

Efeitos da poluição urbana sobre a diversidade de zooplâncton no Rio Almada

The effects of urban pollution on zooplankton diversity in the Almada River

Jovenilson Ferreira dos Santos¹

Jaielle Rodrigues Nascimento²

Nadson Ressayé Simões³

1 Centro de Formação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia, Itabuna, Brasil, Praça José Bastos, s/n - Centro, 45600-923, Itabuna, BA, Brazil (<https://orcid.org/0009-0006-6345-1345>), e-mail (jovenilson.ferreira@gfe.ufsb.edu.br).
(*autor correspondente*)

2 Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Federal do Sul da Bahia, Itabuna, Brasil, Praça José Bastos, s/n - Centro, 45600-923, Itabuna, BA, Brazil (<https://orcid.org/0000-0002-9605-5879>), e-mail (jaiellerodrigues@hotmail.com).

3 Centro de Formação em Ciências Agro Florestais, Universidade Federal do Sul da Bahia, Praça José Bastos, s/n - Centro, 45600-923, Itabuna, BA, Brazil (<https://orcid.org/0000-0002-4577-9033>), e-mail (simoesnr@ufsb.edu.br).

RESUMO

Objetivo: Esse estudo teve como objetivo, analisar a influência da poluição oriunda de pequenas sobre a diversidade da comunidade zooplanctônica ao longo do Rio Almada, Bahia.

Métodos: As amostras foram coletadas em pontos a montante (Águas limpas-AL) e a jusante (Decomposição ativa-DA) da área urbana de três municípios ao longo do Rio Almada: Almadina, Coaraci e Itajuípe, nos anos de 2020 a 2023. **Resultados:** Dentre as variáveis físicas e químicas, somente o oxigênio dissolvido e a temperatura da água variaram significativamente entre AL e DA. Foram identificados 90 táxons, sendo: 60 de Rotifera, 17 de Cladocera e 13 de Copepoda. Foi possível constatar a presença de táxons dominantes, característicos de ambientes eutrofizados, nos pontos a jusante das áreas urbanas, sendo elas: *Lecane bulla bulla*, *Bdelloidea*, *Testudinella patina* e *Platyias quadricornis*. Os atributos da comunidade com variação significativa entre AL e DA foram: abundância, equitabilidade e o índice de diversidade de Shannon. A dissimilaridade de Jaccard entre as áreas de AL e DA foi alta, indicando um baixo índice de compartilhamento de espécies entre as áreas de AL e DA. Na análise BIOENV, foram escolhidas as variáveis de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica associadas a variação da estrutura da comunidade. **Conclusões:** Em resumo, a poluição oriunda das regiões urbanizadas no Rio Almada, diminui a equitabilidade e o índice de diversidade de shannon, e aumentam a abundância da comunidade zooplanctônica.

PALAVRAS-CHAVE: biodiversidade aquática, eutrofização, impactos antrópicos, urbanização.

ABSTRACT

Aim: This study aimed to analyze the influence of small cities on the diversity of the zooplankton community along the Almada River, Bahia. **Methods** The samples were collected at points upstream (Clean Waters - CW) and downstream (Active Decomposition - DA) of the urban area of three municipalities along the Almada River: Almadina, Coaraci and Itajuípe, in the years 2020 to 2023. **Results:** Among the physical and chemical variables, only dissolved oxygen and water temperature varied significantly between CW and DA. 90 taxa were identified, of which: 60 from Rotifera, 17 from Cladocera and 13 from Copepoda. It was possible to verify the presence of dominant taxa, characteristic of eutrophic environments, in points downstream of urban areas, namely: *Lecane bulla bulla*, *Bdelloidea*, *Testudinella patina* and *Platyias quadricornis*. The community attributes with significant

variation between CW and DA were: abundance, evenness and the Shannon diversity index. The Jaccard dissimilarity between the CW and DA areas was high, indicating a low rate of species sharing between the CW and DA areas. In the BIOENV analysis, the variables of dissolved oxygen and electrical conductivity associated with variation in community structure were chosen. **Conclusions:** In summary, pollution from urbanized regions in the Almada River reduces the evenness and diversity index of shannon, and increases the abundance of the zooplankton community.

KEY-WORDS: aquatic biodiversity, eutrophication, anthropogenic impacts, urbanization.

INTRODUCTION

Rios são ecossistemas lóticos essenciais para o desenvolvimento humano (Liang et al., 2019). No entanto, a prática inadequada da descarga excessiva de poluentes decorrente da urbanização em corpos hídricos receptores, deteriora a qualidade de suas águas superficiais (Habib et al., 2020). Isto ocorre porque a poluição nos corpos hídricos altera os parâmetros físicos, químicos e biológicos, resultando em graves problemas ambientais, como a perda de biodiversidade e a eutrofização (Adbarzi et al., 2020; Soni et al., 2022). O resultado é alterações na estrutura e funções destes ecossistemas (Borgwardt et al., 2019; Tóth, 2019; Webb et al., 2020; Jafarabadi et al., 2021), assim como impactos negativos sobre serviços ecossistêmicos de capacidade do rio se autodepurar, fornecimento de água potável ou mesmo beleza paisagística. Esse problema ambiental vem se tornando um desafio, principalmente para os países em desenvolvimento (Blettler et al., 2019).

No Brasil, cerca de 48% do esgoto não é tratado e são lançados na natureza (Trata Brasil, 2024), sendo os rios os principais receptores desta forma de degradação ambiental, afetando a saúde humana e a biodiversidade aquática. A biodiversidade aquática tem papel fundamental na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, especialmente, no ciclo de nutrientes e fluxo de energia (Wang 2021; Jiang et al., 2024). Dentre as comunidades biológicas que habitam esses ecossistemas, a comunidade zooplanctônica é um dos indicadores de alterações ambientais, pois fornece uma imagem completa do estado do ecossistema (Majeed et al., 2021). A comunidade zooplanctônica é constituída de organismos invertebrados microscópicos que vivem em suspensão, incluindo, Rotíferos, Cladóceros e Copépodes (Kour et al., 2022). Eles são importantes indicadores ambientais por causa do seu rápido ciclo de vida e sua sensibilidade à gradientes ambientais (Braghin et al., 2015; Parmar et al., 2016).

