducted in 2022 on 20 individual fish production areas. The producers reported that there is not a wide variety when purchasing essential resources for fish farming (such as fingerlings and commercial feed) in the Maranhão region. It was reported by 100% of the interviewed producers that the lack of specialized technical assistance in fish farming is the main obstacle to production, preventing investment in exotic species beyond tilapia and pangasius in this region. In this way, there is a clear lack of accessible and affordable technical support for small-scale owners.

Keywords: Aquaculture; Fishing; Colossoma macropomum; Native fish.

INTRODUÇÃO

O território brasileiro é o quinto maior do mundo com 8.516.000 km² e, além de um litoral de aproximadamente 8.500 quilômetros, possui as maiores reservas de água doce (12%) do planeta. Essas riquezas naturais oferecem grande potencial para o país desenvolver atividades econômicas como a aquicultura e o turismo. A produção mundial de pescado atingiu 162 milhões de toneladas em 2021, sendo 92 milhões de toneladas provenientes da aquicultura (Ximenes,2021).

A produção aquícola brasileira cresceu nos últimos anos, atingindo uma quantidade de 578.000 toneladas (2014) a 860.355 toneladas (2022), saltando em 38,7%, de acordo com os dados da Associação Brasileira de Piscicultura (Peixe Br, 2021). Além disso, de acordo com o relatório SOFIA (Situação Mundial da Pesca e Aquicultura), esta produção deverá manter um crescimento de 104% até 2025, principalmente devido ao desenvolvimento da aquicultura de águas interiores (Fao, 2018).

Há um elevado consumo de pescado nas regiões Norte e Nordeste, influenciado pela produção comparativamente elevada nessas regiões. Este fato se deve ao aumento substancial da atividade e às características favoráveis de cada região (Viana *et al.*, 2022, p. 1-16). Entretanto, informações produtivas dos piscicultores da Região Tocantina do Maranhão são pouco relatadas na literatura científica.

Diferentes questões têm limitado o crescimento da indústria pesqueira no Brasil, uma delas, por exemplo, é o tempo que a maioria dos peixes cultivados leva para atingir uma escala comercial economicamente viável (Vélez *et al.*, 2017, p. 1-16), já que diversos peixes possuem

características técnicas comerciáveis diferentes, algo a se pensar principalmente em policultivo. O conhecimento de ponta dos sistemas regulatórios relacionados ao controle de crescimento melhorou bastante, mas ainda são necessários esforços para traduzir informações básicas em aplicações práticas ao piscicultor.

Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi traçar o perfil de piscicultores em 10 municípios do Sudeste do Maranhão, através de um questionário, observação in loco e registros fotográficos, para enfim caracterizar o sistema de produção predominante.

METODOLOGIA

Esse trabalho foi direcionado a proprietários de pequeno porte de pisciculturas individuais presentes na região Sudoeste do Maranhão, onde aplicado um questionário (Figura 1). Ele abrangeu os seguintes aspectos: município onde está a produção, escolaridade do proprietário, atividade principal da área, tipo de mão de obra usada, finalidade da produção, espécie de peixes cultivados, local de origem dos alevinos, tipo de cultivos, uso de sistemas de criação e o uso de assistência técnica.

Também foram realizadas observações in loco, anotações no aparelho celular do autor com o uso do programa Excel versão 2021, contatos via WhatsApp (para os proprietários que não se encontraram no local da visita) e registros fotográficos. Foram entrevistados 20 produtores no período de junho de 2022 a agosto de 2022.

Figura 1 – Questionário utilizado na abordagem com os piscicultores

QUESTIONÁRIO CARACTERÍSTICO E SOCIOECONOMICO

EXEMPLARES DE PROJETOS DE PISCICULTURA EXISTENTES NA REGIÃO SUDESTE DO MARANHÃO

1. Cidade localizada:_____

2. Coordenadas geográficas:_____

3. Tipo de Sistema Instalado: ( ) Extensivo ( ) Intensivo ( ) Semi-Intensivo

4. Tipo de Abastecimento da água: ( ) Captação ( ) Derivação ( ) Interceptação

5. Tipo de imóvel: ( ) Próprio ( ) Arrendado ( ) Terreno

6.Quantidade de trabalhadores (diretos e indiretos):

7. Tipo de mão de obra empregada: ( ) Familiar ( ) Contratada ( ) Temporária

8. Qual a finalidade da produção?

( ) Consumo Próprio ( ) Comercialização

( ) Iscas Vivas, Pesque Pague ( ) Pesquisas Cientificas ( ) Outra

9. O projeto é beneficiado com algum tipo de assistência técnica?

( ) Sim, Regular ( ) Sim, Esporadicamente ( ) Não Possui

10. Nível de escolaridade:_____

11. É a sua atividade principal na área?_____

12. Quais as espécies cultivadas no seu projeto?_____

13. Onde adquire os alevinos?_____

14. O que utiliza para a alimentação dos peixes?

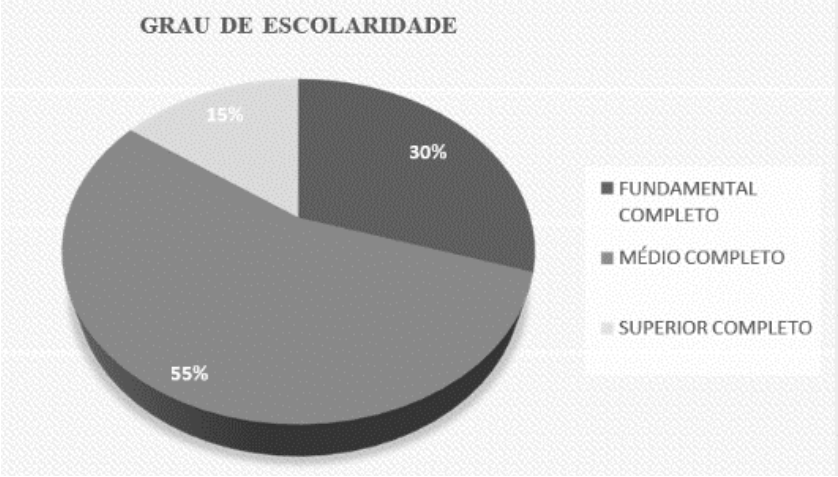
( ) Ração Comercial ( ) Ração Caseira ( ) Comercial-caseira

Fonte: Os autores (2022).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Todos os proprietários entrevistados são do sexo masculino, e sua grande maioria possuí outros meios de sustento, como trabalho formal e informal. Do total de entrevistados, poucos dos proprietários possuem Ensino Médio Completo, totalizando 30% (Figura 2). No Amazonas foi registrado um diferente perfil de piscicultores, onde a maioria apresentava o ensino médio completo (Lima, 2018), mostrando a diferença de ensino entres as regiões do Brasil.

Figura 2 - Dados referentes a frequência (%) e valor inteiro do grau de escolaridade dos proprietários



Fonte: Os autores (2022).

Referente a mão-de-obra (Figura 3) usada nas atividades dentro das propriedades, ela é dividida em três categorias: familiar, contratada e temporária. A mão-de-obra de 60% das propriedades é familiar, pois são meios de subsistência, apenas 5% dos piscicultores entrevistados cultivam peixes como uma forma de *hobbie*, além do objetivo de comercialização ou consumo próprio, para o proprietário, como uma forma de conquista pessoal. Os familiares também formam empregados da residência (fora os contratados), no ramo de pesque-pague e turismo. De acordo com a entrevista, todos os 20 projetos de pisciculturas empregam cerca de 2 a 5 empregados, seja direta ou indiretamente, em cada propriedade.

Figura 3 - Dados referentes a porcentagem (%) de mão-de-obra presente nas áreas de piscicultura da Região Sudoeste Maranhese



Fonte: Os autores (2022).

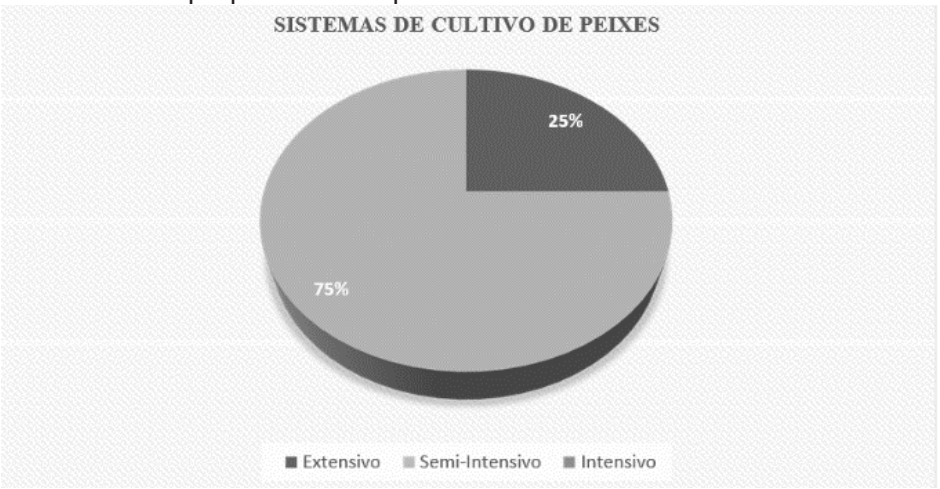
Todos os entrevistados responderam ao questionário afirmando que seus imóveis são próprios, percebe-se que os locais podem ser representados pela definição de chácara, são pequenas propriedades rurais, com casa de moradia, cultivo de frutas e legumes e criação de animais para venda. Atualmente, as chácaras tornaram-se também, um local destinado a recreação e lazer durante fins de semana, mas nestas propriedades, a piscicultura se tornou uma grande finalidade, seja por retorno financeiro, diversificação de culturas, gostar da atividade, incentivo próprio, família, entre outras motivações.

Dentre as atividades realizadas nas áreas de cultivos de peixes pelos proprietários, a piscicultura convencional é a mais praticada. A atividade secundária é a agricultura, para consumo pessoal, como frutíferas, hortaliças e criação de aves para abate. Verificou-se que a maioria das instalações aquícolas são de sistema semi-intensivo

(75%) (Figura 4), pois é desenvolvido por produtores que não se dispõe de muitos recursos financeiros, fazendo o aproveitamento de pequenas áreas alagadas, como açudes, viveiros, tanques escavados e tanques-rede em sua propriedade.

Todos os proprietários que responderam o questionário que utiliza o sistema semi-intensivo faz uso de ração comercial balanceada, com preocupação para cada estágio de desenvolvimento dos peixes (desde os alevinos a fase adulta), há também uma preocupação com água, com a cor, entre outras preocupações; a outra pequena parcela faz uso de açudes existentes na propriedade oriundas de rios, riachos e lagoas próximas do local. Apenas um (1) entrevistado fez uso de tanques de alvenaria, apenas destinado a criação de alevinos, o restante dos entrevistados adquire os alevinos por compra.

Figura 4 - Sistemas de cultivo presentes em totalidade nas propriedades de piscicultura dos entrevistados



Fonte: Os autores (2022).

No desenvolvimento aquícola, os cultivos do tipo intensivo e semi-intensivo recebem mais atenção no quesito "qualidade de água", além de um maior gasto a ser investido (Albuquerque, 2019), pois no regime extensivo, as espécies cultivadas dependem, geralmente, de alimentação natural, a densidade de confinamento é média ou baixa, variando de acordo com os peixes utilizados, assim, os índices de produtividade são baixos, e comumente não há preocupação com o controle da qualidade de água. Já no sistema semi-intensivo a densidade de cultivo é mais elevada que no sistema extensivo, há o controle da água pelo criador e há a oferta de alimento artificial aos peixes.

Todos os entrevistados realizam o cultivo para fins de engorda e abate, para alimentação própria (100%), porém 90% além do cultivo para consumo próprio, também tem finalidade de comercialização. E apenas 2 (10%) dos 20 entrevistados não comercializam os peixes cultivados, tendo outra forma de renda própria.

A principal finalidade das produções é o comércio (80%), seguido da subsistência- comércio, e por fim, apenas subsistência. Por meio dos questionários, percebeu-se que a alta demanda de mercado, favorece a permanência na atividade, pois, normalmente a demanda é maior do que a oferta de produto ao longo do ano na região.

A compra dos alevinos afirmada por todos os produtores é realizada no Estado do Maranhão, compradas em cidades metropolitanas como Imperatriz, Estreito e Davinópolis. A ração comercial balanceada foi utilizada em todos os projetos entrevistados, grande parte dos produtores não informaram onde compraram, mas os produtores localizados nos municípios de

Açailândia, Davinópolis e João Lisboa indicaram duas lojas de vendas de produtos para piscicultura localizada em Imperatriz – Maranhão, Brasil.

As espécies identificadas na pesquisa sendo cultivadas na região foram: caranha (*Piaractus brachypomus*); curimbatá (*Prochilodus lineatus*); panga (*Pangasius bocourti*); pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*); pirarucu (*Arapaima gigas*); tambacu (híbrido de fêmea de tambaqui x macho do pacu); tambatinga (híbrido de fêmea de tambaqui x macho de pirapitinga/ caranha); tambaqui (*Colossoma macropomum*); tilápia (*Oreochromis* sp.) e tucunaré (*Cichla ocellaris*) (Quadro 1). De acordo com Souza *et al.* (2022, p. 1-8), os peixes nativos no estado do Maranhão apresentaram crescimento na produção, com aumento de 5,95% no ano de 2020, confirmando a característica piscicultura maranhense e a aceitabilidade dos peixes nativos no mercado interno do estado e também nos estados que faz fronteira, com destaque para o tambaqui e seus híbridos. Barbosa *et al.* (2020, 1-7) também em sua pesquisa para a mesma área pesquisada na região Tocantina observou o tambaqui como a espécie mais produzida. Já a tilápia, o símbolo nacional da piscicultura, esteve presente apenas em 5 propriedades entrevistadas, por questões culturais de consumo, baixo nível técnico dos sistemas de produção e baixo número de processamentos do pescado.

As espécies produzidas por pequenos produtores são comercializadas com forte apelo social, pois os consumidores acreditam que há diferenças positivas nos produtos de produção familiar e com baixo poder aquisitivo (Santana, 2022). O crescimento da piscicultura no estado do Maranhão é maior entre os estados brasileiros, condicionados a ocupar um lugar maior no

cenário nacional, porque o estado tem clima favorável e os recursos hídricos são abundantes. Outro aspecto positivo das atividades do Maranhão é a diversidade de espécies cultivadas, principalmente peixes nativos. Mesmo a Tilápia sendo a espécie mais cultivada no país inteiro, dentre os entrevistados o peixe Tambaqui foi o grande protagonista (Figura 5).

Quadro 1 - Dados referentes a porcentagem (%) de espécimes de peixes encontradas nas vintes áreas de produção de piscicultura

ESPÉCIMES	PORCENTAGEM
ALEVINOS	5%
CARANHA (*Piaractus brachypomus*)	5%
CURIMBATÁ (*Prochildus lineatus*)	2%
PANGA (*Pangasius bocourti*)	4%
PINTADO (*Pseudoplatystoma corruscans*)	7%
PIRARUCU (*Arapaima gigas*)	11%
TAMBACU (hibrido tambaqui x pacu)	13%
TAMBATINGA (hibrido tambaqui x caranha)	13%
TAMBAQUI (*Colossoma macropomum*)	22%
TILÁPIA (*Oreochromis sp.*)	7%
TUCUNARÉ (*Cichla ocellaris*)	7%

Fonte: Os autores (2022).

Figura 5 - Peixe da espécie Tambaqui (*Colossoma macropomum*) pescado por cliente que utiliza das práticas de pesque-pague em tanque escavado, em Açailândia – MA. (Vale dos Peixes, 2022)



Fonte: Os autores (2022).

O principal sistema de aquicultura é semi-intensivo, mesmo tendo um investimento mais caro que o sistema extensivo (Figura 6), os pequenos produtores se preocupam com a alimentação e a água utilizada pelos peixes. Todavia, utilizam de assistência técnica apenas esporadicamente, onde a procura por um especialista só acontece quando há problemas com a bomba de captação, inserção de outra espécie de peixe, aumento da produtividade e maior qualidade de produtos, porém todos os proprietários mantêm o contato de lojas especializadas na cidade para resolver dúvidas.

Figura 6 - Pequeno viveiro com sistema extensivo para criação de Tambaqui (Colossoma macropomum) em Davinópolis-MA



Fonte: Os autores (2022).

A aquisição de alevinos em sua totalidade é feita no Estado do Maranhão, mas há indícios de que existem pouquíssimos produtores de alevinos na região, o que resulta em todos os produtores adquirirem os alevinos nos mesmos lugares. Assim como acontece com as rações comerciais, são dois recursos bem limitados no estado, de acordo com o diálogo com os proprietários entrevistados.

CONCLUSÃO

A região apresenta grande carência de assistência técnica acessível e barata, o que pode resultar em dificuldades no desenvolvimento adequado dos animais, no alcance das metas de produção e até mesmo em questões sanitárias. Os proprietários não buscam assistência técnica regularmente, apenas quando surgem problemas identificáveis visualmente nos tanques, como plantas daninhas, odor e cor diferente. Assim, é preciso adotar programas de prevenção e controle para manter doenças longe dos cultivos. Percebe-se um aumento na demanda por pescado no mercado consumidor brasileiro, bem como o desenvolvimento e utilização de novas tecnologias e a expansão da indústria, a tendência de produção em sistema extensivo vem deixando de existir, sendo gradativamente substituída pela produção semi-intensiva.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, L. F. G. **Desempenho zootécnico e econômico do cultivo de *Penaeus vannamei* usando o sistema Aquamimicry.** 2019. 75 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

BARBOSA, L. A.; VIANA, D. C.; QUEIROZ, C. **Characterization of artisanal fishing and commercialization of fish in open air markets.** *Revista Eletrônica Científico Ensino Interdisciplinar*, v. 6, n. 19, p. 1–7, 2020.

FAO. **Novo relatório da FAO aponta que produção da pesca e aquicultura no Brasil deve crescer mais de 100% até 2025.** Disponível em: http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/pt/c/423722/. Acesso em: 20 jul. 2023.

LIMA, C. A. S. **Caracterização e diagnóstico do perfil socioeconômico da piscicultura no estado do Amazonas.** 2018. 237 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2018.

PEIXE BR. **Anuário Peixe BR da Piscicultura 2021.** São Paulo: Associação Brasileira da Piscicultura (Peixe BR), 2021. 71 p.

SANTANA, A. C. **Agronegócio na perspectiva do crescimento econômico com inclusão social e sustentabilidade ambiental na Amazônia.** Piracanjuba, GO: Editora Conhecimento Livre, 2022. 109 p.

SOUZA, A. C. F.; GUIMARÃES, E. C.; SANTOS, J. P.; COSTA, F. N.; VIANA, D. C. **Piscicultura no estado do Maranhão: perspectivas para aceleração da produção de peixes nativos.** *Scientia Plena*, v. 18, n. 2, p. 1–8, 2022.

VIANA, D. C.; SÁ, H. A.; COSTA, J. C. L.; BARBOSA, L. A. **Cadeia produtiva da piscicultura no estado do Maranhão.** *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 44, e39, p. 1–16, 2022.

VÉLEZ, E. J.; LUTFI, E.; AZIZI, S. H.; PERELLÓ, M.; SALMERÓN, C.; RIERA-CODINA, M.; IBARZ, A.; FERNÁNDEZ-BORRÀS, J.; BLASCO, J.; CAPILLA, E.; NAVARRO, I.; GUTIÉRREZ, J. **Understanding fish muscle growth regulation to optimize aquaculture production.** *Aquaculture*, Amsterdam, v. 467, p. 28–40, 2017.

XIMENES, L. F. **Produção de pescado no Brasil e no Nordeste brasileiro.** *Caderno Setorial ETENE*, Fortaleza, ano 6, n. 150, p. 1–16, 2021.

CAP. 4

Evaluación de la diversidad de peces, macroinvertebrados acuaticos y parásitos de un cuerpo de agua de la facultad de ciencias biologicas - universidad nacional de la amazonia peruana, Loreto – Perú

Franchesca Brissette Lopez Torres
Darly Francesca Alvarado Dall-orzo
Mishell Alvarez Tafur
Angélica Dávila Pizango

Franchesca Brissette Lopez Torres

Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, UNAP.
E-mail: franchescabrissettelopez@gmail.com

Darly Francesca Alvarado Dall-orzo

Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, UNAP
E-mail: francesdallorzo11@gmail.com

Frixy Mishell Alvarez Tafur

Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, UNAP.
E-mail: alvarezmishell0725@gmail.com

Hilmer Angélica Dávila Pizango

Mestranda em Ciência Animal. Universidade Estadual do Maranhão, UEMA
E-mail: angelicadavila1606@gmail.com

EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE PECES, MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS Y PARÁSITOS DE UN CUERPO DE AGUA DE LA FACULTAD DE CIENCIAS BIOLOGICAS - UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA AMAZONIA PERUANA, LORETO – PERÚ

Resumen: El presente estudio evaluó la diversidad de peces, macroinvertebrados acuáticos y parásitos en un cuerpo de agua léntico ubicado en la Facultad de Ciencias Biológicas (FCB) de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana (UNAP), en Iquitos, Loreto, Perú. Los ecosistemas acuáticos amazónicos albergan una notable biodiversidad que refleja el estado ecológico y la calidad ambiental del agua. Se registraron 9 especies de peces distribuidas en 4 órdenes taxonómicos (Characiformes, Gymnotiformes, Cichliformes y Synbranchiformes) y 8 familias. En cuanto a los macroinvertebrados, se identificaron organismos del filo Arthropoda agrupados en 3 clases, 6 órdenes y 7 familias, destacando Libellulidae, Aeshnidae, Hydrometridae y Palaemonidae. Respecto a la fauna parasitaria, se encontraron parásitos en 4 especies hospedadoras de peces, identificándose 3 grupos principales: tremátodos, nemátodos y monopistocotíleos, con 4 especies: *Clinostomum* sp., *Procamallanus* sp., *Gusevia* sp. y *Cucullanus* sp. Los resultados evidencian relaciones hospedero-parásito características de ambientes amazónicos y aportan información valiosa sobre la salud biológica del ecosistema acuático estudiado.

Palabras claves: Diversidad biológica, peces amazónicos, macroinvertebrados acuáticos, fauna parasitaria, ecosistemas lénticos, Amazonía peruana.

AVALIAÇÃO DA DIVERSIDADE DE PEIXES, MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E PARASITOS DE UM CORPO D'ÁGUA DA FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – UNIVERSIDADE NACIONAL DA AMAZÔNIA PERUANA, LORETO – PERU

Resumo: O presente estudo avaliou a diversidade de peixes, macroinvertebrados aquáticos e parasitos em um corpo d'água lêntico localizado na Faculdade de Ciências Biológicas (FCB) da Universidade Nacional da Amazônia Peruana (UNAP), em Iquitos, Loreto, Peru. Os ecossistemas aquáticos amazônicos abrigam uma notável biodiversidade, que reflete o estado ecológico e a qualidade ambiental da água. Foram registradas nove espécies de peixes distribuídas em quatro ordens taxonômicas (Characiformes, Gymnotiformes, Cichliformes e Synbranchiformes) e oito famílias. Em relação aos macroinvertebrados aquáticos, foram identificados organismos pertencentes ao filo Arthropoda, agrupados em três classes, seis ordens e sete famílias, destacando-se Libellulidae, Aeshnidae, Hydrometridae e Palaemonidae. Quanto à fauna parasitária, foram encontrados parasitos em quatro espécies de peixes hospedeiros, sendo identificados três grupos principais: trematódeos, nematoides e monopistocotíleos, representados por quatro táxons: *Clinostomum* sp., *Procamallanus* sp., *Gusevia* sp. e *Cucullanus* sp. Os resultados evidenciam relações hospedeiro-parasito características de ambientes amazônicos e fornecem informações valiosas sobre a saúde biológica do ecossistema aquático estudado.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos amazónicos presentan cuerpos de agua complejos que albergan una gran diversidad de organismos, desde invertebrados hasta peces, cuya biodiversidad refleja el estado ecológico y la calidad ambiental del agua (Allan; Castillo, 2007, pp. 3–5), (García-Dávila *et al.*, 2018, p. 13).

Los peces constituyen un componente fundamental de los ecosistemas acuáticos en la Amazonía Peruana, debido a su diversidad y abundancia; alrededor de 3000 especies conocidas para la región, estas cualidades están asociadas a la disponibilidad de hábitat, la dinámica ecológica del sistema y la calidad de esta. Cumplen un rol muy importe en las redes alimenticias y su estudio permite comprender la estructura trófica y su régimen alimenticio (Chambi, 2024, pp. 147-158; García-Dávila *et al.*, 2018, p. 13). Sin embargo, los peces son considerados como los seres vivos que están más tiempo en contacto con otros organismos, como los parásitos (Kuhn *et al.*, 2016, p. 1).

En relación con los parásitos, estos son organismos de mucha importancia debido a su estrecha relación con los hospederos y el ambiente. Estos se propagan a través de las cadenas tróficas por medio de interacciones poblacionales entre hospederos, predadores, presas y competidores (Sures *et al.*, 2017, p. 2). La fauna parasitara está influenciada principalmente por la dieta de los peces, ya que es una vía por la que un pez puede infectarse (Baia *et al.*, 2018, pp. 304-305). Los parásitos atacan principalmente órganos tales como branquias, intestinos, entre otro (Dewi *et al.*, 2018). La diversidad parasitaria refleja tanto la salud de las poblaciones de peces como las condiciones del ecosistema, permitiendo

evaluar alteraciones ambientales que no siempre son detectadas mediante otros grupos biológicos.

