



UEPB

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

CAMPUS I

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

MATEUS ROCHA RODRIGUES

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS: FATORES DETERMINANTES DAS VARIAÇÕES
NAS ESCALAS LOCAL E REGIONAL**

**CAMPINA GRANDE
2021**

MATEUS ROCHA RODRIGUES

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS: FATORES DETERMINANTES DAS VARIAÇÕES
NAS ESCALAS LOCAL E REGIONAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. José Ethan de Lucena Barbosa
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Juliana Severiano dos Santos

**CAMPINA GRANDE
2021**

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

R696d Rodrigues, Mateus Rocha.
Diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton em reservatórios tropicais [manuscrito] : fatores determinantes das variações nas escalas local e regional / Mateus Rocha Rodrigues. - 2021.
50 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2021.

"Orientação : Prof. Dr. José Ethan de Lucena Barbosa, Departamento de Biologia - CCBS."

1. Metacomunidades. 2. Zooplâncton. 3. Diversidade funcional. 4. Diversidade taxonômica. I. Título

21. ed. CDD 577.6

MATEUS ROCHA RODRIGUES

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM
RESERVATÓRIOS TROPICAIS: FATORES DETERMINANTES DAS VARIAÇÕES
NAS ESCALAS LOCAL E REGIONAL**

Trabalho de dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

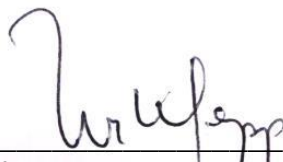
Área de concentração: Ecologia e Conservação

Aprovada em: 08/06/2021

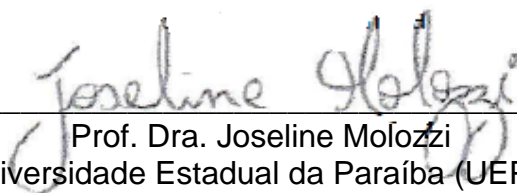
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Ethan de Lucena Barbosa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMG)



Prof. Dra. Joseline Molozzi
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

AGRADECIMENTOS

À Deus, por sempre me mostrar os caminhos e nunca soltar minhas mãos quando momentos difíceis passei.

Aos meus pais, Genicleide Rocha Rodrigues e Celso Rodrigues da Silva, por sempre acreditarem em mim e me ajudarem a chegar aonde cheguei.

À minha irmã, pelos conselhos, pela força e por nunca deixar de acreditar em mim.

Ao meu companheiro, William Pinheiro Silva, que me ajudou durante todo o mestrado, com conselhos, mensagem de apoio, por nunca soltar minha mão e sempre acreditar no meu potencial.

Às minhas avós, Genice Ana da Rocha e Adi Olívia da Silva, por me ampararem nos momentos difíceis e sempre me incentivarem a ir além.

Ao tio Messias e tia Fátima, por toda confiança e empenho em colaborar para minha formação acadêmica.

Aos meus amigos de Malta, Silvânio Araújo, Maria de Fátima, Lidiana Rodrigues, Sr. Daniel Dantas, Lidjane Rodrigues, Hardman Filho e Vinícius Lima, por sempre permanecerem junto a mim e por sempre torcerem pelo meu sucesso.

À Camila Ferreira Mendes, por todos os conselhos, carinho, confiança e por sempre acreditar em mim.

Aos professores do PPGEC da UEPB, em especial, que contribuíram ao longo de dois anos, por meio das disciplinas e debates, para o desenvolvimento da minha formação.

Aos colegas de classe pelos momentos de amizade e apoio.

Ao LEAQ, por toda paciência e colaboração para a minha formação acadêmica, por todo conhecimento que me passaram.

Ao meu orientador Prof. Dr^o José Etham de Lucena Barbosa, por toda a dedicação e esforço em me fazer querer ir sempre além.

À minha coorientadora, Profa Dr^a Juliana Severiano dos Santos, por contribuir com meu aprendizado na vida acadêmica.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

A Universidade Estadual da Paraíba.

A Capes pela bolsa concedida.

Muito Obrigado!

RESUMO

Um grande desejo dos ecólogos é entender como as metacomunidades são formadas e estruturadas ao longo do espaço. Muitas teorias foram criadas para tentar desvendar os mistérios de como as espécies se distribuem e formam as comunidades ao longo do espaço geográfico. Entretanto, atualmente, existem duas teorias principais usadas para explicar esse fenômeno: a Teoria Neutra e a Teoria de Nicho. Sabe-se que ambas as teorias podem influenciar as comunidades a depender da amplitude das escalas que estão sendo estudadas. Assim, o objetivo desta pesquisa é avaliar a dissimilaridade da diversidade taxonômica e funcional em diferentes escalas geográficas, além de avaliar a importância relativa de diferentes processos (ambiental, espacial e climático) na estruturação da comunidade do zooplâncton em reservatórios em diferentes climas. Para isso, usamos a partição aditiva da diversidade, avaliando desde uma escala local (reservatórios- α) até escala mais regional (climas- β 2). Ao todo, foram feitas coletas em duas campanhas de amostragem em 79 reservatório distribuídos em diferentes zonas climáticas entre agosto de 2019 e março de 2020; dos quais 27 reservatórios pertenciam ao clima AS1, 34 ao clima AS2 e 18 ao clima BsH. Amostras químicas e físicas das características locais dos reservatórios foram amostradas, assim como variáveis climáticas como temperatura do ar e precipitação. Para avaliar a importância dos processos espaciais, uma matriz de distância geográfica foi construída e submetida às Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) utilizando as coordenadas geográficas de cada reservatório. Como resultado, nós observamos que a dissimilaridade da comunidade do zooplâncton é maior em escalas locais. Os rotíferos apresentaram, a maior riqueza taxonômica nos três tipos climáticos. Observamos também que a estruturação dessa comunidade é influenciada principalmente por processos locais. Entretanto, apenas os processos ambientais locais sozinhos, não foram capazes de responder a toda variação da comunidade no espaço, o que significa que processos espaciais e climáticos também participaram na montagem da comunidade. Estes resultados podem servir para projetos de preservação do meio ambiente, bem como colaborar para trabalhos que visam mitigar a extinção de espécies aquáticas.