Assim, tanto a composição das espécies do zooplâncton quanto a abundância de indivíduos, podem ser alteradas em função da poluição, de forma que, também constituem indicadores de qualidade de um corpo de água doce (Suliman et al., 2019). Além da poluição, que é uma combinação de alterações nocivas sobre a qualidade da água, a comunidade zooplanctônica é influenciada pela concentração de nutrientes, luz, temperatura, transparência, parasitismo, predação e competição (Schoener, 1986; Sommer et al., 2012; Zhang et al., 2019; Nascimento et al., 2023).

Apesar da grande quantidade de recursos hídricos, o Brasil apresenta muitos contrastes regionais e desafios para gestão de suas águas superficiais. Dentre esses, conhecer o impacto da poluição também sobre a biodiversidade de zooplâncton contribuirá para: projetar os efeitos da perda de diversidade sobre níveis tróficos; fortalecer estratégias de conservação nos rios menos impactados (Jeppesen et al., 2011); propor medidas de restauração nos ambientes mais impactados (Louette et al., 2008; Palme et al., 2013).

Neste contexto, este estudo objetivou analisar o efeito da poluição urbana sobre a comunidade zooplanctônica do rio Almada, Bahia. A hipótese principal é de que a poluição urbana afeta aspectos da biodiversidade zooplanctônica no rio Almada. Assim, espera-se: (i) menor riqueza de espécies em locais poluídos porque um número mais restrito de espécies suportam as condições ambientais nestes ambientes; (ii) maior abundância total da comunidade nos pontos mais poluídos por causa do oportunismo das espécies resistentes aos ambientes poluídos; (iii) menor equitabilidade nos trechos mais impactados, devido a dominância de espécies resistentes a poluição; (iv) diminuição do índice de diversidade de Shannon da comunidade zooplanctônica; (v) alta taxa dissimilaridade entre regiões de águas limpas e regiões de decomposição ativa; (vi) associação da comunidade com variáveis indicadoras de poluição.

METHODS

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA), no Sul da Bahia (Brasil) (Figura 1). A região é caracterizada por Floresta Ombrófila Densa e clima classificado como Tropical Chuvoso, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger. A BHRA apresenta índices pluviométricos médios anuais de 1780 mm e uma temperatura média anual de 22,9°C (Gomes et al., 2012). Seus recursos subsidiam atividades como pesca, irrigação e abastecimento público. A vazão média mensal durante o período de estudo (2020 a 2023) na BHRA variou de 1,0 m³/s a 71,4 m³/s, com o período de outubro a dezembro com o maiores valores de vazão e janeiro a setembro com os menores (Figura 2) (ANA, 2024).

Seis pontos de coleta, distribuídos entre montante (zonas de águas limpas - AL) e jusante (locais impactados pelos efeitos da poluição urbana, representando as zonas de decomposição ativa da matéria orgânica - DA) de três áreas urbanas, foram amostrados anualmente de 2020 a 2023. Os municípios analisados foram: Almadina, Coaraci e Itajuípe.

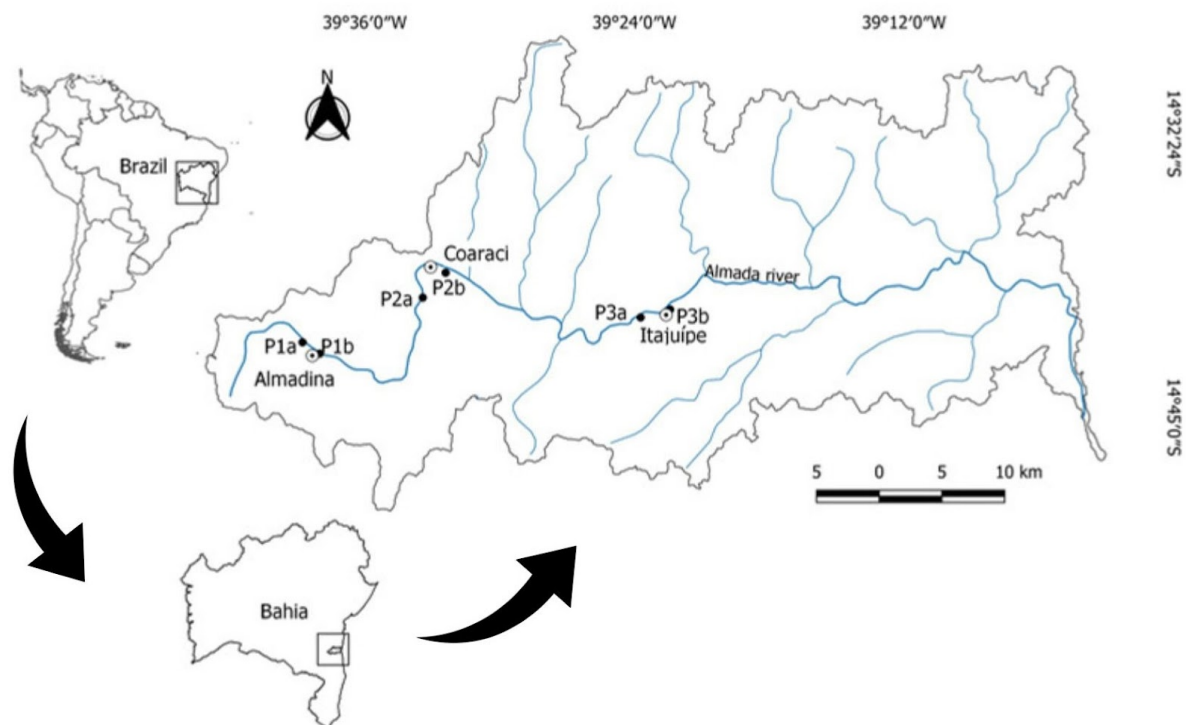


Figura 1. Área de estudo mostrando a Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BHRA) e os pontos de coleta para cada área urbana.