Por otro lado, los macroinvertebrados acuáticos son organismos visibles a simple vista y carecen de espina dorsal. Son ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad del agua debido a su sensibilidad a los cambios ambientales, su diversidad y abundancia en los ecosistemas responden de manera diferencial a la contaminación, permitiendo identificar puntos de perturbación en los cuerpos de agua (Orozco-González; Ocasio-Torres, 2023, pp. 209-210; Thorp; Covich, 2010, p. 3). En este contexto, el objetivo del presente estudio fue identificar a los peces, parásitos y macroinvertebrados presentes en un cuerpo de agua localizado en la Facultad de Ciencias Biológicas (FCB) de la Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), en Iquitos, Loreto-Peru.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo se llevó a cabo en un cuerpo de agua ubicado cerca de las instalaciones de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana (UNAP), en la comunidad de Zungarococha, provincia de Maynas, región Loreto, Perú (3°50’44.5”S 73°21’58.4”W). Se realizaron 4 muestreos con la finalidad de colectar especies de peces, sus parásitos y macroinvertebrados acuáticos. Se utilizó una red de arrastre y redes manuales, realizando movimientos de arrastre continuos en zonas un poco profundas y con vegetación acuática. Los peces capturados fueron colocados en recipientes con agua y trasladados al Laboratorio de Parasitología y Sanidad Acuícola del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana

(IIAP), en Iquitos, Loreto-Perú. En laboratorio los peces fueron identificados utilizando la guía de identificación de García-Dávila *et al.* (2021, pp. 250).

Para el análisis de la fauna parasitaria, se extrajeron las branquias, que fueron conservadas en etanol 96%, así como las vísceras, que fueron conservadas en etanol 70%. Las muestras conservadas fueron analizadas bajo estereoscopio y los parásitos registrados fueron procesados de acuerdo con la metodología especializada para Monopisthocotyla, Trematoda y Nematoda (Morey, 2019, pp. 100). Los parásitos fueron identificados utilizando literatura especializada: Cohen *et al.* (2013, pp. 659) para Monopisthocotyla, Thatcher *et al.* (2006, pp. 509) para Trematoda y Moraveck (1998, pp. 464) para Nematoda

Para el procesamiento de macroinvertebrados, estos fueron conservados en etanol 70% para posterior observación bajo estereoscopio. Las muestras conservadas fueron identificadas utilizando la guía de Encalada *et al.* (2019, pp. 151-226).

RESULTADOS

Se identificó la composición biológica del cuerpo de agua evaluado, considerando peces, macroinvertebrados y parásitos asociados. En el componente ictiológico se registraron 9 especies de peces distribuidas en 4 órdenes taxonómicos (Characiformes, Gymnotiformes, Cichliformes y Synbranchiformes) y 8 familias, destacando la presencia de especies representativas de ambientes amazónicos (Tabla 1, Figura 1). Asimismo, en el análisis de macroinvertebrados se identificaron organismos pertenecientes principalmente al filo

Arthropoda, distribuidos en 3 clases (Insecta, Arachnida y Malacostraca), 6 órdenes (Odonata, Araneae, Hemiptera, Coleoptera, Trichoptera y Decapoda) y 7 familias, entre las que destacan Libellulidae, Aeshnidae, Hydrometridae, Haliplidae, Hydropsychidae y Palaemonidae (Tabla 2, Figura 2). Por otro lado, la fauna parasitaria de estas especies colectados se registraron 4 especies hospedadoras de peces, en las cuales se identificaron 3 grupos parasitarios principales: monopistocotíleos, tremátodos, y nemátodos. Dentro de estos grupos se reconocieron a *Clinostomum* sp., *Procamallanus* sp., *Gusevia* sp. *y Cucullanus* sp., evidenciando relaciones hospedero-parásito presentes en las especies evaluadas (Tabla 3).

Tabla 1. Clasificación taxonómica de las especies de peces registradas en el área de estudio

Orden	Familia	Especie
Gymnotiformes	Hypopomidae	*Brachyhypopomus* sp.
	Gymnotidae	*Gymnotus carapo.*
	Acestrorhamphidae	*Bario steindachneri*
	Characidae	*Hemigrammus ocellifer*
	Crenuchidae	*Crenuchus spilurus*
Characiformes	Erythrinidae	*Hoplias malabaricus*
	Lebiasinidae	*Copella nigrofasciata*
		Pyrrhulina semifasciata
Cichliformes	Cichlidae	*Aequidens diadema*
Synbranchiformes	Synbranchidae	*Synbranchus marmoratus*

Tabla 2. Clasificación taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos registrados en el área de estudio

Filo	Clase	Orden	Familia
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae
			Aeshnidae
		Hemiptera	Hydrometriadae
		Coleoptera	Haliplidae
		Trichoptera	Hydropsychidae
	Arachnida	Araneae	--
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae

Tabla 3. Registro de parásitos identificados en peces hospedadores del área de estudio

HOSPEDERO	PARASITOS	
	GRUPO	ESPECIE
Aequidens diadema	Trematoda	Metacerca de *Clinostomum* sp.
	Nematoda	Larvas de nematodos.
		Procamallanus sp.
	Monopisthocotyla	*Gusevia* sp
Hemigrammus ocellifer	Trematoda	Metacercaria de Trematoda
Hoplias malabaricus	Nematoda	*Cucullanus* sp.
Crenuchus spilurus	Trematoda	Metacercaria de Trematoda

Figura 1: *Especies de peces colectados en un cuerpo de agua léntico de FCB – UNAP, en Iquitos, Loreto-Perú: A.* Gymnotus carapo, *B.* Brachyhypopomus *sp., C.* Bario steindachneri, *D.* Hoplias malabaricus, *E.* Copella nigrofasciata, *F.* Crenuchus spilurus, *G.* Pyrruhlina semifasciata, *H.* Hemigrammus ocefiller, *I.* Synbranchus marmoratus, *J.* Aequidens diadema

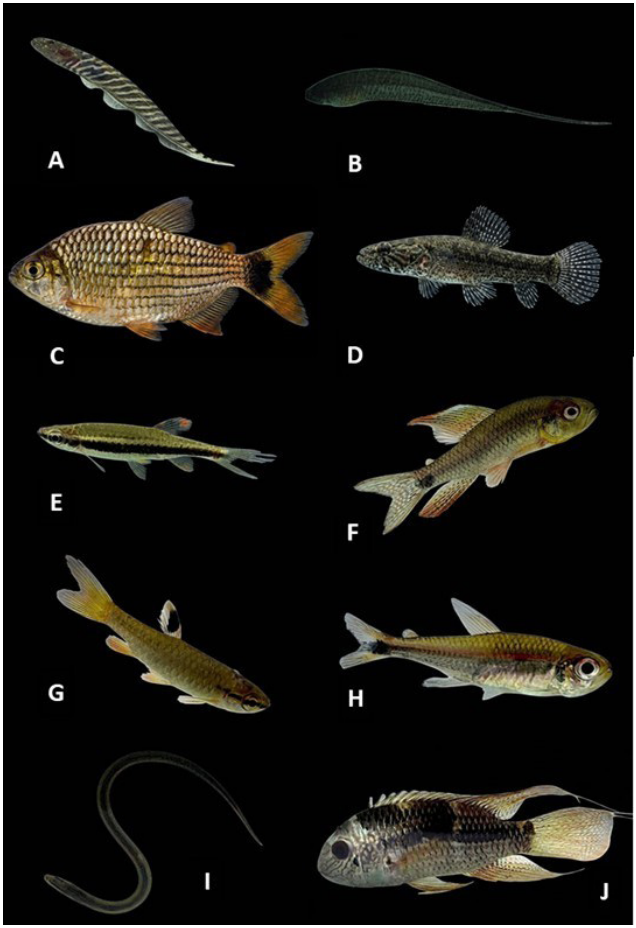
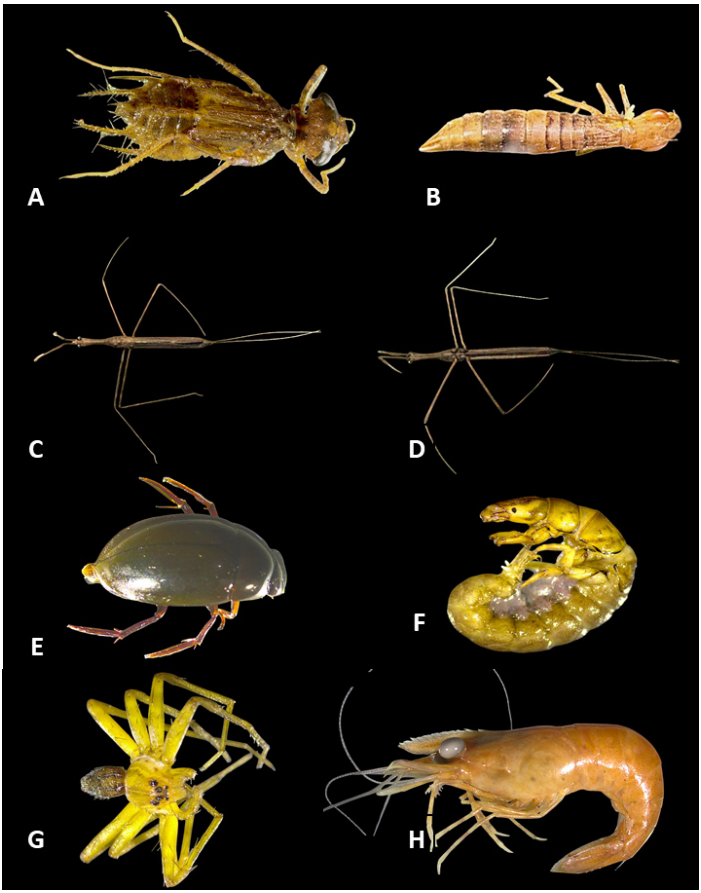


Figura 2: Orden de macroinvertebrados colectados en un cuerpo de agua léntico de FCB – UNAP, en Iquitos, Loreto-Perú: A. Odonata (Libellulidae), B. Odonata (Aeshnidae), C. Hemiptera (vista dorsal), D. Hemiptera (vista Ventral, E. Coleoptera, F. Trichoptera, G. Araneae, H. Decápoda.



DISCUSIÓN

Se registraron 9 especies de peces agrupadas en 4 órdenes y 8 familias, lo que denota una diversidad moderada para un cuerpo de agua léntico de pequeña extensión ubicado en un ambiente periurbano. Esta riqueza es consistente con lo reportado en estudios realizados en cuerpos de agua similares de la Amazonía peruana, donde la heterogeneidad de hábitats, incluso a escalas reducidas favorece la coexistencia de múltiples especies (García Dávila *et al.*, 2018, pp. 112). Los órdenes Characiformes y Gymnotiformes, ampliamente representados en el presente estudio, son reconocidos como los grupos dominantes en términos de riqueza específica en los ecosistemas neotropicales (Dagosta; de Pinna, 2019, pp. 163). En particular, la familia Characidae, representada por *Hemigrammus ocellifer*, es una de las más diversas en la cuenca amazónica y frecuentemente domina en ambientes de aguas tranquilas y poco profundas (Oliveira *et al.*, 2011, p. 570).

La presencia de *Hoplias malabaricus* (fasaco) como depredador tope refleja la existencia de una cadena trófica funcional dentro del ecosistema evaluado, siendo esta especie un indicador de ambientes con cierta productividad biológica. Por su parte, la detección de *Synbranchus marmoratus*, un pez capaz de respirar aire atmosférico sugiere condiciones de hipoxia estacional o permanente en el cuerpo de agua, lo que coincide con las características típicas de lagunas de llanura amazónica con alta carga orgánica (Juca-Chagas, 2004, p. 50). La presencia simultánea de especies de diferentes gremios tróficos: omnívoros, carnívoros e insectívoros indica una estructura trófica mínimamente organizada,

coherente con la disponibilidad de recursos alimenticios que incluyen invertebrados acuáticos y material alóctono (Winemiller *et al.*, 2008, pp. 737-740).

Los macroinvertebrados registrados pertenecieron exclusivamente al filo Arthropoda, con representantes de las clases Insecta, Arachnida y Malacostraca. Esta composición, dominada por insectos acuáticos, principalmente odonatos, hemípteros, coleópteros y tricópteros es característica de ambientes tropicales con vegetación ribereña y aportes de materia orgánica (Orozco-González; Ocasio-Torres, 2023, pp. 210-212). La predominancia del orden Odonata (familias Libellulidae y Aeshnidae), cuyos estadios larvales son activos depredadores, es indicativa de ambientes con una productividad secundaria relevante y presencia de presas como pequeños invertebrados y larvas de otros insectos (Corbet, 1999, pp. 829).

La familia Hydrometridae (orden Hemiptera), compuesta por insectos semiacuáticos que se desplazan sobre la superficie del agua, constituye una comunidad característica de ambientes lénticos con escasa corriente y vegetación flotante (Merritt *et al.*, 2008, pp. 1158). La presencia de Palaemonidae (orden Decapoda) resulta ecológicamente relevante, ya que los camarones de agua dulce actúan como omnívoros y descomponedores, cumpliendo un papel importante en el reciclaje de nutrientes dentro del ecosistema (Graça *et al.*, 2016, pp. 604). En conjunto, la composición de macroinvertebrados observada podría interpretarse como un indicador de calidad de agua entre moderada y mala, dada la ausencia de grupos típicamente sensibles a la contaminación (como Plecoptera y Ephemeroptera), lo que es coherente con la naturaleza periurbana del cuerpo de agua estudiado (H.

Thorp; P. Covich, 2010, pp. 100-105).

Se identificaron parásitos en cuatro especies hospedadoras, con tres grupos taxonómicos principales: trematodos (Trematoda), nemátodos (Nematoda) y monopistocotíleos (Monopisthocotyla). Esta diversidad parasitaria es comparable a la reportada en estudios similares desarrollados en ambientes amazónicos (Baia *et al.*, 2018, p. 306). La detección de metacercarias de *Clinostomum* sp. en *Aequidens diadema* es particularmente relevante, dado que este trematodo utiliza peces como hospederos intermediarios y aves ictiófagas como hospederos definitivos, lo que implica la existencia de una cadena trófica compleja que involucra aves acuáticas en las inmediaciones del área evaluada (Eiras *et al.*, 2010, pp. 182). Este hallazgo confirma que el ecosistema estudiado no está aislado, sino que mantiene conectividad ecológica con el entorno terrestre circundante.

El registro de *Procamallanus* sp. y *Cucullanus* sp. (Nematoda) en *A. diadema* y *H. malabaricus*, respectivamente, es consistente con reportes previos en peces amazónicos, donde estos géneros son frecuentemente encontrados parasitando el tracto gastrointestinal (Tavares-Dias; Braun, 2020, pp. 441-445). La prevalencia de nemátodos intestinales está directamente relacionada con la dieta de los hospederos, quienes adquieren los parásitos al consumir invertebrados acuáticos que actúan como hospederos intermediarios, lo que refuerza el papel de los macroinvertebrados registrados como vectores potenciales (Baia *et al.*, 2018). Por otro lado, la identificación de *Gusevia* sp. (Monopisthocotyla) en branquias de *A. diadema* coincide con lo descrito por Kritsky *et al.* (2013, pp. 565-570), quienes señalan que los cíclidos neotropicales

presentan una elevada especificidad y diversidad de monopistocotíleos branquiales.

En términos ecológicos, la diversidad parasitaria registrada refleja la complejidad de las interacciones bióticas en el cuerpo de agua evaluado, y su utilidad como bioindicador del estado de salud del ecosistema (Sures *et al.*, 2017, p. 65). Tal como señalan Sures *et al.* (2017), los parásitos son altamente sensibles a las perturbaciones ambientales y pueden ser empleados como herramientas complementarias para la evaluación de la integridad ecológica de sistemas acuáticos, particularmente en contextos donde la contaminación orgánica podría favorecer la proliferación de ciertos taxones.

La evaluación conjunta de peces, macroinvertebrados y parásitos proporciona una visión integral del estado ecológico del cuerpo de agua estudiado. La coexistencia de depredadores, presas y parásitos en distintos niveles tróficos indica que el ecosistema, a pesar de encontrarse en un entorno periurbano, mantiene una estructura biológica funcional. Sin embargo, la ausencia de macroinvertebrados sensibles y la presencia de especies tolerantes a condiciones de baja oxigenación sugieren algún grado de alteración en la calidad del agua, posiblemente relacionado con el aporte de materia orgánica proveniente del entorno universitario (Merritt *et al.*, 2008, p. 34).

Estos resultados subrayan la importancia de los cuerpos de agua lénticos periurbanos como reservorios de biodiversidad y su potencial como sistemas de monitoreo biológico en entornos educativos y de investigación. Futuras investigaciones deberían incorporar parámetros fisicoquímicos del agua, análisis de la calidad del hábitat ribereño y evaluaciones estacionales para comprender

mejor la dinámica ecológica del sistema y los factores que determinan la composición de las comunidades biológicas registradas.

REFERÊNCIAS

BAIA, R. R. J.; FLORENTINO, A. C.; SILVA, L. M. A.; TAVARES-DIAS, M. **Patterns of the parasite communities in a fish assemblage of a river in the Brazilian Amazon region.** *Acta Parasitologica*, Warszawa, v. 63, n. 2, p. 304–316, 2018.

CHAMBI, A. A. **Parámetros fisicoquímicos del agua y su relación con macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en la laguna Arapa, Puno 2023.** *Revista de Investigaciones*, v. 13, n. 3, p. 147–158, 2024.

COHEN, S. C.; JUSTO, M. C. N.; KOHN, A. **South American Monogenoidea parasites of fishes, amphibians and reptiles.** Rio de Janeiro: Oficina de Livros, 2013.

CORBET, P. S. **Dragonflies: Behaviour and ecology of Odonata.** Colchester: Harley Books, 1999.

DAGOSTA, F. C. P.; DE PINNA, M. **The fishes of the Amazon: distribution and biogeographical patterns, with a comprehensive list of species.** *Bulletin of the American Museum of Natural History*, New York, n. 431, p. 1–163, 2019.

DEWI, R. R.; DESRITA; FADHILLA, A. **The prevalence of parasites in ornamental fish from fish market in Medan.** *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Bristol, v. 122, n. 1, art. 012110, 2018.

EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. **Diversidade dos parasitas de peixes de água doce do Brasil.** Maringá: Clichetec, 2010.

ENCALADA, A. C.; GUAYASAMIN, J. M.; SUÁREZ, E. *et al.* **Los ríos de las cuencas Andino-Amazónicas: herramientas y guía de**

invertebrados para el diseño efectivo de programas de monitoreo. Quito: Trama Diseño, 2019.

GARCÍA DÁVILA, C. R.; SÁNCHEZ RIVEIRO, H.; FLORES SILVA, M. A. *et al.* **Peces de consumo de la Amazonía Peruana.** Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), 2018. 112 p.

GARCÍA-DÁVILA, C.; ESTIVALS, G.; MEJÍA, J.; FLORES, M.; ANGULO, C.; SÁNCHEZ, H.; NOLORBE, C.; CHUQUIPIONDO, C.; CASTRO-RUIZ, D.; GARCÍA, A.; ORTEGA, H.; PINEDO, L.; OLIVEIRA, C.; RÖMER, U.; MARIAC, C.; DUPONCHELLE, F.; RENNO, J.-F. **Peces ornamentales de la Amazonía Peruana.** Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), 2020. 503 p.

GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (ed.). **Methods to study litter decomposition: a practical guide.** Cham: Springer, 2016.

THORP, J. H.; COVICH, A. P. **Ecología y clasificación de los invertebrados de agua dulce de América del Norte.** 2. ed. Amsterdam; Boston: Academic Press, 2010. v. 3.

JUCA-CHAGAS, R. **Air breathing of the neotropical fishes *Lepidosiren paradoxa*, *Hoplerythrinus unitaeniatus* and *Hoplias malabaricus* during aquatic hypoxia.** *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, v. 139, n. 1, p. 49–53, 2004.

KRITSKY, D. C.; BOEGER, W. A.; MENDOZA-FRANCO, E. F. **Neotropical Monogenoidea. 56. New species of *Gusevia* Gvozdev, 1966 (Dactylogyridae) from cichlid fishes (Perciformes, Cichlidae) of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil.** *Zootaxa*, Auckland, v. 3637, n. 5, p. 564–572, 2013.

KUHN, T.; CUNZE, S.; KOCHMANN, J.; KLIMPEL, S. **Environmental variables and definitive host distribution: a habitat suitability modelling for endohelminth parasites in the marine realm.** *Scientific Reports*, London, v. 6, art. 30246, 2016.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. (ed.). **An introduction to the aquatic insects of North America.** 4. ed. Dubuque: Kendall/ Hunt Publishing, 2008.

MORAVEC, F. **Nematodes of freshwater fishes of the Neotropical Region.** Praha: Academia, 1998.

MOREY, G. A. M. **Parasitología en peces de la Amazonía: fundamentos y técnicas parasitológicas, profilaxis, diagnóstico y tratamiento.** 2019.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. **Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures.** *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 8, n. 3, p. 569–586, 2010.

OROZCO-GONZÁLEZ, C. E.; OCASIO-TORRES, M. E. **Aquatic macroinvertebrates as bioindicators of water quality: a study of an ecosystem regulation service in a tropical river.** *Ecologies*, v. 4, n. 2, p. 209–228, 2023.

SURES, B.; NACHEV, M.; SELBACH, C.; MARCOGLIESE, D. J. **Parasite responses to pollution: what we know and where we go in environmental parasitology.** *Parasites & Vectors*, London, v. 10, n. 1, art. 65, 2017.

TAVARES-DIAS, M.; BRAUN, A. S. **Parasite communities of three freshwater fish species from a tributary of the Amazon River in the Brazilian Amazon.** *Acta Parasitologica*, Warszawa, v. 65, n. 2, p. 441–450, 2020.

THATCHER, V. E. **Amazon fish parasites.** v. 1. Sofia: Pensoft Publishers, 2006.

WINEMILLER, K. O.; FITZGERALD, D. B.; BOWER, L. M.; PIANKA, E. R. **Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches.** *Ecology Letters*, Oxford, v. 18, n. 7, p. 737–751, 2015.

CAP. 5

Diversidad y caracterización morfológica de especies de monopisthocotyla en oxydoras niger (siluriformes: doradidae) colectados en la amazonía peruana

Carlos Alfredo Tuesta Rojas
Raizza Nicolle Flores Anable
Piero Armando Bandeira Ramirez
Ami Nayeli Pinedo Villafuerte

Carlos Alfredo Tuesta Rojas

Instituto de investigaciones de la Amazonia Peruana, IIAP.
Email: ctuestarojas@gmail.com

Raizza Nicolle Flores Anable

Instituto de investigaciones de la Amazonia Peruana, IIAP.
Email: raiizzafloresanable891@gmail.com

Piero Armando Bandeira Ramirez

Instituto de investigaciones de la Amazonia Peruana, IIAP.
Email: pierobandeira@gmail.com

Ami Nayeli Pinedo Villafuerte

Instituto de investigaciones de la Amazonia Peruana, IIAP.
Email: anpinedo2002@gmail.com

DIVERSIDAD Y CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DE ESPECIES DE MONOPISTHOCOTYLA EN *Oxydoras niger* (SILURIFORMES: DORADIDAE) COLECTADOS EN LA AMAZONÍA PERUANA

Resumo: Los peces dulceacuícolas albergan una alta diversidad de parásitos metazoarios, destacando a especies de Monopisthocotyla por su abundancia, especificidad hospedador-parásito y relevancia ecológica y evolutiva. En la Amazonía, la diversidad parasitaria sigue siendo insuficientemente conocida, especialmente en hospederos como *Oxydoras niger* (Valenciennes) (Doradidae). Este estudio tuvo como objetivo describir la diversidad de especies de Monopisthocotyla asociados a este hospedador, enfatizando sus características morfológicas. Los ejemplares fueron colectados en el río Nanay y procesados en el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) en Loreto, Perú. Los parásitos fueron recuperados de las branquias, fijados en etanol, montados en medio de Hoyer y analizados mediante microscopía de contraste de fases. Se registró una comunidad diversa, incluyendo especies de *Cosmetocleithrum* y *Ameloblastella*. Se identificaron especies previamente descritas (*C. confusus, C. gussevi, C. parvum* y *C. gigas*), además de tres morfoespecies de *Cosmetocleithrum* y una de *Ameloblastella*. Los parásitos se diferenciaron principalmente por la morfología de sus estructuras esclerotizadas. Se concluye que *O. niger* alberga una alta diversidad de especies de Monopisthocotyla, con predominio de *Cosmetocleithrum* spp, y que la presencia de morfoespecies sugiere que la diversidad real aún está subestimada en este hospedero.

Palabras claves: Especificidad parasitaria; Microhábitat branquial; Dactylogyridae; Taxonomía; Amazonía Peruana.

DIVERSIDADE E CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA DE ESPÉCIES DE MONOPISTHOCOTYLEA EM *Oxydoras niger* (SILURIFORMES: DORADIDAE) COLETADOS NA AMAZÔNIA PERUANA

Resumo: Os peixes de água doce abrigam uma elevada diversidade de parasitos metazoários, destacando-se as espécies de Monopisthocotylea pela sua abundância, especificidade na relação hospedeiro-parasito e relevância ecológica e evolutiva. Na Amazônia, a diversidade parasitária ainda é insuficientemente conhecida, especialmente em hospedeiros como *Oxydoras niger* (Valenciennes) (Doradidae). Este estudo teve como objetivo descrever a diversidade de espécies de Monopisthocotylea associadas a esse hospedeiro, enfatizando suas características morfológicas. Os exemplares foram coletados no rio Nanay e processados no Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), em Loreto, Peru. Os parasitos foram recuperados das brânquias, fixados em etanol, montados em meio de Hoyer e analisados por microscopia de contraste de fases. Foi registrada uma comunidade diversa, incluindo espécies dos gêneros *Cosmetocleithrum* e *Ameloblastella*. Foram identificadas espécies previamente descritas (*C. confusus*, *C. gussevi*, *C. parvum* e *C. gigas*), além de três morfoespécies de *Cosmetocleithrum* e uma de *Ameloblastella*. Os parasitos foram diferenciados principalmente pela morfologia de suas estruturas esclerotizadas. Conclui-se que *O. niger* abriga uma elevada diversidade de espécies de Monopisthocotylea, com predominância de *Cosmetocleithrum* spp., e que a presença de morfoespécies sugere que a diversidade real ainda está subestimada nesse hospedeiro.

