



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS

GUSTAVO ADOLFO VILLALBA DURÉ

**EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO
BRASIL**

ILHÉUS, BAHIA

2020

GUSTAVO ADOLFO VILLALBA DURÉ

**EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (PPGSAT) da Universidade Estadual de Santa Cruz, como preenchimento parcial dos requisitos para obtenção de grau de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais

Orientadora: Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro

Co-orientador: Nadson Ressayé Simões

ILHÉUS, BAHIA

2020

V714 Villalba Duré, Gustavo Adolfo.
Efeito da eutrofização sobre a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton em lagoas rasas do nordeste do Brasil / Gustavo Adolfo Villalba Duré. – Ilhéus, BA: UESC, 2020.
70 f. : il.

Orientadora: Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro.
Dissertação (mestrado) –Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.
Inclui referências.

1. Zooplâncton. 2. Ecologia de água doce. 3. Lagoas.
I.Título.

CDD 577.6

Dedicatória

A todas as pessoas que, com sua ajuda e apoio contribuíram para o cumprimento desta etapa da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras (GCUB) e à Organização dos Estados Americanos (OEA), pela oportunidade de estudar na UESC por meio do Programa de Alianças para Educação e Capacitação (PAEC).

À Universidade Estadual de Santa-cruz (UESC) e à Assessoria de Relações Internacionais (ARINT) por acolher-nos e orientar-nos aos estudantes estrangeiros.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (PPGSAT). Ao coordenador Rodolfo, à secretária Lidiana e ao corpo docente, Caio, Marciel, Erminda, Yvonnick e Ana pela formação profissional durante o mestrado.

A meus orientadores Sylvia e Nadson pela orientação, sugestões, paciência e apoio durante o curso.

À Universidad Nacional de Asunción (UNA), principalmente o Centro Multidisciplinario de Investigaciones Tecnológicas (CEMIT) da Dirección General de Investigación Científica y Tecnológica (DGICT) pela licença e apoio a minha formação como pesquisador.

A meus pais Gustavo e Liliana pelo apoio e educação.

A minha querida Gabriela Troche pelo apoio moral e pelo amor apesar da distância.

A meus colegas de mestrado e o grupo de estrangeiros, pelas experiências e apoios.

Enfim, obrigado a todas aquelas pessoas que contribuíram direta e indiretamente nesta etapa da minha vida.

ÍNDICE DE CONTEÚDO

EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCION EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL	1
RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4

CAPÍTULO 1

EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA DO ZOOPLÂNCION EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL	7
RESUMO	7
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO	9
MATERIAIS E MÉTODOS	9
Área de estudo	10
Estratégia de amostragem e análise da diversidade zooplanctônica	11
Análise dos dados	11
RESULTADOS	12
Características físicas e químicas das lagoas	13
Análise da comunidade zooplanctônica	14
DISCUSSÃO	17
CONCLUSÃO	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20

CAPÍTULO 2

EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCION EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL	26
RESUMO	26
ABSTRACT	27
INTRODUÇÃO	28
MATERIAIS E MÉTODOS	29
Área de estudo	30
Caracterização das condições ambientais	311
Estratégia de amostragem, identificação e quantificação do zooplâncton	31
Identificação de atributos funcionais e quantificação da diversidade funcional zooplanctônica	31
Análise dos dados	344
RESULTADOS	34
Caracterização física e química das lagoas	34
Grupos funcionais e diversidade funcional da comunidade zooplanctônica	36
Relação das variáveis físicas e químicas com os índices de diversidade funcional	38
DISCUSSÃO	411
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
CONCLUSÕES FINAIS	454
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	544
MATERIAL SUPLEMENTAR 1	555
MATERIAL SUPLEMENTAR 2	60

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1

EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL _____ 7

Tabela 1 Valores mínimos, médios e máximos das variáveis físicas e químicas mensuradas nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018 _____ 13

Tabela 2 Valores mínimo, médios e máximos dos atributos da diversidade da comunidade total e das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes registradas nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018. _____ 15

Tabela 3 Média do número e porcentagens de táxons raros, acessórios e constantes observados nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018 _____ 17

Tabela 4 Lista das espécies selecionadas no análise de espécies indicadoras (IndVal) das lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018 _____ 17

CAPÍTULO 2

EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL _____ 26

Tabela 1 Lista de atributos funcionais para as espécies do grupo dos rotíferos, cladóceros e copépodes ____ 32

Tabela 2 Valores mínimo, médios e máximos das variáveis físicas e químicas das lagoas do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018 _____ 35

Tabela 3 Autovalores dos componentes principais e coeficiente de correlação de Pearson das variáveis físicas e químicas das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018. _____ 35

Tabela 4 Valores mínimos, médios e máximos da riqueza funcional, equabilidade, divergência funcional e dispersão funcional para a assembleia de rotíferos, cladóceros e copépodes das lagoas do nordeste do Brasil 37

Tabela 5 Melhores modelos de relações lineares entre as variáveis ambientais e os índices de diversidade funcional zooplancônica nas lagoas do nordeste do Brasil _____ 38

MATERIAL SUPLEMENTAR 1 _____ 555

Tabela 1 Autovalores dos componentes principais e coeficiente de correlação de Pearson das variáveis físicas e químicas das lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018 ____ 555

Tabela 2 Número e porcentagem de dominância e ocorrência de espécies zooplancônica das lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018 _____ 555

MATERIAL SUPLEMENTAR 2 _____ 60

Tabela 1 Descrição dos grupos funcionais das assembleias de rotífero, cladóceros e copépodes das lagoas do nordeste do Brasil, obtidas através de dendograma de traços funcionais _____ 60

Tabela 2 Densidade (Indivíduos.m⁻³) da assembleia de rotíferos das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018 _____ 61

Tabela 3 Densidade (Indivíduos.m⁻³) da assembleia de cladóceros das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018 _____ 61

Tabela 4 Densidade (Indivíduos.m⁻³) da assembleia de copépodes das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018 _____ 62

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL _____ 7

Figura 1 Localização geográfica dos pontos de coleta das lagoas urbanas e rurais no do nordeste do Brasil, amostrados em abril e novembro do 2018 _____ 11

Figura 2 Análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018. _____ 14

Figura 3 Análise da diversidade gamma através da curva de acumulação de espécies nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018 _____ 15

Figura 4 Análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), análise de similaridade (Anosim) e teste de PERMIDISP da comunidade geral (A) e da assembleia de rotíferos (B), cladóceros (C) e copépodes (D) em lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018. _____ 16

CAPÍTULO 2

EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL _____ 26

Figura 1. Localização geográfica dos pontos de coleta das lagoas do nordeste do Brasil coletados em abril e novembro do 2018 _____ 30

Figura 2. Análise de componentes principais (PCA) de variáveis físicas e químicas dos lagos do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018. _____ 36

Figura 3. Análise de agrupamento hierárquico dos traços funcionais das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes do nordeste do Brasil. _____ 37

Figura 3 - Continuação. Análise de agrupamento hierárquico dos traços funcionais das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes do nordeste do Brasil _____ 38

Figura 4. Análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA) para as assembleias de rotíferos (A), cladóceros (B) e copépodes (C) do nordeste do Brasil _____ 40

Figura 4 - Continuação. Análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA) para as assembleias de rotíferos (A), cladóceros (B) e copépodes (C) do nordeste do Brasil _____ 41

MATERIAL SUPLEMENTAR 1 _____ 555

Figura 1 Fotografia das lagoas urbanas do nordeste do Brasil _____ 588

Figura 2 Fotografia das lagoas rurais do nordeste do Brasil _____ 599

EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL

Gustavo Adolfo Villalba Duré^{1*}, Nadson Ressayé Simões², Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Bahia, Brasil. (*) Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2653-8653>

² Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Bahia, Brasil. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4577-9033s>

RESUMO

A eutrofização dos ambientes aquáticos continentais constitui um problema ecológico grave devido ao aumento de casos registrados de ecossistemas eutrofizados. Este aumento se produz principalmente pela intensidade das atividades antrópicas, sejam elas de origem urbana ou rural. O aporte de nutrientes produz uma série de mudanças nas condições ambientais que repercutem sobre a biodiversidade aquática, e a comunidade zooplancônica é uma das mais afetadas devido a sua elevada sensibilidade ambiental. Alterações nos padrões de diversidade podem ocasionar perdas de algumas funções ecológicas das espécies menos tolerantes, podendo comprometer algumas propriedades ecológicas e afetar os processos ecossistêmicos da comunidade. O presente trabalho foi dividido em dois capítulos: no primeiro, foram comparadas a diversidade e composição da comunidade zooplancônica em lagoas urbanas e rurais do nordeste de Brasil, e no segundo, foi avaliado o efeito da eutrofização sobre a composição e diversidade funcional do zooplâncton. No primeiro capítulo, foram selecionadas dezenove lagoas rasas, sendo oito urbanas e onze rurais. Foram avaliados os componentes da diversidade (diversidade gama e alfa) e aspectos estruturais (similaridade e variabilidade na composição, porcentagem de ocorrência das espécies e presença de espécies indicadoras), tanto para a comunidade geral como para as assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes. No segundo capítulo, foram escolhidos dezesseis lagoas. As variáveis ambientais selecionadas foram: amônio, nitrito, nitrito, fósforo reativo solúvel, clorofila-*a*, oxigênio dissolvido, transparência, condutividade elétrica, temperatura de água e sólido dissolvidos totais. Foram avaliados diferentes aspectos da diversidade funcional através dos índices multidimensionais - riqueza funcional (FRic), equabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis) - das três assembleias. Além disso, foram identificados os grupos funcionais das três assembleias. A análise de regressão linear múltipla foi utilizada para relacionar os índices de diversidade funcional com as variáveis ambientais selecionadas, e para relacionar os grupos funcionais com as variáveis ambientais foi realizada uma análise de redundância com base na distância. Os resultados do primeiro capítulo mostram que a diversidade alfa foi significativamente mais elevada nas lagoas rurais para a comunidade zooplancônica, mas não para as assembleias. A composição da comunidade zooplancônica total e das assembleias diferiram entre ambientes urbanos e rurais. Além disso, as lagoas rurais apresentaram maior porcentagem de espécies comuns e espécies indicadoras. No segundo capítulo, os índices multidimensionais das assembleias apresentaram diferentes interações com as variáveis ambientais indicando diferentes respostas ecológicas. Porém, de forma geral em ambientes mais eutrofizados houve uma diminuição da FRic e FDis, indicando que existe perda de funções ecológicas e sobreposição de nicho ecológico. Além de afetar alguns aspectos complementares da diversidade funcional, também houve mudanças na composição funcional da comunidade zooplancônica, dominando em ambientes eutrofizados as espécies pelágicas herbívoras de maior tamanho como cladóceros com alimentação D-filtrador e copépodes calanóides. Estes resultados indicaram que a eutrofização provocada por atividades antrópicas em ambientes urbanos afetaram mais a composição e diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplancônica do que a eutrofização gerada nas lagoas rurais, que apresentaram um nível intermediário de eutrofização.

Palavras chave: Lagoas urbanas, lagoas rurais, riqueza, riqueza funcional, grupos funcionais

EFFECT OF EUTROPHICATION ON THE TAXONOMIC AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF ZOOPLANKTON IN SHALLOW PONDS OF NORTHEASTERN BRAZIL

Gustavo Adolfo Villalba Duré^{1*}, Nadson Ressayé Simões², Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Bahia, Brasil. (*) Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2653-8653>

² Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Bahia, Brasil. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4577-9033s>

ABSTRACT

Eutrophication of continental aquatic environments is a serious ecological problem due to the increase in registered cases of eutrophic ecosystems. This increase is mainly due to the intensity of human activities, whether urban or rural. The supply of nutrients produces a series of changes in environmental conditions that affect aquatic biodiversity, among which zooplankton is one of the main affected by changes due to its environmental sensitivity. Such changes in the patterns of diversity can cause loss of some ecological functions of the less tolerant species, being able to compromise some ecological properties and affect the ecosystem processes of the community. Therefore, the present work will be divided into two chapters: The first chapter compared the diversity and composition of the zooplankton community in urban and rural ponds in northeastern Brazil. In the second chapter, the effect of eutrophication on the composition and functional diversity of zooplankton was evaluated. For the first chapter, nineteen shallow ponds were selected, eight urban and eleven rural. The components of diversity (gamma and alpha diversity) and structural aspects (similarity and variability in composition, percentage of species occurrence and presence of indicator species) were evaluated, both for the general community and for the assemblages of rotifers, cladocerans and copepods. For the second chapter, sixteen ponds were chosen. The selected environmental variables were: Nutrient contents, such as ammonium (NH₄), nitrite (NO₂), nitrate (NO₃) and soluble reactive phosphorus (FRS), in addition to factors associated with eutrophication such as chlorophyll-a, dissolved oxygen, transparency, electrical conductivity, total dissolved water temperature and solid. Different aspects of the functional diversity of the three assemblies were evaluated using multidimensional indices such as functional richness (FRic), functional equability (FEve), functional divergence (FDiv) and functional dispersion (FDis). In addition, the functional groups of the three assemblies were identified. A multiple linear regression analysis was performed to relate the functional diversity indexes with the selected environmental variables, and to relate the functional groups to the environmental variables, a redundancy analysis based on distance was performed. The results of the first chapter show that alpha diversity were significantly higher in rural ponds for the general community, but not for the assemblies. The composition of the zooplankton community, both for the general community and for the assemblies, was different between urban and rural environments. In addition, rural ponds had a higher percentage of common species and indicator species. While the results of the second chapter, the assembly indexes showed different interactions with the environmental variables indicating different ecological responses. However, in general in more eutrophic environments, there was a decrease in FRic and FDis. This indicates that there is a loss of ecological functions and an overlap of ecological niche. In addition to affecting some complementary aspects of functional diversity, there were also changes in the functional composition of the zooplankton community, dominating in larger eutrophic environments the larger herbivorous pelagic species such as cladocerans with D-filter feeding and calanoid copepods. These results indicate that eutrophication caused by anthropogenic activities in urban environments has affected the composition and taxonomic and functional diversity of the zooplankton community more than the eutrophication generated in rural lagoons, which presented an intermediate level of eutrophication.

Keywords: Urban ponds, rural ponds, richness, functional richness, functional groups

INTRODUÇÃO GERAL

A eutrofização é considerado um dos principais problemas de poluição aquática em ecossistemas de água doce. Nos últimos anos houve um aumento do número de casos de corpos de água eutrofizados (COSTA et al., 2018) devido principalmente ao aumento de atividades antrópicas, tais como: o uso intensivo da agricultura nas regiões rurais, descargas de efluentes industriais e águas residuais nas regiões urbanas e a fatores ambientais como a mudança climática (KHAN; ANSARI, 2005; KHATRI; TYAGI, 2015). O aporte excessivo de nutrientes como o nitrogênio e fósforo eleva a produtividade aquática produzindo uma série de alterações nas condições físico-químicas nos ambientes aquáticos levando a uma degradação da qualidade de suas águas (COSTA et al., 2018; KHATRI; TYAGI, 2015; PETERS; MEYBECK, 2000).

Embora a eutrofização seja parte do processo de envelhecimento dos ecossistemas lênticos (ROLDAN; RAMIREZ, 2008), a suscetibilidade desses sistemas a se tornarem eutrofizados varia dependendo das características limnológicas e da intensidade das atividades antrópicas (PETERS; MEYBECK, 2000). Deste modo, os lagos rasos são ecossistemas que suportam elevados teores de nutrientes devido ao pequeno volume de água (SCHEFFER, 1998) e, portanto, a diversidade local está constantemente sob estresse ambiental, levando a uma perda de espécies, onde só aquelas mais tolerantes conseguem sobreviver aos altos níveis de eutrofização (BOCKWOLDT et al., 2017; ROSSET et al., 2014; ŠPOLJAR et al., 2011; TAVŞANOĞLU et al., 2017).

Entre a comunidade aquática, o zooplâncton desempenha um papel fundamental dentro da cadeia alimentar, atuando como elo no fluxo de energia do ecossistema através das relações tróficas (BARNETT et al., 2007), devido a sua posição intermediária entre os produtores primários (fitoplâncton) e organismos superiores (peixes). Além disso, são considerados bioindicadores ambientais por suas características ecológicas, como alta taxa de crescimento populacional, curto ciclo de vida, assim como sua sensibilidade às mudanças ambientais (GANNON; STEMBERGER, 1978; GAZONATO NETO et al., 2014; HABERMAN; HALDANA, 2014; ISMAIL et al., 2016). Embora, o zooplâncton seja um grupo amplo que inclui vários táxons, os rotíferos, cladóceros e copépodes se destacam por terem uma maior diversidade de espécies (BOXSHALL; DEFAYE, 2008; FORRÓ et al., 2008; SEGERS, 2008) e por serem os grupos com maior densidade, além de apresentar uma alta variabilidade de funções ecológicas (BOXSHALL; DEFAYE, 2008; CONDE-PORCUNA et al., 2004; FORRÓ et al., 2008; SEGERS, 2008).

A maioria dos estudos ecológicos sobre a resposta da comunidade biológica frente às perturbações ambientais, ou a caracterização e mudança na diversidade tem um enfoque taxonômico, porém as premissas desses estudos são que todas as espécies são equivalentes, ou seja, tem a mesma importância ecológica e os indivíduos de uma população tem igual contribuição (em termos de abundância relativa), independentemente do tamanho corporal de cada indivíduo (MAGURRAN, 2005), embora ignore as funções ecológicas de cada espécie e o desenvolvimento das mesmas (RICOTTA, 2005). Portanto, para completar a visão da diversidade taxonômica, pode se utilizar a diversidade funcional (assim como outros enfoques, como a diversidade filogenética) como complemento que permite explicar como as características funcionais das espécies e suas interações contribuem para manter o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas e dos ciclos biogeoquímicos (LOREAU et al., 2001).

Nesse contexto, o objetivo desta dissertação foi avaliar o efeito da eutrofização sobre a estrutura da comunidade e diversidade taxonômica e funcional de três grupos de zooplâncton (rotíferos, cladóceros e copépodes) em lagoas rasas, do extremo sul da Bahia. O trabalho foi dividido em dois capítulos: no primeiro capítulo, foi comparada a diversidade taxonômica da comunidade do zooplâncton em ambientes urbanos e rurais e, no segundo capítulo, foi avaliado o efeito da eutrofização sobre a composição e diversidade funcional do zooplâncton. O primeiro capítulo está formatado segundo a revista *Wetlands Ecology and Management*, enquanto o segundo, de acordo com as normas da revista *Freshwater Biology*.

Wetlands Ecology and Management: <https://www.springer.com/journal/11273/submission-guidelines?IFA#Instructions%20for%20Authors%20Manuscript%20Submission>

Freshwater Biology:

<https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/13652427/homepage/forauthors.html>

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARNETT, A. J.; FINLAY, K.; BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: Towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 5, p. 796–813, 2007.

BOCKWOLDT, K. A. et al. Reduced Phytoplankton and Zooplankton Diversity Associated with Increased Cyanobacteria in Lake Champlain, USA. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, v. 160, n. 1, p. 100–118, 2017.

BOXSHALL, G. A.; DEFAYE, D. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, n. 1, p. 195–207, 2008.

CONDE-PORCUNA J., RAMOS-RODRÍGUEZ, E., MORALES-BANQUERO, R. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas. *Ecosistemas*, v. 13, n. 2, p. 23–29, 2004.

COSTA, J. A. da et al. Eutrophication in aquatic ecosystems: a scientometric study. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, n. 2, 2018.

FORRÓ, L. et al. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, n. 1, p. 177–184, 2008.

GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, v. 97, n. 1, p. 16, 1978.

GAZONATO NETO, A. J. et al. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, v. 14, n. 4, p. 1–12, 2014.

HABERMAN, J.; HALDNA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: Long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, v. 73, n. 2, 2014.

ISMAIL, A. H.; MOHD ADNAN, A. A. Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Tropical Life Sciences Research*, v. 27, p. 31–38, 2016.

KHAN, F. A.; ANSARI, A. A. Eutrophication: An Ecological Vision. *The Botanical Review*, v. 71, n. 4, p. 449–482, 2005.

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, v. 8, n. 1, p. 23–39, 2015.

LOREAU, M. et al. Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 2001.

MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd., 2005. v. 1.

PETERS, N. E.; MEYBECK, M. Water quality degradation effects on freshwater availability: Impacts of human activities. *Water International*, v. 25, n. 2, p. 185–193, 2000.

RICOTTA, C. Through the Jungle of Biological Diversity. *Acta Biotheoretica*, v. 53, n. 1979, p. 29–38, 2005.

ROLDAN, G.; RAMIREZ, J. *Fundamentos de limnología neotropical*. v. 2.

ROSSET, V. et al. Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, v. 51, n. 2, 2014.

SEGERS, H. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, n. 1, p. 49–59, 2008.

SCHEFFER, M. *Ecology of Shallow Lakes*. London: Kluber Academic Publishers, 1998.

ŠPOLJAR, M.; TOMLJANOVIĆ, T.; LALIĆ, I. Eutrophication Impact on Zooplankton Community: a Shallow Lake Approach. v. 14, n. May, p. 131–142, 2011.