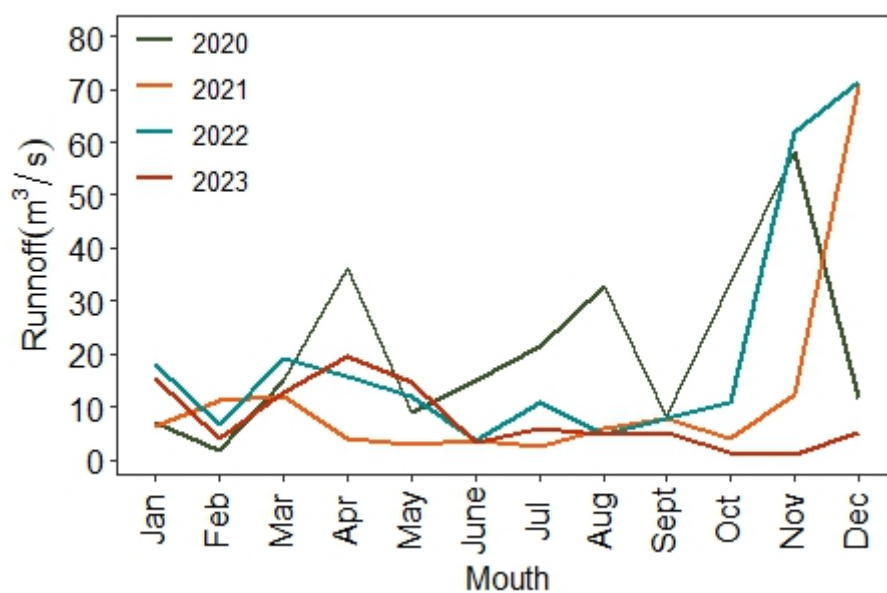


Figura 2- Vazões médias mensais do rio Almada para os anos de 2020 a 2023. Fonte: ANA (2024).

Organismos zooplancônicos foram coletados por meio de arrastos horizontais com auxílio de uma rede de plâncton de 68 μm e fixados em formol a 4% tamponado com carbonato de cálcio. Posteriormente, foram levados ao laboratório para identificação até o nível de espécie usando bibliografia especializada (Koste, 1978; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Sousa & Elmoor-loureiro, 2019). A contagem foi realizada sob microscópio óptico em câmeras com 2,5 ml. O esforço de contagem foi de três câmeras completas ou dez câmeras completas, nos casos de amostras com muitos indivíduos (mais de 80 em três câmeras) e poucos indivíduos (menos de 80 em 3 câmeras), respectivamente.

We also measured pH, water temperature (WT), dissolved oxygen (DO) and electrical conductivity (EC), *in situ*, with a multiparameter probe.

We estimated alpha diversity measuring communities attributes as: species richness, abundance and equitability. Student's t or Mann-Whitney (W) tests were performed to evaluate differences in diversity attributes and physical and chemical variables between points located in zones of clean water and points located in zones of active decomposition of organic matter.

A dissimilaridade de Jaccard (Legendre & Legendre, 2007) foi usada para avaliar a taxa de alteração na composição de espécies entre a região de águas limpas e sua respectiva região de decomposição ativa, ou seja, antes e depois da área urbana. Este valor varia de 0 a 1. Quando próximo a zero, significa alto compartilhamento de espécies entre as regiões de águas limpas e decomposição ativa. Quando próximo a um, significa alta taxa de substituição de espécies entre as regiões de águas limpas e decomposição ativa.

Para verificar a relação entre variáveis ambientais e variações da estrutura da comunidade, foi realizada uma análise Bioenv (Clarke & Ainsworth 1993). Neste procedimento, a matriz de abundância da comunidade foi transformada em uma matriz de dissimilaridade da comunidade baseada no índice de Bray-Curtis. Paralelamente, a matriz de dados ambientais foi padronizada. Bioenv busca o melhor subconjunto de variáveis ambientais que maximize a correlação entre a matriz de dissimilaridade da comunidade (Clarke & Ainsworth 1993). Para testar a significância da correlação foi realizado um teste de Mantel (Legendre & Legendre, 2007).

A avaliação de espécies indicadoras foi realizada usando o Valor do Indicador (IndVal) (Dufrene & Legendre, 1997). Este método usa e combina a abundância relativa das

espécies com a frequência relativa de ocorrência das espécies em diferentes habitats, neste caso, AL e DA. O IndVal organiza as espécies em grupos e fornece valores entre 0 e 1; as espécies com significância ($p < 0,1$) foram consideradas como indicadoras (Dufrene & Legendre, 1997; Cáceres & Legendre, 2009).

All statistical analyses were performed using the R software (R Core Team, 2015), by means of the BiodiversityR v.2.15.4 packages (Kindt & Coe, 2005), Vegan v.2.4.3 (Oksanen *et al.*, 2017), labdsv v.2.1-0 (Roberts, 2023), and ggplot2 v.3.4.4 (Wickham, 2016).

RESULTS

Os parâmetros físicos e químicos da água no Rio Almada apresentaram alta variabilidade entre os anos de 2020 e 2023. O pH variou entre 5,90 e 9,36, e não diferiu entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa. Similarmente, a condutividade elétrica apresentou elevada variabilidade, entre $66 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $1033 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e não demonstrou diferença entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa. Por outro lado, a temperatura da água e a concentração de oxigênio dissolvido diferiram significativamente entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa. A concentração de oxigênio dissolvido foi, em média, de $6,43 \pm 1,27 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ nas áreas de águas limpas e $4,45 \pm 2,18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ nas áreas de decomposição ativa. A temperatura média foi de $25,7 \pm 2,41 ^\circ\text{C}$ nas áreas de águas limpas e $26,6 \pm 2,37 ^\circ\text{C}$ nas áreas de decomposição ativa.

Noventa táxons de rotíferos, cladóceros e copépodes foram identificados no Rio Almada nos anos de 2020, 2021, 2022 e 2023. Rotífera apresentou maior riqueza de espécies (60 táxons), e incluída nesse grupo a família Lecanidae foi a mais representativa (22 táxons). Um total de 17 táxons de Cladocera foram registrados, sendo a família chydoridae mais representativa (10 táxons). Foram registrados 13 táxons de Copepoda, sendo a família Cyclopoidae, a mais representativa (12 táxons) (Tabela 2).

Tabela 2. Composição das espécies de zooplâncton presentes no Rio Almada (Bahia) entre os anos de 2020 a 2023.