INTRODUCCIÓN

Parasitismo é uma relação estreita na qual um organismo, o parasita, depende do outro, o hospedeiro, para obter os recursos necessários para completar seu ciclo de vida. O parasita depende do hospedeiro para se reproduzir e sobreviver. Na maioria dos casos de parasitismo, o hospedeiro percebe danos ou prejuízos causados pelo parasita em algum momento do ciclo. Ectoparasitas, quando parasitam a superfície do corpo do peixe (tegumento, nadadeiras) e/ou órgãos que se comunicam diretamente com o exterior, como as brânquias.

As espécies de Monogenoidea representam um grupo diversificado de Platyhelminthes exclusivamente parasitas, com cerca de 720 gêneros. Esses parasitas são diagnosticados morfologicamente pela presença de uma estrutura localizada na extremidade posterior do corpo, denominada haptor, e pelo complexo copulatório, que consiste no órgão copulatório masculino e em uma parte acessória, que é usada na fixação do parasita ao corpo do hospedeiro. Os monogenoides são parasitas principalmente da superfície do corpo e das brânquias dos peixes. Os monogenóides são hermafroditas e apresentam um aparelho sexual bastante complexo, composto pelo órgão copulador masculino, a parte acessória e a vagina.

Esses parasitas têm um ciclo de vida monoxênico, com a maioria das espécies se reproduzindo oviparamente. Esse tipo de reprodução é típico das espécies da família Dactylogyridae. As espécies da família Gyrodactylidae podem ter reprodução ovípara e vivípara. Os danos que podem causar aos peixes estão relacionados à espécie do

parasita, ao local da infestação, ao número de indivíduos coletados nos peixes e ao tipo de alimentação. A maioria das espécies se alimenta de muco e células epiteliais; entretanto, outras espécies podem se alimentar de sangue.

As doenças causadas por monogenoides estão entre as mais importantes na criação de peixes. Sua presença nas brânquias dos peixes pode causar hiperplasia celular, hipersecreção de muco e fusão dos filamentos das brânquias. No tegumento, podem causar necrose celular, destruição de escamas e secreção abundante de muco. Em alguns casos, as lesões podem causar infecções secundárias por outros organismos. Os peixes infestados por monogenoides tendem a nadar esfregando-se nas paredes e no fundo do aquário ou do tanque de criação, alguns apresentam coloração enegrecida quando a proliferação dos parasitas está relacionada ao excesso de compostos nitrogenados na água. Los peces de agua dulce albergan una elevada diversidad de parásitos metazoarios, entre los cuales los monopistocotíleos constituyen uno de los grupos más abundantes. Estos helmintos ectoparásitos presentan ciclos de vida directos, sin hospedadores intermediarios, lo que facilita su transmisión en ambientes acuáticos y favorece altos niveles de infestación en sus hospedadores (Bush *et al.*, 1997, p. 575–583). Generalmente, estos parásitos se localizan en superficies externas como branquias, piel y aletas, donde se adhieren mediante estructuras especializadas de fijación (Kearn, 1998, p.544).

Estos parásitos representan una de las principales líneas evolutivas, caracterizados por poseer un haptor cargado de anclas, ganchos y barras esclerotizadas

que les permiten fijarse al epitelio del hospedador (Kearn, 1998, p.544). Estos parásitos muestran una notable diversidad morfológica y una alta especificidad hacia sus hospedadores, lo que los convierte en un modelo relevante para estudios taxonómicos, ecológicos y evolutivos (Poulin, 2007, pp. 360). En peces dulceacuícolas, especialmente en regiones tropicales, los monopistocotíleos pueden alcanzar una alta riqueza específica, asociada a la gran diversidad de hospedadores y a la complejidad de los ecosistemas acuáticos (Thatcher, 2006, pp.508).

La región amazónica es reconocida como uno de los sistemas con mayor biodiversidad íctica a nivel mundial, lo que se traduce en una alta diversidad parasitaria aun insuficientemente documentada (Albert; Reis, 2011, pp. 408). En este contexto, los monopistocotíleos han sido reportados como componentes importantes de las comunidades parasitarias de peces neotropicales; sin embargo, su diversidad real y sus patrones de distribución permanecen subestimados, particularmente en hospedadores menos estudiados (Cohen *et al*., 2013, pp. 1-145)

Los peces de la familia Doradidae, como *Oxydoras niger* (Valenciennes), son especies ampliamente distribuidas en la cuenca amazónica y desempeñan un papel ecológico relevante dentro de las redes tróficas. A pesar de su importancia, los estudios parasitológicos en estos hospedadores han sido limitados, especialmente en lo que respecta a la diversidad de especies de Monopisthocotyla y sus características morfológicas (Thatcher, 2006, pp.508). Considerando la alta especificidad de estos parásitos y su valor como indicadores biológicos, resulta fundamental documentar

sus especies mediante descripciones detalladas que incluyan caracteres morfológicos y morfométricos.

En este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo describir las especies de Monopisthocotyla asociadas a *O. niger*, proporcionando información detallada sobre su morfología, medidas corporales y características diagnósticas, así como su localización en el hospedador. Este aporte contribuye al conocimiento de la biodiversidad parasitaria en la Amazonía y fortalece las bases para futuros estudios en taxonomía, ecología y sanidad de peces.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los especímenes de *O. niger* fueron recolectados en el río Nanay, afluente del margen izquierdo del río Amazonas, en la región Loreto, Amazonía Peruana (3.699639° S, 73.253547° O), durante el periodo de muestreo del año 2025. La captura de los peces se realizó bajo autorizaciones para la recolección de recursos hidrobiológicos emitidas por la autoridad regional competente (Resoluciones N° 132-2014-GRL-DIREPRO, N° 21-2016-GRL-DIREPRO y PTH-068-16-PECSANIPES). Inmediatamente después de su captura, los ejemplares fueron colocados en contenedores con hielo y transportados al Laboratorio de Parasitología y Sanidad Acuícola (LPAYSA) del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), en Iquitos, Perú.

En el laboratorio, los arcos branquiales fueron cuidadosamente extraídos y colocados en viales con agua caliente (aproximadamente 68 °C) con el fin de facilitar el desprendimiento de los parásitos. Posteriormente, cada vial fue agitado manualmente y fijado mediante la

adición de etanol al 96%, siguiendo los procedimientos estándar para el estudio de parásitos de peces (Murrieta-Morey, 2019, pp. 100). El contenido fue examinado bajo un estereoscopio, y los ejemplares fueron extraídos tanto del tejido branquial como del sedimento utilizando agujas de disección finas.

Para el estudio morfológico, los especímenes fueron montados en medio de Hoyer para facilitar la visualización de las estructuras esclerotizadas, particularmente aquellas asociadas al haptor y al complejo copulador masculino (Murrieta-Morey, 2019, pp. 100). Las estructuras esclerotizadas fueron fotografiadas mediante una cámara digital (Leica ICC50W) acoplada a un microscopio de contraste de fases (Leica DM750). Las imágenes obtenidas fueron utilizadas para realizar mediciones morfométricas del largo y ancho del cuerpo de los parásitos. Todas las medidas se presentan en micrómetros (µm), rango y promedio. Las mediciones fueron realizadas utilizando el software LAS EZ (Leica Microsystems), siguiendo los protocolos estándar para la taxonomía de Monopisthocotyla.

Los ejemplares representativos de las especies estudiadas fueron depositados en la colección de referencia del Laboratorio de Parasitología y Sanidad Acuícola (LAPYSA) del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), en Iquitos, Perú. Todos los procedimientos éticos y el manejo de los peces se realizaron de acuerdo con las normativas nacionales vigentes y los permisos de colecta otorgados por las autoridades regionales competentes.

RESULTADOS

En *O. niger* se registraron diversas especies de Monopisthocotyla asociadas a las branquias, incluyendo representantes del género *Cosmetocleithrum* Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986 y del género *Ameloblastella* Kritsky, Mendoza-Franco; Scholz, 2000. Entre las especies identificadas se encuentran *Cosmetocleithrum confusus* Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986, *Cosmetocleithrum gussevi* Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986, *Cosmetocleithrum parvum* Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986 y *Cosmetocleithrum gigas* Morey, Cachique; Babilonia, 2019, así como tres morfoespecies designadas como *Cosmetocleithrum* sp.1, sp.2 y sp.3. Adicionalmente, se registró la presencia de *Ameloblastella* sp. Todos los ejemplares fueron encontrados exclusivamente en los arcos branquiales. La descripción de las especies identificadas se presenta a continuación:

Clase: Monopisthocotyla Brabec, Salomaki, Kolísko, Scholz & Kuchta, 2023.
Orden: Dactylogyridea Bychowsky, 1937.
Familia: Dactylogyridae Bychowsky, 1937.
Género: *Cosmetocleithrum* Kritsky, Thatcher & Boeger, 1986.

Cosmetocleithrum confusus Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986

Descripción. Cuerpo alargado y fusiforme, con una longitud de 622 µm y un ancho máximo de 210 µm, con diferenciación en región cefálica, tronco y haptor. El haptor presenta dos pares de anclas, barras dorsal y

ventral, y siete pares de ganchos marginales. La barra dorsal lleva dos proyecciones submedianas en forma de cinta en su margen posterior, rasgo diagnóstico del género. A diferencia de *C. gussevi* y *C. parvum*, *C. confusus* presenta barras articuladas y pieza accesoria de forma variable, lo que la ubica en el segundo de los dos grandes grupos morfológicos reconocidos dentro del género. La pieza accesoria es una estructura hueca con paredes esclerotizadas y terminación truncada, configuración que la distingue de todas sus congéneres. El complejo copulador masculino (MCO) es un tubo esclerotizado enrollado (Figura 1).

Figura 1. Cosmetocleithrum confusus Kritsky, Thatcher & Boeger, 1986. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando barras y anclas

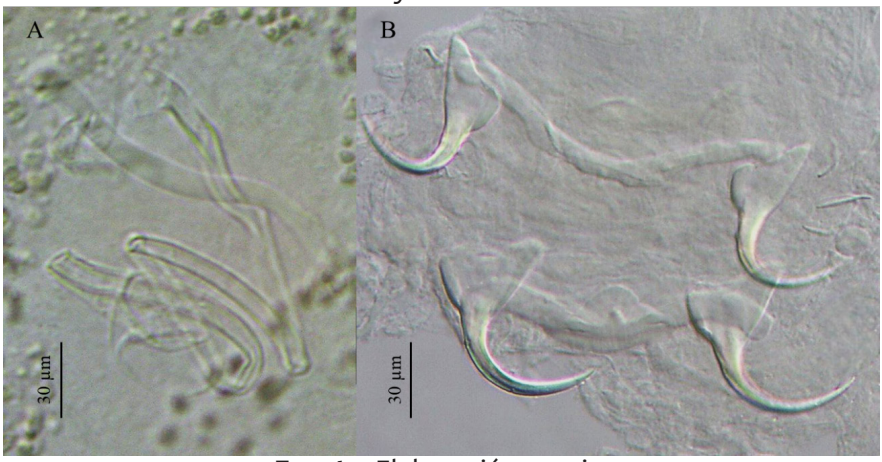


Fuente. Elaboración propia

***Cosmetocleithrum gussevi* Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986**

Descripción. Cuerpo alargado y fusiforme, con una longitud de 1078 µm y un ancho máximo de 263 µm, con diferenciación en región cefálica, tronco y haptor. La pieza accesoria es delgada y tiene forma de Y. Las barras haptorales no son articuladas, rasgo que define el primero de los dos grandes grupos morfológicos del género y al que pertenece esta especie. Presenta el MCO en forma de J o enrollado, pieza accesoria no articulada y proyecciones posteriores en la barra dorsal de tipo cinta. *C. gussevi* se diferencia de *C. confusum* por la ausencia de articulación en las barras haptorales y por la morfología de la pieza accesoria: mientras que en *C. gussevi* esta es delgada y bifurcada en forma de Y, en *C. confusum* presenta paredes esclerotizadas y terminación truncada (Figura 2).

Figura 2 - *Cosmetocleithrum gussevi* Kritsky, Thatcher & Boeger, 1986. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando ganchos, anclas y barras

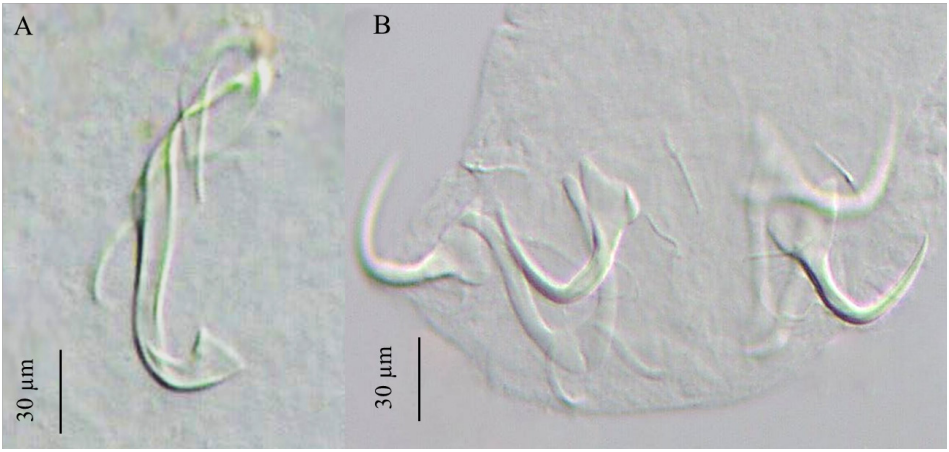


Fuente. Elaboración propia.

***Cosmetocleithrum parvum* Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986**

Descripción. Cuerpo alargado y fusiforme, con una longitud de 576 µm y un ancho máximo de 140 µm, con diferenciación en región cefálica, tronco y haptor, siendo el tamaño corporal reducido el rasgo que motivó el epíteto específico parvum "pequeño", diferenciándola del resto de congéneres que comparten el mismo hospedero. El haptor presenta dos pares de anclas, barras dorsal y ventral, y siete pares de ganchos marginales. La barra dorsal lleva dos proyecciones submedianas en forma de cinta en su margen posterior. Las barras haptorales no son articuladas, y la pieza accesoria es distalmente bífida, con frecuente aspecto de gancho, caracteres que la agrupan morfológicamente con la especie tipo *C. gussevi* (Figura 3).

Figura 3 - *Cosmetocleithrum parvum* Kritsky, Thatcher & Boeger, 1986. A. Complejo copulador; B. Haptor mostrando los ganchos, anclas y barras

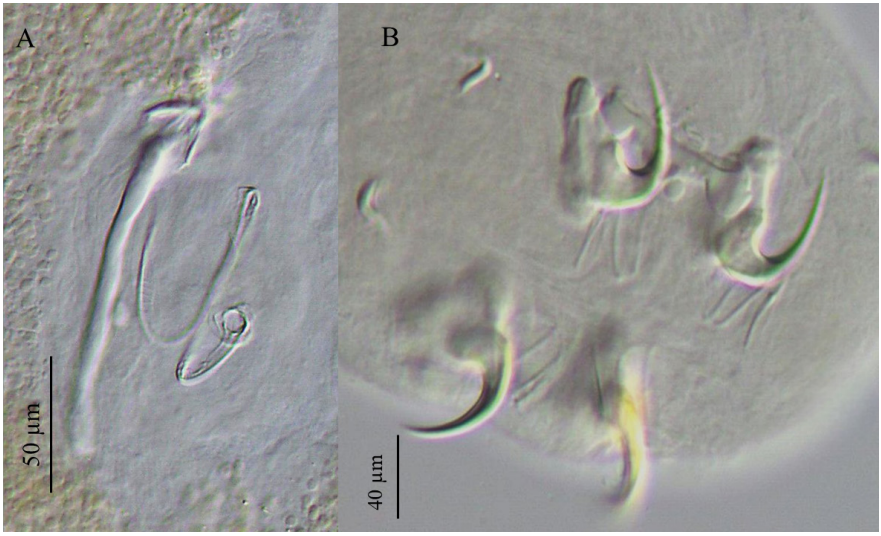


Fuente: Elaboración propia

Cosmetocleithrum gigas **Morey, Cachique & Babilonia, 2019**

Descripción. Es la especie de mayor tamaño registrada en el género hasta el momento de su descripción, con una longitud de 2161 µm y un ancho máximo de 635 µm, carácter que justifica el epíteto *gigas* y constituye su rasgo más sobresaliente a nivel general. Lóbulos cefálicos están escasamente desarrollados. Presenta dos pares de órganos cefálicos; las glándulas cefálicas son unicelulares y se distribuyen en posición anterior, lateral y posterolateral respecto a la faringe. Carece de ojos. La faringe es muscular y subesférica. El haptor es pequeño y globoso en relación al tamaño corporal. Las anclas son similares entre sí, cortas y de base ancha, con raíces superficiales bien desarrolladas y raíces profundas reducidas, presentando pliegues conspicuos en ambas raíces. Tanto el ancla ventral como el ancla dorsal presentan tallo y punta curvados. Las barras son un carácter altamente distintivo de la especie: tienen forma de sombrero, expandidas lateralmente y formando dos protuberancias cubiertas de pliegues rugosos, morfología que no se observa en ninguna otra especie del género. La barra dorsal presenta dos proyecciones submedianas cortas dirigidas posteriormente. El MCO consiste en un tubo esclerotizado elongado, con un enrollamiento poco definido y una base provista de una franja esclerotizada. La pieza accesoria no está articulada con respecto a la base del MCO y está formada por un bastón robusto cuyo extremo distal tiene forma de martillo, carácter diagnóstico exclusivo y diferencial frente a todas las demás especies del género (Figura 4).

Figura 4 - *Cosmetocleithrum gigas* Morey, Cachique & Babilonia, 2019. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando los ganchos, anclas y barras

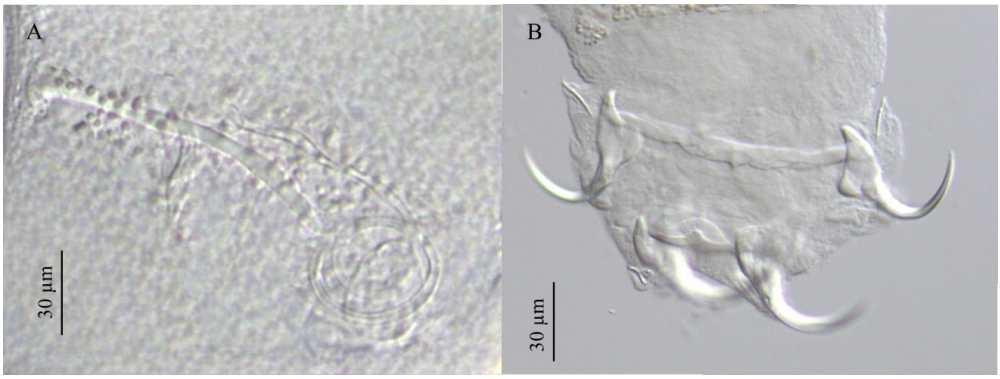


Fuente: Elaboración propia.

***Cosmetocleithrum* sp1.**

Descripción. Cuerpo alargado y fusiforme, con una longitud de 829 µm y un ancho máximo de 263235 µm, con diferenciación en región cefálica, tronco y haptor. La pieza accesoria presenta la forma de una barra simple y alargada. El órgano copulador masculino (OCM) consiste en un tubo delgado y elongado que describe una espiral en su región distal. El haptor exhibe dos pares de anclas, ganchos, así como barras dorsal y ventral; dichas barras no son articuladas, carácter que permite ubicar a la especie dentro del primer grupo taxonómico diferencial del género. La barra ventral presenta una pequeña proyección medial orientada hacia el interior del cuerpo del parasito (Figura 5).

Figura 5 - *Cosmetocleithrum* sp1. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando las barras, anclas y ganchos

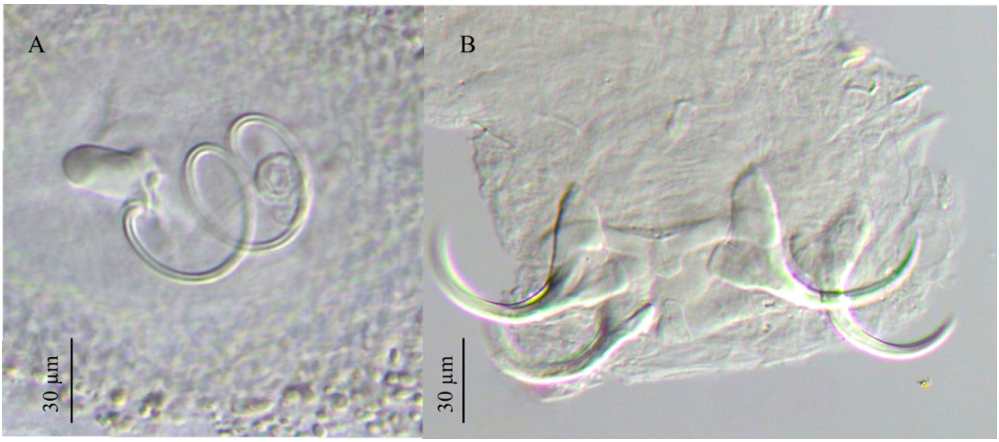


Fuente: Elaboración propia.

***Cosmetocleithrum* sp2.**

Descripción. Cuerpo alargado y fusiforme, con una longitud de 1161 µm y un ancho máximo de 260 µm, con diferenciación en r egión cefálica, tronco y haptor. La pieza accesoria presenta forma de placa, relativamente pequeña, y no se encuentra articulada con la base del órgano copulador masculino (OCM). El cirrus es tubular con base redondeada y describe aproximadamente dos vueltas y media en sentido horario en la parte distal de la estructura. El haptor exhibe dos pares de anclas, ganchos, y barras dorsal y ventral; dichas barras no son articuladas, lo que permite ubicar a la especie dentro del primer grupo taxonómico diferencial del género. La barra ventral es más robusta que la dorsal y presenta una pequeña estructura en la región media (Figura 6).

Figura 6 - Cosmetocleithrum sp2. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando las anclas, barras y ganchos

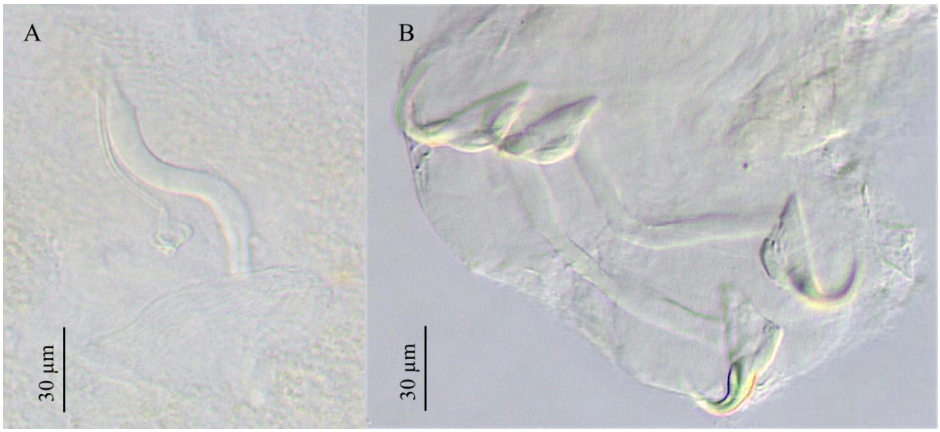


Fuente: Elaboración propia.

Cosmetocleithrum sp3.

Descripción. Cuerpo alargado y fusiforme, con una longitud de 1222 µm y un ancho máximo de 510 µm, con diferenciación en región cefálica, tronco y haptor. La pieza accesoria presenta forma tubular robusta, con curvaturas a lo largo de toda su extensión. El órgano copulador masculino (OCM) es un tubo delgado con base redondeada. El haptor exhibe dos pares de anclas y dos barras, una dorsal y otra ventral. La barra dorsal describe una conformación curva en "V" alargada, mientras que la barra ventral es más expandida y carece de curvaturas evidentes (Figura 7).

Figura 7 - *Cosmetocleithrum* sp3. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando anclas, barras y ganchos



Fuente: Elaboración propia

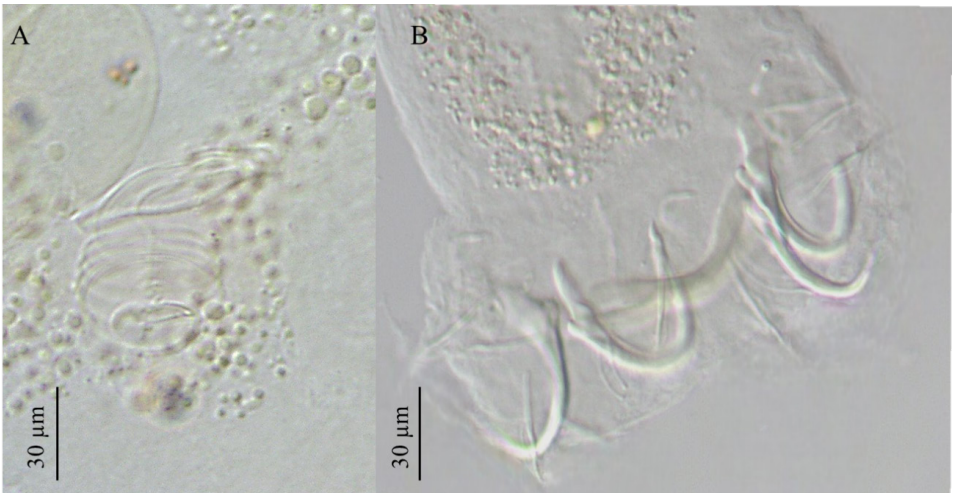
Clase: Monopisthocotyla Brabec, Salomaki, Kolísko, Scholz; Kuchta, 2023.
Orden: Dactylogyridea Bychowsky, 1937.
Familia: Dactylogyridae Bychowsky, 1937.
Género: *Ameloblastella* Kritsky, Mendoza-Franco; Scholz, 2000.

***Ameloblastella* sp.**

Descripción. Cuerpo corto y fusiforme, con una longitud de 468 µm y un ancho máximo de 151 µm. La pieza accesoria presenta forma de barra pequeña, con curvaturas a lo largo de toda su extensión. El órgano copulador masculino (OCM) describe múltiples vueltas en sentido horario y se articula con la pieza accesoria; la base del cirrus es de forma irregular. El haptor exhibe dos pares de anclas alargadas y dos barras, una dorsal y otra ventral. La barra dorsal presenta una conformación

curva, mientras que la barra ventral es relativamente recta (Figura 8).