TAVŞANOĞLU, Ü. N. et al. Effects of nutrient and water level changes on the composition and size structure of zooplankton communities in shallow lakes under different climatic conditions: a pan-European mesocosm experiment. *Aquatic Ecology*, v. 51, n. 2, p. 257–273, 2017.

CAPÍTULO 1

EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL

Gustavo Adolfo Villalba Duré^{1*}, Nadson Ressayé Simões², Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Bahia, Brasil. (*) Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2653-8653>

² Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Bahia, Brasil. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4577-9033s>

RESUMO

O aumento da intensidade da poluição em ambientes aquáticos urbanizados afetam os padrões de diversidade das comunidades aquáticas alterando suas propriedades ecológicas e serviços ecossistêmicos. Este estudo testou a hipótese de que a diversidade e composição da comunidade zooplanctônica das lagoas urbanas diferem das lagoas rurais devido a uma maior intensidade na poluição aquática. Foram comparados os componentes da diversidade (diversidade gama e alfa) e aspectos estruturais (similaridade e variabilidade na composição, porcentagem de ocorrência das espécies e presença de espécies indicadoras) da comunidade zooplanctônica em oito lagoas urbanas e onze rurais do nordeste do Brasil. Foram observadas diferenças significativas na diversidade alfa e na composição da comunidade zooplanctônica entre as lagoas urbanas e rurais. Estes resultados mostraram como a localização (rural ou urbana) das lagoas afetou a diversidade e composição da comunidade zooplanctônica, provavelmente, devido as diferenças na qualidade da água das lagoas. As condições ambientais locais das lagoas urbanas foram mais restritivas e diminuíram a riqueza de espécies além de aumentar a porcentagem de espécies acessórias. Nas lagoas rurais, as condições ambientais locais menos restritivas e mais semelhantes permitiram uma maior riqueza, maior número de espécies indicadores e maior porcentagem de espécies constantes. As diferenças bióticas apresentadas sugerem que são necessárias ações ambientais (tais como, interrupção imediata da carga de poluição orgânica e lixo) tanto nas lagoas rurais como nas urbanas, bem como a criação de um ambiente de amortecimento nas suas margens (plantio de árvores e macrófitas) para permitir a conservação da biodiversidade e paisagística destes ambientes.

Palavras chave: Lagoas urbanas, lagoas rurais, riqueza, densidade, heterogeneidade, espécies indicadoras

CHAPTER 1

EFFECT OF URBANIZATION ON THE TAXONOMIC DIVERSITY OF ZOOPLANKTON IN SHALLOW PONDS OF NORTHEASTERN BRAZIL

Gustavo Adolfo Villalba Duré^{1*}, Nadson Ressayé Simões², Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Bahia, Brasil. (*) Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2653-8653>

² Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Bahia, Brasil. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4577-9033s>

ABSTRACT

Increasing pollution intensity in urbanized aquatic environments affects the diversity patterns of aquatic communities by altering their ecological properties and ecosystem services. This study tested the hypothesis that the diversity and composition of the zooplankton community in urban ponds differs from rural ponds due to a higher intensity of water pollution. The components of diversity (gamma and alpha diversity) and structural aspects (similarity and variability in composition, percentage of species occurrence and presence of indicator species) of the zooplankton community were compared in eight urban and 11 rural ponds in northeastern Brazil. Significant differences in alpha diversity and zooplankton community composition were observed between urban and rural ponds. These results showed how the location (rural or urban) of the ponds affected the diversity and composition of the zooplankton community, probably due to differences in their water quality. The local environmental conditions of the urban ponds were more restrictive and decreased the richness of species in addition to increasing the percentage of accessory species. In rural ponds, the less restrictive and more similar local environmental conditions allowed for greater richness, more indicator species and a higher percentage of constant species. The biotic differences presented suggest that environmental actions (such as immediate interruption of the load of organic pollution and garbage) are necessary in both rural and urban ponds, as well as the creation of a buffer environment on their margins (planting of trees and macrophytes) to allow the conservation of biodiversity and landscaping of these environments.

Key words: Urban ponds, rural ponds, richness, density, heterogeneity, indicator species

INTRODUÇÃO

Um dos objetivos da ecologia é entender como as comunidades biológicas respondem às mudanças ambientais, para intervir rápida e eficientemente sobre práticas provocadas pelas atividades humanas. Dentre as atividades humanas, a urbanização é uma alteração drástica na fisiografia dos ecossistemas naturais que levam a estresses abióticos intensos de fragmentação e supressão da paisagem natural (Bai et al. 2017). Em muitas situações, remanescentes da paisagem natural (um fragmento florestal, um curso de água, uma lagoa natural e outros) permanecem na paisagem urbana trazendo um conforto estético, aumentando a biodiversidade e aproximando pessoas da natureza. Contudo, a estrutura e função ecológica destes ambientes é muito diversa daquela que teria sob condições naturais. As lagoas rasas são ambientes comuns nas paisagens naturais e urbanas e são importantes porque contribuem com a manutenção da biodiversidade de espécies aquáticas e terrestres e acumulam águas pluviais. Porém, seu pouco volume de água (em relação aos grandes lagos e rios) e baixa taxa de renovação de água, tornam estes ecossistemas particularmente vulneráveis à poluição aquática (Jeppesen 1998; Bécares 2004; Scheffer 2004) porque baixos teores de poluentes são suficientes para desencadear processos indicadores de poluição.

O aumento da poluição aquática através das atividades antrópicas exerce pressões ambientais que afetam os padrões de biodiversidade (Grimm et al. 2008), restringindo o pool de espécies e levando a estrutura e distribuição da comunidade aquática para uma configuração diferente daquela encontrada em ambientes naturais (Hoffman e Dodson 2005; Dudgeon et al. 2006; Hobbs et al. 2006). Alterações na diversidade nos ambientes aquáticos, resultante das atividades humanas, afetam as propriedades ecológicas do ecossistema (produtividade aquática, fluxo de matéria e energia e estabilidade ambiental) e comprometem os serviços ecossistêmicos, tais como: estética da paisagem, qualidade da água, produção secundária (Aylward et al. 2005; Duffy et al. 2007; Gessner et al. 2004; Hooper et al. 2005; Vaughn 2010).

O entorno dos ambientes aquáticos é fundamental para a qualidade da água e sua biodiversidade. Desta forma, os diferentes usos e ocupações produzem diferentes efeitos sobre a biodiversidade aquática (Peters e Meybeck 2000). Em áreas rurais, a poluição acontece devido às atividades agropecuárias, enquanto, nas áreas urbanas, a industrialização e a descarga de esgoto constituem as principais fontes de poluição aquática (Khatri e Tyagi 2015).

Como as lagoas rasas são sistemas bem delimitados, seu estudo em ambientes rurais e urbanos permite entender como os diferentes níveis de impactos antrópicos afetam as comunidades aquáticas, dentre as quais, o zooplâncton é geralmente utilizado como bioindicador ambiental devido ao ciclo de vida curto e a sua sensibilidade às mudanças ambientais, tal como poluição aquática (Lougheed e Chow-Fraser 2002; Jeppesen et al. 2011; Braghin et al. 2015; Parmar et al. 2016; Simões et al. 2020). Além disso, apresentam diferentes estratégias ecológicas frente as mudanças ambientais (Allan 1976; Bonecker et al. 2013), proporcionando uma ferramenta útil para avaliação do efeito das atividades antrópicas na comunidade aquática (Boxshall e Defaye 2008; Forró et al. 2008; Segers 2008). Lodi et al. (2011) e Ismail e Mohd (2016) indicaram a capacidade dos rotíferos como bioindicadores de eutrofização. Ochocka e Pasztaleniec (2016) testaram a sensibilidade de vários índices baseados nos grupos zooplantônicos sob diferentes condições tróficas e Pinel-Alloul e Mimouni (2013) destacaram a sensibilidade dos cladóceros frente ao uso do solo.

Neste estudo, foi testada a hipótese de que a composição e diversidade zooplanctônica difere entre lagoas urbanas e rurais, porque os ambientes urbanos apresentam maior intensidade de poluição e estresses abióticos que os ambientes rurais. Portanto, espera-se encontrar: i) menor diversidade gama e alfa nas comunidades das lagoas urbanas porque são mais poluídas; ii) maior porcentagem de espécies constantes, que são as resistentes à poluição, nas lagoas urbanas; iii) menos espécies indicadoras nas lagoas urbanas. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi comparar a estrutura da comunidade zooplanctônica em lagoas urbanas e rurais do extremo sul da Bahia, com enfoque nos grupos principais (rotíferos, cladóceros e copépodes).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Extremo Sul da Bahia (Brasil), entre as coordenadas 16°18'17,00" a 16°23'48,25" S e 39°37'10,16" a 39°22'33,00" O (Figura 1). Foram coletadas sete lagoas urbanas e nove lagoas rurais no mês de abril de 2018, correspondendo ao período chuvoso. No período seco (novembro de 2018) foram coletadas oito lagoas urbanas e onze lagoas rurais. A área das lagoas variaram entre 2.076 até 102.534 m². Em ambos tipos de ambientes foram registradas macrófitas aquáticas e vegetação ripária, porém nas lagoas rurais, estas foram mais abundantes e frequentes do que nas lagoas urbanas (Material suplementar 1 – Figura 1 e 2).

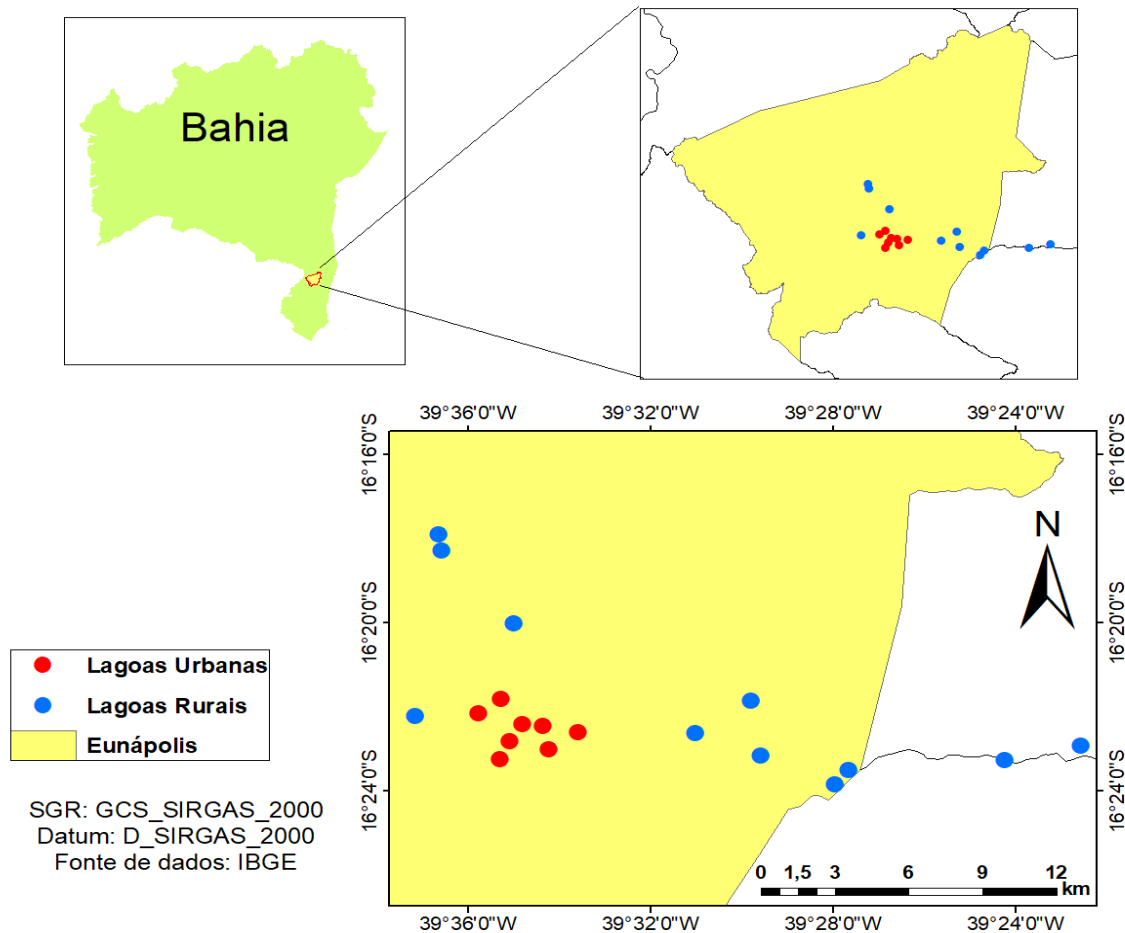


Figura 1 Localização geográfica dos pontos de coleta das lagoas urbanas e rurais no do nordeste do Brasil, amostrados em abril e novembro do 2018

Estratégia de amostragem e análise da diversidade zooplanctônica

Foram mensuradas variáveis físicas e químicas *in situ* como a temperatura da água (TA, °C), pH (PH), oxigênio dissolvido (OD, $\mu\text{g.L}^{-1}$), condutividade elétrica (CE, $\mu\text{S.cm}^{-1}$) e sólidos totais dissolvidos (STD, $\mu\text{g.L}^{-1}$) com uma sonda multiparâmetro e a transparência da água com Disco de Secchi (DS, cm) para caracterizar as condições ambientais das lagoas. As amostras de zooplâncton foram coletadas filtrando uma média de 778 L de água, através de arrastos horizontais sub-superficiais, durante o período matutino (para minimizar efeitos de migração) com uma rede de plâncton de abertura de malha de 68 μm .

O zooplâncton foi fixado com formol a 4% tamponado com carbonato de cálcio. Três grupos de zooplâncton (rotíferos, cladóceros e copépodes) foram identificados até o nível de gênero ou espécie quando possível. A identificação dos grupos foi realizada utilizando material especializado (Rocha e Tundisi 1976; Koste 1978; Elmoor-Loureiro 1997; Joko 2011; Perbiche-Neves et al. 2015). O mínimo de 300 indivíduos por

amostra foi quantificado em placas de Petri. Quando a alíquota conteve um número inferior de organismos foi realizada a leitura de uma segunda alíquota (Bottrell et al. 1976).

Análise dos dados

As características físicas e químicas das lagoas foram comparadas através de uma análise de componentes principais (PCA) (Legendre e Legendre 1998), normalizando-se previamente as variáveis (média= 0, desvio padrão= 1) de forma a apresentarem o mesmo peso na análise. Posteriormente as variáveis físicas e químicas foram correlacionadas através do coeficiente de correlação de Pearson (r).

Foram estimados dois componentes da diversidade: A diversidade gama (como a riqueza total de espécies nos tipos de lagoas). Para isso, uma curva de acumulação de espécies (100 permutações) foi construída através do método “random” (Colwell e Coddington 1994). O outro componente é a diversidade alfa (ou diversidade local), estimada como a riqueza de espécies registradas por lagoa. Além dos componentes da diversidade mencionados, foram analisadas a densidade e a equabilidade da comunidade local. A densidade tem um importante papel na manutenção da diversidade (Wills et al. 1997) e na produção secundária do zooplâncton (Shuter e Ing 1997). Esta foi calculada através do número de indivíduos presentes na amostra (estimado a partir de sub-amostras) e levando em consideração o volume total de água filtrada. A equabilidade foi estimada através do índice de Pielou (Magurran 2005), o qual indica o grau de uniformidade da comunidade e os valores variam entre 0 e 1, onde uma unidade representa o maior grau de equabilidade da comunidade.

Para avaliar os aspectos estruturais das comunidades das lagoas urbanas e rurais, foram analisadas a similaridade na composição da comunidade, a porcentagem de ocorrência das espécies e a presença de espécies indicadoras. A similaridade na composição foi calculada através da análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) (Clarke 1993; Legendre e Legendre 1998) utilizando a matriz de dissimilaridade de Jaccard (para dados de presença/ausência). Esta análise permite representar graficamente a composição das comunidades urbanas e rurais e apresenta a vantagem de não exigir normalidade nos dados. A porcentagem de ocorrência foi analisada para avaliar a distribuição espacial das espécies, classificando-as em espécies raras (<20%), acessória (entre 20 e 50%) e constantes (>50%) (Dajoz 1983). Por último, foram analisadas a presença de espécies indicadoras para cada tipo de ambiente utilizando do índice IndVal (Dufrene e Legendre 1997), que combina a especificidade das espécies através do número de ocorrência em relação aos tipos de ambientes com a fidelidade dentro dos ambientes, estimado através da densidade relativa dessas espécies.

Para avaliar as diferenças nos atributos da diversidade, as características físicas e químicas, e a porcentagem de ocorrência entre localidades urbanas e rurais foram realizados testes de Student (t) ou testes de Mann-Whitney (W) quando as variáveis não apresentavam distribuição normal. A normalidade das variáveis ambientais e dos atributos da comunidade foram testados através do teste de Shapiro-Wilk. A significância nas diferenças da composição entre as lagoas urbanas e rurais foi testada através do teste de ANOSIM (análise de similaridade) com 999 permutações (Clarke 1993). O teste de homogeneidade da dispersão PERMIDISP (Anderson 2006) foi utilizado para testar a variabilidade na composição da comunidade entre as lagoas urbanas e rurais.

Todas as análises estatísticas foram realizadas através do software R (R Core Team, 2015), utilizando o pacote “vegan” (Oksanen 2018).

RESULTADOS

Características físicas e químicas das lagoas

A temperatura da água nas lagoas variou de 25,1 °C a 29,9 °C. Os valores de pH variaram entre 5,6 a 7,8, caracterizando águas de neutra à levemente ácidas. A concentração de oxigênio dissolvido apresentou alta variabilidade, com mínimo de 1,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e máximo de 8,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 1). A transparência em ambas lagoas apresentaram uma elevada variabilidade (48,0 \pm 23,1 e 84,8 \pm 38,6 para as lagoas urbanas e rural respectivamente). Somente os valores de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica apresentaram diferenças significativa entre ambas lagoas (W= 81, p= 0,001 e W= 83, p= 0,001, respectivamente), sendo mais elevados nas lagoas urbanas (138,0 \pm 83,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 237,5 \pm 142,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 1).

Tabela 1 Valores mínimos, médios e máximos das variáveis físicas e químicas mensuradas nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018

Variáveis	Unidade	Mínimo	Urbano		Mínimo	Rural	
			Média	Máximo		Média	Máximo
Temperatura	°C	25,1	27,9 \pm 1,6	29,4	25,6	27,5 \pm 0,7	28,3
pH		5,6	6,8 \pm 0,7	7,8	6,0	6,5 \pm 0,3	6,8
Oxigênio dissolvido	$\mu\text{g.L}^{-1}$	1,5	4,7 \pm 1,6	7,3	2,5	5,4 \pm 1,5	8,4
Sólidos totais dissolvidos**	$\mu\text{g.L}^{-1}$	48,8	138,0 \pm 83,1	310,9	32,6	48,7 \pm 36,8	157,4
Condutividade elétrica**	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	85,5	237,5 \pm 142,0	528,0	58,0	82,9 \pm 55,0	246,0
Transparência	cm	15,0	48,0 \pm 23,1	85,0	15,0	84,8 \pm 38,6	140,0

Obs: (*): p < 0,05; (**): p < 0,01; (***): p < 0,001

A análise de componentes principais ordenou as unidades amostrais em função da localização urbana ou rural das lagoas. Cerca de 77,1% da variação das variáveis ambientais foram explicadas pelos primeiros dois eixos (Figura 2). As principais variáveis ambientais que definiram a distribuição das lagoas no eixo 1 (47,9%) foram os sólidos totais dissolvidos e a condutividade elétrica ($r= 0,95$ e $r= 0,95$ respectivamente, material suplementar 1 - Tabela 1) apresentando uma associação positiva com o eixo. Para o eixo 2 (29,2%), a principal variável foi a transparência correlacionando-se de forma inversa ($r= -0,85$). As lagoas urbanas apresentaram maiores concentrações de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica e menores valores de transparência e oxigênio dissolvido da água quando comparado às lagoas rurais. Além disso, as condições ambientais das lagoas rurais foram mais similares entre si do que às lagoas urbanas (Figura 2).