TÁXONS	
Rotífera	<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	<i>Brachionus sp</i> (Pallas, 1766)
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Brachionus quadridentata</i> (Edmondson, 1959)
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)

Lecane curvicornis (Murray, 1913)
Lecane hamata (Stokes, 1896)
lethane clasterocerca (Schmarda, 1859)
Lecane signifera (Jennings, 1893)
Lecane thienemane (Hauer, 1938)
Lecane leontina (Turner, 1892)
Lecane ludwigii (Eckstein 1883)
Lecane bulla (Gosse, 1851)
Lecane sola (Hauer, 1936)
Lecane tabida (Harring & Myers, 1926)
Lecane stenroosi (Meissner, 1908)
Lecane sp (Remane, 1933)
Lecane piriformis (Daday, 1905)
Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1830)
Lecane thalera (Harring & Myers, 1926)
Lecane furcata (Murray, 1913)
Lecane asymetrica (Murray, 1913)
Mitylina ventralis (Ehrenberg, 1830)
Mytilina mucronata (Müller, 1773)
Colurella obtusa (Gosse, 1886)
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)
Bdeloidea sp (Hudson, 1884)
Euclanis dilatata (Ehrenberg, 1832)
Euclanis incisa (Carlin, 1939)
Euchlanis sp (Ehrenberg, 1832)
Leppadela sp (Bory de St.Vincent, 1826)
Lepadela obtusa (Wang, 1961)
Leppadela patella (Müller, 1773)
Leppadela ovalis (Müller, 1786)
Lepadela acuminata acuminata (Ehrenberg, 1834)
Lepadella benjaminin benjamini (Harring, 1916)
Leppadella dactyliseta (Stenroos, 1898)
Lepadella bejamini brasilienses (Koste, 1972)
Dipleuchlanis (Beauchamp, 1910)
Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)
Scaridium spp (Ehrenberg, 1830)
Scaridium longicaudum (Müller, 1786)
Plationus patulus (Müller, 1786)
Plationus patulus macrocanthus (Daday, 1786)
Testudinella patina (Hermann, 1783)
Testudinella mucronata (Gosse, 1886)

Squatinella sp (Bory de St.Vincent, 1826)
Trichocerca sp (Lamarck, 1801)
Asplanchna sp (Gosse, 1850)
Asplanchna priodonta (Gosse, 1850)
Dicranophorus sp (Nitzsch, 1827)
Dicranophorus claviger (Hauer, 1965)
Ephemerophorus tridentatus (Bergamin, 1939)
Poliartra dolicoptera (Idelson, 1925)

Cladocera

Anthalona neotropica (Elmoor-Loureiro & Debastiani-Júnior, 2015)
Anthalona sp (Van Damme, Sinev & Dumont, 2011)
Karualona muelleri (Richard, 1897)
Flavalona margipluma (Sousa et al 2015)
Nicsmirnovius paggii (Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017)
Chydorus nitidulus (Sars, 1901)
Magnospina dentifera (Sars, 1901)
Flavalona iheringula (Kotov & Sinev, 2004)
Chydorus eurinotus (Sars, 1901)
Dunhevedia odontoplax (Sars, 1901)
Macrothrix squamosa (Sars, 1900)
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820)
Macrothrix sp (Baird, 1843)
Moina Minuta (Hansen, 1899)
Ceriodaphnia sp (Dana, 1853)
Diaphanosoma birgei (Korínek, 1981)
Ilyocryptus sordidus (Liévin, 1848)

Copepoda

Microcyclops finitimus (Dussart, 1984)
Microcyclops cebaensis (Marsh, 1919)
Microcyclops alius (Kiefer, 1935)
Termocyclops decipiens (Kiefer, 1929)
Mesocyclops meridianus (Kiefer, 1926)
Mesocyclops ellipticus (Kiefer, 1936)
Eucyclops n. neumani (Pesta, 1927)
Tropocyclops prasinus (Fischer, 1860)
Ectocyclops bromelicola (Kiefer, 1935)
Ectocyclops rubensces (Brady, 1904)
Paracyclops fimbriatus (Fischer, 1853)
Paracyclops andinus (Kiefer, 1957)
Herparticoida spp (Sars, 1903)

A riqueza de espécies da comunidade variou em média de 5 a 33 táxons e não apresentou diferença significativa entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa

(Figura 3a; Tabela 3). Por outro lado, a abundância total da comunidade diferiu entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa: em média, $176,8 \pm 161,3$ ind.m⁻³ foram encontrados nas áreas de águas limpas e 3095 ± 6516 ind.m⁻³ nas áreas de decomposição ativa (Figura 3b; Tabela 3). Já a equitabilidade diferiu significativamente entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa: variando em média, $0,79 \pm 0,1$ nas áreas de águas limpas a $0,49 \pm 0,2$ nas áreas de decomposição ativa (Figura 3c; Tabela 3). O índice de diversidade de Shannon, por sua vez, diferiu entre as áreas de águas limpas e de decomposição ativa: variando em média, $2,7 \pm 1,0$ bits.ind⁻¹ áreas de águas limpas e $1,8 \pm 0,9$ bits.ind⁻¹ nas áreas de decomposição ativa (Figura 3d; Tabela 3).