Figura 8 - *Ameloblastella* sp. A. Complejo copulatorio; B. Haptor mostrando anclas, barras y ganchos



Fuente: Elaboración propia.

DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio confirman que *O. niger* alberga una comunidad parasitaria de monopistocotíleos diversa y estructurada, integrada por representantes de los géneros *Cosmetocleithrum* y *Ameloblastella*. Este hallazgo es coherente con lo reportado previamente para este hospedero en otras localidades de la cuenca amazónica. Silva *et al.* (2011, pp. 701-707) registraron en *O. niger* del lago Coari, afluente del río Solimões en Brasil, que los monopistocotíleos fueron el grupo parasitario más prevalente, representando

el 70,3% de los hospedadores infectados, siendo las especies de *Cosmetocleithrum* (*C. gussevi*, *C. confusus* y *C. parvum*) las más frecuentemente recuperadas. La coincidencia entre aquellos resultados y los del presente trabajo refuerza el papel de *O. niger* como hospedero central de la diversidad de *Cosmetocleithrum* a lo largo de su distribución en la cuenca amazónica.

Desde el punto de vista histórico, los primeros registros de monopistocotíleos en *O. niger* en la Amazonía peruana fueron documentados por Iannacone y Luque (1991, pp. 43–48) en un estudio sobre parásitos de *Arapaima gigas* (Schinz) "paiche" y de *O. niger* "turushuqui" en la Amazonía peruana, publicado en el Boletín de Lima. El presente capítulo amplía sustancialmente ese antecedente, incorporando la descripción de *C. gigas* para el río Nanay descrito por Morey *et al.* (2019, pp. 1-4) y el primer registro de *Ameloblastella* sp. en este hospedero en la Amazonía peruana.

Cosmetocleithrum es uno de los grupos de monopistocotíleos más ricos en especies registrados en Siluriformes, y fue propuesto originalmente para acomodar dactilogíridos parásitos de *O. niger* y *Pterodoras granulosus* (Valenciennes) en la cuenca amazónica. Actualmente se reconocen 29 especies de *Cosmetocleithrum* como parásitos branquiales de Siluriformes neotropicales, de las cuales 20 han sido registradas exclusivamente en hospederos de la familia Doradidae (Soares *et al.*, 2026, pp. 114). La descripción más reciente de dos nuevas especies (*C. forcepsiformis* y *C. amblydorasis*) de *Amblydoras affinis* (Kner) en la cuenca del río Guamá, Brasil, elevó este total a 31 especies descritas en el género (Soares *et al.*, 2026, pp. 114), evidenciando que la diversidad del género se encuentra en proceso

activo de documentación. El hecho de que cuatro de las especies identificadas en el presente estudio (*C. confusus*, *C. gussevi*, *C. parvum* y *C. gigas*) correspondan a especies previamente descritas para este mismo hospedero en otras localidades amazónicas evidencia la consistencia y la especificidad de estas asociaciones parásito-hospedero a escala regional. Adicionalmente, la presencia de tres morfoespecies (*Cosmetocleithrum* sp.1–sp.3) sugiere que la diversidad real de este género en *O. niger* en la Amazonía peruana está aún subestimada.

Especificidad de *Cosmetocleithrum* y *Ameloblastella* por hospederos de la familia Doradidae y su significado ecológico y evolutivo

Uno de los patrones más relevantes que emerge del presente estudio es la coexistencia de dos géneros de dactilogíridos (*Cosmetocleithrum* y *Ameloblastella*) en las branquias de un único hospedero doradido, *O. niger*, con patrones de especificidad marcadamente contrastantes entre sí. Este hallazgo ofrece una oportunidad para discutir los mecanismos ecológicos y evolutivos que subyacen a las asociaciones parásito-hospedero en Siluriformes neotropicales.

Cosmetocleithrum es uno de los grupos de monopistocotíleos más ricos en especies registrados en Siluriformes y fue propuesto originalmente para acomodar dactilogíridos parásitos de *O. niger* y *P. granulosus* en la cuenca amazónica (Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986). El género muestra alta especificidad hacia bagres de las familias Doradidae y Auchenipteridae, con 15 de las 25 especies reconocidas registradas exclusivamente en dorádidos (Silva *et al.*, 2023, pp. 53). Los resultados del presente estudio son consistentes con este patrón: las cuatro especies identificadas en *O. niger*

del río Nanay (*C. confusus*, *C. gussevi*, *C. parvum* y *C. gigas*) corresponden en todos los casos a especies previamente descritas para este mismo hospedero en otras localidades de la cuenca amazónica. Particularmente, Silva *et al.* (2011, pp. 701-707) indica que, los monopistocotíleos fueron el grupo parasitario más prevalente, y que las especies *C. gussevi*, *C. confusus* y *C. parvum* fueron las más frecuentemente recuperadas, representando el 70,3% de los hospedadores infectados.

La coincidencia entre aquellos resultados y los del presente trabajo, en localidades geográficamente distantes, refuerza la estabilidad de la relación entre *Cosmetocleithrum* y este hospedero a escala regional. Esta especificidad refleja una historia evolutiva consolidada. El análisis filogenético molecular del género basado en el gen ARNr 28S revela que *Cosmetocleithrum* es un grupo evolutivamente reciente, integrado por dos linajes bien definidos: el linaje 1, compuesto en su totalidad por parásitos de doradidos (*C. bulbocirrus*, *C. confusum*, *C. parvum* y *C. bifurcum*), y el linaje 2, formado por especies de doradidos y auchenipteridos (Mendoza-Palmero *et al.* 2022, pp. 1-11). El hecho de que las cuatro especies identificadas en el presente estudio se distribuyan entre ambos linajes (*C. confusus* en el linaje 1, y *C. gussevi*, *C. parvum* y *C. gigas* en el linaje 2) revela que *O. niger* actúa simultáneamente como hospedero de ambos clados del género, convirtiéndolo en un nodo de especial relevancia para comprender la diversificación del grupo. En el contexto de la biología evolutiva de los monogeneos, Puolin (2007) destaca que el cambio de hospedero es el evento coevolutivo más prominente en la diversificación de los monogeneos de branquias, acompañado en algunos casos por especiación

intraespecífica o coespeciación, lo que sugiere que las dos ramas filogenéticas de *Cosmetocleithrum* presentes en *O. niger* podrían haber seguido trayectorias evolutivas distintas aun manteniéndose sobre el mismo hospedero.

La especificidad de *Cosmetocleithrum* hacia *O. niger* se refuerza además al considerar que varias especies descritas originalmente de este hospedero (*C. confusus*, *C. gussevi* y *C. parvum* (Kritsky, Thatcher; Boeger, 1986), y posteriormente *C. gigas* (Morey *et al*. 2019, pp. 1-4) han sido consistentemente registradas en esta especie de pez en localidades geográficamente distantes. Más recientemente, nuevas especies como *C. sacciforme* y *C. basicomplexum* también fueron descritas de *O. niger* procedente del río Juruá en Brasil (Silva *et al*., 2023, pp. 53), confirmando la condición de este dorádido como hospedador privilegiado de la diversificación del género. Asimismo, la presencia de tres morfoespecies (*Cosmetocleithrum* sp.1–sp.3) no asignadas a especies descritas en el presente estudio sugiere que la riqueza real del género en *O. niger* en la Amazonía peruana está aún subestimada, lo que es coherente con el señalamiento de Mendoza-Palmero *et al*. (2012, pp. 484–497) de que el número de especies putativas de dactilogíridos en la Amazonía peruana probablemente duplica el número nominal conocido.

La situación de *Ameloblastella* sp. en *O. niger* contrasta de manera significativa con el patrón descrito para *Cosmetocleithrum* y abre interrogantes de especial interés biogeográfico y taxonómico. *Ameloblastella* reúne especies descritas principalmente de Pimelodidae, Hypophthalmidae y Heptapteridae (Kritsky, Mendoza-Franco; Scholz, 2000; Mendoza-Franco *et al*, 2016, pp. 847–862; Negreiros *et al*. 2019, pp. 399–406), siendo

estas las familias de Siluriformes con las que el género mantiene sus asociaciones mejor documentadas morfológicamente. Sin embargo, Mendoza-Palmero *et al.* (2012, pp. 484–497) ya habían reportado la presencia de especies de *Ameloblastella* sin descripción morfológica formal en hospederos de las familias Auchenipteridae, Callichthyidae y Doradidae en la Amazonía peruana, lo que indica que el espectro de hospedadores del género podría ser más amplio de lo que los registros formales sugieren. El hallazgo de *Ameloblastella* sp. en *O. niger* en el río Nanay se inscribe en ese antecedente y amplía la distribución de hospedadores del género en el Perú.

En términos ecológicos, la coexistencia de *Ameloblastella* sp. junto con múltiples especies de *Cosmetocleithrum* sobre las branquias de *O. niger* es un fenómeno que merece atención. Los análisis de redes de interacción parásito-hospedero en peces dulceacuícolas neotropicales han revelado que, a pesar de la aparente alta especificidad de los monopistocotíleos, algunos géneros presentan un rango de hospedadores más amplio que incluye especies distantemente emparentadas (Poulin, 2007, pp. 360), especialmente cuando los hospedadores comparten el mismo microhábitat acuático. Dado que *O. niger* coexiste en la cuenca del Nanay con diversas especies de pimelódidos (hospedadores habituales de *Ameloblastella*), no puede descartarse que la transmisión cruzada entre hospedadores simpátricos haya facilitado la colonización del dorádido por parte de este género.

Independientemente del mecanismo que haya originado esta asociación (colonización secundaria, especiación por cambio de hospedero o presencia de una especie generalista), su registro en *O. niger* tiene implicaciones taxonómicas directas. Como señala Poulin

(2007, pp. 360), al evaluar la especificidad de una especie parásita es necesario considerar criterios a distintos niveles, desde la especificidad estricta a nivel de especie hasta la especificidad filogenética a nivel de familia o género hospedador. En el caso de *Ameloblastella* sp. sobre *O. niger*, la determinación de si se trata de una especie nueva adaptada a un hospedero dorádido o de una especie con rango más amplio ya presente en otros hospedadores requiere la descripción morfológica detallada y el análisis filogenético molecular de los especímenes aquí registrados, aspecto que se plantea como prioridad para estudios futuros.

En conjunto, los resultados del presente capítulo documentan que las branquias de *O. niger* en el río Nanay constituyen un microhábitat con alta riqueza de monopistocotíleos, dominado por especies del género *Cosmetocleithrum* con marcada especificidad hacia la familia Doradidae y con representantes de ambos linajes filogenéticos del género, y complementado por el registro inusual de *Ameloblastella* sp., cuya asociación con este hospedero amplía el conocimiento sobre el rango de hospedadores del género en la Amazonía peruana y abre una vía de investigación sobre los mecanismos de colonización de nuevos hospedadores en monopistocotíleos de siluriformes neotropicales.

REFERÊNCIAS

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (ed.). **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes.** Berkeley: University of California Press, 2011. 408 p.

BUSH, A. O.; LAFFERTY, K. D.; LOTZ, J. M.; SHOSTAK, A. W. **Parasitology meets ecology on its own terms:** Margolis *et al.* revisited. *Journal of Parasitology*, Lawrence, v. 83, n. 4, p. 575–583, 1997.

COHEN, S. C.; JUSTO, M. C. N.; KOHN, A. **South American Monogenea:** list of species, hosts and geographical distribution. *Zootaxa*, Auckland, v. 3669, n. 1, p. 1–145, 2013.

IANNACONE, J.; LUQUE, J. L. **Monogéneos parásitos del "paiche" *Arapaima gigas* (C.) y del "turushuqui" *Oxydoras niger* (V.) en la Amazonia Peruana.** *Boletín de Lima*, Lima, n. 76, p. 43–48, 1991.

KEARN, G. C. **Parasitism and the Platyhelminths.** 1. ed. London: Chapman & Hall, 1998. 554 p.

KRITSKY, D. C.; BOEGER, W. A.; THATCHER, V. E. **Neotropical Monogenea. 8. Revision of *Urocleidoides* (Dactylogyridae).** *Proceedings of the Helminthological Society of Washington*, Washington, DC, v. 53, n. 1, p. 1–37, 1986.

KRITSKY, D. C.; MENDOZA-FRANCO, E. F.; SCHOLZ, T. **Neotropical Monogenoidea. 36. Dactylogyrids from the gills of *Rhamdia guatemalensis* (Siluriformes: Pimelodidae) from cenotes of the Yucatan Peninsula, Mexico with proposal of *Ameloblastella* gen. n. and *Aphanoblastella* gen. n. (Dactylogyridae, Ancyrocephalinae).** *Comparative Parasitology*, Lawrence, v. 67, n. 1, p. 76–84, 2000.

MENDOZA-FRANCO, E. F.; MENDOZA-PALMERO, C. A.; SCHOLZ, T. **New species of *Ameloblastella* Kritsky, Mendoza-Franco & Scholz, 2000 and *Cosmetocleithrum* Kritsky, Thatcher & Boeger, 1986 (Monogenea: Dactylogyridae) infecting the gills of catfishes (Siluriformes) from the Peruvian Amazonia.** *Systematic Parasitology*, Dordrecht, v. 93, n. 9, p. 847–862, 2016.

MENDOZA-PALMERO, C. A.; SCHOLZ, T.; MENDOZA-FRANCO, E. F.; KUCHTA, R. **New species and geographical records of dactylogyrids (Monogenea) of catfish (Siluriformes) from the Peruvian Amazonia.** *Journal of Parasitology*, Lawrence, v. 98, n. 3, p. 484–497, 2012.

MENDOZA-PALMERO, C. A.; BLASCO-COSTA, I.; SCHOLZ, T. **Molecular phylogeny of *Cosmetocleithrum* Kritsky, Thatcher & Boeger, 1986 (Monogenoidea: Dactylogyridae), gill parasites of Neotropical catfishes (Siluriformes).** *Journal of Helminthology*, Cambridge, v. 96, e56, p. 1–11, 2022.

MOREY, G. A. M.; CACHIQUE, J. C. Z.; BABILONIA, J. J. S. *Cosmetocleithrum gigas sp. nov.* (Monogenoidea: Dactylogyridae) from the gills of *Oxydoras niger* (Siluriformes: Doradidae) from the Peruvian Amazon.** *Biologia*, Bratislava, v. 74, p. 1–4, 2019.

MURRIETA MOREY, G. **Parasitología en peces de la Amazonía: fundamentos y técnicas parasitológicas, profilaxis, diagnóstico y tratamiento.** 1. ed. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), 2019. 100 p.

NEGREIROS, L. P.; TAVARES-DIAS, M.; PEREIRA, F. B. **Monogeneans of the catfish *Pimelodus blochii* Valenciennes (Siluriformes: Pimelodidae) from the Brazilian Amazon, with a description of a new species of *Ameloblastella*.** *Systematic Parasitology*, Dordrecht, v. 96, n. 4, p. 399–406, 2019.

POULIN, R. **Evolutionary ecology of parasites.** 2. ed. Princeton: Princeton University Press, 2007. 360 p.

SILVA, A. L. S.; MENESES, Y. C.; MARTINS, W. M. O.; COHEN, S. C.; COSTA, A. P.; JUSTO, M. C. N. **Dactylogyrids (Platyhelminthes, Monogenea) from doradids with description of new species of *Cosmetocleithrum*.** *Parasite*, Paris, v. 30, art. 53, 2023.

SILVA, A. M. O.; TAVARES-DIAS, M.; JERÔNIMO, G. T.; MARTINS, M. L. **Parasite diversity in *Oxydoras niger*.** *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 71, n. 3, p. 701–707, 2011.

SOARES, G. B.; ADRIANO, E. A.; LUQUE, J. L.; BALBUENA, J. A.; MAIA, A. A. **New species and phylogenetic insights into *Cosmetocleithrum* (Dactylogyridae) from thorny catfishes (Doradidae), based on morphology and molecular data.** *Parasitology International*, Amsterdam, v. 114, art. 103253, 2026.

THATCHER, V. E. **Amazon fish parasites.** 1. ed. Sofia: Pensoft Publishers, 2006. 508 p.

CAP. 6

Bioavaliação em ecotoxicologia aquática





George Argota Pérez
José Alberto Iannacone Oliver

George Argota Pérez

Universidade Nacional da Amazônia Peruana, UNAP.
E-mail: george argota@gmail.com

José Alberto Iannacone Oliver

Universidad Ricardo Palma, URP.
E-mail: jose.iannacone@urp.edu.pe

BIOAVALIAÇÃO EM ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA

Resumo: A avaliação dos ecossistemas aquáticos apresenta limitações metodológicas devido à separação entre análises biológicas e físico-químicas, o que dificulta a previsão do impacto dos poluentes. Neste contexto, o bioecotoximonitor surge como um modelo integrativo que combina toxicidade, bioacumulação e respostas biológicas em diferentes níveis ecológicos. Este estudo analisa as abordagens tradicionais de bioavaliação, identificando as suas limitações e justificando o bioecotoximonitor como uma alternativa mais precisa e holística. É adoptada uma conceção qualitativa exploratória e descritiva com uma abordagem analítica baseada na comparação de bioindicadores, biomonitores e bioecotoximonitores. Os resultados mostram que os bioindicadores, embora rápidos, dependem das condições ambientais, enquanto os biomonitores reflectem a acumulação de poluentes sem avaliar a sua toxicidade. Em contrapartida, o bioecotoximonitor permite uma avaliação exaustiva ao incluir os efeitos biológicos e do ecossistema. Conclui-se que o bioecotoximonitor representa um avanço na ecotoxicologia aquática ao melhorar a precisão da monitorização ambiental. No entanto, a sua aplicação requer validação experimental e normalização metodológica para a sua adoção nas políticas de gestão ambiental.

Palavras-chave: bioecotoximonitor, biomonitores, bioindicadores, ecotoxicología acuática, monitoreo ambiental.

BIOASSESSMENT IN AQUATIC ECOTOXICOLOGY

Abstract: The assessment of aquatic ecosystems has methodological limitations due to the separation of biological and physico-chemical analyses, which makes it difficult to predict the impact of pollutants. In this context, the bioecotoximonitor emerges as an integrative model that combines toxicity, bioaccumulation and biological responses at different ecological levels. This study analyzes traditional bioassessment approaches, identifying their limitations and justifying the bioecotoximonitor as a more accurate and holistic alternative. An exploratory and descriptive qualitative design is adopted with an analytical approach based on the comparison of bioindicators, biomonitors and bioecotoximonitors. The results show that bioindicators, although rapid, depend on environmental conditions, while biomonitors reflect the accumulation of pollutants without assessing their toxicity. In contrast, the bioecotoximonitor allows for a comprehensive assessment by including biological and ecosystem effects. It is concluded that the bioecotoximonitor represents an advance in aquatic ecotoxicology by improving the accuracy of environmental monitoring. However, its application requires experimental validation and methodological standardization for its adoption in environmental management policies.

Keywords: aquatic ecotoxicology, bioecotoximonitor, bioindicators, biomonitors, biomarkers, environmental monitoring

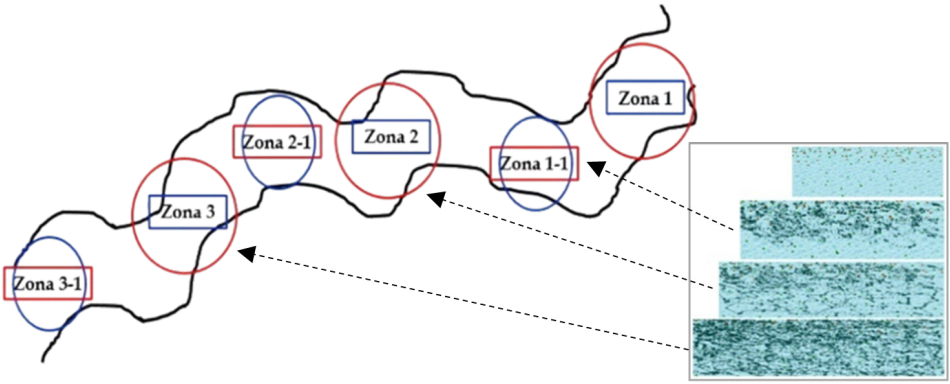
INTRODUÇÃO

A antropização dos ecossistemas aquáticos conduz à formação de "novos ecossistemas", resultantes de transformações ambientais não planejadas que alteram significativamente sua estrutura, funcionamento e dinâmica ecológica. Essas mudanças decorrem, principalmente, de atividades humanas como urbanização, intensificação agrícola, poluição difusa e construção de barragens, afetando processos ecológicos fundamentais e a integridade dos sistemas naturais, além de gerar legados antrópicos persistentes que moldam a configuração atual desses ambientes (Antonelli *et al.*, 2024). Como consequência, observam-se alterações na biodiversidade funcional e nas interações ecológicas ao longo do tempo, evidenciando impactos cumulativos decorrentes de mais de um século de pressões antrópicas sobre ecossistemas de água doce (Eastwood *et al.*, 2023). Diante desse cenário, torna-se fundamental o desenvolvimento de ferramentas de monitoramento e avaliação da qualidade ambiental, incluindo abordagens biotecnológicas baseadas em organismos bioindicadores, capazes de detectar mudanças ecológicas e auxiliar na gestão e conservação desses sistemas (Debén *et al.*, 2019).

A deslocação da poluição entre diferentes compartimentos ambientais (Figura 1) intensifica os impactos ecológicos, promovendo alterações nos habitats e contribuindo diretamente para a perda de biodiversidade e o desequilíbrio dos ecossistemas naturais (Szczepocka *et al.*, 2024), afetando a dinâmica ecológica, os processos ecossistêmicos e a qualidade ambiental, com implicações diretas na resiliência e

estabilidade dos sistemas naturais (Serra *et al.*, 2019). Essas alterações, frequentemente irreversíveis, demandam a implementação de estratégias de mitigação eficazes e integradas, visando assegurar a sustentabilidade, a resiliência ecológica e a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos afetados (Keyes *et al.*, 2021).

Figura 1. Poluição deslocada (simulação à direita) nas zonas ambientais de um ecossistema aquático



Fonte: Autores (2026).

A avaliação da qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos requer uma abordagem holística, uma vez que a medição isolada de parâmetros físico-químicos e microbiológicos não fornece uma representação exacta do impacto da poluição (Kumari; Maiti, 2019). A ecotoxicologia aquática incorpora organismos sentinela como ferramentas analíticas para identificar riscos ambientais, uma vez que as suas respostas biológicas evidenciam alterações de origem natural e antropogénica. Por conseguinte, esta abordagem de monitorização biológica ativa é considerada inovadora porque minimiza os factores de confusão, por exemplo, a temperatura e os níveis de oxigénio (Bancel *et al.*, 2024).

O desenvolvimento da Ecotoxicologia como disciplina tem sido objeto de várias conceptualizações. Truhaut (1969) introduziu o termo como uma extensão da Toxicologia, centrando-se na toxicidade direta dos poluentes nos organismos e nas alterações do ambiente que estes habitam. Em 1977, alargou a sua definição para incluir a bioacumulação, o transporte e a transformação dos poluentes. Sanz (1974), por seu lado, insistiu no estudo da poluição na dinâmica dos ecossistemas, sublinhando a importância da vigilância ambiental e as implicações socioeconómicas. Outras abordagens incluem a análise de xenobióticos (Moriarty, 1988) e a aplicação de modelos experimentais para a previsão de riscos ambientais (Rudolph; Boje, 1986).

As abordagens tradicionais baseadas no uso de parâmetros físico-químicos e microbiológicos obrigatórios (Tabela 1a) permitem apenas a caracterização das estações de amostragem, em função das descargas residuais afluentes ou acumuladas, durante um período específico, como os de chuva e estiagem (Tabela 1b), e/ou em um determinado momento (Tabela 1c).