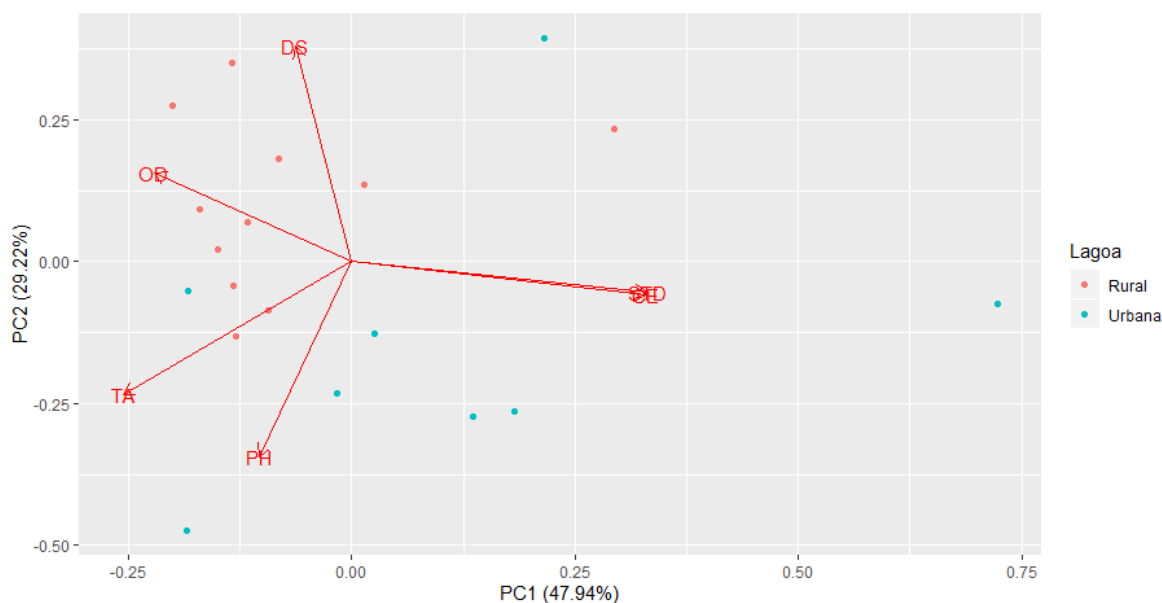


Figura 2 Análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018. Referência: (STD): sólidos totais dissolvidos, (CE): condutividade elétrica, (TA): temperatura da água, (OD): Oxigênio dissolvido, (DS): Transparência

Análise da comunidade zooplanctônica

Foram identificados 113 táxons, sendo os rotíferos o grupo com maior contribuição (62 táxons), seguido dos cladóceros (31 espécies) e copépodes (20 táxons) (Material suplementar 1 -Tabela 2). As lagoas rurais apresentaram um maior número de táxons registrados (94 táxons) do que as lagoas urbanas (76 táxons) (Figura 3).

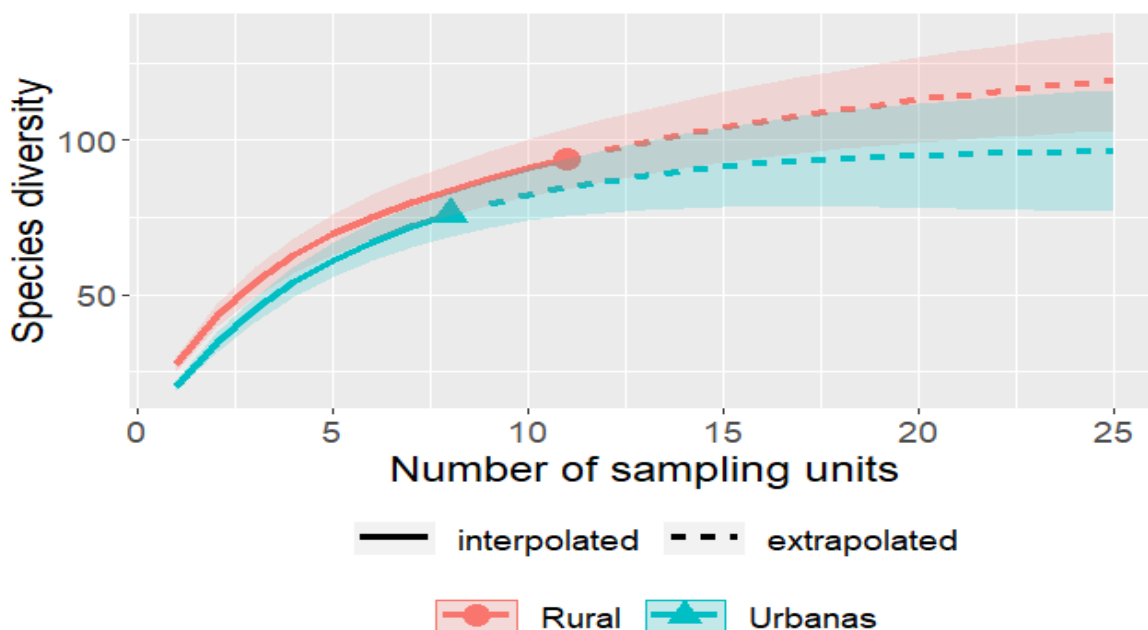


Figura 3 Análise da diversidade gamma através da curva de acumulação de espécies nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018

A riqueza de espécies da comunidade zooplancônica geral foi significativamente ($t = -2,3$, $df = 13,4$, $\text{valor-p} = 0,04$) maior nos ambientes rurais (31 ± 6 táxons) que nos urbanos (24 ± 7 táxons). Porém, a riqueza de espécies das assembleias não diferiu entre urbanas e rurais (Tabela 2).

Tabela 2 Valores mínimo, médios e máximos dos atributos da diversidade da comunidade total e das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes registradas nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018. **Referência:** Riqueza (Número de espécie), densidade (Indivíduos. m^{-3})

Grupo	Mínimo	Urbano		Mínimo	Rural	
		Média	Máximo		Média	Máximo
Geral						
Riqueza*	9	20 ± 6	29	21	27 ± 6	40
Densidade	5.127	34.099 ± 34.808	108.344	2.712	53.029 ± 58.613	201.719
Pielou	0,1	$0,6 \pm 0,2$	0,8	0,4	$0,6 \pm 0,1$	0,8
Rotífero						
Riqueza	3	9 ± 5	17	7	12 ± 3	18
Densidade**	106	1.382 ± 1.339	4.083	871	23.340 ± 43.529	128.602
Pielou	0,5	$0,6 \pm 0,1$	0,9	0,5	$0,6 \pm 0,1$	0,9
Cladóceros						
Riqueza	2	6 ± 4	15	4	9 ± 3	14
Densidade	16	1.766 ± 2.296	6.902	104	3.878 ± 3.878	10.984
Pielou	0,1	$0,7 \pm 0,3$	1,0	0,3	$0,7 \pm 0,2$	0,9
Copépodes						
Riqueza	2	5 ± 2	9	4	6 ± 2	8
Densidade	2.706	30.951 ± 32.174	97.359	1.146	25.811 ± 22.558	69.253
Pielou	0,0	$0,4 \pm 0,2$	0,7	0,1	$0,4 \pm 0,2$	0,7

Obs: (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$

Quanto à densidade, a comunidade geral não apresentou diferenças significativas entre as lagoas, porém a assembleia de rotíferos foi significativamente mais elevada ($W = 11,0$ $\text{valor-p} = 0,005$) nas lagoas rurais

($23.340 \pm 43.529 \text{ ind.m}^{-3}$) do que nas urbanas ($1.382 \pm 1.339 \text{ ind.m}^{-3}$). A equabilidade não diferiu significativamente entre as lagoas tanto considerando a comunidade geral quanto as assembleias (Tabela 2).

A ordenação do nMDS apresentou valores de “Stress” menores do que 0,20 (Figura 4), indicando um ajuste aceitável da análise. A composição das três assembleias foram significativamente diferentes entre as lagoas (Anosim-R= 0,30 e 0,34; valor-p< 0,01 para as assembleias de rotíferos e cladóceros respectivamente, e Anosim-R= 0,17; valor-p<0,05 para a assembleia de copépodes). Porém, essa diferença foi mais notória quando foi comparada a comunidade zooplanctônica como todo (Anosim-R= 0,40; valor-p< 0,01). O teste de PERMIDISP não mostrou diferenças significativas na variabilidade da similaridade na composição dentro de cada ambiente para as três assembleias nem para a comunidade geral (valor-p > 0,05). (Figura 4).

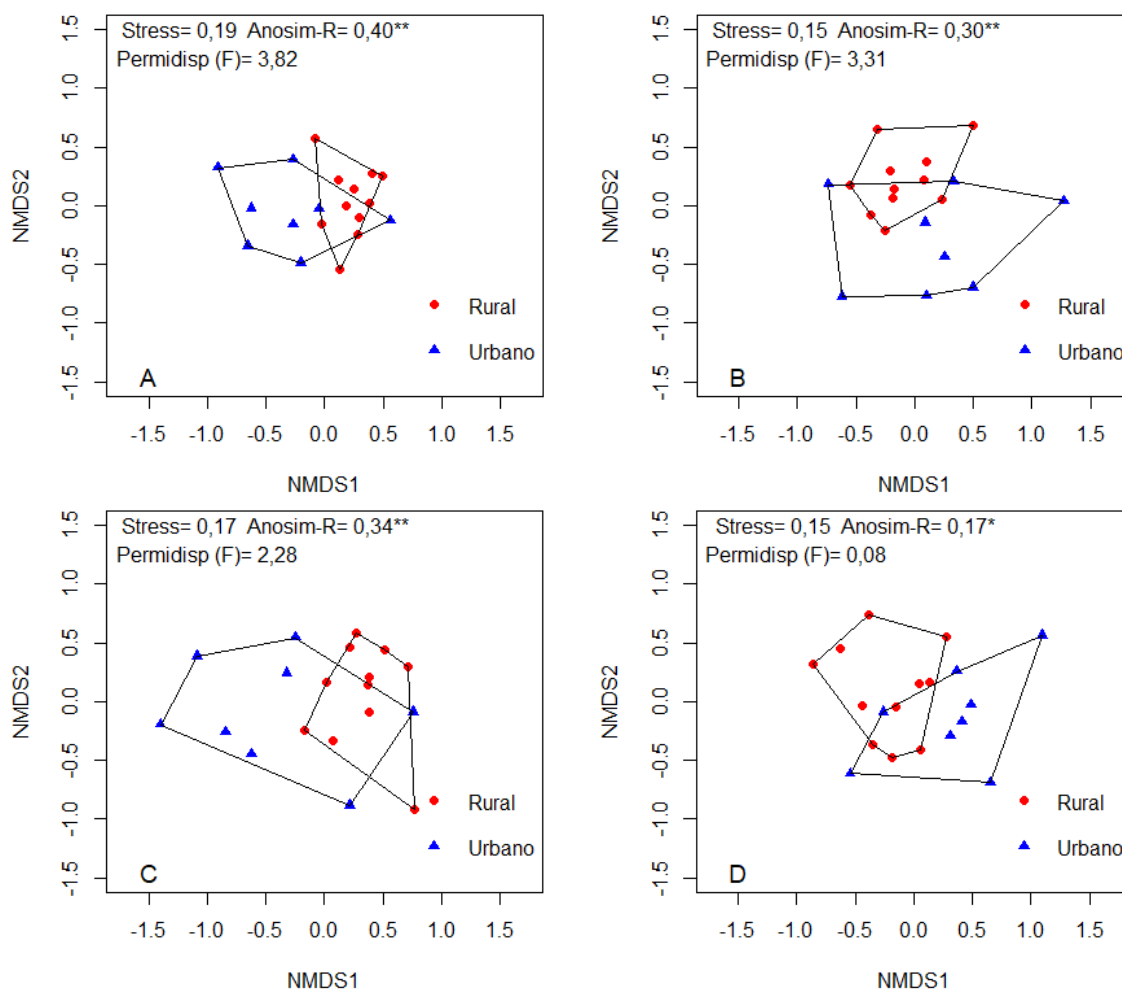


Figura 4 Análise de escalonamento multidimensional não métrica (nMDS), análise de similaridade (Anosim) e teste de PERMIDISP da comunidade geral (A) e da assembleia de rotíferos (B), cladóceros (C) e copépodes (D) em lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018. **Obs:** (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$

A porcentagem de táxons raros não diferiu significativamente entre as lagoas urbanas e rurais. Porém, as lagoas urbanas apresentaram uma maior porcentagem de táxons acessórios ($t = 3.7928$, $df = 13.111$, $\text{valor-}p < 0,01$), e a porcentagem de táxons constantes para as lagoas rurais foi significativamente mais elevada ($t = 2.9174$, $df = 15.478$, $\text{valor-}p < 0,05$) (Tabela 3).

Tabela 3 Média do número e porcentagens de táxons raros, acessórios e constantes observados nas lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018

	Urbano	Rural
Raras (< 20% de ocorrência)	4 (19,5%)	6 (20,0%)
Acessórias (20-50 % de ocorrência) **	12 (55,7%)	11 (40,1%)
Constantes (> 50% de ocorrência) *	5 (24,8%)	11 (39,9%)

Obs: (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$

O test IndVal (Tabela 4) mostrou que as espécies *Moina minuta* e *Thermocyclops decipiens* (IndVal= 0,8; $\text{valor-}p < 0,01$) possuem fidelidade e especificidade elevadas para as lagoas urbanas sendo indicadoras desses tipos de ambientes. Nas lagoas rurais, houve maior número de espécies bioindicadoras, destacando os microcrustáceos *Bosmina tubicens*, *Bosmina hagdmani*, e *Microcyclops finitimus*, além do rotífero *Gastropus stylifer* (IndVal= 0,9; $\text{valor-}p < 0,05$) como as espécies com maior potencial bioindicador para os ambientes rurais.

Tabela 4 Lista das espécies selecionadas no análise de espécies indicadoras (IndVal) das lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil em abril e novembro de 2018

Urbano	IndVal	Rural	IndVal
Cladóceros		Rotíferos	
<i>Moina minuta</i>	0,8**	<i>Brachionus forficula</i>	0,8*
<i>Thermocyclops decipiens</i>	0,8**	<i>Gastropus stylifer</i>	0,8**
		<i>Keratella americana</i>	0,9*
		Cladóceros	
		<i>Bosmina hagdmani</i>	0,9*
		<i>Bosmina tubicens</i>	0,9**
		Copépodes	
		<i>Microcyclops finitimus</i>	0,9*

Obs: (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$

DISCUSSÃO

Os resultados mostram que ambientes aquáticos urbanos exerceram influência negativa sobre a diversidade, número de espécies indicadoras e composição da comunidade zooplanctônica. A menor diversidade gama e alfa foi observado em lagoas urbanas, assim como diferenças na composição da comunidade entre ambos ambientes concordam com outros trabalhos publicados que comparam corpos de água impactados e não impactados (Urban et al. 2006; Mimouni et al. 2015, 2018; Simões et al. 2015; Longato et al. 2018). Estes resultados poderiam ser atribuídos às diferenças nas condições ambientais locais nas lagoas urbanas e rurais,

produto de diferentes pressões decorrentes das atividades antrópicas no entorno destas lagoas (Dodson et al. 2005; Van Egeren et al. 2011; Khatri and Tyagi 2015).

A entrada de descarga intensiva de nutrientes e contaminantes das áreas urbanas, combinada com o aumento de superfícies impermeáveis, pode levar a um declínio consistente da biodiversidade e saúde dos ecossistemas aquáticos urbanos (Bai et al., 2017). As lagoas urbanas do município de Eunápolis apresentaram indicativos de maiores níveis de impacto antrópico (presença de lixo nas suas margens, baixas concentrações de oxigênio dissolvido e transparência e elevadas concentrações de condutividade elétrica da água) do que as lagoas rurais. Nas lagoas rurais, as condições físicas e químicas parecem indicar condições ambientais menos restritivas para a comunidade zooplanctônica, uma vez que em sua maioria, são ambientes mais conservados, apesar de algumas lagoas apresentarem atividades agrícolas em suas proximidades (principalmente, plantios de café, pimenta e côco).

Apesar de classificar as lagoas urbanas como ambientes impactados, a alta variabilidade das condições físicas e químicas da água e da composição da comunidade zooplanctônica sugere um maior gradiente ambiental nas lagoas urbanas. Isto ocorreu porque algumas lagoas urbanas não apresentaram condições físicas e químicas tão restritivas para a comunidade zooplanctônica. Por exemplo, uma lagoa urbana que apresentou elevada riqueza de espécies e densidade de indivíduos está localizada dentro de um parque ecológico municipal e também apresentou características similares às lagoas rurais, caracterizando a importância de parques ecológicos mesmo dentro de centros urbanos. Assim os ambientes urbanos poderiam ser importantes reservatórios de biodiversidade (Mimouni et al. 2015, 2018). Foram observadas uma maior cobertura de macrófitas (não mensurado) em lagoas rurais e naquelas lagoas urbanas com maior diversidade (Material suplementar 1 –Figura 1 e 2). Simões et al. (2015) e Braghin et al. (2016) atribuem a maior diversidade ao maior grau de cobertura de macrófitas aquáticas dos ambientes aquáticos, já que elas criam micro-habitats que servem como suporte e proteção para a comunidade zooplanctônica (Hoffman e Dodson 2005; Celewicz-gołdyn e Kuczy 2017; Gebrehiwot et al. 2017).

Teoricamente, a composição de espécies em localidades muito próximas tendem a ser mais similares devido à conectividade de habitats (Forbes e Chase 2002; Padovesi-Fonseca e Rezende 2017; Strecker e Brittain 2017). No caso de ambientes impactados (como as lagoas urbanas), as pressões ambientais conduzem a uma homogeneização da comunidade zooplanctônica (Lougheed et al. 2008; Salgado et al. 2018; Liu et al. 2020),

que é caracterizada pela presença de mais espécies constantes ou acessórias (mais tolerantes as mudanças ambientais). Portanto, a maior porcentagem de espécies acessórias nas lagoas urbanas poderia indicar um processo inicial de homogeneização da comunidade. Contrariamente do esperado, as lagoas rurais apresentaram maior similaridade na comunidade (porcentagem de táxons comuns) apesar de estarem geograficamente mais distantes entre si do que as lagoas urbanas. Isto poderia ser explicado pelo fato das lagoas rurais apresentarem menos perturbações ambientais, permitindo o estabelecimento da comunidade zooplanctônica (Lehman e Tilman 2000) e favorecendo o aumento da diversidade (Simões et al. 2013).

O grau de poluição aquática nas lagoas urbanas favoreceu o desenvolvimento de espécies, tais como: *Moina minuta*, encontrada geralmente em ambientes com elevados teores de nutrientes, sólidos em suspensão e matéria orgânica (Costa et al. 2016; de Melo et al. 2018) e *Thermocyclops decipiens*, utilizada como bioindicadora de águas eutrofizadas e de baixa qualidade (Landa et al. 2007; Perbiche-Neves et al. 2016). Porém, Perbiche-Neves et al. (2016) destacam a correlação negativa de *T. decipiens* com os sólidos em suspensão contrastando com as condições observadas nas lagoas urbanas neste trabalho. Nas lagoas rurais, as espécies indicadoras que foram identificadas indicam que há processos de eutrofização cultural, devido ao uso agrícola do solo. Por exemplo, as espécies *Bosmina tubicens* e *Bosmina hagmanni* são mais resistentes aos pesticidas do que os grandes cladóceros como *Daphnia* (DeMott e Kerfoot 1982; da Rocha e Por 1998). Enquanto os rotíferos *Brachionus forficula*, *Gastropus stylifer* e *Hexarthra intermedia* são espécies indicadoras de eutrofização (Lodi et al. 2011; Ismail e Mohd Adnan 2016).