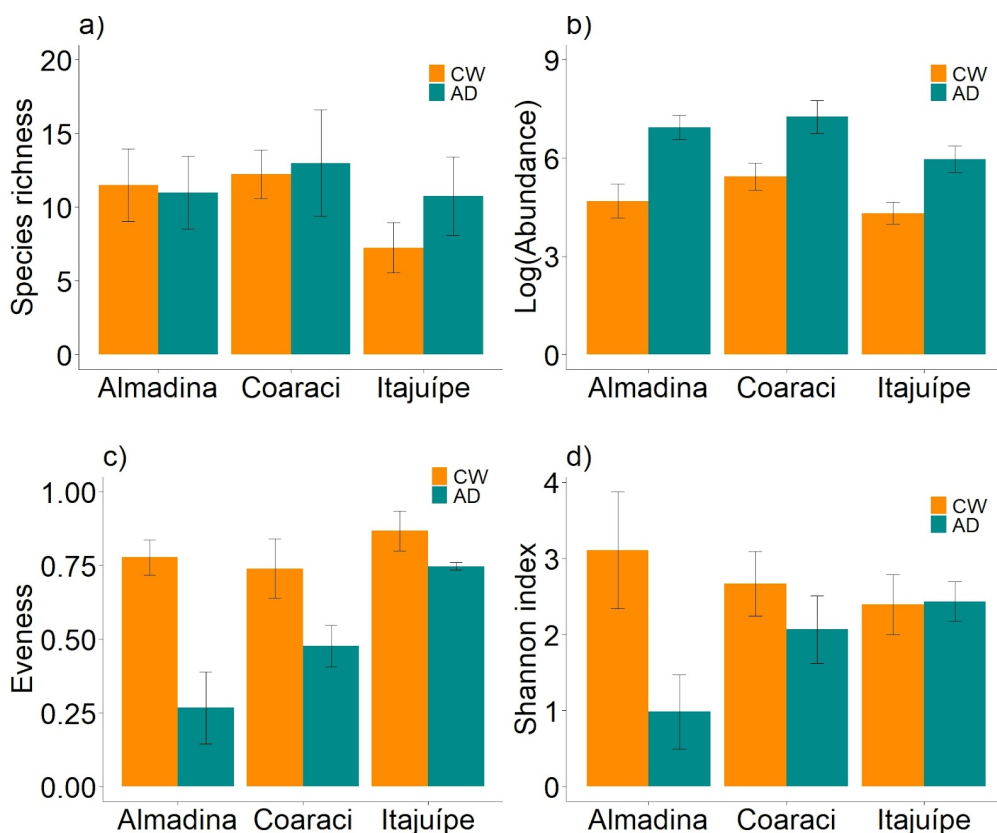


Figura 3. Média dos atributos da comunidade zooplanctônica nas zonas de Águas Limpas (CW) e Decomposição ativa (AD) do rio Almada entre os anos de 2020 a 2023. a) species richness; b) abundance; c) evenness; d) Shannon index.

Tabela 3. Teste T dos atributos da comunidade zooplanctônica entre montante e jusante dos municípios Almadina, Coaraci e Itajuípe, no Rio Almada entre os anos de 2020 a 2023.

Atributo	Teste t	p-valor
Riqueza	-1,44	0,18
Equitabilidade	4,19	<0,01
Shannon	67	0,03
Abundância	0	<0,01

A dissimilaridade de Jaccard entre as áreas de águas limpas e suas respectivas áreas de decomposição ativa foi alta: a dissimilaridade de Jaccard variou de 0,43 a 1,00; o primeiro quartil foi de 0,68; a mediana de 0,78; e o terceiro quartil 0,9. Estes resultados mostram um baixo índice de compartilhamento de espécies entre as áreas de águas limpas e áreas de decomposição ativa, ou seja, entre as regiões antes e depois das áreas urbanas.

A análise BIOENV selecionou as variáveis oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, mostrando uma correlação de 0,26 entre a matriz de distância euclidiana composta pela condutividade elétrica e oxigênio dissolvido e a matriz de dissimilaridade da comunidade. O teste de mantel mostrou que a correlação de 0,26 foi significativa ($p = 0,003$). Assim, houve associação entre a variação ambiental e a variação da estrutura da comunidade.

A análise do Valor Indicador (IndVal) indicou a presença de oito táxons com valores significativos ($p\text{-valor} \leq 0,1$), sendo sete espécies nas áreas de decomposição ativa e apenas uma espécie nas áreas de águas limpas. A família Bdelloidea e a espécie *Testudinella patina* apresentaram os maiores valores indicadores (Tabela 4).

Tabela 4. Valor Indicador (IndVal) das espécies zooplanctônicas no Rio Almada entre os anos de 2020 e 2023 ($p\text{-valor} \leq 0,1$).

Táxons	Local	IndVal	p-valor
<i>Lecane Lunar</i>	Águas Limpas	0,33	0,08
Bdelloidea	Decomposição ativa	0,82	0,05

<i>Testudinella patina</i>	Decomposição ativa	0,60	0,08
<i>Colurella obtusa</i>	Decomposição ativa	0,57	0,03
<i>Platyias quadricornis</i>	Decomposição ativa	0,56	0,05
<i>Lecane curvicornis</i>	Decomposição ativa	0,39	0,10
<i>Lecane hamata</i>	Decomposição ativa	0,33	0,10
<i>Lecane ludwigii</i>	Decomposição ativa	0,33	0,09

DISCUSSION

A poluição é uma das principais causas de empobrecimento da biodiversidade de água doce no antropoceno (Dudgeon, 2019). No Brasil, esta poluição tem origem diversa, mas a urbanização é um dos destaques como fonte de dejetos orgânicos, coliformes fecais, nitrogênio e fósforo (Mello et al., 2020). Isto ocorre por causa do baixo índice de tratamento de esgotos nas cidades brasileiras. E como resposta aos efeitos dessa poluição, nossos resultados mostram que a fauna zooplanctônica do Rio Almada (Brasil) responde à poluição de três cidades ao longo do seu trecho.

Os indicadores qualitativos da poluição urbana nas áreas de DA no Rio Almada foram: presença de resíduos sólidos, animais nas margens, margens expostas e presença de macrófitas aquáticas do gênero *Eicchornia*, *Polygonum* e *Pistia*. Além disso, registramos menores concentrações de oxigênio dissolvido na região de decomposição ativa. Isto está associado à alta concentração de matéria orgânica devido à descarga de efluentes domésticos provenientes das zonas urbanas, que acelera a degradação da matéria orgânica pela fauna bacteriana aeróbica e, portanto, reduz a concentração de oxigênio na água (Blume et al., 2010).

A riqueza de espécies não diferiu entre as áreas de águas limpas e decomposição ativa. Mas, a composição de espécies foi alterada entre estas duas regiões. A porcentagem de compartilhamento de espécies entre as áreas de águas limpas e decomposição ativa foi baixa, mostrando alterações na fauna do rio quando recebe uma carga de poluentes orgânicos. A eutrofização frequentemente altera a composição da comunidade zooplanctônica (Jeppesen et al., 2001; Hsieh et al., 2011; Rogalski et al., 2017; He et al., 2020). Isto ocorre devido às condições seletivas da eutrofização que levam a uma alteração na proporção entre as espécies nos grupos taxonômicos de zooplâncton e indicadores quantitativos (Derevenskaia et al., 2021).