Tabela 1a - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos obrigatórios (Brown *et al.*, 1970)

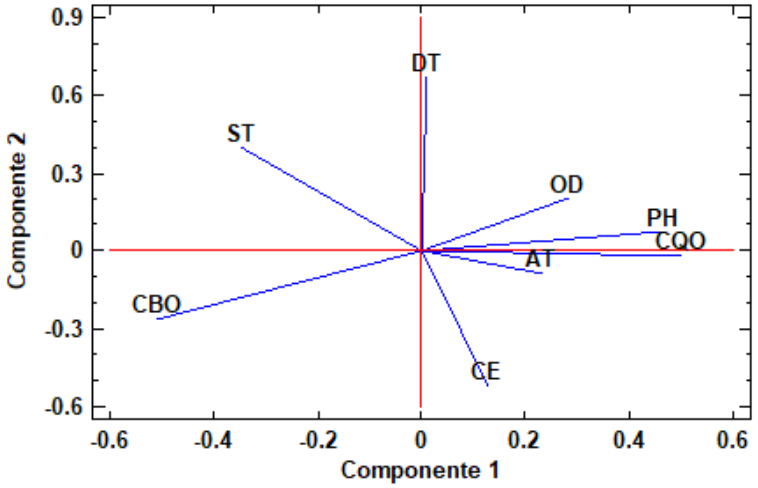
Período	Estações	T	pH	STD	OD	$CBO_{5,20}$
Chuva	1	0,46±0,02	7,2±0,2	540,10±7,42	4,7±0,2	28,4±2,3
	2	0,31±0,04	7,4±0,1	556,36±5,31	5,0±0,2	22,1±1,7
	3	0,29±0,04	6,9±0,1	550,30±6,18	5,1±0,3	33,7±2,6
	4	0,44±0,06	7,1±0,1	548,66±4,34	5,1±0,3	34,8±1,9
Estiagem	1	0,47±0,02	6,7±0,2	550,30±4,28	4,7±0,2	42,2±2,8
	2	0,46±0,04	6,9±0,1	567,44±6,17	4,9±0,1	39,3±2,1
	3	0,43±0,08	7,1±0,2	560,33±5,33	4,6±0,2	35,8±1,2
	4	0,44±0,06	6,8±0,1	556,24±6,64	4,5±0,2	39,6±1,5
Referência: NC. 827–2010 / NC. 93–1986		≤5 NTU	6-9	≤1000 (mg.L-1)	≥4,0 (mg.L-1)	≤4,0 (mg.L-1)

Tabela 1b - Parâmetros físico-químicos / período e estações de amostragem / água

No.	Parâmetros
1	pH
2	Sólidos totais dissolvidos (STD)
3	Turbidez
4	Nitritos
5	Fosfatos
6	Temperatura
7	Carência bioquímica de oxigénio ($CBO_{5,20}$)
8	Coliformes totais
9	Oxigénio dissolvido (OD)

Tabela 1c - Método multivariado (componentes principais) para os parâmetros físico-químicos

Estações	CE	AT	DT	pH	ST	OD	$CBO_{5,20}$	CQO
1	142,2±1,2	260,2±2,4	220,2±1,4	7,2±0,2	540,10±7,42	4,7±0,2	28,4±2,3	88,6±1,3
2	132,2±1,5	258,3±3,4	288,2±2,4	7,4±0,1	556,36±5,31	5,0±0,2	22,1±1,7	69,4±1,3
3	151,5±1,4	252,2±2,2	262,2±2,3	6,9±0,1	550,30±6,18	5,1±0,3	33,7±2,6	102,1±2,2
4	144,6±1,6	257,4±1,3	228,4±1,6	7,1±0,1	548,66±4,34	5,1±0,3	34,8±1,9	77,4±1,3
5	129,7±1,6	220,2±2,4	260,2±3,6	6,9±0,2	544,20±5,21	5,2±0,2	30,2±2,4	92,3±1,7
6	136,3±1,2	210,2±2,7	250,2±2,4	6,7±0,2	550,30±4,28	4,7±0,2	42,2±2,8	138,1±2,2
7	132,4±2,3	240,3±2,6	260,3±2,4	6,9±0,1	567,44±6,17	4,9±0,1	39,3±2,1	117,2±2,5
8	128,4±2,5	260,3±2,3	270,3±1,4	7,1±0,2	560,33±5,33	4,6±0,2	35,8±1,2	108,4±1,3
9	137,3±2,4	256,4±1,5	216,4±1,3	6,8±0,1	556,24±6,64	4,5±0,2	39,6±1,5	119,4±23



Pretender avaliar a contaminação aquática por meio do uso de parâmetros físico-químicos e microbiológicos constitui uma condição limitante, pois pode gerar erros interpretativos quando a biota aquática é afetada, justificando assim o surgimento dos bioindicadores. Embora a utilização de bio-indicadores seja essencial para compreender os impactos da poluição, é também importante estar consciente das limitações destes métodos. Por exemplo, a presença de determinados poluentes nem sempre se correlaciona diretamente com efeitos biológicos mensuráveis, evidenciando a complexidade das respostas ecológicas e a necessidade de estratégias de monitorização integradas, que combinem análises químicas, biológicas e ecotoxicológicas para uma avaliação mais robusta da qualidade ambiental (Napit, 2024; Sarabia *et al.*, 2024).

Além disso, a simples presença ou ausência de determinados organismos pode ser limitante para uma avaliação precisa da qualidade ambiental, razão pela qual se utilizam biomonitores. Esses organismos permitem medições contínuas e mais integradas, possibilitando avaliar a exposição a poluentes por meio de respostas em múltiplos níveis de organização biológica, incluindo alterações moleculares, bioquímicas, fisiológicas, histológicas, morfológicas e comportamentais, oferecendo assim uma visão mais abrangente dos impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos (Misya; Prasetya, 2023; Ogidi *et al.*, 2024).

Os biomonitores também têm limitações, uma vez que a sua resposta pode ser influenciada não só pela poluição, mas também por factores ambientais e ecológicos associados, o que pode levar a incertezas na interpretação dos dados. Em resposta a esta

necessidade de uma avaliação mais exacta da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, surge o conceito de "bioecotoximonitor", que integra a bioavaliação, a toxicidade ambiental e a resposta biológica, proporcionando uma caraterização mais completa do estado ecológico do ecossistema (Argota, 2023; Argota *et al.*, 2023a).

O objetivo do capítulo é analisar a evolução concetual e metodológica da avaliação da qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos, evidenciando as limitações das abordagens tradicionais baseadas em bioindicadores e biomonitores e justificando a necessidade do conceito de bioecotoximonitor. Procura-se fornecer as bases para um modelo de avaliação ambiental que integre o impacto dos poluentes com a resposta biológica dos organismos, proporcionando uma análise mais rigorosa da qualidade dos ecossistemas e contribuindo para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficazes.

METODOLOGIA

Abordagem de investigação

Utilizando uma abordagem analítica, os conceitos associados à bioavaliação em ecossistemas aquáticos são avaliados de forma crítica e sistemática. Examina a evolução e as limitações das abordagens tradicionais dos bioindicadores e biomonitores, estabelecendo a necessidade de uma perspetiva mais integrada que conduza ao conceito de bioecotoximonitor.

Conceção da investigação

É adotado um desenho qualitativo exploratório e

descritivo, com uma análise comparativa de diferentes abordagens à avaliação ambiental em sistemas aquáticos. A comparação baseia-se em fontes científicas que definem os quadros conceptuais da bioavaliação em ecotoxicologia.

Análise das variáveis da comparação concetual da bioavaliação

A fim de estruturar a discussão analítica, são estabelecidas três variáveis fundamentais:

a) Bio-indicadores: São analisados como ferramentas biológicas que reflectem alterações na qualidade ambiental, considerando a sua aplicabilidade, limitações e dependência de factores físicos e químicos.

b) Biomonitores: São examinados como organismos que acumulam poluentes e permitem uma avaliação dinâmica da poluição, identificando o seu âmbito e restrições metodológicas.

c) Bioecotoximonitor: Baseia-se numa abordagem mais integradora, combinando a análise dos impactos dos poluentes com a resposta biológica dos organismos, permitindo uma avaliação mais precisa do ecossistema.

Procedimento analítico

a) Comparação teórica de biomarcadores e biomonitores: São estabelecidas as suas diferenças em termos de funcionalidade, nível de sensibilidade e capacidade de representação das alterações ambientais.

b) Identificação de lacunas metodológicas: São

identificadas as limitações de ambas as abordagens na avaliação da qualidade dos ecossistemas.

c) Fundamentação do bioecotoximonitor como alternativa integradora: A sua relevância é defendida com base na necessidade de um modelo de avaliação que incorpore de forma holística a toxicidade, a bioacumulação e as respostas biológicas ao nível do ecosistema.

RESULTADOS

A Tabela 2 apresenta uma comparação entre bioindicadores, biomonitores e o conceito emergente de bioecotoximonitor, considerando as suas vantagens, limitações e aplicabilidade na avaliação do ambiente aquático.

Tabela 2 - Comparação analítica dos conceitos de biomarcador, biomonitor e bioecotoximonitor em função das suas características

Caraterística	Bioindicadores	Biomonitores	Bioecotoximonitor
Definição	Organismos que reflectem alterações na qualidade ambiental	Organismos que acumulam e reflectem os poluentes nos seus tecidos	Organismos que integram a toxicidade, a bioacumulação e as respostas biológicas a nível do ecossistema
Aplicabilidade	Avaliação rápida da qualidade ambiental	Medição da poluição a médio e longo prazo	Avaliação global do impacto ecológico
Sensibilidade	Dependente de factores físico-químicos e ambientais	Representam a acumulação de poluentes, mas sem ter em conta os efeitos ecotoxicológicos	Elevada, através da integração de diferentes níveis de resposta biológica
Limitações	Interpretação influenciada por flutuações ambientais	Não se reflectem efeitos toxicológicos diretos na biota	Requer estudos mais pormenorizados e metodologias analíticas mais complexas

A Tabela 3 mostra a análise crítica das abordagens tradicionais de bioavaliação, onde são identificadas lacunas metodológicas que justificam a necessidade do conceito de bioecotoximonitor

Tabela 3 - Lacunas metodológicas na bioavaliação aquática

Elemento	Bioindicadores	Biomonitores	Bioecotoximonitor
Consideração da toxicidade	Baja	Media	Elevado, com análise integrada da ecotoxicidade
Integração dos níveis de organização biológica	Corpos individuais	Organismos e tecidos	Organismos, populações e comunidades
Avaliação a nível do ecossistema	Não	Não	Sim, com uma perspetiva holística

O conceito de bioecotoximonitor baseia-se na necessidade de um modelo de avaliação ambiental que integre diferentes níveis de resposta biológica. Os elementos-chave que diferenciam esta metodologia das abordagens tradicionais são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Elementos diferenciadores do bioecotoximonitor

Elemento	Bioindicadores	Biomonitores	Bioecotoximonitor
Consideração da toxicidade	Baja	Media	Elevado, com análise integrada da ecotoxicidade
Integração dos níveis de organização biológica	Corpos individuais	Organismos e tecidos	Organismos, populações e comunidades
Avaliação a nível do ecossistema	Não	Não	Sim, com uma perspetiva holística

DISCUSSÃO

A comparação analítica entre bioindicadores, biomonitores e bioecotoximonitores permite identificar lacunas metodológicas e propor uma abordagem mais integradora na avaliação do ambiente aquático. Os dados reflectidos no quadro 2 mostram a evolução concetual dos instrumentos tradicionais para modelos de avaliação mais holísticos. No entanto, a validade desta transição deve ser analisada a partir de duas perspectivas fundamentais: uma interna, que avalia a coerência e o rigor metodológico das abordagens comparadas, e uma externa, que contextualiza a aplicabilidade e a relevância da proposta na ecotoxicologia atual.

A partir da análise metodológica, a principal diferença entre as abordagens estudadas reside na capacidade de cada uma representar com precisão a realidade ecossistémica. Enquanto os bioindicadores fornecem um diagnóstico ambiental fundamentado na presença ou ausência de organismos sensíveis às variações na qualidade da água, refletindo condições ecológicas específicas e permitindo inferir impactos ambientais de forma integrada nos ecossistemas aquáticos naturais (Sangwan *et al.*, 2014), os biomonitores fornecem uma medida cumulativa da poluição ao longo do tempo, integrando os efeitos da exposição contínua a contaminantes e refletindo alterações progressivas nos organismos ao longo de diferentes escalas temporais (Yu, 2023).

No entanto, ambas as abordagens apresentam limitações relevantes. Os bioindicadores podem ser influenciados por variações ambientais naturais, como temperatura, sazonalidade ou disponibilidade

de nutrientes, o que pode enviesar a interpretação dos resultados. Por sua vez, os biomonitores, embora integrem a exposição ao longo do tempo, não refletem necessariamente efeitos toxicológicos diretos sobre a biota, podendo indicar presença de contaminantes sem evidenciar impactos biológicos imediatos ou específicos nos organismos aquáticos (Sarabia *et al.*, 2024; Misya; Prasetya, 2023; Ogidi *et al.*, 2024).

Por conseguinte, surge a necessidade do bioecotoximonitor, que não só incorpora a acumulação de poluentes, mas também avalia os seus efeitos biológicos a nível molecular, fisiológico e populacional. Esta integração permite uma avaliação mais robusta, mas também exige metodologias mais complexas e dados mais pormenorizados, o que implica um desafio em termos de implementação e normalização.

Num contexto aplicado, a transição de bioindicadores e biomonitores para bioecotoximonitores não responde apenas a uma necessidade técnica, mas também a uma exigência crescente na formulação de políticas ambientais mais precisas, integradas e baseadas em evidências científicas robustas para a gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos (Argota *et al.*, 2023b). A gestão da qualidade da água e a conservação dos ecossistemas aquáticos requerem ferramentas que não apenas detectem poluentes, mas também relatem seus efeitos sobre organismos e comunidades biológicas (Wang *et al.*, 2024). Neste sentido, o bioecotoximonitor representa um avanço na ecotoxicologia, alinhando-se com as abordagens contemporâneas de avaliação de riscos ambientais e monitorização de ecossistemas. No entanto, a sua implementação enfrenta desafios (Argota, 2024a).

A necessidade de dados multidimensionais e de análises mais sofisticadas implica um custo mais elevado e a procura de recursos técnicos especializados. Além disso, a validação dos bioecotoximonitores como instrumento normalizado exige ainda estudos de campo alargados para demonstrar a sua aplicabilidade em diferentes ecossistemas. Isto levanta questões sobre a sua escalabilidade e a possibilidade de gerar protocolos que permitam a sua utilização durante a monitorização regular sem comprometer a sua exatidão (Argota *et al.*, 2023c).

A análise comparativa sugere que o bioecotoximonitor é uma alternativa mais abrangente às abordagens tradicionais, mas a sua adoção implica a superação de limitações metodológicas e operacionais. Embora concetualmente robusto, o seu sucesso dependerá da sua capacidade de ser integrado em esquemas de monitorização ambiental sem perder viabilidade técnica e económica. Por conseguinte, a investigação futura deverá centrar-se na validação da sua eficácia em condições naturais e no desenvolvimento de estratégias para a sua normalização.

A identificação de lacunas metodológicas na bioavaliação aquática realça a necessidade de uma abordagem mais integradora que ultrapasse as limitações dos bio-indicadores e biomonitores tradicionais. A informação resumida no Quadro 3 reflecte a forma como estas abordagens, embora úteis em contextos específicos, não proporcionam uma avaliação holística dos impactos ambientais. De uma perspetiva metodológica interna, os dados demonstram que a bioavaliação tradicional é fragmentada em termos de sensibilidade, representatividade ecológica e escalas

temporais de análise. De uma perspetiva externa, estas lacunas limitam a sua aplicabilidade na tomada de decisões ambientais, o que justifica o desenvolvimento do conceito de bioecotoximonitor.

Um dos principais problemas dos biomonitores reside na sua elevada sensibilidade a fatores ambientais externos, como variações de temperatura, pH ou disponibilidade de nutrientes, o que pode comprometer a interpretação dos dados e levar à ocorrência de falsos positivos ou negativos na avaliação da qualidade da água, reduzindo a precisão dos diagnósticos ambientais realizados (Washington, 1984; Carignan; Villard, 2002, Garcia *et al.*, 2017). Embora os biomonitores permitam inferir a presença de poluentes por meio de processos de bioacumulação ao longo do tempo, eles não avaliam diretamente os efeitos tóxicos sobre os organismos nem os impactos ecológicos integrados no funcionamento do ecossistema como um todo (Depledge, 1984; Dalzochio *et al.*, 2016). Esta lacuna metodológica significa que ambas as abordagens podem fornecer informações enviesadas ou incompletas quando utilizadas isoladamente.

A representatividade ecológica constitui um fator crítico na avaliação ambiental. Os bioindicadores, por dependerem de condições ambientais específicas, não refletem a poluição de forma universal, limitando sua aplicação em diferentes contextos e não permitindo inferências diretas e abrangentes sobre o estado ecológico global de um sistema aquático (Odum, 1972; Morales *et al.*, 2019). Os biomonitores, embora forneçam informações sobre a presença e a acumulação de poluentes, não consideram as interações do ecossistema ou o impacto da toxicidade em diferentes níveis de organização biológica (Argota *et al.*, 2023a).

Consequentemente, é necessário um modelo que integre tanto a resposta biológica individual como o seu impacto no ecossistema.

Outro aspeto fundamental refere-se à temporalidade das abordagens tradicionais de monitorização. Os bioindicadores permitem a deteção relativamente rápida de alterações ambientais, refletindo respostas imediatas a perturbações na qualidade da água. No entanto, a sua interpretação permanece limitada ao momento da observação, não captando variações ao longo do tempo nem integrando os efeitos cumulativos da exposição prolongada a contaminantes nos ecossistemas aquáticos (Odum, 1972; Washington, 1984; Carignan; Villard, 2002, Garcia *et al.*, 2017).

Os biomonitores, por outro lado, permitem uma avaliação integrada a médio e longo prazo da exposição a contaminantes, refletindo processos de bioacumulação. No entanto, não possibilitam a identificação de efeitos toxicológicos imediatos nem captam variações temporais rápidas na resposta biológica dos organismos, limitando a compreensão de eventos agudos nos ecossistemas aquáticos (Rainbow, 1995; Truchet *et al.*, 2022). A ausência de um modelo que abranja diferentes escalas temporais restringe a possibilidade de uma monitorização contínua e exacta da qualidade ambiental.

De uma perspetiva aplicada, estas lacunas metodológicas limitam a eficácia da bioavaliação na gestão ambiental. Os decisores precisam de ferramentas que não só detectem a poluição, mas também permitam prever os seus efeitos a nível do ecossistema. Neste contexto, a bioavaliação tradicional não fornece informações suficientes para avaliar a resiliência dos ecossistemas ou para antecipar alterações na sua

funcionalidade ecológica (Modelo de Souza, 2024; Ma, 2024).

O bioecotoximonitor é proposto como uma solução para estas limitações, uma vez que procura integrar a toxicidade, a bioacumulação e as respostas biológicas a vários níveis. No entanto, a sua aplicação enfrenta desafios significativos. A necessidade de metodologias mais complexas e pormenorizadas pode dificultar a sua adoção em programas de monitorização de rotina. Além disso, a sua validação exige estudos longitudinais para demonstrar a sua eficácia em diferentes tipos de ecossistemas aquáticos (Argota *et al.*, 2023b).

Embora o bioecotoximonitor represente um avanço concetual, o seu desenvolvimento deve ser acompanhado de estratégias para a sua aplicação prática. Isto implica a normalização dos protocolos de avaliação, a incorporação de tecnologias analíticas avançadas e a criação de bases de dados para correlacionar as respostas biológicas com os impactos ambientais a longo prazo (Argota *et al.*, 2023c).

A análise das abordagens tradicionais de bioavaliação revela limitações que comprometem a sua eficácia na caraterização da qualidade do ambiente aquático. Embora os bioindicadores e os biomonitores tenham sido ferramentas valiosas, apresentam lacunas metodológicas que justificam a necessidade de um modelo mais integrador. O bioecotoximonitor está a emergir como uma alternativa que ultrapassa estas lacunas ao incluir uma abordagem mais holística, mas a sua implementação ainda requer otimização metodológica e validação empírica.

Para que esta proposta seja efectiva, é necessário desenvolver estudos que demonstrem a sua

aplicabilidade em cenários reais, bem como desenhar estratégias que facilitem a sua incorporação nas políticas ambientais. A evolução da bioavaliação deve ser orientada para modelos mais preditivos e menos reactivos, permitindo assim uma gestão mais eficiente e sustentável dos ecossistemas aquáticos.

O conceito de bioecotoximonitor surge como uma resposta às limitações metodológicas dos bioindicadores e biomonitores tradicionais, oferecendo uma abordagem mais integradora da avaliação ambiental. A Tabela 4 destaca as diferenças fundamentais entre estes modelos, sublinhando que o bioecotoximonitor não só incorpora a toxicidade na sua análise, como também integra múltiplos níveis de organização biológica e avalia os efeitos ambientais numa perspetiva ecossistémica. No entanto, a sua implementação requer uma discussão crítica, tanto em termos da interpretação dos dados obtidos como da sua aplicabilidade num cenário ecossistémico.

O bioecotoximonitor distingue-se pela sua maior capacidade de avaliar a toxicidade dos poluentes, o que implica uma abordagem metodológica mais rigorosa do que os bioindicadores e biomonitores tradicionais. Enquanto os bioindicadores reflectem indiretamente as alterações ambientais e os biomonitores mostram a acumulação de substâncias nos tecidos dos organismos, o bioecotoximonitor procura correlacionar estes processos com efeitos ecotoxicológicos específicos (Argota, 2024a). No entanto, esta vantagem metodológica levanta questões sobre a normalização das análises ecotoxicológicas, uma vez que os diferentes organismos podem variar na sua sensibilidade aos contaminantes.

Outro aspeto relevante é a integração dos níveis de organização biológica. Ao contrário dos

biomarcadores, que se centram nas respostas individuais, e dos biomonitores, que analisam principalmente a bioacumulação nos tecidos, o bioecotoximonitor alarga o seu âmbito ao nível da população e da comunidade. Isto permite a avaliação dos efeitos sub-letais e crónicos na estrutura e função dos ecossistemas aquáticos. Contudo, este alargamento implica a necessidade de modelos experimentais e instrumentos analíticos mais complexos para relacionar os efeitos individuais com as alterações na dinâmica ecológica (Argota *et al.*, 2024a; Argota *et al.*, 2024b).

Por último, a avaliação a nível do ecossistema representa uma das caraterísticas mais inovadoras do conceito de bioecotoximonitor. A inclusão de uma abordagem holística visa ultrapassar a fragmentação dos métodos tradicionais, permitindo uma análise mais precisa dos impactos ambientais (Argota, 2024a; Argota, 2024b). No entanto, esta vantagem também apresenta desafios metodológicos, uma vez que a variabilidade natural dos ecossistemas pode dificultar a identificação de efeitos específicos da poluição. Além disso, é necessário um quadro teórico robusto para definir indicadores ecosistémicos que sejam representativos e comparáveis em diferentes cenários do mundo real.

De uma perspetiva aplicada, o bioecotoximonitor representa um avanço significativo na bioavaliação ambiental, ao permitir uma interpretação mais precisa dos impactos dos poluentes na biodiversidade e na funcionalidade dos ecossistemas aquáticos. No entanto, a sua aplicação em programas de monitorização e na formulação de políticas ambientais enfrenta diversos desafios técnicos, metodológicos e institucionais que limitam a sua implementação em larga escala.

Um dos principais desafios é a disponibilidade de dados de referência. Ao contrário dos biomarcadores e biomonitores, que dispõem de uma vasta literatura e de bases de dados consolidadas, o bioecotoximonitor exige a geração de novos conhecimentos sobre a interação entre toxicidade, bioacumulação e efeitos a nível do ecossistema. Sem esta informação, a interpretação dos resultados pode ser incoerente ou difícil de extrapolar para diferentes contextos ambientais.

Além disso, a complexidade metodológica do bioecotoximonitor pode limitar a sua aplicabilidade em avaliações de rotina. A necessidade de análises ecotoxicológicas pormenorizadas e a integração de vários níveis de resposta biológica exigem mais esforços logísticos e financeiros do que as abordagens tradicionais. Este facto poderá restringir a sua utilização a estudos científicos especializados e dificultar a sua adoção por agências governamentais ou empresas que procurem métodos de avaliação mais rápidos e menos dispendiosos.

Outra questão fundamental é a incorporação do bioecotoximonitor na legislação ambiental. Para que esta abordagem se torne uma norma na avaliação da qualidade do ambiente aquático, a sua base científica tem de ser reconhecida e validada pelos organismos reguladores. Isto implica o desenvolvimento de regulamentos específicos que estabeleçam protocolos de amostragem, critérios de interpretação e níveis de referência para diferentes tipos de ecossistemas

O bioecotoximonitor representa uma evolução na bioavaliação ambiental, integrando a toxicidade, a bioacumulação e as respostas biológicas numa perspetiva ecossistémica. As suas vantagens metodológicas

posicionam-no como um modelo mais preciso e abrangente do que os bioindicadores e biomonitores tradicionais. No entanto, a sua aplicação exige a superação de desafios significativos relacionados com a geração de dados de referência, a complexidade analítica e a sua validação na regulamentação ambiental (Argota, 2024b).

Para garantir a sua aplicabilidade, é necessário desenvolver estudos comparativos que demonstrem a sua eficácia em diferentes ecossistemas e gerar estratégias que facilitem a sua adoção em programas de monitorização ambiental. Esta é a única forma de o consolidar como uma ferramenta eficaz para a gestão e conservação dos ecossistemas aquáticos.

CONCLUSÃO

O bioecotoximonitor representa um avanço significativo na avaliação do ambiente aquático, ao superar as limitações inerentes aos bioindicadores e biomonitores tradicionais por meio da integração de múltiplos níveis de resposta biológica. Essa abordagem holística possibilita uma compreensão mais precisa e abrangente dos efeitos dos poluentes sobre os organismos e processos ecológicos, fornecendo informações essenciais para a tomada de decisões, a gestão sustentável e a conservação eficaz dos ecossistemas aquáticos em diferentes escalas espaciais e temporais.

No entanto, a sua aplicação ainda enfrenta desafios metodológicos e operacionais significativos, que limitam a sua adoção em larga escala. Torna-se fundamental o desenvolvimento de estudos experimentais robustos

que permitam a padronização dos critérios de avaliação, bem como a criação de bases de dados de referência que viabilizem a interpretação mais precisa e comparável dos resultados obtidos em diferentes contextos ambientais. Adicionalmente, a sua incorporação na regulamentação ambiental requer a elaboração de protocolos claros, reprodutíveis e adaptáveis a distintos tipos de ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, o bioecotoximonitor emerge como uma ferramenta inovadora com elevado potencial na bioavaliação ambiental. Contudo, a sua adoção efetiva dependerá diretamente do avanço das metodologias analíticas, da validação científica contínua e da sua integração consistente nas políticas públicas e programas de monitorização ambiental.

REFERÊNCIAS

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (ed.). **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes.** Berkeley: University of California Press, 2011. 408 p.

ANTONELLI, M.; LAUBE, P.; DOERING, M.; SCHERELIS, V.; WU, S.; HURNI, L.; HEITZLER, M.; WEBER, C. **Identifying anthropogenic legacy in freshwater ecosystems.** *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 11, n. 4, e1729, 2024.

ARGOTA, P. G. **Semántica en la interpretación fáctica sobre el concepto de verdad aproximada del bioecotoximonitor.** *Neotropical Helminthology*, v. 18, n. 1, p. 19–24, 2024a.

ARGOTA, P. G. **Cuarta dimensión en el uso del bioecotoximonitor en ecotoxicología acuática.** *Biotempo*, v. 21, n. 2, p. 269–276, 2024b.

ARGOTA, P. G. **Necesidad social de protocolos ambientales con peces como biomonitores de metales pesados en ecotoxicología acuática.** *Neotropical Helminthology*, v. 17, n. 1, p. 89–95, 2023.

ARGOTA, P. G.; RODRÍGUEZ, S. M. A.; IANNACONE, J. **Paradigma de transformación de los biomonitores a la calidad de bioecotoximonitores en ecotoxicología acuática.** *The Biologist (Lima)*, v. 21, n. 2, p. 195–201, 2023a.