CONCLUSÃO

Os resultados mostraram que as condições ambientais locais geradas pela urbanização configuraram a composição da comunidade zooplanctônica afetando a sua diversidade. As lagoas urbanas sofreram com múltiplas pressões antrópicas e, provavelmente, a poluição doméstica foi mais prejudicial para as comunidades zooplanctônicas do que os processos de eutrofização natural e atividades agrícolas nas lagoas rurais. Estas pressões atuaram como filtro ambiental selecionando as espécies mais tolerantes nos ambientes urbanos, que foi evidenciado pela menor riqueza e o maior porcentagem de táxons acessórios na composição da comunidade zooplanctônica. Enquanto nas lagoas rurais, por se tratar de ambientes menos perturbados do que os urbanos e com condições ambientais mais constantes, permitiu o estabelecimento da comunidade zooplanctônica mais rica e diversificada (refletido pelo maior número de espécies indicadoras). Neste sentido, são necessárias ações

futuras (tais como interrupção da poluição aquática, plantio de árvores e macrófitas) que permitam manter a diversidade local e garantir a preservação dos serviços ecossistêmicos (qualidade da água e paisagem) tanto em lagoas rurais como em lagoas urbanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan JD (1976) Life History Patterns in Zooplankton. *Am Nat* 110:165–180. <https://doi.org/10.1086/283056>
- Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Aylward B, Bandyopadhyay J, Belausteguigotia J-C (2005) Freshwater Ecosystem Services. In: *Ecosystems and Human Well-being: Policy responses*. pp 213–255
- Bai X, McPhearson T, Cleugh H, et al (2017) Linking Urbanization and the Environment: Conceptual and Empirical Advances. *Annu Rev Environ Resour* 42:215–240. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-061128>
- Bécares E (2004) Ecología de lagunas y humedales. *Ecosistemas* 13:1–12
- Bonecker CC, Simões NR, Minte-Vera CV, Lansac-Tôha FA, Machado Velho LF, Agostinho ÂA (2013) Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologica* 43:114–121. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.007>
- Bottrell HH, Duncan A, Gliwicz ZM, et al (1976) Review of some problems in zooplankton production studies. *Nor J Zool*
- Boxshall GA, Defaye D (2008) Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:195–207. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9014-4>
- Braghin L de S, Simões NR, Bonecker CC (2016) Hierarchical effects of local factors on zooplankton species diversity. *Inl Waters* 6:645–654. <https://doi.org/10.1080/iw-6.4.919>
- Braghin LSM, Figueiredo BRS, Meurer T, et al (2015) Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquat Ecol* 49:175–187. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9514-7>
- Celewicz-góldyn S, Kuczy N (2017) Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. *PLoS One* 12:1–14

- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18:117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Colwell R, Coddington J (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Trans R Soc* 345:101–118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Costa BNS, Pinheiro SCC, Lima M de O, Amado LL (2016) Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecol Indic* 66:220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.033>
- da Rocha CEF, Por FD (1998) Preliminary comparative data on the fauna of the pleuston in the southern Pantanal, Brazil, with emphasis on the microcrustaceans. *Int Vereinigung für Theor und Angew Limnol Verhandlungen* 26:2137–2140. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11901121>
- Dajoz R (1983) *Ecologia geral*, 4th edn. Petrópolis. 472p
- de Melo TX, Déo Dias J, Simões NR, Bonecker CC (2018) Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: an experimental approach. *Hydrobiologia* 827:171–181. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3763-0>
- DeMott WR, Kerfoot WC (1982) Competition Among Cladocerans: Nature of the Interaction Between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology* 63:1949–1966
- Dodson S, Lillie R, Will-Wolf S (2005) Land Use, Water Chemistry, Aquatic Vegetation, and Zooplankton Structure of Shallow Lakes. Pdf. 15:1191–1198
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al (2006) Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc* 81:163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duffy JE, Bradley J, France KE, McIntyre PB (2007) The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecol Lett* 10:522–538. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01037.x>
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67:345–366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Elmoor-Loureiro L (1997) Manual de identificação de cladóceros Limnícicos do Brasil. *Bras. Universa* 156:155p
- Forbes A, Chase J (2002) The role of habitat connectivity and landscape geometry in experimental zooplankton

- metacommunities. *Oikos* 96:433–440
- Forró L, Korovchinsky NM, Kotov AA, Petrusek A (2008) Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:177–184. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9013-5>
- Gebrehiwot M, Kifle D, Triest L (2017) Emergent Macrophytes Support Zooplankton in a Shallow Tropical Lake : A Basis for Wetland Conservation. *Environ Manage* 60:1127–1138. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0935-z>
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, et al (2008) Global Change and the Ecology of Cities. *Science* (80-) 319:756–760. doi:10.1126/science.1150195
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, et al (2006) Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob Ecol Biogeogr* 15:1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Hoffman M, Dodson S (2005) Land Use, Primary Productivity, and Lake Area As Descriptors of Zooplankton Diversity. *Ecology* 86:255–261. <https://doi.org/10.1890/03-0833>
- Ismail AH, Mohd Adnan AA (2016) Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Trop Life Sci Res* 27:31–38. <https://doi.org/10.21315/tlsr2016.27.3.5>
- Jeppesen E, Nøges P, Davidson T, Haberman J, Nøges T, Blank K, Lauridsen T, Sondergaard M, Sayer C, Laugaste R, Johansson L, Bjerring R, Amsinck S (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). *Hyd* 676:279–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>
- Jeppesen E (1998) *The Ecology of Shallow Lakes-Trophic Interactions in the Pelagial*
- Joko CY (2011) *Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá*
- Khatri N, Tyagi S (2015) Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Front Life Sci* 8:23–39. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>
- Koste W (1978) *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Borntraeger, Gebruder, Berlín*
- Landa GG, Rodrigues Barboza FA, Rietzler AC, Maia-Barbosa PM (2007) *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as Indicator of Water Quality in the State of Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Arch Biol Technol* 50:695–705

- Legendre P, Legendre L (1998) Numerical Ecology (2nd English edition) Elsevier Science BV. Elsevier Sci BV 852. [https://doi.org/10.1002/1521-3773\(20010316\)40:6<9823::AID-ANIE9823>3.3.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/1521-3773(20010316)40:6<9823::AID-ANIE9823>3.3.CO;2-C)
- Lehman CL, Tilman D (2000) Biodiversity , Stability , and Productivity in Competitive Communities. *Am Nat* 156:534–552
- Liu P, Xu S, Lin J, et al (2020) Urbanization increases biotic homogenization of zooplankton communities in tropical reservoirs. *Ecol Indic* 110:. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105899>
- Lodi S, Vieira LCG, Velho LFM, et al (2011) Zooplankton community metrics as indicators of eutrophication in urban lakes. *Nat a Conserv* 9:87–92. <https://doi.org/10.4322/natcon.2011.011>
- Longato L, Ferreira I, Perbiche-Neves G (2018) Relations between zooplankton richness and area in Brazilian lakes are not always true: comparing natural and artificial lakes and trends. *Acta Limnol Bras* 30:
- Lougheed V, Chow-Fraser P (2002) Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian great lakes basin. *Ecol Appl* 12:474–486
- Lougheed V, McIntosh M, Parker C, Stevenson J (2008) Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshw Biol* 53:2402–2413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02064.x>
- Magurran AE (2005) Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd.
- Mimouni EA, Pinel-Alloul B, Beisner BE (2015) Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosyst* 18:1353–1372. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0457-5>
- Mimouni EA, Pinel-Alloul B, Beisner BE, Legendre P (2018) Summer assessment of zooplankton biodiversity and environmental control in urban waterbodies on the Island of Montréal. *Ecosphere* 9:. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2277>
- Ochocka A, Pasztaleniec A (2016) Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions. *Environ Monit Assess* 188:. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5634-3>
- Oksanen J (2018) Vegan : ecological diversity. 4:. <https://doi.org/10.1029/2006JF000545>
- Padovesi-Fonseca C, Rezende R de S (2017) Factors that drive zooplankton diversity in Neo-Tropical Savannah shallow lakes. *Acta Limnol Bras* 29:
- Parmar TK, Rawtani D, Agrawal YK (2016) Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Front Life Sci* 9:110–118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>

- Perbiche-Neves G, Boxshall GA, Previattelli D, et al (2015) Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). 111:1–111. <https://doi.org/10.3897/zookeys.497.8091>
- Perbiche-Neves G, Saito VS, Previattelli D, et al (2016) Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecol Indic* 70:340–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.028>
- Peters NE, Meybeck M (2000) Water quality degradation effects on freshwater availability: Impacts of human activities. *Water Int* 25:185–193. <https://doi.org/10.1080/02508060008686817>
- Pinel-Alloul B, Mimouni E-A (2013) Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments? *Hydrobiologia* 715:195–212. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1484-y>
- Rocha O, Tundisi TM (1976) Atlas do Zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos). 70
- Salgado J, Sayer CD, Brooks SJ, et al (2018) Eutrophication homogenizes shallow lake macrophyte assemblages over space and time. *Ecosphere* 9:. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2406>
- Scheffer M (2004) Ecology of Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers, London
- Segers H (2008) Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:49–59. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9003-7>
- Shuter BJ, Ing KK (1997) Factors affecting the production of zooplankton in lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 54:359–377
- Simões NR, Braghin LSM, Duré GAV, Santos JS, Sonoda SL, Bonecker CC (2020) Changing taxonomic and functional b -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w>
- Simões NR, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC (2013) Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *Int Rev Hydrobiol* 98:24–33. <https://doi.org/10.1002/iroh.201201473>
- Simões NR, Nunes AH, Dias JD, et al (2015) Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758:3–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2260-y>

- Strecker A, Brittain J (2017) Increased habitat connectivity homogenizes freshwater communities: historical and landscape perspectives. *Journal Appl Ecol* 54:1343–1352. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12882>
- Urban MC, Skelly DK, Burchsted D, et al (2006) Stream communities across a rural – urban landscape gradient. *Divers Distrib* 12:337–350. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00226.x>
- van Egeren SJ, Dodson SI, Torke B, Maxted JT (2011) The relative significance of environmental and anthropogenic factors affecting zooplankton community structure in Southeast Wisconsin Till Plain lakes. *Hydrobiologia* 668:137–146. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0636-1>
- Vaughn C (2010) Biodiversity Losses and Ecosystem Function in Freshwaters : Emerging Conclusions and Research Directions. *Oxfords Journals* 60:25–35. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.1.7>
- Wills C, Condit R, Foster RB, Hubbell SP (1997) Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. *Proc Natl Acad Sci U S A* 94:1252–1257. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.4.1252>

CAPÍTULO 2

EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM LAGOAS RASAS DO NORDESTE DO BRASIL

Gustavo Adolfo Villalba Duré^{1*}, Nadson Ressayé Simões², Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Bahia, Brasil. (*) Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2653-8653>

² Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Bahia, Brasil. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4577-9033>

RESUMO

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos continentais se tornou um problema ecológico grave devido ao crescente número de ecossistemas aquáticos afetados. Ambientes eutrofizados podem alterar a composição e a diversidade funcional da comunidade aquática e afetar os processos ecossistêmicos. Testamos a hipótese de que ambientes eutrofizados diminuem a diversidade funcional das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes. Foram selecionados 16 lagoas rasas localizadas no nordeste do Brasil. Foram avaliadas a resposta frente as variáveis ambientais dos aspectos da diversidade funcional tais como: riqueza funcional (FRic), equabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis) e dos grupos funcionais respectivamente. As principais forças que influenciaram na diversidade funcional zooplânctônica foram: i) O aumento de nutrientes e a turbidez de água, reflexo de poluição aquática e ii) a clorofila-*a* e a temperatura, reflexo da produção de biomassa fitoplanctônica e processos metabólicos, respectivamente. Os resultados mostram uma redução da diversidade funcional em ambientes muito eutrofizados e turvos por causa da seleção de poucos traços funcionais tolerantes à eutrofização, dominando espécies com maior capacidade de filtração, seletividade de alimento e capacidade de fuga dos predadores. Em contraste, ambientes com maior biomassa fitoplanctônica, temperatura e mais transparentes permitiram uma maior diversidade funcional. Isto por causa de uma maior variabilidade de traços funcionais e uma maior dispersão dos grupos funcionais favorecendo a coexistência das espécies pequenas, com estruturas mais especializadas para a captura de alimento e com estrutura de defesa. Concluímos que os ambientes eutrofizados promovem a redução de traços funcionais na comunidade aquática, levando a uma perda de processos ecossistêmicos e tornando o ecossistema mais vulnerável. Portanto, a redução da poluição aquática por nutrientes manterá o funcionamento do ecossistema.

Palavras chave: Riqueza funcional, equabilidade funcional, divergência funcional, dispersão funcional, grupos funcionais.

CHAPTER 2

EFFECT OF EUTROFICATION ON THE FUNCTIONAL DIVERSITY OF ZOOPLANKTON IN SHALLOW PONDS OF NORTHEASTERN BRAZIL

Gustavo Adolfo Villalba Duré^{1*}, Nadson Ressayé Simões², Sylvia Maria Moreira Susini Ribeiro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Bahia, Brasil. (*) Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-2653-8653>

² Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Bahia, Brasil. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4577-9033s>

ABSTRACT

Eutrophication of continental aquatic ecosystems has become a serious ecological problem due to the increasing number of affected aquatic ecosystems. Eutrophic environments can alter the composition and functional diversity of the aquatic community and affect ecosystem processes. We tested the hypothesis that eutrophic environments decrease the functional diversity of rotifer, cladoceran, and copepod assemblages. We selected 16 shallow lagoons located in the northeast of Brazil. We evaluated the response to environmental variables of functional diversity aspects such as: functional richness (FRic), functional equability (FEve), functional divergence (FDiv), functional dispersion (FDis) and functional groups respectively. The main forces influencing zooplankton functional diversity were: i) Nutrient increase and water turbidity, water pollution reflex, and ii) Chlorophyll-a and temperature, reflex of phytoplankton biomass production and metabolic processes respectively. The results show a reduction in functional diversity in very eutrophic and turbid environments due to the selection of few functional traits tolerant to eutrophication, dominating species with higher filtration capacity, food selectivity and ability to escape predators. In contrast, environments with higher phytoplankton biomass, temperature and more transparent allowed a greater functional diversity. This is due to a greater variability of functional traits and a greater dispersion of functional groups favoring the coexistence of small species, with more specialized structures for food capture and with a defense structure. We concluded that eutrophic environments promote the reduction of functional traits in the aquatic community, leading to a loss of ecosystem processes and making the ecosystem more vulnerable. Therefore, the reduction of aquatic pollution by nutrients will maintain the functioning of the ecosystem.

Key words: Functional richness, functional evenness, functional divergence, functional dispersion, functional groups.

INTRODUÇÃO

A eutrofização é um processo caracterizado pelo enriquecimento de nutrientes no corpo de água (Nixon, 1995; Paerl *et al.*, 2001), desencadeando um problema ecológico grave e crescente nos em ecossistemas aquáticos continentais (da Costa *et al.*, 2018). Uma das primeiras consequências da eutrofização é o aumento da biomassa fitoplanctônica, que pode formar florações de cianobactérias (Paerl, 2008). Estas condições de enriquecimento de nutriente e elevada biomassa fitoplanctônica causam um desequilíbrio físico e químico na qualidade da água e na biodiversidade aquática (Anderson *et al.*, 2002; Rosset *et al.*, 2014), dos quais o zooplâncton constitui o principal grupo afetado por ser o principal consumidor do fitoplâncton (Jones & Jeppesen, 2007).

Os efeitos da eutrofização sob a comunidade zooplanctônica incluem: diminuição da diversidade através da redução da riqueza de espécies e aumento da dominância de poucas espécies mais tolerantes, assim como mudanças na composição das comunidades zooplanctônicas (Leibold, 1999; Jeppesen *et al.*, 2000; Hansson *et al.*, 2007; Ger *et al.*, 2016; Bockwoldt *et al.*, 2017). Tais alterações podem ocasionar perdas nas funções ecológicas da comunidade e afetar processos ecossistêmicos da comunidade zooplanctônica, tais como: produtividade secundária e ciclo da matéria (de Melo *et al.*, 2018; Josué *et al.*, 2018), porque favorecem grupos específicos de espécies que desempenham funções semelhantes no ecossistema. Este efeito *bottom-up* pode ser atribuído a dois fatores: i) a elevada biomassa do fitoplâncton, geralmente não comestível ou de menor qualidade nutricional como cianobactérias filamentosas ou coloniais, torna o pastoreio de zooplâncton ineficiente (Müller-Navarra *et al.*, 2000; Gusha *et al.*, 2019), e ii) o aumento da turbidez produz uma diminuição da vegetação aquática por competição pela luz, eliminando refúgios para o zooplâncton evitar predadores visuais, tais como os peixes zooplanctívoros e invertebrados aquáticos (Scheffer, Houser & Meijer, 1993; Lodi *et al.*, 2011).

Apesar de existir uma extensa literatura sobre o uso do zooplâncton em estudos sobre as condições tróficas em ecossistemas aquáticos (Costa *et al.*, 2018), a grande maioria utiliza uma abordagem taxonômica, ou seja, quantificam a diversidade em termos de riqueza e distribuição das abundâncias relativas das espécies (Magurran, 2005; Ricotta, 2005). Tal abordagem considera todas as espécies como equivalentes, ou seja, tem a mesma importância ecológica; e não leva em conta sinecologia. Por exemplo: o tamanho dos indivíduos de uma mesma espécie, que pode diferir entre ambientes com disponibilidade de recursos alimentares diferenciada

(Magurran, 2005). Porém, a abordagem funcional surge como uma medida complementar ao enfoque taxonômico tradicional (Braghin *et al.*, 2018), já que permite explicar como as características funcionais das espécies e suas interações individuais contribuem para manter o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas e dos ciclos biogeoquímicos (Loreau *et al.*, 2001; Hooper *et al.*, 2005). A abordagem funcional demonstrou ter uma maior eficiência no poder explicativo sob a resposta das comunidades aos estressores ambientais do que a abordagem taxonômica (Barnett & Beisner, 2007; Gagic *et al.*, 2015; Leduc, Da Silva & Rosenfeld, 2015; Braghin *et al.*, 2018).

O estudo da diversidade funcional está baseado na quantificação de atributos funcionais das espécies (Petchey & Gaston, 2006; Violle *et al.*, 2007), que são características físicas, comportamentais ou fisiológicas ao nível do indivíduo, que refletem estratégias de vida (Litchman, Ohman & Kiørboe, 2013) surgidas como resposta às interações interespecíficas ou ao entorno (Violle *et al.*, 2007). Esta abordagem funcional pode ser mensurada através do uso de índices ou de grupos funcionais. O primeiro, quantifica os componentes da diversidade funcional: a riqueza funcional, a equabilidade funcional, a divergência funcional (Mason *et al.*, 2005) e dispersão funcional (Laliberté & Legendre, 2010), e tem o potencial para revelar alterações nos processos que regulam a estrutura da comunidade em relação aos estressores ambientais (Mason *et al.*, 2003; Mason *et al.*, 2012). Enquanto no segundo, as espécies são agrupadas segundo a similaridade nas características funcionais (Reynolds, 2001; Blondel, 2003). Hébert *et al.* (2016) propõem que o uso dos grupos funcionais é melhor para compreender como as comunidades se vinculam nos sistemas aquáticos.

Neste estudo, foram avaliados os efeitos da eutrofização sob a diversidade funcional de zooplâncton. Foram analisados diferentes aspectos complementares da diversidade funcional e foram identificados quais grupos funcionais de zooplâncton se desenvolvem melhor em ambientes eutrofizados. O enfoque foi nos três grupos principais (rotíferos, cladóceros e copépodes), separadamente, por apresentarem diferentes estratégias ecológicas (Allan, 1976; Bonecker *et al.*, 2013). Assim, foi testada a hipótese de que a eutrofização provoca uma redução da diversidade funcional e mudanças na composição funcional da comunidade zooplanctônica. Nós predizemos que a eutrofização: (i) diminua a riqueza funcional, devido à perda traços funcionais característicos das funções ecológicas das espécies menos tolerantes; (ii) diminua a equabilidade funcional, porque algumas partes do espaço de nicho serão subutilizadas (Mason *et al.*, 2005) em função das poucas espécies dominantes; (iii) diminua a divergência funcional porque as poucas espécies dominantes são

funcionalmente semelhantes, promovendo menor diferenciação de nichos; (iv) diminua a dispersão funcional devido à sobreposição de nicho das espécies dominantes, e v) mude a composição funcional zooplanctônica devido as alterações nos traços funcionais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Os dados foram coletados em dezesseis ambientes aquáticos rasos localizados entre as coordenadas $16^{\circ}18'17,00''$ a $16^{\circ}23'48,25''$ S e $39^{\circ}37'10,16''$ a $39^{\circ}22'33,00''$ O, no Extremo Sul da Bahia (Brasil) (Figura 1). As coletas foram realizadas durante período chuvoso (abril 2018) e seco (novembro 2018) para aumentar a representatividade temporal. Os ambientes estavam localizadas em áreas urbanas (sete ambientes) e rurais (nove ambientes), caracterizando um gradiente de pressões antrópicas. Foram registradas presença de macrófitas aquáticas e vegetação ripária na maioria das localidades, sendo mais frequentes nas lagoas das zonas rurais.

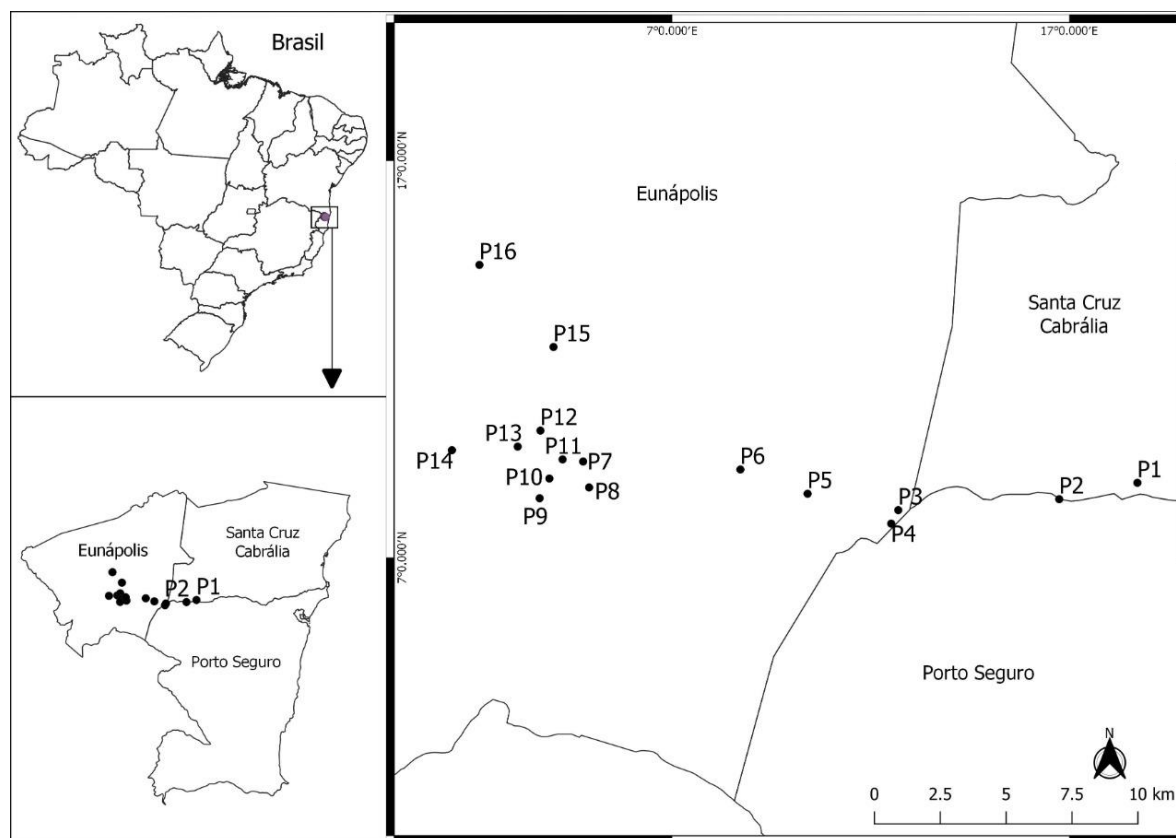


Figura 1. Localização geográfica dos pontos de coleta das lagoas do nordeste do Brasil coletados em abril e novembro do 2018

Caracterização das condições ambientais

Amostras de água foram coletadas para analisar o teor de nutrientes: fósforo reativo solúvel (FSR), amônio (NH_4), nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3) (APHA/AWWA/WEF, 2012). Além do teor de nutrientes, foram analisadas variáveis associadas à eutrofização como: a clorofila-a (Clor-a), estimada por espectrometria (Strickland & Parsons, 1972), pH (PH), temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e a transparência da água com Disco de Secchi (DS). A clorofila-a é uma medida da biomassa fitoplanctônica, utilizada como proxy da produtividade primária aquática e reflete a disponibilidade de alimento para o zooplâncton (Hoffman & Dodson, 2005; Trevisan & Forsberg, 2007). O pH, a temperatura da água e o oxigênio dissolvido afetam indiretamente a diversidade zooplanctônica (Lee *et al.*, 2016; Preston *et al.*, 2020). A condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos e a transparência refletem a quantidade de partículas no corpo de água e determinam o tipo de alimentação de zooplâncton (Lee *et al.*, 2016).