Dentre as respostas registradas, foi verificado também aumento qualitativo (riqueza de espécies) e quantitativo (densidade de indivíduos) e quali-quantitativo (representado pelo Indval) de espécies de rotíferos nas áreas de DA. Os ambientes eutrofizados tendem a possuir

uma maior proporção de rotíferos em relação aos crustáceos (Ejsmont-Karabin & Karabin 2013; Haberman & Haldna, 2014; Adamczuk et al., 2015; Ochocka & Pasztaleniec, 2016). Como consequência, a abundância da comunidade zooplanctônica nos pontos de DA foi maior em relação às áreas de AL, devido a alta densidade de rotíferos. Espécies de zooplâncton de pequeno porte são favorecidas pela poluição tornando-as dominantes em ambientes eutrofizados (Shao et al., 2010; Jiang et al., 2017). Esse fato está associado à versatilidade dos rotíferos em habitar diferentes ambientes aquáticos e ocupar nichos abertos rapidamente (Liang et al., 2020). Além disso, a alta tolerância a distúrbios ambientais torna-os aptos a recolonizar ambientes aquáticos após fortes perturbações (Segers, 2008). Segundo Wang et al. (2023), o filo Rotifera é um dos principais contribuintes para o aumento da abundância e biomassa do zooplâncton, devido a um aumento proporcional de espécies tolerantes e no índice de dominância das espécies, em condições eutróficas.

No presente estudo, foi constatado a presença dos seguintes táxons abundantes nas áreas de DA pertencentes ao filo Rotifera: *Bdelloidea*, *Lecane bulla*, *Platylabus quadricornis* e *Testudinella patina*. Esses resultados em conjunto com os resultados obtidos na análise do Valor Indicador (IndVal), ocorrem porque estes organismos são r-estrategistas, pois possuem alta capacidade de adaptação, pequeno porte, plasticidade alimentar, elevadas taxas reprodutivas, reprodução assexuada, produção de ovos de resistência, variabilidade fenotípica e o curto ciclo de vida (Allan, 1976; Neves et al., 2003).

A equitabilidade diferiu entre AL e DA. Esse parâmetro refere-se à uniformidade na distribuição da abundância relativa das diferentes espécies que habitam os ecossistemas ou comunidade (Hillebrand et al., 2008). A poluição eleva as condições restritivas para muitas espécies, alterando a composição de espécies (Sperling, 1996). Neste cenário, as espécies mais tolerantes acabam predominando nos corpos d'água poluídos (Derevenskaia et al., 2021). Consequentemente, isso tende a diminuir a equitabilidade nos pontos situados na região de DA das áreas urbanas. Ecossistemas com alta equitabilidade muitas vezes são considerados mais resilientes a mudanças, pois não dependem excessivamente de uma única espécie (Ricklefs et al., 2000). Por outro lado, uma baixa equitabilidade indica uma comunidade dominada por poucas espécies, o que pode tornar o ecossistema mais suscetível a perturbações ou mudanças ambientais (Begon et al., 2007). Logo, as áreas de DA a jusante das cidades são locais com maior vulnerabilidade de biodiversidade.

Os valores mais altos do índice de Shannon nas áreas de AL indicam uma maior diversidade na comunidade, considerando tanto a riqueza de espécies quanto à equitabilidade (Gotelli, 2010; Magurran, 2011). É um indicativo positivo que reflete um ambiente

ecologicamente mais equilibrado, onde um número maior de espécies se distribui mais equitativamente ao longo do seu nicho ecológico (Margalef, 1974). Em contraparte, os valores mais baixos nos pontos DA revelam uma comunidade menos diversa e equitativa (Gaston et al., 2004; Molles, 2015), o que pode ser causado por perturbações ambientais (tal como a poluição), ou até mesmo uma degradação do habitat, em decorrência de outras ações antrópicas (Cain, 2011).

Neste estudo, usamos o termo poluição de uma forma mais ampla, para designar a degradação ambiental no Rio Almada. Exceto a riqueza de espécies, todos os outros atributos da comunidade apresentaram menores valores nas regiões de DA, indicando o efeito negativo da poluição sobre a comunidade zooplanctônica. As variações nas concentrações de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica (parâmetros indicadores de poluição) estiveram associados à variação na estrutura da comunidade zooplanctônica, sugerindo que as alterações na estrutura da comunidade ocorrem como consequências das variações ambientais no Rio Almada. Souza et al. (2022) also demonstrated the negative effect of the presence of cities along the course of the Almada river, by comparing the diversity of aquatic insects before and after these cities.

CONCLUSION

Com base nos resultados apresentados, ao observarmos a variação dos índices de diversidade mensurados da comunidade zooplanctônica entre as áreas AL e DA no Rio Almada, podemos concluir que as áreas de AL são as que menos apresentam alterações ambientais devido a baixa abundância, elevada diversidade e equitabilidade. Em paralelo, as áreas de DA são as mais afetadas pela poluição em decorrência da elevada abundância, baixa diversidade e baixa equitabilidade da comunidade zooplanctônica. Esse estudo fornece, portanto, informações sobre a resposta da comunidade zooplanctônica a fatores de estresse ambiental de origem antrópica, demonstrando viabilidade do uso da comunidade como indicador ambiental, e no monitoramento de qualidade de qualidade de água em estudos futuros.

ACKNOWLEDGEMENTS

Nós agradecemos: a Agência Nacional de Águas (ANA) pelos dados fornecidos oriundos da plataforma HIDROWEB; JFS agradece a Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB) pela bolsa de iniciação científica; JRN agradece a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb) pela bolsa de mestrado.