ARGOTA, P. G.; RODRÍGUEZ, S. M. A.; IANNACONE, J. **Teleología crítica epistemológica de los bioecotoximonitores en ecotoxicología acuática.** *Biotempo*, v. 21, n. 1, p. 105–109, 2023b.

ARGOTA, P. G.; IANNACONE, J.; RODRÍGUEZ, S. M. A. **Metafísica en la teorización lógica del concepto bioecotoximonitor: reflexiones.** *Neotropical Helminthology*, v. 17, n. 2, p. 259–264, 2023c.

BANCEL, S.; GEFFARD, O.; BOSSY, C.; CLÉRANDEAU, C.; COYNEL, A.; DARAMY, F.; DELORME, N.; GARNERO, L.; MAZZELLA, N.; MILLAN, N.; MZALI, F.; PIERRON, F.; RECOURA, M. R.; ROCHARD, É.; CACHOT, J. **Active biomonitoring of river pollution using an ex-situ exposure system with two model species.** *Science of the Total Environment*, v. 959, art. 178159, 2024.

CARIGNAN, V.; VILLARD, M. A. **Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review.** *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, v. 78, p. 45–61, 2002.

DALZOCHIO, T.; SIMÕES, R.; AIRTON, L.; SANTOS DE SOUZA, M.; PRADO, R. G. Z.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, H.; GLÁUCIA, J.; GÜNTHER, G.; BASSO DA SILVA, L. **Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil.** *Chemosphere*, Oxford, v. 189, p. 609–618, 2017.

DEBÉN, S.; ABOAL, J. R.; GIRÁLDEZ, P.; VARELA, Z.; FERNÁNDEZ, J. A. *Developing a biotechnological tool for monitoring water quality: in vitro clone culture of the aquatic moss Fontinalis antipyretica.*** *Water*, Basel, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2019.

DEPLEDGE, M. H. **Disruption of circulatory and respiratory activity in shore crabs (*Carcinus maenas* L.) exposed to heavy metal pollution.** *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, Oxford, v. 78, n. 2, p. 445–459, 1984.

EASTWOOD, N.; ZHOU, J.; DERELLE, R.; ABOU-ELWAFA, M.; STUBBINGS, W. A.; JIA, Y.; CRAWFORD, S. E.; DAVIDSON, T. A.; COLBOURNE, J. K.; CHRIS, S.; BIK, H. M.; HOLLERT, H.; ORSINI, L. **Joint Public Review: 100 years of anthropogenic impact causes changes in freshwater functional biodiversity.** *Computational and Systems Biology Ecology*, v. 12, art. RP86576, 2023.

GARCÍA, J. M.; SARMIENTO, L. F.; RODRÍGUEZ, M. S.; PORRAS, L. S. **Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión corta.** *UGCiencia*, v. 23, p. 47–62, 2017.

MA, C. **Ecological risk assessment and environmental policy analysis based on Bayesian networks.** *Academic Journal of Science and Technology*, v. 13, n. 3, p. 1–6, 2024.

MISYA, M.; PRASETYA, J. D. **Utilization of bioindicators in environmental biomonitoring: a comprehensive review.** *Jurnal Lingkungan Kebumian Indonesia*, v. 1, n. 1, p. 1–11, 2023.

MODELO DE SOUSA, A. D. **Risk assessments of contaminants of environmental concern need to address future scenarios to effectively protect human health and ecosystems.** *Deleted Journal*, v. 3, n. 1, p. 1–5, 2024.

MORALES, F. N.; RODRÍGUEZ, M. A.; GELABERT, R.; FLORES, L. M. *Parasites of fish Poecilia velifera* and their potential as bioindicators of wetland restoration progress.** *Helgoland Marine Research*, v. 73, p. 1–8, 2019.

NAPIT, A. **An updated review on the role of certain physicochemical parameters in regulating fish diversity of tropical aquatic ecosystems.** *Bioscience Biotechnology Research Communications*, v. 17, n. 4, p. 180–185, 2024.

ODUM, E. P. **Ecología.** México: Interamericana, 1972. 639 p.

OGIDI, O. I.; ONWUAGBA, C. G.; RICHARD, N. N. **Biomonitoring tools, techniques and approaches for environmental assessments.** In: IZAH, S. C.; OGWU, M. C.; HAMIDIFAR, H. (ed.). **Biomonitoring of Pollutants in the Global South.** Singapore: Springer, 2024.

RAINBOW, P. S. **Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment.** *Marine Pollution Bulletin*, Oxford, v. 31, p. 183–192, 1995.

SANGWAN, S.; KUMAR, M.; LAMBA, R.; SINGH, S.; KUMARI, A.; WATI, L. **Natural biotic sensors of environmental pollution and ecological disturbance.** In: **Environmental Nexus Approach.** 1. ed. [S. l.]: [s. n.], 2024. cap. **Bioindicators**, p. 311–337.

SARABIA, D. T.; SANTOS, M. do S. M.; BATISTOTE, M. **Evaluation of the main potentially toxic elements and bioindicator organisms.** *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v. 13, n. 4, p. 279–295, 2024.

SZCZEPOCKA, E.; ŻELAZNA, W. J.; ZAKRZEWSKI, P. K. **Impact of urbanization-driven changes of the riverbeds on its ecological status evidenced by diatom communities: the negative side of the Anthropocene.** *Ecological Indicators*, Amsterdam, v. 159, art. 111706, 2024.

TRUCHET, D. M.; BUZZI, N. S.; NEGRIN, V. L.; BOTTÉ, S. E.; MARCOVECCHIO, J. E. **First long-term assessment of metals and associated ecological risk in subtidal sediments of a human-impacted SW Atlantic estuary.** *Marine Pollution Bulletin*, Oxford, v. 174, art. 113235, 2022.

WANG, X.; WANG, X.; AI, S.; YI, J.; WU, F.; LI, J.; LIU, Z.; ZHANG, Q. **Response of aquatic ecosystems multi-trophic biological communities under multiple pollutants stress.** *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 995, art. 177001, 2024.

WASHINGTON, H. G. **Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems.** *Water Research*, Oxford, v. 18, p. 653–694, 1984.

YU, Y. **Application of biological monitoring in water environmental monitoring.** In: **International Conference on Modern Medicine and Global Health.** *Proceedings...*, v. 12789, art. 1278921, 2023.

CAP. 7

Influência da qualidade microbiológica de peixe e da água de cultivo aliada a avaliação da comunidade zooplanctônica

Karuane Saturnino da Silva Araújo
Bruno Machado Araújo
Ivaneide de Oliveira Nascimento
Marcelo Francisco da Silva

Karuane Saturnino da Silva Araújo

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA. Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL.
E-mail: karuane@hotmail.com

Bruno Machado Araújo

Universidade Estadual do Maranhão – UEMA.
E-mail: ambiental.bruno@hotmail.com

Ivaneide de Oliveira Nascimento

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL.
E-mail: ivaneide@uemasul.edu.br ; silvamf@gmail.com

Marcelo Francisco da Silva

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL.

INFLUÊNCIA DA QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DE PEIXE E DA ÁGUA DE CULTIVO ALIADA A AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

Resumo: Esta revisão visa compilar e sintetizar as principais evidências científicas sobre a influência qualidade microbiológica de peixe e da água de cultivo aliado a avaliação da comunidade zooplanctônica. A pesquisa foi conduzida em bases de dados reconhecidas (Science Direct, SciELO, CAPES Periódicos e Wiley Online Library), utilizando descritores em português e inglês, combinados por operadores booleanos para ampliar a relevância dos resultados. A contaminação microbiológica, principalmente de *E. coli*, nas águas dos reservatórios, na ração, no filé e nas brânquias acima do padrão estabelecido pela legislação torna-se preocupante para os produtores e consumidores do oeste maranhense. A comunidade zooplanctônica possui representantes de Rotifera, Cladocera, Copepoda e Protozoa, sem estudos anteriores sobre zooplâncton na região. Desta forma, os resultados sobre a ocorrência de parasitas indicam a necessidade do monitoramento da presença de parasitas em pisciculturas do oeste maranhense. Estudos recentes reafirmam a importância do monitoramento microbiológico contínuo e da integração de parâmetros da comunidade zooplanctônica da água de cultivo. As descobertas, recentemente publicadas, sobre contaminação por *E. coli* das águas de piscicultura preocupam a saúde humana e enfatizam a necessidade de regulamentações apropriadas.

Palavras-chave: Piscicultura, Qualidade da água; Microbiologia; Zooplâncton; Saúde humana.

INFLUENCE OF MICROBIOLOGICAL QUALITY OF FISH AND CULTURE WATER COMBINED WITH ZOOPLANKTON COMMUNITY ASSESSMENT

Abstract: This review aims to compile and synthesize the main scientific evidence regarding the influence of the microbiological quality of fish and culture water combined with the assessment of the zooplankton community. The research was conducted in recognized databases (Science Direct, SciELO, CAPES Journals, and Wiley Online Library), using descriptors in Portuguese and English, combined by Boolean operators to enhance the relevance of the results. Microbiological contamination, mainly of *E. coli*, in reservoir waters, feed, fillets, and gills above the standards established by legislation, has become a concern for producers and consumers in western Maranhão. The zooplankton community includes representatives of Rotifera, Cladocera, Copepoda, and Protozoa, with no previous studies on zooplankton in the region. Thus, the results regarding the occurrence of parasites indicate the need for monitoring the presence of parasites in fish farms in western Maranhão. Recent studies reaffirm the importance of continuous microbiological monitoring and the integration of zooplankton community parameters in culture water. Recently published findings regarding *E. coli* contamination in fish farming waters are a concern for human health and emphasize the need for appropriate regulations.

Keywords: Fish farming; Water quality; Microbiology; Zooplankton; Human health.

Introdução

Qualidade da água refere-se às características físicas, químicas e biológicas que determinam a adequação da água para consumo humano e a saúde dos ecossistemas, bem como para o uso em tanques de cultivo de peixes de consumo (Li e Migliaccio, 2010; Araújo *et al.*, 2025). Como a água é frequentemente coletada diretamente das fontes sem tratamento adequado, a qualidade da água potável em áreas rurais depende amplamente da qualidade da água da fonte (Scheili *et al.*, 2016). Na região oeste do Maranhão, na Amazônia Legal, a água utilizada em pisciculturas também é retirada diretamente da fonte sem tratamento. Para tomar decisões informadas sobre o gerenciamento e proteção das fontes de água potável, é essencial compreender o estado da qualidade da água e os riscos à saúde associados (Li; Wu, 2019). Entre as tarefas essenciais da pesquisa moderna estão a identificação de tendências no processo de eutrofização em ecossistemas aquáticos e a análise das possíveis respostas dessas mudanças nos principais indicadores das comunidades bióticas, especialmente fito e zooplâncton (Zhikharev *et al.*, 2023; Araújo *et al.*, 2025).

Nas comunidades zooplanctônicas, a variabilidade sazonal envolve alterações na estrutura e abundância das espécies ao longo de toda a comunidade. Essas mudanças ocorrem principalmente devido a variações sazonais em fatores ambientais, como radiação solar, flutuações nos volumes de água (influenciadas pela temperatura e precipitação) e fatores externos, como nutrientes e poluentes (Colebrook, 1984; Tavernini, 2008; Araujo *et al.*, 2008; Heinle, 1969). Estudar a variabilidade sazonal

nas comunidades zooplanctônicas pode fornecer insights sobre os mecanismos subjacentes às mudanças no nível comunitário. Além disso, essa análise é fundamental para entender as características espaço-temporais dos ambientes aquáticos que sustentam e mantêm essas comunidades (Pepin *et al.*, 2011).

Adotou-se uma metodologia de revisão abrangente para a síntese do conhecimento científico vigente. Realizou-se o levantamento bibliográfico nas bases de dados ScienceDirect, SciELO, Periódicos CAPES e Wiley Online Library, utilizando-se os termos de busca "Qualidade da água", "Microbiologia" e "Zooplâncton", em português e inglês. A combinação destes termos foi mediada pelos operadores lógicos AND e OR. Quanto à seleção das pesquisas, foram incluídos exclusivamente artigos de pesquisa e revisões bibliográficas de periódicos científicos. Foram excluídos trabalhos irrelevantes ao tema ou fora do escopo da investigação, textos sem acesso integral gratuito, monografias, dissertações, teses, artigos de opinião e publicações redundantes.

Revisão de literatura

Qualidade microbiológica do filé de peixe e da água de cultivo

Entre 1998 e 2008, 46% de todas as doenças transmitidas por alimentos registradas foram associadas ao consumo de frutas, vegetais e nozes (Painter *et al.*, 2013). A segurança alimentar tem se tornado uma preocupação crescente no fornecimento global de alimentos, mas poucas intervenções eficazes de segurança alimentar são amplamente reconhecidas em diversos

sistemas. Uma das principais preocupações em relação à segurança alimentar na aquaponia envolve o cultivo de frutas e vegetais em água que contém excrementos de peixes e outras matérias orgânicas, como resíduos de partículas de peixe e plantas. Patógenos como *E. coli* O157:H7, *Salmonella* e *Listeria monocytogenes* são os principais agentes transmitidos por alimentos que podem estar presentes no sistema de água recirculante, demonstrando a capacidade de sobreviver nessas condições (Nesse *et al.*, 2005; Pal; Dasgupta, 1992).

Além disso, peixes provenientes de fontes não confiáveis podem introduzir vírus e doenças transmitidas por alimentos (como *Vibrio* spp.), que geralmente não estão associados a frutas e vegetais (Fox *et al.*, 2012).

O cenário atual é caracterizado pelo uso inadequado da água, o que causa escassez, degradação da qualidade e compromete a disponibilidade de água para diversos fins, como recreação (Khan *et al.*, 2021). A água é essencial para a sobrevivência humana, e um suprimento adequado, acessível e seguro é fundamental para a população. O acesso a água limpa e segura traz benefícios significativos para a saúde. No entanto, a água não tratada continua a ser um problema. A maior ameaça infecciosa geralmente está associada à água contaminada com resíduos humanos ou animais. Muitas doenças são causadas por microrganismos, como bactérias, patógenos e vírus, que podem sobreviver, se multiplicar e se espalhar na água (Payus *et al.*, 2018).

Escherichia coli é uma bactéria patogênica Gram-negativa, não esporulada e em forma de bastonete, que produz gás em meios de cultura após fermentação por 48 horas a 35°C (Greenwood *et al.*, 2003). Reconhecida pela primeira vez como um patógeno humano em 1982 (Riley

et al., 1983), *E. coli* é classificada em três tipos: comensal, diarreica e extraintestinal (Tenaillon *et al.*, 2010). Dentro do grupo dos coliformes fecais, que inclui

E. coli, Citrobacter, Enterobacter, Hafnia e Klebsiella, E. coli é a mais comum e geralmente habita o trato gastrointestinal de animais de sangue quente (Alam *et al.,* 2011). Essa bactéria pode sobreviver por 4 a 12 semanas na água, dependendo das condições ambientais (Nevers *et al.*, 2011). Braga *et al.* (2022) realizaram um estudo sobre a influência dos parâmetros físico-químicos no Índice de Qualidade da Água (IQA) na Amazônia Maranhense, Brasil. A presença de matérial fecal é uma fonte significativa de agentes patogênicos na água, e *E. coli* é considerada um indicador bacteriano de contaminação, afetando rios, praias, riachos, águas subterrâneas, superfícies aquáticas e várias atividades relacionadas ao uso da água (Braga *et al.*, 2022). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2011; Braga *et al.*, 2022), *E. coli* não deve ser detectada em amostras de 100 mL de água.

Ações como coleta e tratamento de efluentes domésticos, fiscalização de descarte irregular, campanhas de conscientização, controle da concentração de poluentes e a preservação e recuperação de matas ciliares são medidas essenciais para melhorar a qualidade da água nos rios Munim e Iguará, tanto a montante quanto a jusante (Braga *et al.*, 2022).

Nos estudos realizados por Braga *et al.* (2022), os parâmetros físico-químicos, como fósforo, magnésio, cálcio, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, permaneceram acima dos limites máximos permitidos pelo CONAMA n.º 357/05. Somente os níveis de nitrito e nitrato ficaram dentro dos padrões

estabelecidos, sendo classificados como adequados para a vida aquática. A análise de componentes principais revelou que os parâmetros físico-químicos, como oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrato e salinidade, foram os mais sensíveis às variações sazonais (Braga *et al.*, 2022). No caso de *E. coli*, observou-se uma maior incidência desse contaminante durante a estação chuvosa, indicando um alto nível de contaminação do rio por coliformes fecais (Braga *et al.*, 2022).

Em geral, a combinação de análises físico-químicas, biológicas e estatísticas oferece uma base sólida para o desenvolvimento de estratégias de gestão dos recursos hídricos. Os resultados desta pesquisa têm relevância para futuros estudos sobre qualidade da água e planejamento urbano na região, impactando diretamente o meio ambiente. A partir dos dados obtidos, é evidente a necessidade de políticas públicas que promovam a conservação dos recursos hídricos da região, dado que a influência das atividades humanas na qualidade da água dos rios Iguará e Munim é clara (Braga *et al.*, 2022).

Gomaa *et al.* (2022) analisaram a distribuição espacial e os fatores hidrogeoquímicos que influenciam a ocorrência de coliformes totais e *Escherichia coli* em águas subterrâneas em uma área hiperárida, em Ad-Dawadmi, Arábia Saudita. A presença de bactérias coliformes, também chamadas de bactérias fecais (FB), em água que excede os limites recomendados para uso doméstico e irrigação de plantações cruas tem um papel significativo na prevalência de doenças causadoras de surtos endêmicos e epidêmicos em todo o mundo (Aram *et al.*, 2021; Ramírez-Castillo *et al.*, 2015). A detecção dessas bactérias indicadoras sugere a existência de fontes de contaminação, como latrinas de fossa, aterros,

interconexão de águas superficiais, fossas sépticas ou esterco de gado (Gomaa *et al.*, 2022; Gomes *et al.*, 2023).

Em 2021, a crise hídrica se somou a outras crises de recursos naturais e danos ambientais. Para garantir a qualidade da água para as futuras gerações, é essencial o aprofundamento de pesquisas e o monitoramento das bacias hidrográficas ao redor do mundo (Giri, 2021; World Economic Forum, 2021). Poluentes emergentes, ou contaminantes de preocupação emergente, que não estão incluídos nos programas de monitoramento regular, têm degradado a qualidade da água e causado efeitos adversos à saúde humana e ecológica (Geissen *et al.*, 2015; Kumar *et al.*, 2020).

Atender à crescente demanda por água doce, ao mesmo tempo em que se busca um equilíbrio sustentável entre as atividades humanas e as necessidades ecológicas, representa um desafio significativo (Poff *et al.*, 2003). O aumento populacional e as mudanças climáticas estão alterando os padrões de distribuição da água, tanto no espaço quanto no tempo, intensificando a competição por recursos hídricos cada vez mais limitados (United Nations, 2012). Além disso, a governança inadequada e a falta de infraestrutura para o tratamento de água estão contribuindo para a degradação dos ambientes aquáticos (Kumar, 2019). Em diversos países da Ásia e América do Sul, cerca de 80% das águas residuais não tratadas são lançadas diretamente em corpos d'água, o que leva à degradação e à diminuição dos recursos naturais. Ainda há poucos registros dessas informações no Brasil (Azhoni *et al.*, 2017; Acioly *et al.*, 2024; Araújo *et al.,* 2024a; Araújo *et al.*, 2024b).

Os serviços ecossistêmicos envolvem interações contínuas entre diversos componentes estruturais,

incluindo o ciclo da água, a regulação dos gases atmosféricos, o controle climático, a transferência de energia e a ciclagem de nutrientes (Jiang *et al.*, 2023). Essas interações geram uma série de benefícios que, direta ou indiretamente, são apropriados pelos seres humanos, criando serviços ecossistêmicos específicos, como os de regulação, culturais e de fornecimento. Exemplos essenciais desses serviços incluem a gestão de habitats, a regulação do microclima, o controle de distúrbios, a regulação hidrológica, a prevenção da erosão de sedimentos, a pedogênese, a circulação de nutrientes, o controle de pragas naturais, a adaptação às mudanças climáticas, a produção de água doce, a conservação da biodiversidade e as atividades recreativas (Costanza *et al.*, 1998; De Groot *et al.*, 2002).

O acesso a água potável segura e limpa é amplamente reconhecido como um direito humano fundamental e um determinante essencial para a saúde pública (Oliveira, 2017). A pesquisa de Khalid *et al.*, 2023, sobre a qualidade da água, abordou os desafios e as consequências psicológicas associadas à água contaminada. A qualidade da água potável está intimamente ligada ao bem-estar das pessoas e das comunidades, afetando não apenas a saúde física, mas também as dimensões psicológicas e socioeconômicas (Kaiser, 2023; Sarango *et al.*, 2023).

A qualidade da água potável, seja ela segura para consumo ou não, desempenha um papel crucial na definição dos resultados de saúde pública (Gwenzi *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2018; Araújo *et al.*, 2025). A água potável, que atende a rigorosos padrões de qualidade, funciona como uma proteção vital contra doenças transmitidas pela água e outros riscos à saúde. No

entanto, a presença de fontes de água não potável, frequentemente contaminadas, e a existência de vírus entéricos (Rashid *et al.*, 2021) criam um cenário complexo. A exposição a essas fontes pode causar uma série de problemas de saúde, incluindo doenças gastrointestinais, doenças transmitidas pela água e riscos à saúde a longo prazo (Nappier *et al.*, 2018; Nour *et al.*, 2021).

Além dos impactos fisiológicos, as consequências psicológicas de lidar com fontes de água incertas e inseguras são consideráveis (Wutich; Brewis, 2014). A constante preocupação com a segurança da água (Brooks; Patel, 2022), o estresse relacionado à busca de fontes alternativas de água e a perda de confiança nos serviços públicos têm um impacto psicológico significativo nas comunidades afetadas (Khalid *et al.*, 2023). Esses estressores podem se manifestar em forma de ansiedade, depressão e até transtorno de estresse pós-traumático (TEPT). Portanto, é fundamental monitorar a qualidade da água para proteger a saúde pública, prevenir doenças transmitidas pela água e promover a conscientização e a confiança do público no que diz respeito ao seu bem-estar psicológico (Khalid *et al.*, 2023). Os recursos hídricos globais estão cada vez mais escassos, e a disponibilidade e qualidade da água representam grandes desafios tanto para países desenvolvidos quanto para os em desenvolvimento. Cerca de 40% da população mundial vive em áreas com escassez de água, e mais de 50% deverá enfrentar essa situação até 2050 (He *et al.*, 2021; Torres *et al.*, 2024).

Diante desse cenário, uma das medidas para aliviar o estresse hídrico e o acesso limitado à água é o gerenciamento de águas residuais e seu possível reuso. As tecnologias de desinfecção utilizando fontes de

energia renovável, como a solar (Gutiérrez-Alfaro *et al.,* 2018; Pichel *et al.*, 2019; Martínez-García *et al.*, 2020), têm atraído crescente atenção nas pesquisas atuais sobre tratamento de águas residuais, devido ao seu potencial para superar os desafios enfrentados pelos métodos convencionais, como os altos custos de energia e as dificuldades de implementação.

Segundo o relatório do programa de monitoramento conjunto OMS/UNICEF (JMP, 2023), em 2022, aproximadamente 2,2 bilhões de pessoas ainda não tinham acesso a serviços de água potável gerenciados com segurança. Desses, 292 milhões contavam com serviços limitados, 296 milhões com acesso não melhorado, e 115 milhões dependiam da água de superfície para o consumo (Liddle *et al.*, 2015).

A qualidade da água potável é um dos principais fatores que impactam a saúde dos consumidores, especialmente em países em desenvolvimento (Fentie *et al.*, 2024; Araújo *et al.*, 2025). A maior ameaça à segurança da água potável é a contaminação microbiana, frequentemente originada pela contaminação fecal. O fornecimento de água insegura e as práticas inadequadas de saneamento são fatores determinantes para a propagação de doenças diarreicas. Embora o risco dessas doenças possa ser significativamente reduzido com um abastecimento de água adequado e práticas de saneamento apropriadas, o problema ainda persiste (TROEGER *et al.*, 2018). Em 2016, a diarreia causou a morte de 1,6 milhões de pessoas, incluindo 26,3% de crianças menores de cinco anos (Fentie *et al.*, 2024).

Avaliação da comunidade zooplanctônica da água de cultivo

A comunidade zooplanctônica desempenha um papel crucial nos ecossistemas aquáticos, funcionando como uma parte de transição na cadeia alimentar. Esses organismos não apenas consomem produtores primários, como o fitoplâncton, mas também servem de alimento para organismos de níveis tróficos mais elevados, como peixes (Loick-Wilde *et al.*, 2016; Jagadeesan *et al.*, 2017). Além disso, as diferentes espécies de zooplâncton variam em sua sensibilidade às mudanças ambientais, tornando-os indicadores eficazes da qualidade ambiental (Jeppesen *et al.*, 2011; Simoes *et al.*, 2013; De Souza *et al.*, 2021). Diversos estudos indicam que alterações ambientais, como o enriquecimento de nutrientes, afetam significativamente o crescimento, a composição das comunidades, a densidade e a diversidade do zooplâncton em ecossistemas aquáticos (Santos *et al.*, 2018; De Melo *et al.*, 2019; Tavares *et al.*, 2019). Recentemente, houve um aumento no interesse pela variação da composição da comunidade entre locais (diversidade beta), considerada uma ferramenta útil para explorar os efeitos dos fatores ambientais sobre as comunidades zooplanctônicas (Melo *et al.*, 2011; Da Silva *et al.*, 2021).

As comunidades zooplanctônicas sofrem alterações devido às interações orgânicas com fatores bióticos e abióticos (Gilbert, 1988; Pace *et al.*, 1992; Hong *et al.*, 2022). Mudanças contínuas em diversos fatores ambientais, como a qualidade da água, fontes de alimento, predadores e estações do ano, além das complexas interações nos ecossistemas aquáticos, afetam os

processos que estão por trás da sucessão zooplanctônica (Gannon; Stemberger, 1978; Lampert *et al.*, 1986; Shurin, 2001; Fischer; Visbeck, 1993).