Estratégia de amostragem, identificação e quantificação do zooplâncton

Foram realizados arrastos horizontais com uma rede de plâncton com 68 μm de abertura de malha, filtrando aproximadamente 778 L de água. As amostras concentradas foram depositadas em garrafas de plástico de 125 mL e fixadas em formol a 4% tamponado com carbonato de cálcio. Posteriormente, as amostras foram levadas para o laboratório para a identificação até gênero ou espécies, quando possível. Para a identificação foi utilizado material especializado para rotíferos, cladóceros e copépodes (Rocha & Tundisi, 1976; Koste, 1978; Elmoor-Loureiro, 1997; Joko, 2011; Perbiche-Neves *et al.*, 2015). Além da identificação de táxons, foram contabilizados no mínimo 300 indivíduos por amostra para realizar uma estimativa da abundância das espécies (ind.m^{-3}). No caso da alíquota conter um número inferior de organismos foi realizada a leitura de uma segunda alíquota (Bottrell *et al.*, 1976).

Identificação de atributos funcionais e quantificação da diversidade funcional zooplanctônica

A seleção dos traços funcionais foi realizada segundo sua importância para a manutenção dos processos ecológicos e na disponibilidade dos dados. Assim, foram escolhidos oito traços funcionais para os rotíferos (Obertegger & Flaim, 2018), sete para os cladóceros (Rizo *et al.*, 2017) e quatro para os copépodes (Benedetti, Gasparini & Ayata, 2016) (Tabela 1). Os traços funcionais foram classificadas com base nas características ecológicas de crescimento, alimentação e sobrevivência (Litchman *et al.*, 2013).

Tabela 1 Lista de atributos funcionais para as espécies do grupo dos rotíferos, cladóceros e copépodes

Atributo funcional	Tipo de função	Classificação
Rotíferos		
Tamanho	Crescimento	Comprimento corporal (μm)
Hábitat		Litoral ou pelágico
Grupo trófico		Herbívoro, onívoro, detritívoro ou carnívoro
Tipo de alimentação	Alimentação	Micrófago ou raptorial
Tipo de coroa	Alimentação	Tipos: <i>Euchlanis/Brachionus</i> , <i>Asplanchna</i> , <i>Conochilus</i> , <i>Notommata</i> ou <i>Hexarthra</i> .
Tipo de trofo	Alimentação	Tipos: Maleado, sub-maleado, maleoramado ou virgado.
Tipo de tegumento	Sobrevivência	Loricado, aloricado ou loricado com espinhos
Estratégia de fuga	Sobrevivência	Passiva ou ativa
Cladóceros		
Tamanho	Crescimento	Comprimento corporal (μm)
Hábitat		Litoral ou pelágico
Grupo trófico		Herbívoro, onívoro, detritívoro ou carnívoro
Tipo de alimentação	Alimentação	B-filtrador, C-filtrador, D-filtrador, I-filtrador ou S-filtrador
Estratégia de fuga	Sobrevivência	Sem natação (fingir de morto), natação rápida, natação reduzida, pausar e pular
Presença de ocelo	Sobrevivência	Com ou sem ocelo
Estrutura de defesa (espinho, capacete)	Sobrevivência	Com ou sem estrutura
Copépodes		
Tamanho	Crescimento	Comprimento corporal (μm)
Hábitat		Litoral ou pelágico
Grupo trófico		Herbívoro ou onívoro
Tipo de alimentação	Alimentação	Raptorial ou micrófago.

Os atributos de crescimento estão associados com os processos vitais dos indivíduos. Muitos dos processos aumentam em relação ao tamanho do corpo, como a taxa de alimentação, o requerimento energético, a sobrevivência e esperança de vida (Litchman *et al.*, 2013). Para rotíferos e cladóceros, foram medidos o comprimento corporal de 30 indivíduos de cada táxon. Quando a abundância de um táxon foi menor que 30, foram medidos todos os indivíduos daquele táxon. Para os copépodes, os tamanhos foram baseados na literatura, pois o comprimento das espécies de copépodes é conservativo e característico das espécies. Os traços de alimentação incluem uma ampla variedade de características morfológicas, comportamentais, fisiológicas e de história de vida relacionadas com a obtenção de alimento (Kiørboe, 2011). Os traços de sobrevivência são conjuntos de atributos comportamentais e morfológicos que tem como objetivo a redução da predação e adaptação frente a escassez de alimentos (Brooks & Dodson, 1965).

Os aspectos da diversidade funcional foram calculados através de índices multidimensionais como: riqueza funcional (FRic), equabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis) (Villéger *et al.*, 2008; Laliberté & Legendre, 2010). A vantagem do uso desses índices é que são independentes entre si, tratam múltiplos traços funcionais e consideram as abundâncias relativas de cada espécie ou táxon (Villéger *et al.*, 2008).

A FRic é o volume definido pela posição das espécies dentro do espaço funcional, ou seja, dentro do eixo gerado pelos traços funcionais (Mouillot *et al.*, 2013). Portanto, a FRic revela o quanto do espaço funcional está sendo ocupado pelos nichos das espécies (Mason *et al.*, 2005; Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). A FEve, FDiv e FDis estão baseadas na distribuição de abundâncias das espécies dentro de espaço funcional.

A FEve revela se a abundância das espécies está distribuída uniformemente dentro do espaço funcional e indica se as espécies aproveitam seus nichos de forma eficiente (Mason *et al.*, 2005; Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). A FDiv mostra a distribuição das espécies em relação ao centro de gravidade (equidistante dos vértices do volume do espaço funcional), e revela se as espécies dominantes são funcionalmente parecidas. Portanto, uma elevada FDiv indica um alto grau de diferenciação de nicho nas espécies dominantes (Mason *et al.*, 2005; Córdova-Tapia & Zambrano, 2015), significando que a maioria das espécies abundantes são muito diferentes e pouco competitivas (Mouchet *et al.*, 2010); a FDiv diminui na medida que a proporção das espécies dominantes se aproxima do centro de gravidade da comunidade, indicando espécies funcionalmente parecidas. A FDis é a distância das espécies em relação ao centroide do volume do espaço funcional (deslocado em função da abundância das espécies dominantes), e indica se existe sobreposição de nicho entre as espécies (Laliberté & Legendre, 2010).

Os índices de diversidade funcional foram obtidos utilizando a função “dbFD” do pacote FD no programa R. Os quatro índices dão valores positivos e quanto maior são os valores, maior é a diversidade que quantificam. Somente os valores da FEve e FDiv variam entre 0 e 1, porém, a FRic foi padronizada de forma que seu valor varie entre 0 e 1. As análises foram calculadas usando o pacote estatístico “FD” (Laliberté & Legendre, 2010) do programa R (R Core Team, 2015).

A identificação dos grupos funcionais foi realizada através de uma análise de agrupamento hierárquico utilizando o método de Ward (Murtagh & Legendre, 2014). A medida de dissimilaridade utilizada foi a distância

de Gower (Gower, 1971) para dados numéricos e categóricos. A análise de agrupamento hierárquico foi realizada através do pacote “cluster” (Maechler *et al.*, 2019) do software R (R Core Team, 2015).

Análise dos dados

Para caracterizar as condições físicas e químicas das lagoas e detectar o gradiente de eutrofização foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) (Legendre & Legendre, 1998), com as variáveis normalizadas (média=0, desvio padrão=1). A influência das variáveis físicas e químicas sobre os aspectos da diversidade funcional foi testada através de uma regressão linear múltipla, selecionando modelos lineares baseados no critério de informação Akaike (AICc) (Johnson & Omland, 2004). A construção dos melhores modelos foram realizados considerando o princípio de parcimônia, a partir dos modelos com valor de AICc mais baixo ($\Delta < 2$). Antes da análise de regressão, foi testada a multicolinearidade nas variáveis ambientais através do teste de fator de inflação da variância (VIF), onde foram eliminadas aquelas variáveis com um valor $VIF < 10$.

Para avaliar a relação das variáveis físicas e químicas com a composição funcional da comunidade zooplantônica foi realizada uma análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA), que é uma análise de ordenação similar à análise de redundância. Porém, o dbRDA permite o uso de matrizes de distâncias não euclidianas como a matriz de Bray-Curtis (Legendre & Anderson, 1999). Foi utilizado o método de Backward para selecionar o conjunto de variáveis ambientais que melhor explicam a relação com os grupos funcionais, e foi verificada a multicolinearidade através do VIF.

Tanto, as variáveis ambientais como os dados biológicos foram logaritmizados $\log(X+1)$ para cumprir com os pressupostos de normalidade e homocedasticidade nos resíduos. As análises estatísticas foram realizadas utilizando os pacotes “vegan” (Oksanen *et al.*, 2019) e “MuMIn” (Barton, 2019) no software R (R Core Team, 2015).

RESULTADOS

Caracterização física e química das lagoas

As lagoas apresentaram níveis baixos de oxigênio dissolvido ($OD = 5.05 \pm 1.42 \mu\text{g.L}^{-1}$). O pH variou entre levemente ácido e levemente básico (entre valores de 5,60 e 7,85). As variações observadas nos sólidos totais dissolvidos, transparência e condutividade elétrica indicam um elevado contraste entre as lagoas. Com relação aos nutrientes, o teor médio de fósforo reativo solúvel foi de ($0,02 \pm 0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$) e das formas

nitrogenadas, amônio, nitrato e nitrito foram ($23,33 \pm 21,99 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $23,70 \pm 45,81 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente), estas últimas apresentaram grandes amplitudes de variação. Da mesma forma, o teor de clorofila-a variou entre 8,20 e $53,15 \mu\text{g.L}^{-1}$, mostrando uma grande variação na biomassa primária (Tabela 2).

Tabela 2 Valores mínimo, médios e máximos das variáveis físicas e químicas das lagoas do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018

Parâmetro	Unidade de medida	Mínimo	Média \pm Desvio padrão	Máximo
Temperatura	°C	25,10	$27,71 \pm 1,13$	29,40
Oxigênio dissolvido	$\mu\text{g.L}^{-1}$	1,54	$5,05 \pm 1,42$	7,34
pH		5,60	$6,64 \pm 0,52$	7,85
Sólidos totais dissolvidos	$\mu\text{g.L}^{-1}$	32,60	$82,98 \pm 78,61$	310,94
Condutividade elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	58,00	$145,25 \pm 133,91$	528,00
Transparência	cm	15,00	$65,41 \pm 35,77$	140,00
Fósforo reativo solúvel	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,01	$0,02 \pm 0,01$	0,06
Amônio	$\mu\text{g.L}^{-1}$	9,20	$23,33 \pm 21,99$	95,00
Nitrito	$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,70	$1,95 \pm 1,63$	7,10
Nitrato	$\mu\text{g.L}^{-1}$	ND	$23,70 \pm 45,81$	139,30
Clorofila-a	$\mu\text{g.L}^{-1}$	8,20	$31,73 \pm 15,36$	53,15

Observação: não detectado (ND).

Os três primeiros eixos da PCA explicaram cerca de 80% da variabilidade dos dados físicos e químicos das lagoas (Tabela 3). O primeiro eixo (44,0 % de explicação da variância) está correlacionado de forma positiva com os valores de nitrato, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e amônio, e representa a poluição por sólidos e a eutrofização pelas formas nitrogenadas.

Tabela 3 Autovalores dos componentes principais e coeficiente de correlação de Pearson das variáveis físicas e químicas das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018

Autovalores	PC1	PC2	PC3
Variância	4,84	2,43	1,49
% de explicação da variância	44,03	22,13	13,57
Correlação (r)			
Temperatura (°C)	-0,57	0,59	-0,42
Oxigênio dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	-0,53	0,13	0,63
pH	-0,02	0,75	-0,21
Sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,88	-0,29	-0,08
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	0,88	-0,29	-0,08
Transparência (cm)	-0,43	-0,57	0,33
Fósforo reativo solúvel ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,59	0,67	0,22
Amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,82	0,40	0,17
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,65	0,52	0,45
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,89	-0,35	0,18
Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	-0,52	0,12	0,67

O segundo eixo (22,1 % da variabilidade), apresentou uma correlação relativamente elevada com os valores de pH, temperatura e fósforo reativo solúvel, representando um segundo gradiente de eutrofização por nutrientes fosfatados. O terceiro eixo (13,6% da variabilidade), foi correlacionado positivamente com a

clorofila-a e oxigênio dissolvido e representa a resposta biológica do fitoplâncton às condições ambientais, ou seja, o aumento da biomassa clorofiliana e a liberação de oxigênio dissolvido decorrentes da produção primária.

O plano fatorial da PCA (Figura 2) formado pelo dois eixos principais (PC1 e PC2) mostra um contraste entre os níveis de clorofila-a, oxigênio dissolvido e a transparência com o teor de nutrientes, os sólidos totais dissolvidos e a condutividade elétrica, indicando uma elevada assimilação de nutrientes por parte do fitoplâncton (refletido pelo teor de clorofila) em condições de maior transparência. Destaca-se que a maioria das localidades agrupadas no lado positivo do eixo 1, apresentam maiores valores de clorofila-a, oxigênio dissolvido e a transparência, indicando que estas lagoas se encontram em condições de eutrofização intermediária (com elevada biomassa fitoplanctônica, oxigenadas e transparentes) (Figura 2).

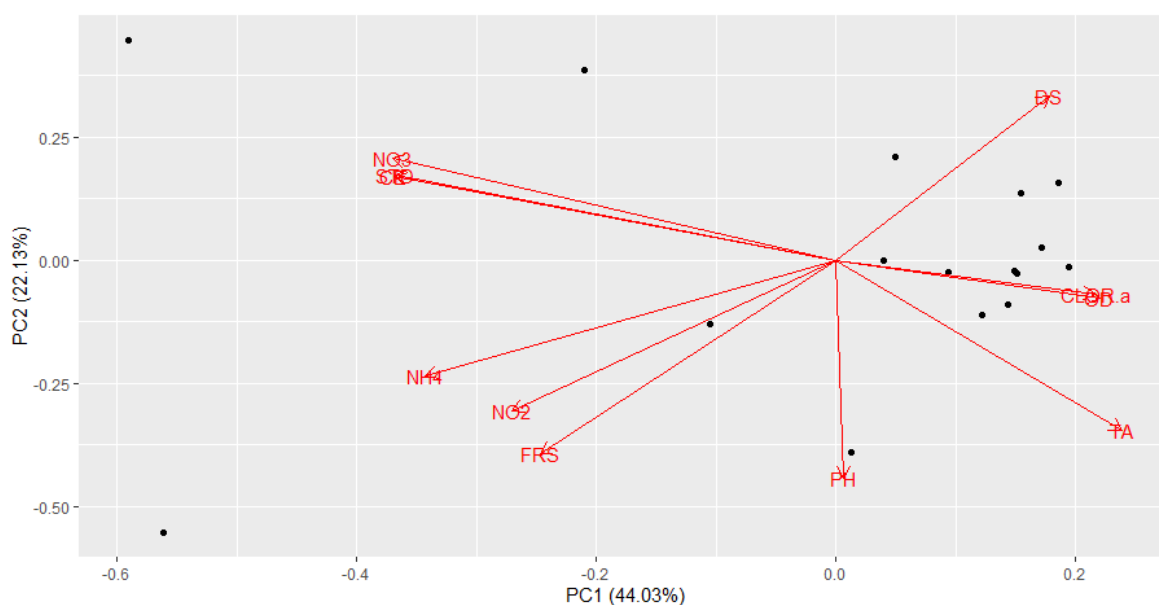


Figura 2. Análise de componentes principais (PCA) de variáveis físicas e químicas dos lagos do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018. **Referência:** Os respectivos parâmetros representam a temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), potencial de hidrogênio (pH), sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica (CE), transparência pelo disco de Secchi (DS), fósforo reativo solúvel (FRS), amônio (NH₄), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃) e clorofila-a (Clor- a).

Grupos funcionais e diversidade funcional da comunidade zooplanctônica

As assembleias apresentaram maiores volumes de espaço funcional (média da FRic > 0,50) indicando maior variedade de funções ecológicas presentes em ambas assembleias, exceto os copépodes. As três assembleias apresentaram valores médios relativamente baixos na FEve (FEve < 0,5) sugerindo uma distribuição pouco uniforme na densidade das espécies dentro do espaço funcional. Apesar da baixa FEve, as assembleias apresentaram um elevado grau de diferenciação de nichos nas espécies dominantes, observado no

elevado valor médio da FDiv ($FDiv > 0.70$). Além disso, os valores de dispersão funcional tanto para rotíferos quanto cladóceros, variaram de intermediários (médias $FDis = 0,22 \pm 0,08$ e $0,23 \pm 0,10$ respectivamente) a elevados ($FDis = 0,36$ e $0,39$ respectivamente), indicando que a sobreposição de nichos nas assembleias foi de mediana a baixa, enquanto os copépodes a sobreposição de nicho foi mais elevada (média $FDis = 0,14 \pm 0,12$) (Tabela 4).

Tabela 4 Valores mínimos, médios e máximos da riqueza funcional, equabilidade, divergência funcional e dispersão funcional para a assembleia de rotíferos, cladóceros e copépodes das lagoas do nordeste do Brasil

Valores	FRic	FEve	FDiv	FDis
Rotífero				
Mínimo	$2,9 \times 10^{-03}$	0,25	0,61	0,04
Média ± Desvio	$0,53 \pm 0,32$	$0,47 \pm 0,16$	$0,80 \pm 0,12$	$0,22 \pm 0,08$
Máximo	0,88	0,78	0,99	0,36
Cladóceros				
Mínimo	0,01	0,32	0,44	0,03
Média ± Desvio	$0,67 \pm 0,31$	$0,47 \pm 0,14$	$0,83 \pm 0,17$	$0,23 \pm 0,10$
Máximo	0,97	0,90	1,00	0,39
Copépode				
Mínimo	0,01	0,06	0,52	0,01
Média ± Desvio	$0,34 \pm 0,23$	$0,36 \pm 0,17$	$0,84 \pm 0,16$	$0,14 \pm 0,12$
Máximo	0,74	0,64	1,0	0,34

Referência: Riqueza funcional (FRic), equabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis).

As assembleias de rotíferos e cladóceros formaram cinco grupos funcionais; enquanto a dos copépodes, quatro grupos funcionais (Figura 3). Os grupos funcionais dos rotíferos foram agrupados segundo o tipo de alimentação, o tipo de trofo e o hábitat. Os cladóceros foram formados segundo o grupo trófico, o habitat, o tipo de alimentação e a forma de escape ao predador. Enquanto os copépodes, foram agrupados segundo o tipo de alimentação, o habitat e o tamanho corporal.