REFERENCES

- Adamczuk, M.; Mieczan, T.; Tarkowska-Kukuryk, M.; Demetraki-Paleolog, A. (2015). Rotatoria–Cladocera–Copepoda relations in the long-term monitoring of water quality in lakes with trophic variation (E. Poland). **Environmental Earth Sciences**, 73, 8189-8196. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3977-z>.
- Adbarzi, S. S. M. et al. (2020). Assessment of physico-chemical properties of pre and post treated wastewater of Prayagraj region and its effect on nearby Ganges River. **Vegetos**, (33), 258-264. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42535-020-00103-y>.
- Allan, J. (1976). Life history patterns in zooplankton. **The American Naturalist**, 110, 165-180.
- Agência Nacional de Águas – ANA. (2024). Sistemas de informações hidrológicas. [online] Brasília: ANA. Retrieved in 2024 , March 19, from: <http://hidroweb.ana.gov.br/>.
- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. (2007). **Ecologia: De indivíduos a ecossistemas**. Artmed, Porto Alegre.
- Blettler, M.; Garello, N.; Ginon, L.; Abrial, E.; Wantzen, K. M. (2019). Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). **Environmental Pollution**, 255, (3). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113348>.
- Blume, K. K.; Macedo, J. C.; Meneguzzi, A.; Silva, L. B.; Quevedo, D. M.; Rodrigues, M. A. S. (2010). Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70(4), 1185-1193. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000600008>.
- Borgwardt, F. et al. (2019). Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. **Science of the Total Environment**, 652, 1396-1408. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.339>.
- Cáceres, M. D.; Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, 90(12), p. 3566-3574. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Cain, M. L.; Bowman, W. D.; Hacker, S. D. (2011). **Ecology**. Sunderland, MA: Sinauer Associates.

Clarke, K. R.; Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology-Progress Series**, 92 (3), 205-205. DOI: <http://dx.doi.org/10.3354/meps092205>

Derevenskaia, O. I.; Borisova, N. I.; Unkovskaia, E. N. (2021). Zooplankton indices in the evaluation of the ecological state of the eutrophic lake (Case study: Karasikha Lake, Russia). **Caspian Journal of Environmental Sciences**, 19(4), 701-708. **Marine Ecology Progress Series**. DOI: <https://doi.org/10.22124/CJES.2021.5143>.

Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. **Current Biology**, 29(19), R960–R967. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>.

Dufrêne, M.; Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, 67(3), 345-366. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2963459>

Ejsmont-Karabin, J.; Karabin, A. (2013). The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: Crustacean Trophic State Index. **Polish Journal of Ecology**, 61, 561-573.

Elmoor-Loureiro, L. (1997). **Manual de identificação de cladóceros Límnicos do Brasil**. In Editora Universa (Vol. 156).

Gaston, K. J.; Spicer, J. I. (2004). **Biodiversity: An Introduction**. Blackwell Publishing, Oxford.

Gotelli, N. J. (2011). **Princípios da Ecologia e Estatística**. Editora Artmed, Porto Alegre.

Gomes, R. L.; de Moraes, M. E. B.; Moreau, A. M. S.; Moreau, M. S., Franco, G. B.; Marques, E. A. G. (2012). Aspectos físico-ambientais e de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Rio Almada-BA. **Boletim de Geografia**, 30(2), 45-57. DOI: <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v30i2.16423>.

Haberman, J.; Haldna, M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjärv. **Journal of Limnology**, 73, 263-273. DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.828>.

Habib, M. A. et al. (2020). Simultaneous appraisals of pathway and probable health risk associated with trace metals contamination in groundwater from Barapukuria coal basin, Bangladesh. **Chemosphere**, 242. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125183>.

He, H.; Jeppesen, E.; Bruhn, D.; Yde, M.; Hansen, J. K.; Spanggaard, L.; Madsen, N.; Liu, W.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T. L. (2020). Decadal changes in zooplankton biomass, composition, and body mass in four shallow brackish lakes in Denmark subjected to varying degrees of eutrophication. **Inland Waters**, 10, 186–196. DOI: <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1732782>.

Hillebrand, H.; Bennett, D. M.; Cadotte, M. W. (2008). Consequences of Dominance: A Review of Evenness Effects on Local and Regional Ecosystem Processes. **Ecology**, 89(6), 1510–1520. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>.

Hsieh, C.; Sakai, Y.; Ban, S.; Ishikawa, K.; Ishikawa, T.; Ichise, S.; Yamamura, N.; Kumagai, M. (2011). Eutrophication and warming effects on long-term variation of zooplankton in Lake Biwa. **Biogeosciences**, 8, 593–629. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-8-1383-2011>.

Instituto Trata Brasil – ITB. (2024). Principais estatísticas. [online]. São Paulo: ITB. Retrieved in 2024, April 02, from: <https://tratabrasil.org.br/principais-estatisticas/esgoto/>.

Jafarabadi, A. R.; Svirbutavičienė, R. E.; Bakhtiari, A. R.; Kareiva, A. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the non-bleached and bleached corals and their ambient environment: the role of suspended particulate matter, mucus, and positive matrix factorization model for identifying contributions to the carcinogenicity of PAH sources. **Science of the Total Environment**, 787, 147. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147688>.

Jeppesen, E.; Jensen, J. P.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F. J. F. B. (2001). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology**, 45, 201–218. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x>

Jeppesen, E.; Nøges, P.; Davidson, T. A.; Haberman, J.; Nøges, T.; Blank, K.; Lauridsen, T. L.; Søndergaard, M.; Sayer, C.; Laugaste, R.; Johansson, L. S.; Bjerring, R.; Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton

in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, 676(1), 279–297. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>.

Jiang, H. J. et al. (2024) Effects of Aquatic Plant Coverage on Diversity and Resource Use Efficiency of Phytoplankton in Urban Wetlands: A Case Study in Jinan, China. **Biology**, 13, 44. DOI: <https://doi.org/10.3390/biology13010044>.

Jiang, X.; Xie, J.; Xu, Y.; Zhong, W.; Zhu, X.; Zhu, C. (2017). Increasing dominance of small zooplankton with toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, 62(2). DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12877>.

Kindt, R.; Coe, R. (2005). **Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies**. World Agroforestry Centre.

Koste, W. (1978). Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta.

Kour, S. et al. (2022). Zooplankton as Bioindicators of Trophic Status of a Lentic Water Source, Jammu (J&K) with Remarks on First Reports. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. 92, 393–404. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40011-022-01349-z>.

Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical ecology. Elsevier Science.

Liang, D. et al. (2020). Biological indicators of ecological quality in typical urban river-lake ecosystems: The planktonic rotifer community and its response to environmental factors. **Ecological Indicators**. 112, 106-127. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106127>.

Liang, N.; Zou, Z. H.; Wei, Y. (2019). Regression models (SVR, EMD and FastICA) in forecasting water quality of the Haihe River of China. **Desalination and Water Treatment**, 154, 147-159. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24034>.

Louette, G.; Meester, L. De; Declerck, S. A. J. (2008). Assembly of zooplankton communities in newly created ponds. **Freshwater Biology**, 53(11), 2309–2320. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02052.x>.

Magurran, A. E. (2011). **Medindo a Diversidade Biológica**. UFPR, Curitiba.

Margalef, R. (1974). *Ecología*. Barcelona: Omega.

Majeed, O. S.; Nashaat, M. R.; Al-Azawi, A. J. (2022). The Effect of AL-Tharthar Canal on the Zooplankton Composition and Diversity in the Tigris River. **Al-Mustansiriyah Journal of Science**, 33(5), 53. DOI: <http://doi.org/10.23851/mjs.v33i5.1314>.

Mello, K. de; Taniwaki, R. H.; Paula, F. R. de; Valente, R. A.; Randhir, T. O.; Macedo, D. R.; Leal, C. G.; Rodrigues, C. B.; Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, 270, 110879. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

Molles Jr., M. C. (2015). **Ecology: Concepts and Applications**. McGraw-Hill Education, Nova York.

Nascimento, J. R.; Braghin, L. S.; Cabral, C. R.; Caliman, A.; Simões, N. R. (2023). Geographical, environmental, and biotic constraints define the spatial distribution of *Diaphanosoma* species (Cladocera). **Advances in Oceanography and Limnology**, 14(1). DOI: <https://doi.org/10.4081/aiol.2023.10848>

Neves, I. F.; Rocha, O.; Roche, K. F.; Pinto, A. A. (2003). Zooplankton community of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. **Brazilian Journal of Biology**, 63, 329–343. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200018>.

Souza N, F.; Campiolo, S.; Mariano, R. (2022). Evaluation of the effect of urbanization on water quality using bioindicators. **Gaia Scientia**, 15(4), 1–15. DOI: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2021v15n4.61163>

Ochocka, A.; Pasztaleniec, A. (2016). Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions. **Environmental Monitoring and Assessment**, 188(10), 622. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5634-3>.

Oksanen, F. J. et al. **Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3**, 2017.

Palmer, M. E.; Keller, W. B.; Yan, N. D. (2013). Gauging recovery of zooplankton from historical acid and metal contamination: the influence of temporal changes in restoration targets. **Journal of Applied Ecology**, 50(1), 107–118. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12007>.

Reid, J. W. (1985). Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, 9, 17–143.

Ricklefs, R. E.; Miller, G. L. (2000). Ecology. W.H. **Freeman and Company**, Nova York.

Roberts, D. W. Package 'labdsv': Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. **R package version 2.1-0**.

Rogalski, M. A.; Leavitt, P. R.; Skelly, D. K. (2017). Daphniid zooplankton assemblage shifts in response to eutrophication and metal contamination during the Anthropocene. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, 284(1859), 20170865. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0865>.

Schoener, T. W. (1986). Overview: Kinds of ecological communities - ecology becomes pluralistic. [In]: J. Diamond & T. J. Case (Eds.). **Community ecology**, 467–479.

Segers, H. (2008). Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. **Hydrobiologia**, 595(1), 49–59. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9003-7>.

Shao, Z.; Xie, P.; Yan, Z. (2010). Long-term changes of planktonic rotifers in a subtropical Chinese lake dominated by filter-feeding fishes. **Freshwater Biology**, 46(7), 973–986. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00731.x>.

Sommer, U. et al. (2012). Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: Mechanisms driving plankton succession. **Evolution, and Systematics**, 43, 429–448. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251>

Soni, R.; Pala, A. K.; Tripathi, P.; Jha, P. K.; Tripathi, V. (2022). Physicochemical analysis of wastewater discharge and impact on Ganges River of major cities of North India. **Water supply**, 2(6), 6157-6179, DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2022.185>.

Sousa, F. D. R., & Elmoor-loureiro, L. M. A. (2019). Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 59(e20195924), 1–16. DOI: <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.24>.

Suliman, I.; Ibram, O.; Tofan, L.; Tudor, I. M.; Doroftei, M. (2019). Zooplankton Communities as Bioindicators in Zaghen Restored Wetland, Danube Delta Biosphere

Reserve. **Scientific Annals of the Danube Delta Institute Tulcea**, 24, 2499 DOI: <https://doi.org/10.7427/DDI.24.11>.

Team, R. C. (2015). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.

Tóth, R. et al. (2019). Land use effects in riverscapes: Diversity and environmental drivers of stream fish communities in protected, agricultural and urban landscapes. **Ecological Indicators**, 101, 742-748. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.063>.

Von Sperling, M. (1996). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (2nd ed.). Universidade Federal De Minas Gerais.

Wang, C. et al. (2023). Long-term succession characteristics and driving factors of zooplankton communities in a typical subtropical shallow lake, central China. **Environmental Science and Pollution Research**, 30, 49435–49449. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25782-3>.

Wang, J. et al. (2021). Ecological indicators for aquatic biodiversity, ecosystem functions, human activities and climate change. **Ecological Indicators**, 132, 108-250. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108250>.

Webb, A. L. et al. (2020). Sources of elevated heavy metal concentrations in sediments and benthic marine invertebrates of the western Antarctic Peninsula. **Science Total Environment**, 698, 134268. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134268>.

Wickham, H. A. D. L. E. Y. (2016). **ggplot2: elegant graphics for data analysis**. Springer-Verlag New York; 2009.

Zhang, K.; Jiang, F.; Chen, H.; Dibar, D. T.; Wu, Q.; Zhou, Z. (2019). Temporal and spatial variations in zooplankton communities in relation to environmental factors in four floodplain lakes located in the middle reach of the Yangtze River, China. **Environmental Pollution**, 251, 277–284. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.139>.