Hong *et al.* (2022) realizou uma análise multivariada das comunidades de rotíferos e dos fatores ambientais, utilizando componentes extraídos de uma série temporal. Como resultado, as comunidades zooplanctônicas geralmente consistem em uma combinação de espécies perenes e esporádicas (Fernando, 1980; Shurin, 2000; Hong *et al.*, 2022). Para uma análise precisa dos padrões de abundância dessas espécies, é fundamental considerar os fatores sazonais que influenciam a sucessão da comunidade zooplanctônica (Mackas *et al.*, 2012).

Os rotíferos são zooplânctons que se alimentam de ciliados, bactérias e outras pequenas criaturas (Yoshida *et al.*, 2003; Arndt, 1993; Gilbert, 1980) e desempenham um papel essencial no ciclo de nutrientes em ecossistemas de água doce. Este grupo é geralmente dominante entre o zooplâncton de água doce. Populações de rotíferos tendem a crescer rapidamente em águas eutrofizadas ou em ambientes com condições específicas (Devetter, 1998; Liang *et al.*, 2020; Chang *et al.*, 2008; Thouvenot *et al.*, 2000).

O período de observação de três anos, embora relevante, pode ser considerado relativamente curto, e os dados coletados podem não ser suficientes para uma interpretação precisa com base na análise de séries temporais. Por isso, são necessárias pesquisas adicionais com monitoramento contínuo e de longo prazo para estabelecer as correlações entre os fatores ambientais e as populações aquáticas no lago (Hong *et al.*, 2022).

O progresso industrial e as atividades humanas na área de captação contribuem para a poluição de

grandes rios, elevando a carga de substâncias orgânicas e inorgânicas em altas concentrações, o que acelera os processos de eutrofização tanto nos rios quanto em seus corpos d'água receptores. Isso afeta a estrutura biológica e impulsiona mudanças na biodiversidade das comunidades aquáticas (Loreau *et al.*, 2001; Naeem *et al.*, 2012). A biodiversidade está intimamente ligada ao funcionamento dos ecossistemas e à ciclagem de nutrientes (Gagic, 2015). A eutrofização dos rios pode ser impulsionada não apenas pelo enriquecimento de nutrientes, mas também por uma série de fatores, como troca de água, mudanças climáticas, invasões biológicas e manipulação humana das condições hidrológicas (Padisák *et al.*, 1998; Felipe-Lucia *et al.*, 2020; Cloern, 2001; Costa *et al.*, 2009; Zhikharev *et al.*, 2023).

A avaliação do impacto da eutrofização na estrutura das comunidades de plâncton, na diversidade de espécies aquáticas e em sua distribuição espacial foi considerada nos perfis longitudinais de rios, grandes lagos e reservatórios (Karadži´c *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2016; Yuan e Pollard, 2018; Shurganova *et al.*, 2018; Shurganova *et al.*, 2019; Afonina e Tashlykova, 2020; Frossard *et al.*, 2020; Liang *et al.*, 2020;

Krupa *et al.*, 2020; Waite *et al.*, 2020; Zhikharev *et al.*, 2021). Nessas pesquisas, as zonas de fronteira dos ecossistemas aquáticos merecem destaque, pois são caracterizadas por gradientes significativos em variáveis ambientais (como mineralização e conteúdo de nutrientes), resultantes da descarga do rio (Telesh; Khlebovich, 2010).

Estudos indicam que a construção de barragens e a inundação de sistemas fluviais e planícies de inundação podem causar mudanças ambientais que alteram a

estrutura das comunidades zooplanctônicas, reduzindo a diversidade beta do zooplâncton (Bozelli *et al.*, 2015; Braghin *et al.*, 2018). Os rios são ecossistemas vitais para o desenvolvimento de centros urbanos (Tran Khac *et al.,* 2018). No entanto, a rápida urbanização e o aumento dos padrões de vida resultaram no lançamento de grandes volumes de águas residuais industriais e domésticas nos rios, agravando a poluição da água e a degradação ambiental devido às altas concentrações de nutrientes (Suthar *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2016; Xia *et al.*, 2021; Du *et al.*, 2023; Wada *et al.*, 2016; Rodrigues *et al.*, 2021).

Os reservatórios, assim como os lagos naturais, possuem uma grande capacidade de armazenamento de água, baixa velocidade de fluxo e características abióticas distintas em relação aos rios (Inag, 2009). No entanto, os lagos naturais se diferenciam dos reservatórios pela formação gradual por processos geomorfológicos naturais ou pela criação rápida devido a eventos catastróficos. Esses lagos têm processos de estratificação e circulação de massa de água, controlados por ritmos naturais, e uma biodiversidade que se adaptou historicamente à dinâmica natural do ambiente lacustre (Simões *et al.*, 2015). Já os reservatórios apresentam um aumento mais acelerado nas concentrações de nutrientes (como fósforo e nitrogênio) provenientes do lixiviado de solos e vegetação ao redor (Smith *et al.*, 1999; Bhagowati *et al.*, 2019), intensificado por atividades humanas, como agricultura e indústria. Isso pode resultar na degradação da qualidade da água, favorecendo o crescimento excessivo de produtores primários e promovendo processos de eutrofização, que prejudicam o equilíbrio ecológico (Bengtsson *et al.*, 2012; Pinto *et al.*, 2021).

Diante do exposto, fica claro que, o zooplâncton

desempenha um papel crucial na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, sendo uma parte essencial das cadeias alimentares aquáticas. Ele atua como o elo energético entre os produtores primários, como o fitoplâncton, e consumidores superiores, como os peixes (Stamou *et al.*, 2021). A análise da dinâmica do ecossistema natural é essencial para compreender a responsabilidade humana na modificação do ambiente e entender como as mudanças causadas pela ação humana influenciam o retorno das mesmas espécies após um período de ausência (Belmonte *et al.*, 2023).

O zooplâncton inclui uma variedade de táxons microscópicos, como Rotifera, Copepoda e Cladocera (De Vargas *et al.*, 2015). Esses organismos são valiosos como bioindicadores e desempenham um papel importante em ações de recuperação ou melhoria de águas poluídas (Mukhopadhyay *et al.*, 2007). Por essa razão, estudos quantitativos e qualitativos sobre o zooplâncton são de grande importância (Ji *et al.*, 2011). O zooplâncton também é um componente fundamental na alimentação dos peixes em ecossistemas aquáticos, tornando a investigação de sua produção e abundância essencial para o gerenciamento eficaz da pesca (Guermazi *et al.,* 2023).

O zooplâncton é altamente sensível a mudanças ambientais, sendo, por isso, um excelente indicador da saúde dos ecossistemas aquáticos (Annabi-Trabelsi *et al.*, 2022). Diversos estudos anteriores focaram na relação entre a estrutura das comunidades de zooplâncton e fatores ambientais (Li *et al.*, 2014; Bachiller *et al.*, 2018; Le Coz *et al.*, 2018; Matsuzaki *et al.*, 2018; Neumann-Leitão *et al.*, 2018), assim como na idade das bacias hidrográficas (Alfonso *et al.*, 2010). Mudanças nos parâmetros físico-

químicos e bióticos de sistemas aquáticos resultam em alterações na composição e abundância dos organismos que habitam essas águas. Assim, o zooplâncton pode ser utilizado como uma ferramenta eficaz no monitoramento dos ecossistemas aquáticos (Guermazi *et al.*, 2023).

Estudos recentes, como o de Song *et al.* (2023), abordaram os efeitos do uso massivo de desinfetantes em comunidades planctônicas em lagos de Wuhan, destacando preocupações sobre a segurança do ecossistema e da saúde humana, devido à alta citotoxicidade e genotoxicidade desses produtos químicos (He *et al.,* 2020; Li *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2020). O fitoplâncton e o zooplâncton desempenham papéis essenciais nas redes alimentares aquáticas, funcionando como produtores primários e consumidores importantes, e influenciam significativamente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Howeth *et al.*, 2010; Zwart *et al.*, 2015). É cada vez mais evidente que as variações na abundância e composição dessas comunidades estão principalmente relacionadas a mudanças nas condições ambientais (Zhao *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2022).

Dessa forma, mudanças significativas nas comunidades de fitoplâncton podem indicar se o uso de desinfetantes está impactando ou não o ecossistema aquático. O objetivo deste estudo foi analisar os efeitos do uso de desinfetantes sobre o plâncton e os ecossistemas aquáticos, investigando a concentração de desinfetantes, subprodutos da desinfecção (DBPs), fitoplâncton e zooplâncton em lagos urbanos e rurais (Song *et al.*, 2023).

Em termos de conectividade, ela pode influenciar indiretamente a distribuição do plâncton por meio de

mudanças nas condições ambientais, o que pode ser interpretado como uma forma de filtragem ambiental na montagem da comunidade, conforme descrito na ecologia das comunidades (Si *et al.*, 2022). Além disso, a conectividade afeta diretamente o processo de dispersão do plâncton (Chust *et al.*, 2016), o que pode ser compreendido como filtragem de dispersão na montagem da comunidade, onde espécies com maior capacidade de dispersão tendem a aparecer em mais comunidades (Si *et al.*, 2022). No entanto, estudos mais recentes têm abordado os efeitos do habitat e da dispersão de forma separada, como os efeitos da salinidade no plâncton (Xiao *et al.*, 2020) e a dependência da dispersão larval à distância (Salinas-De-Leon *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2024).

Mudanças nas comunidades de zooplâncton impactam a estrutura das comunidades de outros organismos no ecossistema e podem refletir alterações nas condições ambientais aquáticas (Zhou *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2022; Go´zdziejewska *et al.*, 2021; Heneghan *et al.*, 2023).

As mudanças na composição e abundância das espécies de zooplâncton são fundamentais para a dinâmica das comunidades zooplanctônicas. Além disso, o zooplâncton apresenta alta sensibilidade a variações nos fatores ambientais, como a qualidade da água, tornando-se um potencial indicador ecológico para monitorar a saúde ambiental, situação observada no oeste maranhense (Li *et al.*, 2024; Araújo *et al.*, 2025).

Essas alterações podem servir como um sinal precoce de eutrofização das águas. Apesar das recomendações de diversas autoridades científicas (Jeppesen *et al.*, 2011; Ejsmont-Karabin, 2012; Caroni

e Irvine, 2010; Moss, 2007), o zooplâncton ainda não foi incorporado na lista de componentes biológicos utilizados para avaliar o estado ecológico dos lagos. Na Europa, o zooplâncton também não faz parte das regulamentações legais que orientam os programas de monitoramento de lagos, e os esforços dos ecologistas para incluí-lo no sistema de avaliação ecológica dos lagos não tiveram êxito (Ochocka, 2024).

Considerações finais

A qualidade da água passou a ser tão relevante quanto a quantidade de água. Qualidade da água refere-se às características físicas, químicas e biológicas que determinam a adequação da água para consumo humano e a saúde dos ecossistemas. O constante monitoramento da qualidade da água dos viveiros pode impedir a contaminação microbiológica nos filés de peixes de cultivo. A diversidade do zooplâncton, além de contribuir para a estabilidade dos ecossistemas, serve como um importante indicador da qualidade da água. Como a eutrofização é um dos principais impactos das atividades humanas em lagos, entender como o zooplâncton se altera em relação ao grau de eutrofização é essencial para o gerenciamento ambiental. Pois, a eutrofização representa uma das fontes mais significativas de contaminação em ecossistemas de água doce. A presente revisão contribui para as descobertas que constituem um passo para o planejamento, tomada de decisão e políticas públicas voltadas para essa cadeia produtiva em favor da gestão eficiente de recursos hídricos utilizados na piscicultura, em direção ao desenvolvimento sustentável.

Referências

ACIOLY, T.M.S.; SILVA, M.F.; BARBOSA, L.A.; IANNACONE, J.; VIANA, D.C. Lev-els of Potentially Toxic and Essential Elements inWater and Estimation of Human Health Risks in a River Located at the Interface of Brazilian Savanna and Amazon Biomes (Tocantins River). **Toxics**. v.12, p.444, 2024.

AFONINA, E.Y.; TASHLYKOVA, N.A. Fluctuations in plankton community structure of endorheic soda lakes of southeastern Transbaikalia (Russia). **Hydrobiologia**. 847, 1383– 1398. 2020.

ALAM, M.; FARZANA, T.; AHSEN, C.R.; YASMIN, M.; NESSA, J. Distribution of coliphages against four E.coli virotypes in hospital originated sewage sample and a sewage treatment plant in Bangladesh. Indian **J. Microbiol**. 51, 188–193. 2011.

ALFONSO, G.; BELMONTE, G.; MARRONE, F.; NASELLI-FLORES, L. Does lake age affect zooplankton diversity in Mediterranean lakes and reservoirs? A case study from southern Italy. **Hydrobiologia**. 653, 149–164. 2010.

ANNABI-TRABELSI, N.; GUERMAZI, W.; LEIGNEL, V.; AL-ENEZI, Y.; KARAM, Q.; ALI, M.; AYADI, H.; BELMONTE, G. Effects of Eutrophication on Plankton Abundance and Composition in the Gulf of Gabès (Mediterranean Sea, Tunisia). **Water**. 14, 2230. 2022.

ARAM, S.A.; SAALIDONG, B.M.; LARTEY, P.O. Comparative Assessment of the Relationship between Coliform Bacteria and Water Geochemistry in Surface and Ground Water Systems. **PLoS ONE**. 16, e0257715. 2021.

ARAÚJO, K. S. S.; ACIOLY, T. M. S.; CARVALHO, A. V.; SILVA, T. A. P.; BEZERRA, N. P. C.; COSTA, F. N.; NASCIMENTO, I. O.; VIANA, D. C. Biomarcadores revelam a qualidade do tambacu e da água de cultivo: uma revisão. In: VIANA, D. C.; MOREY, G. A. M.; SILVA, I. L. A.; ACIOLY, T. M. S. (org.). Pescando conhecimento: ciência e perspectivas para o pescado do Maranhão e Brasil. Imperatriz: EDUEMASUL, 2025. v. 2, cap. 6, p. 137-164.

ARAUJO, H.M.P.; NASCIMENTO-VIEIRA, D.A.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SCHWAMBORN, R.; LUCAS, A.P.; ALVES, J.P. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. **Braz. J. Biol.** 68, 751–762. 2008.

ARAÚJO, K.S.S.; ACIOLY, T.M.S.; NASCIMENTO, I.O.; COSTA, F.N.; CORRÊA, F.; GAGNETEN, A.M.; VIANA, D.C. Biomonitoring of Waters and Tambacu (*Colossoma macropomum × Piaractus mesopotamicus*) from the Amazônia Legal, Brazil. **Water**, 16, 2588. 2024a.

ARNDT, H. Rotifers as predators on components of microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates). **Hydrobiologia**. 255, 231–246. 1993.

AZHONI, A.; HOLMAN, I.; JUDE, S. Adapting water management to climate change: Institutional involvement, inter-institutional networks and barriers in India. Glob. **Environ. Change**. 44, 144–157. 2017.

BACHILLER, E.; UTNE, K.R.; JANSEN, T.; HUSE, G. Bioenergetics modeling of the annual consumption of zooplankton by pelagic fish feeding in the Northeast Atlantic. **PLoS ONE**. 13, e0190345. 2018.

BELMONTE, G.; DENTI, G.; RUBINO, F. Planktonic Copepoda along the Confinement Gradient of the Taranto Sea System (Southern Italy) after Lockdown of Human Activities Due to the COVID-19 Pandemic. **Water.** 15, 2449. 2023.

BENGTSSON, L.; HERSCHY, R.W.; FAIRBRIDGE, R.W. Encyclopedia of Lakes and Reservoirs; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2012.
BHAGOWATI, B.; AHAMAD, K. A Review on Lake Eutrophication Dynamics and Recent Developments in Lake Modeling. **Ecohydrol. Hydrobiol**. 19, 155–166. 2019.

BOZELLI, R.L.; THOMAZ, S.M.; PADIAL, A.A.; LOPES, P.M.; BINI, L.M. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. **Hydrobiologia**. 753, 233–241. 2015.

BRAGA, F. H. R.; DUTRA, M. L. S.; LIMA, N. S.; SILVA, G. M.; MIRANDA, R. C. M.; FIRMO, W. C. A.; MOURA, A. R. L.; MONTEIRO, A. S.; SILVA, L. C. N.; SILVA, D. F.; SILVA, M. R. C. Study of the Influence of Physicochemical Parameters on the Water Quality Index (WQI) in the Maranhão Amazon, Brazil. **Water**. 14, 1546. 2022.

BRAGHIN, L.; ALMEIDA, B.D.C.; CANELLA, T.F.; GARCIA, B.; BONECKER, C.C. Effects of dams decrease zooplankton functional _-diversity in river-associated lakes. **Freshw. Biol**. 63, 721–730. 2018.

BROOKS, S.K.; PATEL, S.S. Psychological Consequences of the Flint Water Crisis: A Scoping Review. **Disaster Med. Public Health Prep**. 16, 1259–1269. 2022.

CARONI, R.; IRVINE, K. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: Redundant concept or political oversight? **Biol. Environ. Proc. R. Ir. Acad.** 110, 35–53. 2010.

CHANG, K.H.; DOI, H.; IMAI, H.; GUNJI, F.; NAKANO, S.A. Longitudinal changes in zooplankton distribution below a reservoir outfall with reference to river planktivory. **Limnology**. 9, 125–133. 2008.

CHEN, J.; ZHENG, F.; LI, D.; ZHOU, R.; JV, W.; LENG, X.; XIA, L.; AN, S. Zeta Diversity Reveals the SmallWetland Complex Promotes Biodiversity. **Water**. 16, 476. 2024.

CHUST, G.; VILLARINO, E.; CHENUIL, A.; IRIGOIEN, X.; BIZSEL, N.; BODE, A.; BROMS, C.; CLAUS, S.; FERNANDEZ DE PUELLES, M.L.; FONDA-UMANI, S.; *et al.* Dispersal similarly shapes both population genetics and community patterns in themarine realm. **Sci. Rep** . 6, 28730. 2016.

CLOERN, J.E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 210, 223–253. 2001.

COLEBROOK, J.M. Continuous plankton records: Relationships between species of phytoplankton and zooplankton in the seasonal cycle. **Mar. Biol.** 83, 313–323. 1984.

COSTA, L.S.; HUSZAR, V.L.M.; OVALLE, A.R. Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: Hydrological control and nutrient limitation. **Estuar. Coasts** . 32, 508–521. 2009.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; *Et al*. The value of ecosystem services: Putting the issues in perspective. **Ecol. Econ** . 25, 67–72. 1998.

DA SILVA, N.J.; LANSAC-TÔHA, F.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; SALES, P.C.L.; DE RIBAMAR SOUSA ROCHA, J. Beta diversity patterns in zooplankton assemblages from a semiarid river ecosystem. **Int. Rev. Hydrobiol** . 106, 29–40. 2021.

DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A.; BOUMANS, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecol. Econ.** 41, 393– 408. 2002.

DE MELO, T.X.; DIAS, J.D.; SIMÕES, N.R.; BONECKER, C.C. Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: An experimental approach. **Hydrobiologia.** 827, 171–181. 2019.

DE SOUZA, C.A.; BEISNER, B.E.; VELHO, L.F.M.; DE CARVALHO, P.; PINEDA, A.; VIEIRA, L.C.G. Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. **Sci. Total Environ** . 776, 145948. 2021.

DE VARGAS, C.; AUDIC, S.; HENRY, N.; DECELLE, J.; MAHÉ, F.; LOGARES, R.; *et al*. Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. **Science** . 348, 1261605. 2015.

DEVETTER, M. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. **Hydrobiologia** . 387–388, 171–178. 1998.

DU C.; ZHAO, F.; SHANG, G.; WANG, L.; JEPPESEN, E.; ZHANG, L.; ZHANG, W.; FANG, X. Ammonia Influences the Zooplankton Assemblage and Beta DiversityPatterns in Complicated Urban River Ecosystems. **Water** . 15, 1449. 2023.

EJSMONT-KARABIN, J. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. **Pol. J. Ecol** . 60, 339–350. 2012.

FELIPE-LUCIA, M.R.; SOLIVERES, S.; PENONE, C.; FISCHER, M.; AMMER, C.; BOCH, S.; BOEDDINGHAUS, R.S.; BONKOWSKI, M.; BUSCOT, F.; FIORE-DONNO, A.M.; *et al.* Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. **Proc. Natl. Acad. Sci** . USA, 117, 28140–28149. 2020.

FENTIE, M.; ASSEFA, E.; AKLOG, D.; TADESSE, A.; JANKA, E. Assessment of Drinking Water Quality in Northern Ethiopia Rural Area: A Case Study of Farta District, South Gondar Zone. **Water.** 16, 1651. 2024.

FERNANDO, C.H. The freshwater zooplankton of Sri Lanka, with a discussion of tropical freshwater zooplankton composition. Int. Rev. Gesamten. **Hydrobiol. Hydrogr.** 65, 85–125. 1980.

FISCHER, J.; VISBECK, M. Seasonal variation of the daily zooplankton migration in the Greenland Sea. **Deep Sea Res . I** . 40, 1547–1557. 1993.

FOX, B.K.; TAMARU, C.S.; HOLLYER, J.; CASTRO, L.F.; FONSECA, J.M.; JAY RUSSELL, M.; LOW, T. A preliminary study of microbial water quality related to food safety in recirculating aquaponic fish and vegetable production systems. **Food Saf. Technol.** 51, 1–11. 2012.

FROSSARD, V.; ALEYA, L.; HENRY, P.; VALLET, A.; CHARLIER, J.B. Impacts of nitrogen loads on the water and biota in a karst river (Loue River, France). **Hydrobiologia** . 847, 2433–2448. 2020.

GAGIC, V.; BARTOMEUS, I.; JONSSON, T.; TAYLOR, A.;WINQVIST, C.; FISCHER, C.; SLADE, E.M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; EMMERSON, M.; POTTS, S.G.; *et al.* Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species- based indices. **P. Roy. Soc. B-Biol. Sci.** 282, 0142620. 2015.

GANNON, J.E.; STEMBERGER, R.S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Trans. Am. Microsc. Soc** . 97, 16–35. 1978.

GEISSEN, V.; MOL, H.; KLUMPP, E.; UMLAUF, G.; NADAL, M.; VAN DER PLOEG, M.; VAN DE ZEE, S.E.A.T.M.; RITSEMA, C.J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. **Int. Soil Water Conserv. Res.** 3, 57–65. 2015.

KUMAR, M.; BORAH, P.; DEVI, P. Priority and emerging pollutants in water. In Inorganic Pollutants in Water; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2020; pp. 33–49.

GILBERT, J.J. Further observations on developmental polymorphism and its evolution in the rotifer Brchionus calyciflorus. **Freshw. Biolog** . 10, 281–294. 1980.

GILBERT, J.J. Suppression of rotifer populations by Daphnia: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. **Limnol. Oceanogr** . 33, 1286–1303. 1988.

GIRI, S. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. **Environ. Pollut.** 2021, 271, 116332.

GO´ZDZIEJEWSKA, A.M.; KOSZAŁKA, J.; TANDYRAK, R.; GROCHOWSKA, J.; PARSZUTO, K. Functional responses of zooplankton communities to depth, trophic status, and ion content in mine pit lakes. **Hydrobiologia** . 848, 2699–2719. 2021.

GOMAA, H. E.; CHARNI, M.; ALOTIBI, A. A.; ALMARRI, A. H.; GOMAA, F. A. Spatial Distribution and Hydrogeochemical Factors Influencing the Occurrence of Total Coliform and *E. coli* Bacteria in Groundwater in a Hyperarid Area, Ad-Dawadmi, Saudi Arabia. **Water.** 14, 3471. 2022.

GOMES, R. P.; OLIVEIRA, T. R.; RODRIGUES, A. B.; FERREIRA, L. M.; VIEIRA, J. D. G.; CARNEIRO, L. C. Occurrence of Antibiotic Resistance Genes, Antibiotics-Resistant and Multi-Resistant Bacteria and Their Correlations in One River in Central Western Brazil. **Water** . 15, 747. 2023.

GREENWOOD, D.; SLACK, R.; PEUTHERER, J. Escherichia. In Medical Microbiology, 16th ed.; Churchill Livingstone: Edinburgh, UK, 2003; pp. 265–273.

GUERMAZI, W.; EL-KHATEEB, M.; ABU-DALO, M.; SALLEMI, I.; AL RAHAHLEH, B.; REKIK, A.; BELMONTE, G.; AYADI, H.; ANNABI-TRABELSI, N. Assessment of the Zooplankton Community and Water Quality in an Artificial Freshwater Lake from a Semi- Arid Area (Irbid, Jordan). **Water** . 15, 2796. 2023.

GUTIÉRREZ-ALFARO, S.; RUEDA-MÁRQUEZ, J.J.; PERALES, J.A.; MANZANO, M.A. Combining sun-based technologies (microalgae and solar disinfection) for urban wastewater regeneration. **Sci. Total Environ.** 619–620, 1049–1057. 2018.

GWENZI, W.; DUNJANA, N.; PISA, C.; TAURO, T.; NYAMADZAWO, G. Water quality and public health risks associated with roof Rainwater harvesting systems for potable supply: Review and perspectives. Sustain. **Water Qual. Ecol.** 6, 107–118. 2015.

HE, J.; SHI, M.; WANG, F.; DUAN, Y.; ZHAO, T.; SHU, S.; CHU, W. Removal of CX3R- type disinfection by-product precursors from rainwater with conventional drinking water treatment processes. **Water Res.** 185, 116099. 2020.

HE, C.; LIU, Z.; WU, J.; PAN, X.; FANG, Z.; LI, J.; BRYAN, B.A. Future global urban water scarcity and potential solutions. **Nat. Commun** . 12, 4667. 2021.

HEINLE, D.R. Temperature and zooplankton. Chesap. Sci. 1969, 10, 186–209.

HENEGHAN, R.F.; EVERETT, J.D.; BLANCHARD, J.L.; SYKES, P.; RICHARDSON, A.J. Climate-driven zooplankton shifts cause large-scale declines in food quality for fish. **Nat. Clim. Chang** . 13, 470–477. 2023.