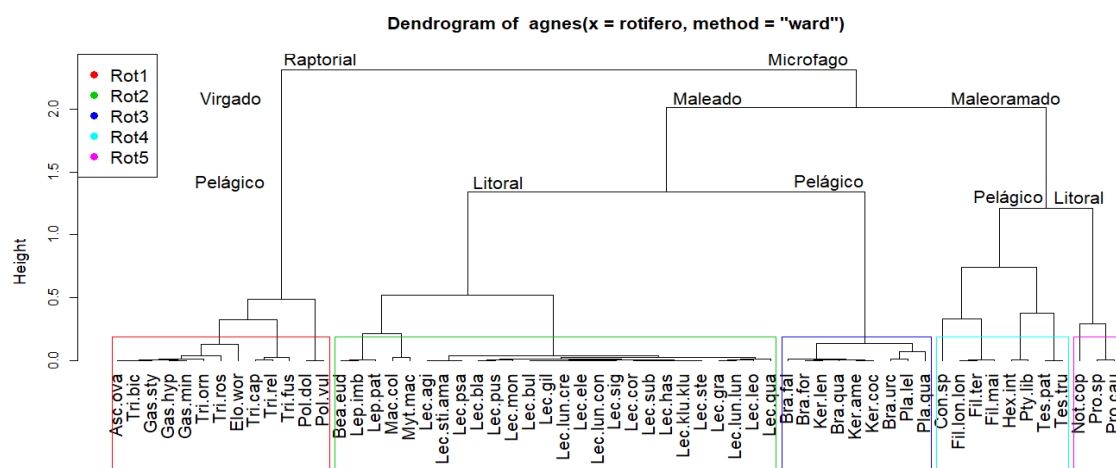


Figura 3. Análise de agrupamento hierárquico dos traços funcionais das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes do nordeste do Brasil.

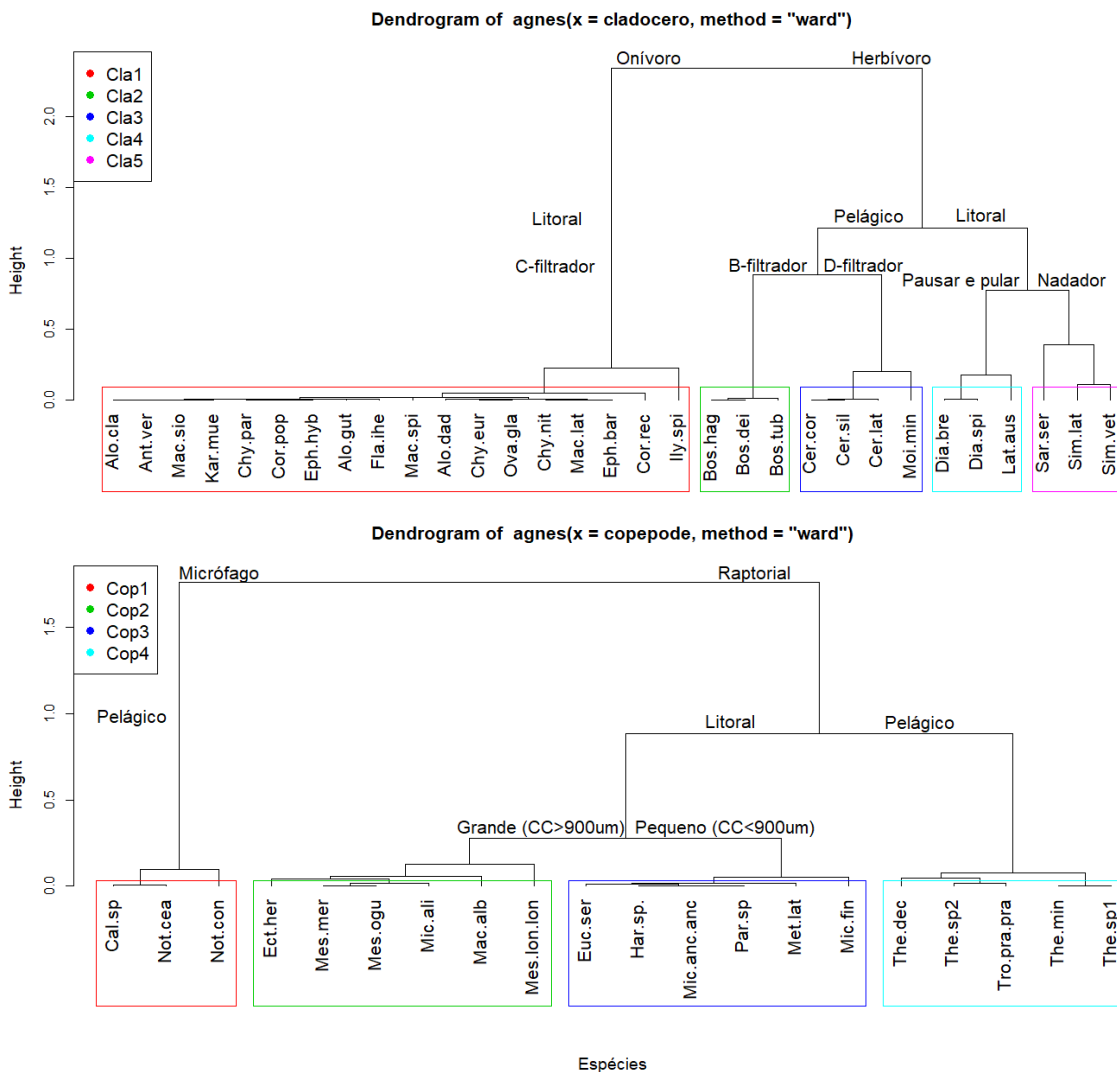


Figura 3 - Continuação. Análise de agrupamento hierárquico dos traços funcionais das assembleias de rotíferos, cladóceros e copépodes do nordeste do Brasil

Relação das variáveis físicas e químicas com os índices de diversidade funcional

Os modelos com as relações lineares das variáveis ambientais que melhor explicaram os aspectos da diversidade funcional dos rotíferos, cladóceros e copépodes exibiram diferentes respostas (Tabela 6). Para os rotíferos, o NH_4 foi a variável mais importante para os modelos da FRic e FEve. Para a FRic o modelo de maior explicação selecionou as variáveis NH_4 , OD e DS ($R^2_{\text{adj}} = 47\%$, valor- $p < 0,05$) e para a FEve, as variáveis TA, FRS e NH_4 ($R^2_{\text{adj}} = 46\%$, valor- $p < 0,05$). Enquanto, para a FDis a melhor explicação foi obtida com as variáveis TA, pH e NO_2 ($R^2_{\text{adj}} = 34\%$ valor- $p < 0,05$). Nos cladóceros, a variável de maior peso foi a CE e o conjunto que melhor explicou as variações da FRic foi CE e pH ($R^2_{\text{adj}} = 53\%$, valor- $p < 0,01$), para FDiv, DS foi a única variável selecionada ($R^2_{\text{adj}} = 31\%$, valor- $p < 0,05$), e para FDis, CE e NO_2 ($R^2_{\text{adj}} = 39\%$, valor- $p < 0,05$). Para

os copépodes, o conjunto de variáveis que melhor explicaram as variações da FEve foram pH, DS e NH₄ (R²adj = 44%, valor-p < 0,05) e da FDiv, a CE e TA (R²adj = 59%, valor-p < 0,01) (Tabela 5).

Tabela 5 Melhores modelos de relações lineares entre as variáveis ambientais e os índices de diversidade funcional zooplancônica nas lagoas do nordeste do Brasil

Índice de DF	AICc	Delta	Equação de regressão	R ² ajustado
Rotífero				
FRic	-0,8	0,0	1,7 - 0,3 OD - 0,3 NH ₄	0,37*
	-0,7	0,1	1,0 - 0,2 NH ₄	0,27*
	-0,5	0,3	2,5 - 0,3 OD - 0,1 DS - 0,3 NH ₄	0,47*
	0,0	0,8	1,8 - 0,1 DS - 0,3 NH ₄	0,34*
	1,1	1,9	- 4,3 + 1,8 TA - 0,4 OD - 0,2 NH ₄	0,42*
FEve	-25,2	0,0	-5,9 + 1,7 TA - 9,3 FRS + 0,2 NH ₄	0,46*
FDiv	-38,4	0,0	0,4 + 4,3E-02 CE	0,17
	-37,9	0,5	0,8 - 0,1 OD	0,14
	-37,4	1,0	Nenhum modelo foi selecionado	
	-37,3	1,1	0,4 + 0,1 CE - 4,6E-02 NH ₄	0,24
	-37,2	1,2	0,2 + 0,1 CE + 3,8E-02 DS	0,23
	-36,9	1,5	0,4 + 0,1 CE - 0,1 NO ₂	0,22
	-36,4	1,9	0,7 - 3,9E-02 Clor- <i>a</i>	0,06
FDis	-37,3	0,0	- 3,8 + 1,1 TA + 4,3E-02 CE	0,28*
	-37,1	0,2	- 2,4 + 0,8 TA	0,15
	-36,5	0,8	Nenhum modelo foi selecionado	
	-36,0	1,3	- 3,1 + 1,0 TA + 0,1 NO ₂	0,22
	-35,7	1,6	0,4 - 4,1E-02 DS	0,07
	-35,6	1,7	- 3,8 + 1,4 TA + 0,5 PH + 0,1 NO ₂	0,34*
Cladóccero				
FRic	-6,6	0,0	1,4 - 0,2 CE	0,47**
	-5,7	0,89	2,7 - 0,2 PH - 0,2 CE	0,53**
FEve	-23,6	0,0	- 0,5 + 0,1 PH	0,16
	-23,4	0,22	Nenhum modelo foi selecionado	
FDiv	-24,9	0,0	1,0 - 0,1 DS	0,31*
FDis	-32,4	0,0	0,1 + 0,1 CE - 0,2 NO ₂	0,39*
	-32,2	0,17	3,2 - 0,9 TA - 0,1 NO ₂	0,38*
	-32,1	0,26	0,3 - 0,1 NO ₂	0,27*
	-31,3	1,04	0,5 - 0,1 OD - 4,1 FRS	0,34*
	-31,3	1,07	0,3 - 3,8 FRS	0,23*
	-30,6	1,72	0,6 - 0,1 PH - 0,1 NO ₂	0,32*
	-30,5	1,87	0,5 - 0,1 OD - 0,1 NO ₂	0,31*
Copépode				
FRic	-5,5	0,0	Nenhum modelo foi selecionado	
	-4,1	1,4	0,6 - 0,2 OD	0,04
	-4,1	1,4	0,6 - 0,1 Clor- <i>a</i>	0,04
	-3,7	1,8	0,4 - 0,1 NO ₂	0,02
FEve	-16,4	0,0	1,2 - 0,1 PH	0,23*
	-15,2	1,2	2,3 - 0,2 PH - 0,1 DS - 0,1 NH ₄	0,44*
	-15,1	1,3	1,8 - 0,2 PH - 0,1 DS	0,30*
	-14,5	1,9	Nenhum modelo foi selecionado	
FDiv	-34,8	0,0	1,0 - 0,1 CE	0,52**
	-34,6	0,3	- 1,7 + 0,8 TA - 0,1 CE	0,59**
FDis	-24,5	0,0	0,4 - 0,1 DS	0,14
	-24,1	0,4	Nenhum modelo foi selecionado	
	-22,7	1,8	0,6 - 0,1 DS - 0,1 NO ₂	0,18

Referências: (AICc): critério de informação de Akaike, temperatura da água (Temp), oxigênio dissolvido (OD), potencial de hidrogênio (pH), condutividade elétrica (CE), transparência pelo disco de Secchi (DS), fósforo reativo solúvel (FRS), amônio (NH₄), nitrito (NO₂) e clorofila-*a* (Clor-*a*), valor-*p* < 0,05 (*), valor-*p* < 0,01.

Na análise dbRDA dos grupos funcionais dos rotíferos, as variáveis ambientais explicaram 72% da variação dos dados (Figura 4a). O eixo 1 está mais associado aos teores de nutrientes e clorofila-*a* e, no lado oposto aos sólidos totais dissolvidos. O eixo 2 está mais relacionado com a temperatura, o pH e a transparência. As espécies litorais e onívoras do grupo Rot5 (Material suplementar 2 - Tabela 1) foram mais representadas nos ambientes com níveis de nutrientes, clorofila-*a* e turbidez intermediários e pH e temperatura mais baixos; enquanto os grupos de herbívoros micrófagos pelágicos como Rot3 e Rot4 foram mais associados às lagoas com maiores biomassa fitoplanctônica (clorofila-*a*), oxigênio dissolvido e menos turvas. O grupo Rot1 (espécies pelágicas, herbívoras e raptorais) foi mais representado nas lagoas turvas, com o pH mais neutro, temperatura elevada e níveis intermediários de clorofila-*a*.

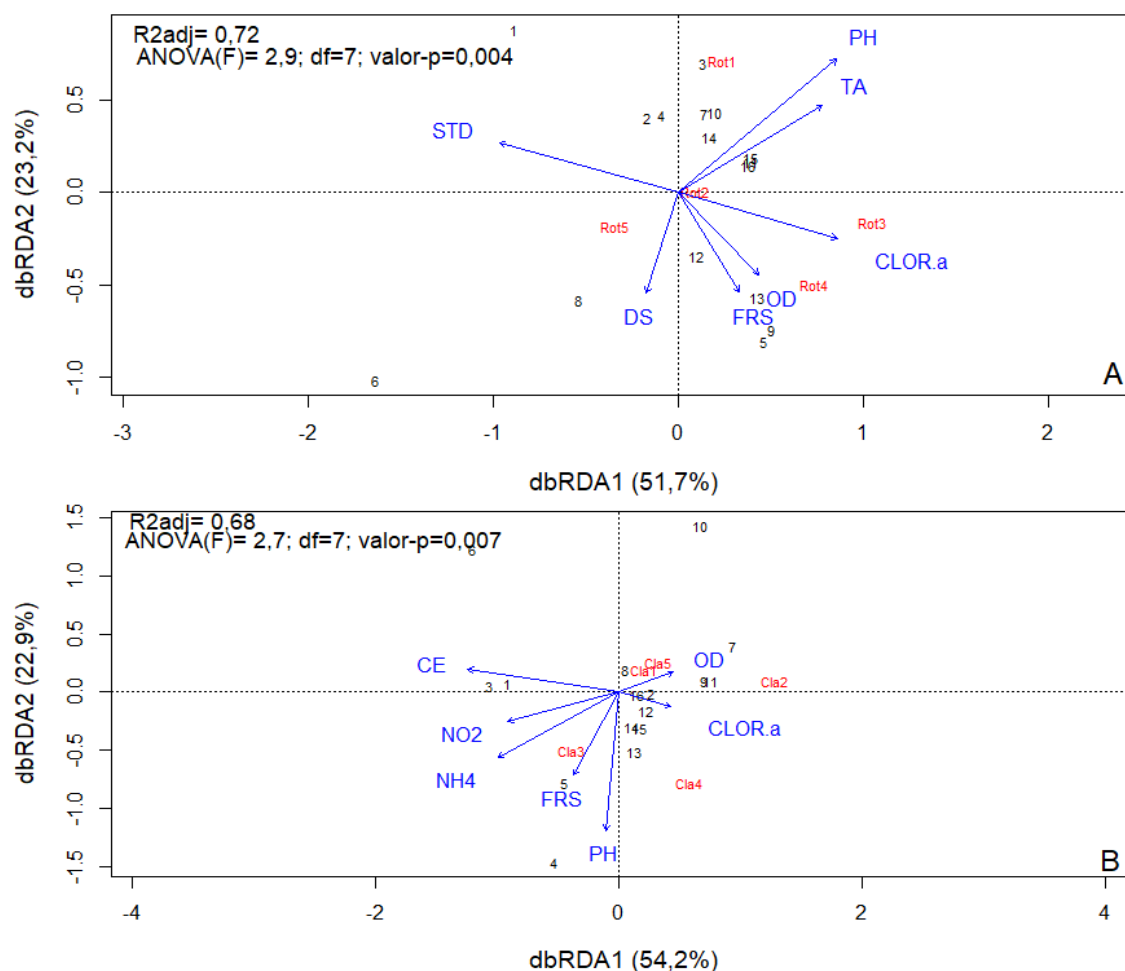


Figura 4. Análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA) para as assembleias de rotíferos (A), cladóceros (B) e copépodes (C) do nordeste do Brasil

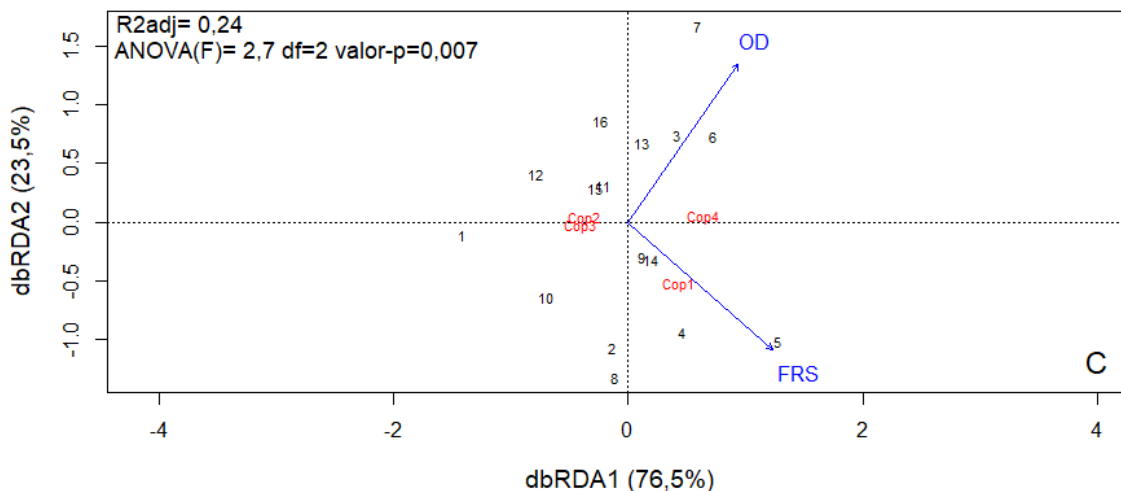


Figura 4 - Continuação. Análise de redundância baseada em distâncias (dbRDA) para as assembleias de rotíferos (A), cladóceros (B) e copépodes (C) do nordeste do Brasil

As variáveis ambientais também explicaram a variação dos grupos funcionais de cladóceros (Figura 4b). O eixo 1 (dbRDA1= 54,2%) está associado aos nutrientes (lado negativo) e à clorofila-*a* (lado positivo), e o eixo 2 (dbRDA2= 22,9%) está associado com ao pH (lado negativo). O grupo Cla3, formado por herbívoros nadadores (Material suplementar 2 - Tabela 1), foi mais representado nas lagoas mais eutrofizadas e turvas, com elevados teores nutrientes (principalmente fósforo e amônio) e pH elevado; enquanto os cladóceros herbívoros com natação limitada (Cla4, Cla2, Cla1 e Cla5) dominaram em ambientes oxigenados com elevada clorofila-*a* e mais transparentes.

Para os copépodes, as variáveis ambientais contribuíram apenas com 24% (R2adj) da explicação da variação dos grupos funcionais (Figura 4c). O eixo 1 (dbRDA1= 76,5%) e o eixo 2 (dbRDA2= 23,5%) e ambos estão associados aos teores de FRS e OD. O grupo Cop1 (copépodes micrófagos herbívoros pelágicos) e Cop4 (onívoros, raptoriais pelágicos) (Material suplementar 2 - Tabela 1), foram mais associados às lagoas mais turvas, com valores elevados de todos os nutrientes (principalmente o fósforo) e teores intermediários de clorofila-*a*, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos; enquanto o grupo Cop2 e Cop3 (copépodes onívoros e raptoriais litorais) foram mais representados nas lagoas mais transparentes, com menores teores de nutrientes e de sólidos totais dissolvidos e elevadas concentrações de clorofila-*a*.

DISCUSSÃO

Os resultados revelam a influência da eutrofização sob a composição e os aspectos da diversidade funcional. De forma geral, as diferentes assembleias responderam de forma similar à eutrofização. Embora,

tanto os índices como os grupos funcionais tenham apresentado diferentes interações com diferentes variáveis ambientais, revelando respostas ecológicas distintas frente à eutrofização (Lougheed & Chow-Fraser, 2002; Lodi *et al.*, 2011; Bonecker *et al.*, 2013; Ismail & Mohd Adnan, 2016), ressaltando a importância de estudá-los como aspectos complementares.

A assembleias de rotíferos e cladóceros mostraram valores elevados de FRic. Isto indica que existe uma maior variabilidade de recursos alimentares disponíveis para essas assembleias, permitindo uma maior diversidade de traços funcionais, ou seja, uma maior heterogeneidade de nichos ecológicos (Mason *et al.*, 2005). Os valores baixos da FEve nas três assembleias revela que alguns nichos estão sendo favorecidos pela abundância de um recurso alimentar específico levando a dominância de um determinado grupo funcional (Vanni *et al.*, 1987). Para os rotíferos, o grupo funcional dominante foi o grupo Rot1 (Material suplementar 2 - Tabela 2), enquanto os cladóceros e copépodes, os grupos dominantes foram o grupo Cla2 e Cop4 (Material suplementar 2 - Tabela 3 e 4) respectivamente. Os elevados valores de divergência (FDiv) e dispersão (FDis) funcionais nas três assembleias indicam um alto grau de diferenciação de nicho das espécies dominantes, sugerindo baixa sobreposição de nichos por serem mais especialistas. Deste modo, a competição é baixa uma vez que as comunidades aproveitam de forma eficiente seus recursos, aumentando a magnitude dos processos ecossistêmicos (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008).

As principais forçantes ambientais que influenciaram na composição e diversidade zooplancônica foram: i) A eutrofização provocada pelo aumento de nutrientes (principalmente FRS, NH_4 e NO_2) e a turbidez do corpo de água (representado pela condutividade elétrica e a transparência) e ii) o pH, a temperatura e a biomassa fitoplanctônica (representada pelos teores de clorofila-*a*).

O teor de nutrientes e condutividade elétrica (principais indicativos de poluição), refletem a entrada de poluentes nas lagoas e podem filtrar traços funcionais porque impactam a disponibilidade e a qualidade dos recursos para o zooplâncton (Elser, Hayakawa & Urabe, 2001; Kainz & Mazumder, 2005; de Melo *et al.*, 2018). A filtragem dos traços funcionais menos tolerantes pode ocasionar uma diminuição nas diferentes combinações de traços funcionais para as comunidades (refletida pela diminuição da riqueza funcional nas assembleias, principalmente de rotíferos e cladóceros que foram as mais afetadas), devido a perdas de funções ecológicas, ou seja, partes do espaço funcional não estão sendo ocupadas (Villéger *et al.*, 2008). Esta perda de funções

ecológicas acarreta uma alteração nos processos ecossistêmicos, como a produtividade secundária e ciclagem de nutrientes (Hébert, Beisner & Maranger, 2016).

Assim, ambientes muito eutrofizados e com elevada turbidez (baixa transparência e elevados teores sólidos em suspensão) afetaram principalmente aquelas espécies que realizam filtração por causa da obstrução do aparato filtrador, tais como cladóceros e rotíferos (principalmente das pequenas espécies do grupo Cla2 e Rot3), e por se tratar de espécies pouco seletivas (Bozelli, 1998). Enquanto, os poucos grupos funcionais favorecidos são aquelas espécies pelágicas com maior capacidade para filtrar partículas grandes e com maior seletividade na captura de alimento (Brooks & Dodson, 1965; Ma *et al.*, 2019), tais como, tais como os grupos Rot1, Cla3 e Cop1.

As espécies grupo Rot1 se caracterizam por apresentar estruturas bucais (coroa tipo *Asplanchna* e trofo virgado), especializadas para procurar e sugar diretamente seu alimento (Joko, 2011; Fontaneto *et al.*, 2015). As espécies do grupo Cla3 (gêneros *Ceriodaphnia* e *Moina*) são D-filtradoras que tem a capacidade de se alimentar do fitoplâncton de maior tamanho através da filtração estacionária (DeMott & Kerfoot, 1982). Além disso, este grupo se caracteriza por ser melhor competidor do que os pequenos cladóceros e os rotíferos (Burns & Gilbert, 1986), uma vez que se alimentam de fitoplâncton de maior tamanho, o qual necessita de maior suprimento de nutrientes para crescer (Sterner *et al.*, 1993). Russo *et al.* (2016) mostraram experimentalmente que a presença de copépodes calanóides (Cop1) facilita o crescimento dos cladóceros dafinídeos, como *Ceriodaphnia*, em estágios de sucessão ecológica, devido às diferentes estratégias alimentares, já que os calanóides são mais seletivo do que os dafinídeos. No presente trabalho, copépodes calanóides e dafinídeos também compartilham os mesmos ambientes eutrofizados.

O aumento da eutrofização também diminui o peso da predação (controle *top-down*) sobre as espécies de elevada capacidade de escape, como os grupos Cla3 e Cop1, podendo dominar nos ambientes eutrofizados. Este aumento da dominância diminui a uniformidade funcional (FEve) da comunidade (sendo os rotíferos o grupo mais afetado), que pode induzir a um enfraquecimento dos processos ecossistêmicos (Krztoń *et al.*, 2019) deixando a assembleia vulnerável frente a invasores, uma vez que partes do nicho não estão sendo aproveitadas pelas espécies (Mason *et al.*, 2005; Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). Além disso, a dominância de poucos grupos funcionais levam a uma menor sobreposição de nicho (refletido pela diminuição da FDis, na qual os rotíferos e cladóceros foram mais afetados). Isso significa que existe um aumento da pressão por competição

pelos recursos dos grupos dominantes sobre os grupos menos dominantes (Zhou, Qin & Han, 2017; de Melo *et al.*, 2018; Josué *et al.*, 2018). Alexander *et al.* (2017) relatam que a eutrofização em lagos resulta na redução da especialização ecológica assim como na homogeneização genética e fenotípica entre os lagos e entre nichos dentro de um lago. Segundo estes autores, a baixa diversidade funcional e diferenciação de nichos pode conduzir a uma diminuição da capacidade suporte do ambiente e a uma menor eficiência de uso dos recursos pelos consumidores.

Em contraste com os ambientes eutrofizados, a composição e diversidade funcional parece se desenvolver melhor em ambientes com elevada biomassa fitoplanctônica, com maior temperatura e mais transparentes, sendo dominados por cladóceros pequenos do grupo Cla2 e pequenos micrófagos do grupos Rot3 e Ro4, resultado similar aos relatados por outros autores (Obertegger & Manca, 2011; Li *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2019). A maior variabilidade e a amplitudes dos traços funcionais permite uma maior riqueza funcional. Ambos grupos de rotíferos apresentam trofos do tipo maleado e maleoramado respectivamente. Estas estruturas permitem moer o alimento conseguindo aproveitar melhor o conteúdo nutricional (Fontaneto *et al.*, 2015). A coexistência destes grupos micrófagos, sugere que compartilham recursos alimentares dada a pouca seletividade das destas espécies (Brooks & Dodson, 1965; MacIssac, Hugh, Gilbert, 1989) ou poderia estar relacionada à dispersão espacial, uma vez que estes organismos se encontram em toda a coluna de água (Obertegger & Flaim, 2018). Esta dispersão pode estar relacionado a maior tolerância dos rotíferos as variações de temperatura (Berzins & Pejler, 1989; Yin *et al.*, 2017), que explicaria a resposta positiva da uniformidade (FEve) e dispersão funcional (FDis) dos rotíferos frente a temperatura, como foi observado nos resultados.

No caso dos cladóceros, a diminuição da divergência funcional (FDiv) em ambientes mais transparentes ocorreu porque as espécies dominantes nesses ambientes são funcionalmente parecidas, ou seja, pertencem ao grupos Cla2, cuja alimentação é do tipo B-filtrador. Este tipo de alimentação é, provavelmente, mais adaptado para ambientes pelágicos, onde o alimento dominante são partículas pequenas em suspensão, como bactérias e protistas, capturadas através da natação ativa (Tóth & Kato, 1997). Além disso, este grupo cresce bem em ambientes com baixos teores de fósforo, uma vez que as pequenas células do fitoplâncton não necessitam de concentrações elevadas deste nutriente (Schulz & Sterner, 1999; Zhao *et al.*, 2008), favorecendo a dominância dos cladóceros pequenos em detrimento das espécies de maior tamanho. Os grupos Rot3 e Rot4, como Cla2, além das características de alimentação similares, compartilham também características de defesa

semelhantes, que são: espinhos e capacete (cladóceros) e loricas com espinho (rotíferos) e uma resposta passiva frente a presença de predadores (sem escape ou fingem de mortos). Tais características indicam que nesses ambientes existe uma pressão de predação por parte de peixes ou invertebrados predadores (observados neste trabalho), os quais poderiam eliminar os competidores de maior tamanho (Burks *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2017).

Em conclusão, a eutrofização mudou na composição funcional e promoveu a perda de funções ecológicas da comunidade zooplantônica. Grupos funcionais menos tolerantes diminuíram sua importância e a comunidade ocupou menos o espaço funcional, subutilizou o espaço funcional, mostrou baixa diferenciação e maior sobreposição de nicho. Isto pode indicar uma perda de processos ecossistêmicos, tanto relativos ao fluxo de energia quanto a dinâmica de nutrientes. Nossos resultados, também mostraram que as espécies zooplantônicas se desenvolvem melhor em ambientes com elevada biomassa fitoplanctônica e pouca turbidez, contribuindo com uma maior variedade de traços funcionais presentes na comunidade e maximizando os processos ecossistêmicos. Portanto, são necessárias ações de preservação ambiental (tais como interrupção da poluição aquática) para manter a funcionalidade de ecossistema e garantir a preservação dos serviços ecossistêmicos nesses ambientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander, T.J., Vonlanthen P., Seehausen O. & Alexander T.J. (2017). Does eutrophication-driven evolution change aquatic ecosystems? *Phil. Trans. R. Soc.* 372: 20160041. DOI: 10.1098/rstb.2016.0041.
- Allan, J.D. (1976). Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110, 165–180. DOI: 10.1086/283056.
- Anderson, D., Glibert, P., Burkholder J. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4b), 704–726.
- APHA/AWWA/WEF (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Standard Methods, 541. <https://doi.org/ISBN 9780875532356>.
- Barnett, A. & Beisner, B.E. (2007). Zooplankton biodiversity and lake trophic state: Explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, 88, 1675–1686. DOI: 10.1890/06-1056.1.
- Barton, K. (2019). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Benedetti, F., Gasparini, S. & Ayata, S.D. (2016). Identifying copepod functional groups from species

- functional traits. *Journal of Plankton Research*, 38, 159–166. DOI: 10.1093/plankt/fbv096.
- Berzins, B. & Pejler, B. (1989). Rotifer occurrence in relation to temperature. *Hydrobiologia*, 175, 223–231.
- Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups : does it matter ? *Oikos*, 2100, 223–231.
- Bockwoldt, K.A., Nodine, E.R., Mihuc, T.B., Shambaugh, A.D. & Stockwell J.D. (2017). Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased cyanobacteria in Lake Champlain, USA. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 160, 100–118. DOI: 10.1111/j.1936-704x.2017.03243.x.
- Bonecker, C.C., Simões, N.R., Minte-Vera, C.V., Lansac-Tôha, F.A., Machado Velho, L.F., Agostinho, Â.A. (2013). Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologia*, 43, 114–121. DOI: 10.1016/j.limno.2012.07.007.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, P., Larsson, P., Weglenska, T. (1976). Review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24, 419-456.
- Braghin, L. de S.M., Almeida, B. de A., Amaral, D.C., Canella, T.F., Garcia, B.C.G. & Bonecker, C.C. (2018). Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 1–10. DOI: 10.1111/fwb.13117.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. (1965). Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150, 28–35. DOI: 10.1126/science.150.3692.28.
- Burks, R., Lodge, D., Jeppesen, E., Lauridsen, T. (2002). Diel horizontal migration of zooplankton: Costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology*, 47, 343–365.
- Burns, C.W. & Gilbert, J.J. (1986). Direct observations of the mechanisms of interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. *Limnology and Oceanography*, 31, 859–866.
- Córdova-Tapia, F. & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78–87. DOI: 10.7818/RE.2014.24-3.00.
- da Costa, J.A., Paulo de Souza, J., Teixeira, A.P., Nabout, J.C. & Carneiro, F.M. (2018). Eutrophication in aquatic ecosystems: a scientometric study. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30. DOI: 10.1590/S2179-975X3016.
- DeMott, W. R. & Kerfoot, W. C. (1982). Competition Among Cladocerans: Nature of the Interaction Between

- Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology*, 63(6), 1949–1966.
- Elmoor-Loureiro, L. (1997). Manual de identificação de cladóceros Limníticos do Brasil. Brasília: Universa 156, 155p.
- Elser, J.J., Hayakawa, K. & Urabe, J. (2001). Nutrient limitation reduces food quality for zooplankton : daphnia response to seston phosphorus enrichment. *Ecology* 82(3), 898–903.
- Fontaneto, D., National, I. & De Smet, W.H. (2015). Rotifera. In: Handbook of Zoology. pp. 217–299.
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., et al. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282: 20142620. DOI: 10.1098/rspb.2014.2620.
- Ger, K.A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P.C., Hansson, L.A., Sarnelle, O., Wilson, A.E., et al. (2016). The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*, 54, 128–144. DOI: 10.1016/j.hal.2015.12.005.
- Gower, J.C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27(4), 857–871.
- Gusha, M.N.C., Dalu, T., Wasserman, R.J. & McQuaid, C.D. (2019). Zooplankton grazing pressure is insufficient for primary producer control under elevated warming and nutrient levels. *Science of the Total Environment*, 651. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.132.
- Hansson, L.A., Gustafsson, S., Rengefors, K. & Bomark, L. (2007). Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52, 1290–1301. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01765.x.
- Hébert, M.P., Beisner, B.E, Maranger, R. (2016). A meta-analysis of zooplankton functional traits influencing ecosystem function. *Ecology*, 97, 1069–1080.
- Hébert, M., Beisner, B.E. & Maranger, R. (2016). Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. *Journal of Plankton Research*, 00, 1–10. DOI: 10.1093/plankt/fbw068.
- Hoffman, M., Dodson, S. (2005). Land use, primary productivity and lake area as descriptors of zooplankton diversity. *Ecology*, 86, 255–261. DOI: 10.1890/03-0833.
- Hooper, D., Chapin, F., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A., Vandermeer, J., Wardle, D. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75,

3–35.

- Ismail, A.H. & Mohd Adnan, A.A. (2016). Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Tropical Life Sciences Research*, 27, 31–38. DOI: 10.21315/tlsr2016.27.3.5.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: Changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45, 201–218. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x.
- Johnson, J.B. & Omland, K.S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 101–108. DOI: 10.1016/j.tree.2003.10.013.
- Joko, C.Y. (2011). Taxonomia de rotíferos monogonontas da planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Jones, J.I. & Jeppesen, E. (2007). Body size and trophic cascades in lakes. In: *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*. pp. 118–139.
- Josué, I.I.P., Cardoso, S.J., Miranda, M., Mucci, M., Ger, K.A., Roland, F., et al. (2018). Cyanobacteria dominance drives zooplankton functional dispersion. *Hydrobiologia*, 831, 149–161. DOI: 10.1007/s10750-018-3710-0.
- Kainz M. & Mazumder A. (2005). Effect of algal and bacterial diet on methyl mercury concentrations in zooplankton. 39, 1666–1672.
- Kjørboe, T. (2011). How zooplankton feed: Mechanisms, traits and trade-offs. *Biological Reviews*, 86, 311–339. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2010.00148.x.
- Koste, W. (1978). Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Borntraeger, Gebruder, Berlin.
- Krztoń, W., Kosiba, J., Pocięcha, A. & Wilk-Woźniak, E. (2019). The effect of cyanobacterial blooms on bio- and functional diversity of zooplankton communities. *Biodiversity and Conservation*, 28. DOI: 10.1007/s10531-019-01758-z.
- Laliberté, E., Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305. DOI: 10.1890/08-2244.1.
- Leduc, A.O.H.C., Da Silva, E.M. & Rosenfeld, J.S. (2015). Effects of species vs. functional diversity: Understanding the roles of complementarity and competition on ecosystem function in a tropical stream

- fish assemblage. *Ecological Indicators*, 48. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.09.027.
- Lee, T.A., Bollens, S.M., Rollwagen-Bollens, G. & Emerson, J.E. (2016). The effects of eutrophication and invasive species on zooplankton community dynamics in a shallow temperate lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 188, 215–231. DOI: 10.1127/fal/2016/0816.
- Legendre, P. & Anderson, M.J. (1999). Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69, 1–24. DOI: 10.2307/2657228.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (2nd English edition) Elsevier Science BV. Elsevier Science BV, 852. DOI: 10.1002/1521-3773.
- Leibold, M.A. (1999). Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. *Evolutionary Ecology Research*, 1, 73–95.
- Li, Y., Liu, L., Cui, S. & Chen, F. (2019). Long-term effects of nutrient changes on rotifer communities in a subtropical lake. *Limnology*, 20, 191–201. DOI: 10.1007/s10201-018-0567-x.
- Li, Y., Xie, P., Zhang, J., Tao, M. & Deng, X. (2017). Effects of filter-feeding planktivorous fish and cyanobacteria on structuring the zooplankton community in the eastern plain lakes of China. *Ecological Engineering*, 99, 238–245. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.040.
- Litchman, E., Ohman, M.D. & Kiørboe, T. (2013). Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35, 473–484. DOI: 10.1093/plankt/fbt019.
- Lodi, S., Vieira, L.C.G., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., de Carvalho, P. & Bini, L.M. (2011). Zooplankton community metrics as indicators of eutrophication in urban lakes. *Natureza e Conservação*, 9, 87–92. DOI: 10.4322/natcon.2011.011.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime J.P., Hector, A., et al. (2001). Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804–808. DOI: 10.1126/science.1064088.
- Lougheed, V., Chow-Fraser, P. (2002). Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian great lakes basin. *Ecological Applications*, 12, 474–486.
- Ma, C., Mwangona, P.C., Yu, H., Sun, X., Liang, L. & Mahboob, S. (2019). Seasonal dynamics of zooplankton functional group and its relationship with physico-chemical variables in high turbid nutrient-rich Small Xingkai Wetland Lake, Northeast China. *Journal of Freshwater Ecology*, 34, 65–79. DOI:

10.1080/02705060.2018.1443847.

- MacIssac, H., Gilbert J. (1989). Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. *Oecologia*, 81:295–301.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K., Studer, M., Roudier, P., Gonzalez, J., Kozłowski, K., Schubert, E., Murphy, K. (2019). Cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.1.0.
- Magurran, A.E. (2005). Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd.
- Mason, N., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., Dray, S. (2012). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24, 794–806. DOI: 10.1111/jvs.12013.
- Mason, N.W.H., MacGillivray, K., Steel, J.B., Wilson J.B. (2003). An index of functional diversity. *Journal do Vegetation Science*, 14, 571–578.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. & Wilson, J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence : the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111: 112–118.
- de Melo, T.X., Dias, J.D., Simões, N.R. & Bonecker, C.C. (2018). Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: an experimental approach. *Hydrobiologia*, 827. DOI: 10.1007/s10750-018-3763-0.
- Mouillot, D., Graham, N., Villéger, S., Mason, N. & Bellwood, D. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 167–177.
- Müller-Navarra, D.C., Brett, M.T., Liston, A.M. & Goldman, C.R. (2000). A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, 403, 74–77. DOI: 10.1038/47469.
- Murtagh, F. & Legendre, P. (2014). Ward’s hierarchical agglomerative clustering method : Which algorithms implement Ward’s criterion? *Journal of Classification*, 31, 274–295. DOI: 0.1007/s00357.
- Nixon, S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41, 199–219. DOI: 10.1080/00785236.1995.10422044.
- Obertegger, U. & Flaim, G. (2018). Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do they tell us about

- community assembly? *Hydrobiologia*, 823, 79–91. DOI: 10.1007/s10750-018-3697-6.
- Obertegger, U. & Manca, M. (2011). Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *Journal of Limnology*, 70, 231–238. DOI: 10.3274/JL11-70-2-07.
- Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., et al. (2019). Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Paerl, H. (2008). Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In: Cyanobacterial Harm- ful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs, *Advances in Experimental Medicine and Biology*. pp. 217– 237. Springer, New York.
- Paerl, H.W., Fulton, R.S., Moisander, P.H. & Dyble J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal*, 1, 76–113. DOI: 10.1100/tsw.2001.16.
- Perbiche-Neves, G., Boxshall, G.A., Previattelli, D., Nogueira, M.G. & Eduardo, C. (2015). Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “ de la Plata ” River Basin (South America). 111, 1–111. DOI: 10.3897/zookeys.497.8091.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741–758. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Preston, D.L., Sokol, E.R., Hell, K., McKnight, D.M. & Johnson, P.T.J. (2020). Experimental effects of elevated temperature and nitrogen deposition on high-elevation aquatic communities. *Aquatic Sciences*, 82. DOI: 10.1007/s00027-019-0678-4.
- Reynolds, C.S. (2001). Emergence in pelagic communities. *Scientia Marina*, 65, 5–30. DOI: 10.3989/scimar.2001.65s25.
- Ricotta, C. (2005). Through the Jungle of Biological Diversity. *Acta Biotheoretica*, 53, 29–38.
- Rizo, E.Z.C., Gu, Y., Papa, R.D.S., Dumont, H.J. & Han, B.P. (2017). Identifying functional groups and ecological roles of tropical and subtropical freshwater Cladocera in Asia. *Hydrobiologia*, 799. DOI: 10.1007/s10750-017-3199-y.
- Rocha, O. & Tundisi, T.M. (1976). Atlas do Zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos). 70
- Rosset, V., Angélibert, S., Arthaud, F., Bornette, G., Robin, J., Wezel, A., et al. (2014). Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 51, 415–425. DOI: 10.1111/1365-2664.12201.