HONG, GEUN-HYEOK; CHANG, KWANG-HYEON; OH, HYE-JI; CHOI, Y.; HAN, S.; JEONG, HYUN-GI. Multivariate Analysis of Rotifer Community and Environmental Factors Using the Decomposed Components Extracted from a Time Series. **Water** . 14, 4113. 2022.

HOWETH, J.G.; LEIBOLD, M.A. Species dispersal rates alter diversity and ecosystem stability in pond metacommunities. **Ecology** . 91, 2727–2741. 2010.

INAG. Critérios Para a Classificação Do Estado Das Massas de Água Superfíciais Rios e Albufeiras; INAG: Lisboa, Portugal, 2009.

JAGADEESAN, L.; JYOTHIBABU, R.; ARUNPANDI, N.; PARTHASARATHI, S. Copepod grazing and their impact on phytoplankton standing stock and production in a tropical coastal water during the different seasons. **Environ. Monit. Assess.** 189, 105. 2017.

JEPPESEN, E.; NOGES, P.; DAVIDSON, T.A.; HABERMAN, J.; NOGES, T.; BLANK, K.; LAURIDSEN, T.L.; SONDERGAARD, M.; SAYER, C.; LAUGASTE, R.; *et al*. Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the EuropeanWater Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia** . 676, 279–297. 2011.

JI, N.K.; DAS, M.; MUKHERJI, R.; KUMAR, R.N. Assessment of zooplankton diversity of a tropical wetland system. **Int. J. Pharm. Life Sci.** IJPLS. 2, 983-990. 2011.

JIANG, TASI-JUNG.; KUMAR, P.; CHIEN, H.; SAITO, O. Socio-Hydrological Approach for Water Resource Management and Human Well-Being in Pinglin District, Taiwan. **Water** . 15, 3302. 2023.

Joint Monitoring Programme (JMP). Progress on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000–2022: Special Focus on Gender; United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization (WHO): New York, NY, USA, 2023.

KAISER, Z.R.M.A. Analysis of the livelihood and health of internally displaced persons due to riverbank erosion in Bangladesh. **J. Migr. Health** . 7, 100157. 2023.

KARADŽI´C, V.; SUBAKOV-SIMI´C, G.; KRIZMANI´C, J.; NATI´C, D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). **Desalination** . 255, 91–96. 2010.

KHALID, W.; SHIYI, C.; NGATA, M. R.; ALI, A.; ALREFAEI, A. F.; ALMUTAIRI, M. H.; KULSOOM, I.; HUSSAIN, W.; BALOCH, M. Y. J. TapWater Quality: Challenges and Psychological Consequences. **Water.** 2023, 15, 3987.

KHAN, F.M.; GUPTA, R.; SEKHRI, S. Superposition learning-based model for prediction of E.coli in ground water using physicochemical water quality parameters. Groundw. **Sustain. Dev.** 13, 100580. 2021.

KRUPA, E.; BARINOVA, S.; ROMANOVA, S.; AUBAKIROVA, M.; AINABAEVA, N. Planktonic Invertebrates in the Assessment of Long-Term Change in Water Quality of the Sorbulak Wastewater Disposal System (Kazakhstan). **Water** . 12, 3409. 2020.

KUMAR, P. Numerical quantification of current status quo and future prediction of water quality in eight Asian megacities: Challenges and opportunities for sustainable water management. **Environ. Monit. Assess.** 191, 319. 2019.

LAMPERT, W.; FLECKNER, W.; RAI, H.; TAYLOR, B.E. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase . **Limnol. Oceanogr** . 31, 478– 490. 1986.

LE COZ, M.; CHAMBORD, S.; SOUISSI, S.; MEIRE, P.; OVAERT, J.; BUFFAN DUBAU, E.; PRYGIEL, J.; AZÉMAR, F.; SOSSOU, A.C.; LAMOTHE, S.; *et al.* Are zooplankton communities structured by taxa ecological niches or by hydrological features? **Ecohydrology** . 11, e1956. 2018.

LI, Y.; MIGLIACCIO, K. Water Quality Concepts, Sampling, and Analyses; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2010; pp. 1–9.

LI, P.; WU, J. Drinking water quality and public health. **Expo Health** . 11, 73–79. 2019.

LI, X.; YU, H.; MA, C. Zooplankton community structure in relation to environmental factors and ecological assessment of water quality in the Harbin Section of the Songhua River. Chin. **J. Oceanol. Limnol.** 32, 1344–1351. 2014.

LI, X.; MITCH, W.A. Drinking Water Disinfection Byproducts (DBPs) and Human Health Effects: Multidisciplinary Challenges and Opportunities. **Environ. Sci. Technol.** 52, 1681– 1689. 2018.

LI, J.; ZHENG, W.; CAI, Z.; MA, J.; LI, G.; MA, B.; ZHAO, J.; LI, Z.; LI, S.; CHEN, M.; GAO, C. Changes in the Characteristics of Zooplankton

Communities in Response to Shifts in the Aquatic Environment in the Shallow Waters of Northern Liaodong Bay, China. **Water.** 16, 2711. 2024.

LIANG, D.; WANG, Q.; WEI, N.; TANG, C.; SUN, X.; YANG, Y. Biological indicators of ecological quality in typical urban river-lake ecosystems: The planktonic rotifer community and its response to environmental factors. **Ecol. Indic.** 112, 106–127. 2020.

LIDDLE, E.S.; MAGER, S.M.; NEL, E.L. The suitability of shallow hand dug wells for safe water provision in sub-Saharan Africa: Lessons from Ndola, Zambia. **Appl. Geogr.** 57, 80– 90. 2015.

LIU, X.Y.; CHEN, L.; YANG, M.T.; TAN, C.Q.; CHU, W.H. The occurrence, characteristics, transformation and control of aromatic disinfection by-products: A review. **Water Res.** 184, 116076. 2020.

LOICK-WILDE, N.; WEBER, S.C.; CONROY, B.J.; CAPONE, D.G.; COLES, V.J.; MEDEIROS, P.M.; STEINBERG, D.K.; MONTOYA, J.P. Nitrogen sources and net growth efficiency of zooplankton in three Amazon River plume food webs. **Limnol. Oceanogr.** 61, 460–481. 2016.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; *et al.* Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. **Science** . 294, 804–808. 2001.

MACKAS, D.L.; GREVE, W.; EDWARDS, M.; CHIBA, S.; TADOKORO, K.; ELOIRE, D.; MAZZOCCHI, M.G.; BATTEN, S.; RICHARDSON, A.J.; JOHNSON, C.; *et al.* Changing zooplankton seasonality in a changing ocean: Comparing time series of zooplankton phenology. **Prog. Oceanogr.** 97–100, 31–62. 2012.

MARTÍNEZ-GARCÍA, A.; VINCENT, M.; RUBIOLO, V.; DOMINGOS, M. Assessment of a pilot solar V-trough reactor for solar water disinfection. **Chem. Eng. J.** 399, 125719. 2020.

MATSUZAKI, S.S.; SUZUKI, K.; KADOYA, T.; NAKAGAWA, M.; TAKAMURA, N. Bottom-up linkages between primary production, zooplankton, and fish in a shallow, hypereutrophic lake. **Ecology.** 99, 2025–2036. 2018.

MELO, A.S.; SCHNECK, F.; HEPP, L.U.; SIMÕES, N.R.; SIQUEIRA, T.; BINI, L.M. Focusing on variation: Methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnol. Bras.** 23, 318–331. 2011.

MOSS, B. Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it all be about? **Hydrobiologia** . 584, 381–394. 2007.

MUKHOPADHYAY, S.K.; CHATTOPADHYAY, B.; GOSWAMI, A.R.; CHATTERJEE, A. Spatial variations in zooplankton diversity in waters contaminated with composite effluents. **J. Limnol.** 66, 97. 2007.

NAEEM, S.; DUFFY, J.E.; ZAVALETA, E. The functions of biological diversity in an age of extinction. **Science** . 336, 1401–1406. 2012.

NAPPIER, S.P.; SOLLER, J.A.; EFTIM, S.E. Potable water reuse: What are the microbiological risks? **Curr. Environ. Health Rep** . 5, 283–292. 2018.

NESSE, L.; LOVOLD, T.; BERGSJ, B.; NORDBY, K.; WALLACE, C.; HOLSTAD, G. Persistence of orally administered Salmonella enterica serovars Agona and Montevideo in Atlantic salmon (*Salmo salar L.*). **J. Food Prot.** 68, 1336–1339. 2005.

NEUMANN-LEITÃO, S.; MELO, P.A.M.C.; SCHWAMBORN, R.; DIAZ, X.F.G.; FIGUEIREDO, L.G.P.; SILVA, A.P.; CAMPELO, R.P.S.; MELO JÚNIOR, M.D.; MELO, N.F.A.C.; COSTA, A.E.S.F.; *et al.* Zooplankton From a Reef System Under the Influence of the Amazon River Plume. **Front. Microbiol.** 9, 355. 2018.

NEVERS, M.; BOEHM, A. Modeling fate and transport of fecal bacteria in surface water. In The Fecal Bacteria; ASM Press: Washington, DC, USA, 2011; pp. 165–188.

NOUR, I.; HANIF, A.; RYAN, M.; EIFAN, S. Insights into Gastrointestinal Virome: Etiology and Public Exposure. **Water** . 13, 2794. 2021.

OCHOCKA, A. Zooplankton Index for Shallow Lakes' Assessment: Elaboration of a New Classification Method for Polish Lakes. **Water** . 16, 2730. 2024.

OLIVEIRA, C.M.D. Sustainable access to safe drinking water: Fundamental human right in the international and national scene. **Rev. Ambiente Água** . 12, 985–1000. 2017.

PACE, M.L.; FINDLAY, S.E.G.; LINTS, D. Zooplankton in advective environments: The Hudson River community and a comparative analysis. Can. **J. Fish. Aquat. Sci.** 49, 1060– 1069. 1992.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. **Hydrobiologia** . 384, 41–53. 1998.

PAINTER, J.A.; HOEKSTRA, R.M.; AYERS, T.; TAUXE, R.V.; BRADEN, C.R.; ANGULO, F.J.; GRIFFIN, P.M. Attribution of foodborne illnesses, hospitalizations, and deaths to food commodities by using outbreak data, United States, 1998–2008. **Emerg. Infect. Dis.** 19, 407–415. 2013.

PAL, D.; DASGUPTA, C. Nonspecific defense-mechanisms of Cirrhinus mrigala against *Escherichia coli* and *Salmonella typhi.* **Curr. Sci. India** . 63, 744–747. 1992.

PAN, M.; ZHAO, J.; ZHEN, S.; HENG, S.;WU, J. Effects of the combination of aeration and biofilm technology on transformation of nitrogen in black-odor river. **Water Sci. Technol.** 74, 655–662. 2016.

PAYUS, C.; HAZIQAH, N.; BASRI, N.; WAN, V.L. Faecal Bacteria Contaminations in Untreated Drinking Water (Groundwater Well and Hill Water) from Rural Community Areas. **Int. J. Adv. Sci. Technol.** IJAST, 158, 215–218. 2018.

PEPIN, P.; COLBOURNE, E.; MAILLET, G. Seasonal patterns in zooplankton community structure on the Newfoundland and Labrador Shelf. **Prog. Oceanogr.** 91, 273–285. 2011.

PICHEL, N.; VIVAR, M.; FUENTES, M. The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods. **Chemosphere** . 218, 1014–1030. 2019.

PINTO, I.; RODRIGUES, S.; LAGE, O.M.; ANTUNES, S.C. Assessment ofWater Quality in Aguieira Reservoir: Ecotoxicological Tools in Addition to the Water Framework Directive. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 208, 111583. 2021.

POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; PALMER, M.A.; HART, D.D.; RICHTER, B.D.; ARTHINGTON, A.H.; ROGERS, K.H.; MEYER, J.L.; STANFORD, J.A. River flows and water wars: Emerging science for environmental decision making. **Front. Ecol. Environ.** 1, 298–306. 2003.

RAMÍREZ-CASTILLO, F.Y.; LOERA-MURO, A.; JACQUES, M.; GARNEAU, P.; AVELAR-GONZÁLEZ, F.J.; HAREL, J.; GUERRERO-BARRERA, A.L. Waterborne Pathogens: Detection Methods and Challenges. **Pathogens** . 4, 307–334. 2015.

RASHID, M.; KHAN, M.N.; JALBANI, N. Detection of Human Adenovirus, Rotavirus, and Enterovirus in Tap Water and Their Association with the Overall Quality of Water in Karachi, Pakistan. **Food Environ. Virol.** 13, 44–52. 2021.

ARAÚJO, K.S.S.; NERES, H.G.C.; MENDES, J.A.C.; COSTA, J.F.; SILVA, M.L.; BARBOSA, L.A.; VIANA, D.C. Monogenoidea parasites of tambacu from the cultivation system in the tocantine region of Maranhão. **Ciência Animal** ., v.34, p.30–38, 2024b.

RILEY, L.W.; REMIS, R.S.; HELGERSON, S.D.; MCGEE, H.B.;WELLS, J.G.; DAVIS, B.R.; BLAKE, P.A. Hemorrhagic colitis associated with a rare *Escherichia coli* serotype. **N. Engl. J. Med.** 308, 681–685. 1983.

RODRIGUES, S.; PINTO, I.; MARTINS, F.; FORMIGO, N.; ANTUNES, S.C. Can Biochemical Endpoints Improve the Sensitivity of the Biomonitoring Strategy Using Bioassays with Standard Species, forWater Quality Evaluation? **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 215, 112151. 2021.

SALINAS-DE-LEON, P.; JONES, T.; BELL, J.J. Successful determination of larval dispersal distances and subsequent settlement for long-lived pelagic larvae. **PLoS ONE.** 7, e32788. 2012.

SANTOS, S.A.M.; DOS SANTOS, T.R.; FURTADO, M.S.R.; HENRY, R.; FERRAGUT, C. Periphyton nutrient content, biomass and algal community on artificial substrate: Response to experimental nutrient enrichment and the effect of its interruption in a tropical reservoir. **Limnology.** 19, 209–218. 2018.

SARANGO, M.; SENIER, L.; HARLAN, S.L. The high health risks of unaffordable water: An in-depth exploration of pathways from water bill burden to health-related impacts in the United States. **PLoS Water.** 2, e0000077. 2023.

SCHEILI, A.; DELPLA, I.; SADIQ, R.; RODRIGUEZ, M.J. Impact of raw water quality and climate factors on the variability of drinking water quality in small systems. **Water Resour. Manag.** 30, 2703–2718. 2016.

SHURGANOVA, G.V.; KUDRIN, I.A.; YAKIMOV, V.N.; GAVRILKO, D.E.; ZHIKHAREV, V.S.; ZOLOTAREVA, T.V. Spatial Distribution of Zooplankton on the Upper Part of the Cheboksary Reservoir. **Inland Water Biol.** 11, 317–325. 2018.

SHURGANOVA, G.V.; ZHIKHAREV, V.S.; GAVRILKO, D.E.; KUDRIN, I.A.; ZOLOTAREVA, T.V.; YAKIMOV, B.N.; ERINA, O.N.; TERESHINA, M.A. Zooplankton communities of the middle river part of the Cheboksary Reservoir and factors influencing their species structure. **Pov. J. Ecol.** 3, 384–395. 2019.

SHURIN, J.B. Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. **Ecology.** 81, 3074–3086. 2000.

SHURIN, J.B. Interactive effects of predation and dispersal on zooplankton communities. **Ecology** . 82, 3404–3416. 2001.

SI, X.; CADOTTE, M.W.; DAVIES, T.J.; ANTONELLI, A.; DING, P.; SVENNING, J.C.; FAURBY, S. Phylogenetic and functional clustering illustrate the roles of adaptive radiation and dispersal filtering in jointly shaping late-Quaternary mammal assemblages on oceanic islands. **Ecol. Lett.** 25, 1250–1262. 2022.

SIMOES, N.R.; DIAS, J.D.; LEAL, C.M.; BRAGHIN, L.D.S.M.; LANSAC-TOHA, F.A.; BONECKER, C.C. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. **Aquat. Sci.** 75, 607–617. 2013.

SIMÕES, N.R.; NUNES, A.H.; DIAS, J.D.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. Impact of Reservoirs on Zooplankton Diversity and Implications for the Conservation of Natural Aquatic Environments. **Hydrobiologia** . 758, 3–17. 2015.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. **Environ. Pollut.** 100, 179–196. 1999.

SONG, G.; XU, P.; ZHU, Y.; ABATE, A. R.; MI, W.; BI, Y. Effects of Massive Use of Disinfectants on the Plankton Communities in Lakes from Wuhan. **Water.** 15, 3875. 2023.

STAMOU, G.; KATSIAPI, M.; MOUSTAKA-GOUNI, M.; MICHALOUDI, E. The Neglected Zooplankton Communities as Indicators of Ecological Water Quality of Mediterranean Lakes. **Limnetica** . 40, 359–373. 2021.

SUTHAR, S.; SHARMA, J.; CHABUKDHARA, M.; NEMA, A.K. Water quality assessment of river Hindon at Ghaziabad, India: Impact of industrial and urban wastewater. **Environ. Monit. Assess.** 165, 103–112. 2009.

TAVARES, D.A.; LAMBRECHT, R.W.; DE ALMEIDA CASTILHO, M.C.; HENRY, R.; FERRAGUT, C. Epipelon responses to N and P enrichment and the relationships with phytoplankton and zooplankton in a mesotrophic reservoir. **Aquat. Ecol.** 53, 303–314. 2019.

TAVERNINI, S. Seasonal and inter-annual zooplankton dynamics in temporary pools with different hydroperiods. **Limnologica.** 38, 63–75. 2008.

TELESH, I.V.; KHLEBOVICH, V.V. Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. **Mar. Pollut. Bull.** 61, 149–155. 2010.

TENAILLON, O.; SKURNIK, D.; PICARD, B.; DENAMUR, E. The population genetics of commensal *Escherichia coli.* **Nat. Rev. Microbiol.** 8, 207–217. 2010.

THOUVENOT, A.; DEBROAS, D.; RICHARDOT, M.; BERTIN JUGNIA, L.; DÉVAUX, J. A study of changes between years in the structure of plankton community in a newly-flooded reservoir. **Arch. Für Hydrobiol.** 149, 131–152. 2000.

TORRES, J.; PALACIOS, A. M.; FUENTES, M.; VIVAR, M. Study of the Bunsen Roscoe Reciprocity Law in Solar Water Disinfection (Optical Effect) for *E. coli* , *E. faecalis* and *C. perfringens* . **Water** . 16, 1406. 2024.

TRAN KHAC, V.; HONG, Y.; PLEC, D.; LEMAIRE, B.J.; DUBOIS, P.; SAAD, M.; VINÇON-LEITE, B. An Automatic Monitoring System for High-Frequency Measuring and Real-Time Management of Cyanobacterial Blooms in Urban Water Bodies. **Processes** . 6, 11. 2018.

TROEGER, C.; BLACKER, B.F.; KHALIL, I.A.; RAO, P.C.; CAO, S.; ZIMSEN, S.R.; ALBERTSON, S.B.; STANAWAY, J.D.; DESHPANDE, A.; ABEBE, Z.; *et al.* Estimates of the global, regional, and national morbidity, mortality, and aetiologies of diarrhoea in 195 countries: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. **Lancet Infect. Dis.** 18, 1211–1228. 2018.

UNITED NATIONS. The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management for Rio+20; United Nations: Geneva, Switzerland, 2012.

WADA, Y.; GRAAF, I.; BEEK, L. High-Resolution Modeling of Human and Climate Impacts on Global Water Resources. **J. Adv. Model. Earth Syst.** 6, 513–526. 2016.

WAITE, I.R.; PAN, Y.; EDWARDS, P.M. Assessment of multi-stressors on compositional turnover of diatom, invertebrate and fish assemblages along an urban gradient in Pacific Northwest streams (USA). **Ecol. Indic.** 112, 106047. 2020.

WANG, L.; ZHANG, L.; LV, J.; ZHANG, Y.; YE, B. Public Awareness of DrinkingWater Safety and Contamination accidents: A Case Study in Hainan Province, China. **Water** . 10, 446. 2018.

World Economic Forum. The Global Risks Report 2021, 16th ed.; World Economic Forum: Geneva, Switzerland, 2021; ISBN 9782940631247. WUTICH, A.; BREWIS, A. Food,Water, and Scarcity. **Curr. Anthr.** 55, 444–468. 2014.

XIA, Y.; WANG, H.; HE, X.; YUAN, W.; ZENG, Y.; YAN, H.; ZHANG, X.; TU, Y. Spatiotemporal heterogeneity of hydrodynamic forces and water quality in typical lakeside river networks in Taihu Basin. **Lake Sci.** 33, 1100–1111. 2021.

XIAO, R.; WANG, Q.; ZHANG, M.X.; PAN,W.B.;WANG, J.J. Plankton distribution patterns and the relationship with environmental gradients and hydrological connectivity of wetlands in the Yellow River Delta. **Ecohydrol. Hydrobiol.** 20, 584–596. 2020.

YANG, B.; JIANG, Y.; HE, W.; LIU, W.; KONG, X.; JORGENSEN, S.E.; XU, F. The tempo-spatial variations of phytoplankton diversities and their correlation with trophic state levels in a large eutrophic Chinese lake. **Ecol. Ind.** 66, 153–162. 2016.

YOSHIDA, T.; URABE, J.; ELSER, J.J. Assessment of "top down" and "bottom-up" forces as determinants of rotifer distribution among lakes in Ontario, Canada. **Ecol. Res.** 18, 639– 650. 2003.

YUAN, L.L.; POLLARD, A.I. Changes in the relationship between zooplankton and phytoplankton biomasses across a eutrophication gradient. **Limnol. Oceanogr.** 63, 2493– 2507. 2018.

ZHAO, K.; WANG, L.; YOU, Q.; PAN, Y.; LIU, T.; ZHOU, Y.; ZHANG, J.; PANG, W.; WANG, Q. Influence of cyanobacterial blooms and environmental variation on zooplankton and eukaryotic phytoplankton in a large, shallow, eutrophic lake in China. **Sci. Total Environ.** 773, 145421. 2021.

ZHAO, W.; DAI, L.; CHEN, X.; WU, Y.; SUN, Y.; ZHU, L. Characteristics of zooplankton community structure and its relationship with

environmental factors in the South Yellow Sea. **Mar. Pollut. Bull.** 176, 113471. 2022.

ZHIKHAREV, V.S.; GAVRILKO, D.E.; SHURGANOVA, G.V. Zooplankton community structure in mouth areas of different rivers (tributaries of the lowland Cheboksary Reservoir, European Russia). IOP Conf. **Series Earth Environ. Sci.** 834, 012063. 2021.

ZHIKHAREV, V.; VODENEEVA, E.; KUDRIN, I.; GAVRILKO, D.; STARTSEVA, N.; KULIZIN, P.; ERINA, O.; TERESHINA, M.; OKHAPKIN, A.; SHURGANOVA, G. The Species Structure of Plankton Communities as a Response to Changes in the Trophic Gradient of the Mouth Areas of Large Tributaries to a Lowland Reservoir. **Water.** 15, 74. 2023.

ZHOU, J.; QIN, B.; ZHU, G.; ZHANG, Y.; GAO, G. Long-term variation of zooplankton communities in a large, heterogenous lake: Implications for future environmental change scenarios. **Environ. Res.** 187, 109704. 2020.

ZWART, J.A.; SOLOMON, C.T.; JONES, S.E. Phytoplankton traits predict ecosystem function in a global set of lakes. **Ecology.** 96, 2257–2264. 2015.

ORGANIZADORES



Diego Carvalho Viana

Formou-se em medicina veterinária pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) e em Pedagogia (Centro Paula Souza), Mestrado em Ciência Animal, pelo Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA/CCA), campus São Luís e Doutor em ciências, pela Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo (FMVZ/USP).



Germán Augusto Murrieta Morey

Pós-doutorado em Parasitologia de peixes na Universidade Federal do Paraná (UFPR); com doutorado no Programa de Biologia de Água doce e Pesca Interior (BADPI) no Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus - Brasil, trabalhando atualmente na área de Parasitologia de peixes e Sanidade Aquícola. Possui mestrado na universidade Georg-August-University (Goettingen - Alemanha) no Programa de Biodiversidade, Ecologia e Evolução. Com formatura como Biólogo na Universidade Nacional da Amazônia Peruana (UNAP - Perú). Possui amplo conhecimento no manejo de peixes ornamentais e na área de piscicultura. Fluideis em cinco línguas (Português, Espanhol, Inglês, Francês e Alemão) com capacidade de liderança, iniciativa e facilidade para trabalhar em grupo. Atualmente é Pesquisador do Instituto de Investigação da Amazônia Peruana (IIAP) laboratório de Parasitologia e Sanidade Aquícola, Iquitos - Peru e pesquisador estrangeiro do PPGCA - UEMA São Luís, Maranhão, Brasil.



Leanne Teles Prardo

Doutoranda em Biodiversidade e Biotecnologia pela Rede Bionorte – UEMASUL. Mestre em Ciências Florestais e Ambientais pela Universidade Federal do Tocantins (UFT), Graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL), Especialização em Licenciamento Ambiental (2014) e Ciências Ambientais pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) e Graduação em Biologia, pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA).Possui experiência na área da Educação como Professora de Ensino Superior, Técnico e Educação Básica. Possui também experiência na área de Licenciamento Ambiental, Extensão rural, Educação Ambiental.

Fonte: Ubuntu
Papel: Offset 90
Gráfica: K DE F C FREITAS LTDA

Pescando Conhecimento – Volume 3 reúne pesquisas inéditas e revisões científicas que exploram a biodiversidade aquática, a reprodução de peixes, a parasitologia, a ecotoxicologia e a qualidade sanitária do pescado na Amazônia e em outros ecossistemas neotropicais. Com uma abordagem multidisciplinar, a obra apresenta avanços relevantes para a conservação da biodiversidade, o manejo sustentável dos recursos pesqueiros, a saúde ambiental e a segurança alimentar. Destinado a pesquisadores, estudantes e profissionais das Ciências Biológicas e Agrárias, este volume fortalece a integração entre ciência, inovação e preservação dos ecossistemas aquáticos.

PROPGI
Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação
EDITORA UEMASUL
10 anos UEMASUL