- Russo, E., Franke, K., Hager, H., Espinasse, B., Stibor, H. & Schultes, S. (2016). We selectively removed either Calanoida or Cyclopoida from the original zooplankton assemblage of the NU SC. *Food Webs*, DOI: 10.1016/j.fooweb.2016.07.003.
- Scheffer, M., Hosper, S.H. & Meijer, M. (1993). Alternative Equilibria in Shallow. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 275–279
- Schulz, K.L. & Sterner, R.W. (1999). Phytoplankton phosphorus limitation and food quality for *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, 44, 1549–1556. DOI: 10.4319/lo.1999.44.6.1549.
- Sterner, R.W., Hagemeyer, D.D., Smith, W.L., Smith, R.F. (1993). Phytoplankton nutrient limitation and food quality for *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 38, 857–871. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1999.tb00573.x.
- Strickland, J.D.H. & Parsons T.R. (1972). A Practical Handbook of Seawater Analysis. A practical handbook of seawater analysis 167, 185.
- Tóth, L.G. & Kato, K. (1997). Size-selective grazing of bacteria by *Bosmina longirostris* - An image-analysis study. *Journal of Plankton Research*, 19, 1477–1493. DOI: 10.1093/plankt/19.10.1477.
- Trevisan, G. V. & Forsberg, B.R. (2007). Relationships among nitrogen and total phosphorus, algal biomass and zooplankton density in the central Amazonia lakes. *Hydrobiologia*, 586, 357–365. DOI: 10.1007/s10750-007-0705-7.
- Vanni, M.J. (1987). Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community. *Ecological Monographs*, 57, 61–88.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. (2008). New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301. DOI: 10.1890/07-1206.1.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., et al. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882–892. DOI: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x.
- Yin, L., Ji, Y., Zhang, Y., Chong, L. & Chen, L. (2017). Rotifer community structure and its response to environmental factors in the Backshore Wetland of Expo Garden, Shanghai. *Aquaculture and Fisheries*, 1–8. DOI: 10.1016/j.aaf.2017.11.001.
- Zhao, J., Ramin, M., Cheng, V. & Arhonditsis, G.B. (2008). Plankton community patterns across a trophic gradient: The role of zooplankton functional groups. *Ecological Modelling*, 213, 417–436. DOI:

10.1016/j.ecolmodel.2008.01.016.

Zhou, J., Qin, B. & Han, X. (2017). The synergetic effects of turbulence and turbidity on the zooplankton community structure in large, shallow Lake Taihu. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 1168–1175. DOI: 10.1007/s11356-017-0262-1.

CONCLUSÕES FINAIS

A hipótese do distúrbio intermediário estabelece que a maior diversidade das espécies acontece em níveis intermediários de perturbação ambiental (CONNELL, 1978; GRIME, 1973). A eutrofização pode ser considerada como um distúrbio porque acontece uma mudança nas condições ambientais que estruturam as comunidades (REYNOLDS, 1993; RIIS, TENNA, SAND-JENSEN, 2001). Os ambientes aquáticos do nordeste do Brasil apresentaram diferentes grau de impacto ambiental que acabaram influenciando à comunidade zooplancônica, ocasionando mudanças na composição, tanto funcional como das espécies de zooplâncton. Neste sentido, houve uma maior diversidade taxonômica e funcional nos ambientes rurais porque as condições ambientais foram menos restritivas e com maior disponibilidade de recursos alimentares (ambientes com maior biomassa fitoplanctônica e pouca turbidez) apesar de haver sinais de eutrofização, já que nesse ambientes tem atividades agrícolas. Em contraste, os ambientes urbanos, estes apresentaram sinais de eutrofização severa (elevados teores de nutrientes e uma maior turbidez). Nessas condições, houve uma diminuição da diversidade alfa taxonômica e funcional, por perda das espécies raras que são sensíveis às mudanças ambientais e contribuem com o aumento da diversidade funcional (LEITÃO et al., 2016). Portanto, estas perdas tanto de espécies como de funções ecológicas, acabaram afetando a composição da comunidade aquática. O maior número de espécies acessórias com uma distribuição mais homogênea e um elevado grau de diferenciação de nicho observados sugerem que as lagoas urbanas estão em um processo de eutrofização severa. Portanto, os resultados encontrados apoiam a hipótese do distúrbio intermediário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs High diversity of trees and corals is maintained. **Sciences**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 1978.
- GRIME, J. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. **Nature**, v. 242, p. 344–347, 1973.
- LEITÃO, R. P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 2016.
- REYNOLDS, C. S. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. **Hydrobiologia**, v. 249, p. 157–171, 1993.
- RIIS, TENNA, SAND-JENSEN, K. Historical changes in species composition and richness accompanying perturbation and eutrophication of Danish lowland streams over 100 years. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 269–

280, 2001.

MATERIAL SUPLEMENTAR 1**Tabela 1** Autovalores dos componentes principais e coeficiente de correlação de Pearson das variáveis físicas e químicas das lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018

Autovalores	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Variância	2.88	1.75	0.62	0.48	0.26
% da variância	47.94	29.22	10.40	8.04	4.37
Correlação					
Temperatura (°C)	-0.74	0.53	-0.09	-0.11	0.40
Oxigênio dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	-0.63	-0.35	0.64	-0.25	-0.01
pH	-0.30	0.77	0.31	0.46	-0.11
Sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0.95	0.12	0.23	0.00	0.15
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	0.95	0.13	0.23	-0.02	0.16
Transparência (cm)	-0.18	-0.85	0.03	0.45	0.20

Tabela 2 Número e porcentagem de dominância e ocorrência de espécies zooplancônica das lagoas urbanas e rurais do nordeste do Brasil coletadas em abril e novembro do 2018

Grupo	Espécie	Lagoas urbanas		Lagoas rurais	
		% de ocorrência	% de dominância	% de ocorrência	% de dominância
Rotífero	<i>Ascomporha ovalis</i>	12.50%	0.07%	9.09%	0.02%
Rotífero	<i>Beauchampiella eudactylota</i>	25.00%	0.01%	27.27%	0.03%
Rotífero	<i>Brachionus falcatus</i>	37.50%	0.02%	54.55%	4.28%
Rotífero	<i>Brachionus forficula</i>	25.00%	0.10%	63.64%	6.72%
Rotífero	<i>Brachionus quadridentatus</i>	37.50%	0.03%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Brachionus urceolaris</i>	12.50%	0.00%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Conochilus</i> sp	25.00%	0.01%	27.27%	0.17%
Rotífero	<i>Elosa</i> cf. <i>worallii</i>	25.00%	0.03%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Filinia longiseta longiseta</i>	25.00%	0.19%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Filinia maior</i>	12.50%	0.52%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Filinia terminalis</i>	12.50%	0.41%	9.09%	0.12%
Rotífero	<i>Gastropus hyptopus</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.02%
Rotífero	<i>Gastropus minor</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Gastropus stylifer</i>	12.50%	0.01%	72.73%	21.81%
Rotífero	<i>Hexarthra intermedia</i>	25.00%	0.18%	72.73%	0.94%
Rotífero	<i>Keratella americana</i>	25.00%	0.14%	81.82%	6.75%
Rotífero	<i>Keratella cochlearis</i>	12.50%	0.10%	18.18%	0.66%
Rotífero	<i>Keratella lenzi</i>	37.50%	0.40%	27.27%	0.03%
Rotífero	<i>Lecane agilis</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Lecane</i> cf. <i>blachei</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.03%
Rotífero	<i>Lecane bulla</i>	37.50%	0.04%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Lecane cornuta</i>	0.00%	0.00%	27.27%	0.01%
Rotífero	<i>Lecane</i> cf. <i>elasma</i>	12.50%	0.02%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Lecane elea</i>	37.50%	0.03%	36.36%	0.06%
Rotífero	<i>Lecane gillardi</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Rotífero	<i>Lecane grandis</i>	25.00%	0.01%	9.09%	0.00%
Rotífero	<i>Lecane hastata</i>	50.00%	0.10%	9.09%	0.01%

Rotífero	<i>Lecane kluchor kluchor</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.02%
Rotífero	<i>Lecane leontina</i>	62.50%	0.07%	63.64%	0.19%
Rotífero	<i>Lecane lunaris crenata</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Lecane lunaris lunaris</i>	25.00%	0.00%	27.27%	0.06%
Rotífero	<i>Lecane lunaris var. constricta</i>	12.50%	0.01%	27.27%	0.02%
Rotífero	<i>Lecane monostyla</i>	12.50%	0.00%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Lecane psammophila</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Lecane cf. pustulosa</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.03%
Rotífero	<i>Lecane quadridentata</i>	0.00%	0.00%	36.36%	0.08%
Rotífero	<i>Lecane signifera</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Lecane stichaea var. amazonica</i>	0.00%	0.00%	27.27%	0.05%
Rotífero	<i>Lecane subtilis</i>	12.50%	0.00%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Lecane stenroosi</i>	12.50%	0.01%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Lepadella imbricata</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.02%
Rotífero	<i>Lepadella patella</i>	25.00%	0.02%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Macrochaetus collinsi collinsi</i>	12.50%	0.03%	27.27%	0.13%
Rotífero	<i>Mytilina compressa</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Rotífero	<i>Mytilina macrocera</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.01%
Rotífero	<i>Notommata copeus</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Platylas leloupi</i>	25.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Rotífero	<i>Platylas quadricornis</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.11%
Rotífero	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	37.50%	0.98%	36.36%	0.07%
Rotífero	<i>Polyarthra vulgaris</i>	37.50%	0.43%	9.09%	0.03%
Rotífero	<i>Proales sp</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.37%
Rotífero	<i>Proalinopsis caudatus</i>	25.00%	0.04%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Ptygura libera</i>	12.50%	0.02%	45.45%	0.24%
Rotífero	<i>Scaridium longicaudum</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Rotífero	<i>Testudinella patina</i>	12.50%	0.00%	45.45%	0.52%
Rotífero	<i>Testudinella truncata</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.17%
Rotífero	<i>Trichocerca bicristata</i>	25.00%	0.01%	45.45%	0.07%
Rotífero	<i>Trichocerca capucina</i>	12.50%	0.01%	9.09%	0.06%
Rotífero	<i>Trichocerca cf. fusiformis</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Rotífero	<i>Trichocerca ornata</i>	12.50%	0.01%	0.00%	0.00%
Rotífero	<i>Trichocerca relictata</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Rotífero	<i>Trichocerca rosea</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.03%
Cladóceros	<i>Alonella clathratula</i>	12.50%	0.00%	36.36%	0.02%
Cladóceros	<i>Alonella dadayi</i>	0.00%	0.00%	36.36%	0.14%
Cladóceros	<i>Alona guttata</i>	25.00%	0.00%	36.36%	0.18%
Cladóceros	<i>Anthalona verrucosa</i>	12.50%	0.02%	45.45%	0.25%
Cladóceros	<i>Bosmina hagmanni</i>	25.00%	0.14%	81.82%	0.76%
Cladóceros	<i>Bosmina tubicens</i>	12.50%	0.02%	90.91%	0.97%
Cladóceros	<i>Bosminopsis deitersi</i>	12.50%	0.14%	45.45%	1.25%
Cladóceros	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	25.00%	0.17%	36.36%	0.65%
Cladóceros	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	25.00%	0.15%	27.27%	0.08%
Cladóceros	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	0.00%	0.00%	36.36%	0.86%
Cladóceros	<i>Chydorus eurynotus</i>	50.00%	0.35%	27.27%	0.02%
Cladóceros	<i>Chydorus nitidulus</i>	12.50%	0.22%	0.00%	0.00%
Cladóceros	<i>Chydorus parvireticulatus</i>	25.00%	0.12%	0.00%	0.00%
Cladóceros	<i>Coronatella rectangula</i>	12.50%	0.00%	18.18%	0.02%

Cladócero	<i>Coronatella poppei</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Cladócero	<i>Diaphanosoma brevireme</i>	37.50%	0.09%	72.73%	0.63%
Cladócero	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	37.50%	2.65%	0.00%	0.00%
Cladócero	<i>Ephemeroporus barroisi</i>	12.50%	0.03%	45.45%	0.32%
Cladócero	<i>Ephemeroporus hybridus</i>	12.50%	0.01%	45.45%	0.69%
Cladócero	<i>Flavalona iheringula</i>	37.50%	0.06%	54.55%	0.22%
Cladócero	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	12.50%	0.00%	18.18%	0.01%
Cladócero	<i>Karualona muelleri</i>	0.00%	0.00%	18.18%	0.01%
Cladócero	<i>Latonopsis australis</i>	25.00%	0.05%	18.18%	0.02%
Cladócero	<i>Macrothrix laticornis</i>	25.00%	0.01%	9.09%	0.08%
Cladócero	<i>Macrothrix sioli</i>	0.00%	0.00%	27.27%	0.04%
Cladócero	<i>Macrothrix spinosa</i>	12.50%	0.11%	0.00%	0.00%
Cladócero	<i>Moina minuta</i>	75.00%	0.74%	18.18%	0.03%
Cladócero	<i>Ovalona glabra</i>	12.50%	0.01%	18.18%	0.01%
Cladócero	<i>Sarsilatona serricauda</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.02%
Cladócero	<i>Simocephalus latirostris</i>	25.00%	0.10%	27.27%	0.03%
Cladócero	<i>Simocephalus vetulus</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.01%
Copépode	Náuplio de Calanoida	75.00%	7.36%	72.73%	1.73%
Copépode	Náuplio de Cyclopoida	100.00%	38.72%	100.00%	38.62%
Copépode	Copepodito de Calanoida	100.00%	12.83%	81.82%	0.97%
Copépode	Copepodito de Cyclopoida	100.00%	22.23%	100.00%	5.03%
Copépode	Calanoida sp	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Ectocyclops herbsti</i>	12.50%	0.00%	36.36%	0.00%
Copépode	<i>Eucyclops serrulatus</i>	12.50%	0.00%	9.09%	0.00%
Copépode	Harpacticoida sp	50.00%	0.00%	45.45%	0.00%
Copépode	<i>Macrocyclops albidus</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Mesocyclops longisetus longisetus</i>	12.50%	0.00%	0.00%	0.00%
Copépode	<i>Mesocyclops meridianus</i>	50.00%	0.01%	72.73%	0.14%
Copépode	<i>Mesocyclops ogunnus</i>	12.50%	0.00%	0.00%	0.00%
Copépode	<i>Metacyclops laticornis</i>	12.50%	0.02%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Microcyclops alius</i>	25.00%	0.01%	45.45%	0.01%
Copépode	<i>Microcyclops anceps anceps</i>	50.00%	0.01%	27.27%	0.00%
Copépode	<i>Microcyclops finitimus</i>	62.50%	0.03%	100.00%	0.11%
Copépode	<i>Notodiaptomus cearensis</i>	100.00%	2.82%	72.73%	0.55%
Copépode	<i>Notodiaptomus conifer</i>	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Paracyclops</i> sp	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Thermocyclops decipiens</i>	62.50%	0.66%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Thermocyclops minutus</i>	87.50%	6.06%	100.00%	1.48%
Copépode	<i>Thermocyclops</i> sp1	0.00%	0.00%	9.09%	0.00%
Copépode	<i>Thermocyclops</i> sp2	12.50%	0.00%	0.00%	0.00%
Copépode	<i>Tropocyclops prasinus prasinus</i>	0.00%	0.00%	36.36%	0.01%

Referência: (Rara) < 25% de ocorrência, (Acessórias) entre 20% e 50% de ocorrência, (Constante) > 50% de ocorrência



Figura 5 Fotografia das lagoas urbanas do nordeste do Brasil



Figura 6 Fotografia das lagoas rurais do nordeste do Brasil

MATERIAL SUPLEMENTAR 2

Tabela 1 Descrição dos grupos funcionais das assembleias de rotífero, cladóceros e copépodes das lagoas do nordeste do Brasil, obtidas através de dendograma de traços funcionais

Grupo zooplantônico	Grupo funcional	Descrição dos grupos funcionais
Rotífero	GFRot1	Formado por 13 espécies das famílias Trichocercidae, Synchaetidae e Gastropodidae. Compreendem espécies pelágicas herbívoras de comprimento entre 46 e 436 μm , com alimentação raptorial, apresentam trofo virgado e coroa do tipo <i>Asplanchna</i> .
	GFRot2	Formado por 26 espécies das famílias Lecanidae, Lepadellidae, Mytilinidae e Euchlanidae e Trichotriidae. O tamanho varia entre 49 e 179 μm . São todas espécies litorais, herbívoras e de alimentação micrófaga. Possuem coroa tipo <i>Euchlanis/Brachionus</i> e trofo maleado ou sub-maleado. Também se caracterizam por ser loricadas (algumas com espinho) e de fuga passiva.
	GFRot3	Formado por 9 espécies da família Brachionidae. São espécies pelágicas e herbívoras. De comprimento corporal entre 84 e 480 μm . Possuem alimentação micrófaga, com coroa tipo <i>Euchlanis/Brachionus</i> e trofo maleado. São todas loricadas com espinho e de fuga passiva.
	GFRot4	Formado por 8 espécies das famílias Conochilidae, Flosculariidae, Hexarthridae, Testudinellidae e Trochosphaeridae. Estas espécies, medem entre 98 e 266 μm de comprimento e se caracterizam por ser micrófagas e apresentar trofo maleorinado, possuem coroas do tipo <i>Hexarthra</i> e <i>Conochilus</i> .
	GFRot5	Formado por 3 espécies, das famílias Notommatidae e Proalidae. O comprimento varia entre 239 e 266 μm . Se caracterizam por ser litorais, onívoras e de coroa tipo Notommata, todas aloricadas de fuga passiva.
Cladóceros	GFCla1	Formada por 18 espécies das famílias Chydoridae, Macrothricidae e Ilyocryptidae. São espécies litorais, onívoras e de hábito C-filtrador (exceto <i>Ilyocryptus</i> , que é I-filtrador). Apresentam comprimento entre 203 e 655 μm . Não apresentam natação como estratégia de escape, porém apresentam ocelo mas não estruturas de defesa.
	GFCla2	Formada por 3 espécies da família Bosminidae. O tamanho varia entre 240 e 341 μm . São espécies pelágicas, herbívoras com alimentação B-filtrador, natação limitada, apresentam estrutura de defesa e não possuem ocelo.
	GFCla3	Formado por 3 espécies dos gêneros <i>Ceriodaphnia</i> e <i>Moina</i> . O comprimento está entre 362 e 570 μm . São espécies pelágicas, herbívoras, de alimentação tipo D-filtrador. São rápidas nadadoras e possuem ocelo.
	GFCla4	Formado por 3 espécies dos gêneros <i>Diaphanosoma</i> e <i>Latonopsis</i> , cujo comprimento variou entre 626 e 751 μm . São espécies litorais e herbívoras, com alimentação S-filtrador. Como estratégia de escape pausam e pulam e não apresentam estrutura de defesa.
	GFCla5	Formado por 3 espécies do gênero <i>Simocephalus</i> e <i>Sarsilatona</i> . O comprimento varia entre 587 e 1715 μm . São espécies litorais e herbívoras, apresentam alimentação S e D-filtrador. São espécies nadadoras, não apresentam ocelo mas possuem estrutura de defesa.
Copépode	GFCop1	Formado por 3 espécies do grupo calanóida. O comprimento varia entre 1168 e 1532 μm . São espécies pelágicas, micrófagas e herbívoras.
	GFCop2	Formado por 6 espécies do grupo ciclopoída. São espécies grandes, de comprimento entre 979 e 1526 μm . As espécies são litorais, onívoras e alimentação raptorial.
	GFCop3	Formado por 6 espécies de ciclopoída, de comprimento entre 578 e 792 μm . As espécies são litorais, onívoras e alimentação raptorial.
	GFCop4	Formado por 5 espécies dos gêneros <i>Thermocyclops</i> e <i>Tropocyclops</i> . O comprimento varia entre 495 e 812 μm . A diferença dos demais grupos de ciclopoídeos, estes são pelágicos porém compartilham o mesmo grupo trófico e alimentação raptorial.

Tabela 2 Densidade (Indivíduos.m⁻³) da assembleia de rotíferos das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018

Localidade	Rot1	Rot2	Rot3	Rot4	Rot5
1	1118	37	20	0	42
2	197	107	1	99	0
3	1511	68	485	13	0
4	16	236	299	0	0
5	0	63	1069	2951	0
6	0	53	0	0	53
7	1376	247	39	499	0
8	35	595	0	1239	71
9	0	160	4394	611	0
10	753	1643	99	285	0
11	1538	143	3962	882	0
12	76320	1061	45122	3976	2123
13	0	162	3986	83	0
14	54	105	693	19	0
15	1803	42	3481	865	0
16	1248	54	6318	858	0
Média	5373	299	4373	774	143

Tabela 3 Densidade (Indivíduos.m⁻³) da assembleia de cladóceros das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018

Localidade	Cla1	Cla2	Cla3	Cla4	Cla5
1	490	0	714	0	0
2	1691	688	183	287	197
3	65	0	519	0	0
4	0	0	1290	393	0
5	35	0	132	6735	0
6	5	0	11	0	0
7	2	129	0	26	0
8	214	27	145	54	129
9	649	2314	0	176	0
10	9682	1147	0	0	155
11	149	1038	0	240	6
12	425	1335	42	2062	0
13	100	6574	3055	797	0
14	107	910	3878	127	0
15	27	792	2067	274	9
16	22	3183	205	49	0
Média	854	1134	765	701	31

Tabela 4 Densidade (Indivíduos.m⁻³) da assembleia de copépodes das lagoas do nordeste do Brasil, coletadas em abril e novembro do 2018

Localidade	Cop1	Cop2	Cop3	Cop4
1	2	19	76	15
2	639	21	19	155
3	19	2	4	1271
4	2517	5	6	521
5	4303	0	2	12294
6	25	0	6	3345
7	5	0	0	270
8	2526	27	66	322
9	170	2	13	171
10	78	167	349	54
11	23	7	22	268
12	0	622	92	708
13	12	14	1	839
14	224	0	41	298
15	0	18	34	4780
16	1	2	37	914
Média	659	57	48	1639