Palavras-chaves: Metacomunidades. Zooplâncton. Partição da diversidade. Diversidade Funcional.

ABSTRACT

A great desire of ecologists is to understand how metacommunities are formed and structures throughout space. Many theories have been created to try to unravel the mysteries of how species are distributed and form communities across geographic space. However, currently, there are two main theories used to explain this phenomenon: the Neutral Theory and the Niche Theory. Today it is known that both theories can influence communities depending on the breadth of the scales being studied. Thus, the objective of this research is to evaluate dissimilarity of taxonomic and functional diversity at different geographical scales, in addition to assessing the relative importance of different processes (environmental, spatial and climatic) in the structuring of the zooplankton community in reservoirs in different climates. For this, we use the additive partition of diversity, evaluating from a local scale (reservoirs- β_1) to a more regional scale (climates- β_2). In all, collections were made in two sampling campaigns in 79 reservoirs distributed in different climatic zones between August 2019 and March 2020; of which 27 reservoirs belonged to the AS1 climate, 34 to the AS2 climate and 18 to the BsH climate. Chemical and physical samples of the reservoir's local characteristics were sampled, as well as climatic variables such as air temperature and precipitation. To assess the importance of spatial processes, a geographic distance matrix was built and submitted to the Principal Coordinates of Neighboring Matrices (PCNM) using the geographical coordinates of each reservoir. As a result, we observed that the dissimilarity of the zooplankton community is greater at local scales. We also observed that the structuring of this community is influenced mainly by local processes. However, only the local environmental processes alone, were not able to respond to all variation of the community in space, which means that spatial and climatic processes also participated in the assembly of the community. These results can be used for environmental preservation projects, as well as collaborating for works that aim to mitigate the extinction of aquatic species.

Keywords: Metacommunities. Zooplankton. Neutral Theory. Niche Theory.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Localização dos reservatórios avaliados no estado da Paraíba, Brasil....25
- Figura 2 -Esquema demonstrando a partição da diversidade. Diversidade local, correspondendo a cada reservatório (α), dissimilaridade entre os reservatórios dentro de cada clima ($\beta1$), e variação entre as zonas climáticas ($\beta2$) e diversidade regional (γ).29
- Figura 3 – *Boxplot* representando a diferença médias das variáveis físicas, químicas e biológica entre os climas As1, As2 e BsH. O “*” significa diferença significativa das variáveis entre os climas ($p<0,001$).....32
- Figura 4 - A figura (A) representa a riqueza total dos grupos zooplanctônicos para cada clima. (B) Riqueza de espécies por cada grupo do zooplâncton na zona climática As1; (C), Riqueza de espécies por cada grupo do zooplâncton na zona climática As2; (D), Riqueza.33
- Figura 5 - Resultado da partição da diversidade nos componentes α e β como a porcentagem da riqueza total de espécies (γ) e a proporção entre os valores observados e esperados dos componentes hierárquicos. α = diversidade local (reservatórios), $\beta1$ = diversidade entre os reservatórios, $\beta2$ = diversidade entre os climas e γ = diversidade total.34
- Figura 6-Boxplot mostrando os valores de Riqueza Funcional (FRIC) (A), Equitabilidade Funcional (FEVE) (B), Dispersão Funcional (FDIV) (C) e Divergência Funcional (FDIS) (D) entre os climas. As letras nas colunas representam a diferença dos Índices entre os climas (letras diferentes representam que há diferença significativa).35
- Figura 7 - Resultado da Análise de redundância parcial (pRDA), sendo representada pelo diagrama de Venn. É mostrado a importância relativa dos processos ambientais, especiais e climáticos, na variação da composição da comunidade zooplanctônica de maneira geral e dentro de cada zona climática.36

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Atributos morfológicos, categorias, e suas respectivas respostas ecológicas, de acordo com Litchman et al. (2013).....28
- Tabela 2 - Lista dos reservatórios, separados por climas, com suas respectivas coordenadas geográficas e volume de água máximo (m³); Dado ausente (*)......49

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	9
2 OBJETIVO	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivos Específicos	13
3 PERGUNTAS	14
4 HIPÓTESES	15
REFERÊNCIAS	16
APÊNDICE A - ARTIGO	20
1 INTRODUÇÃO	21
2 MATERIAIS E MÉTODOS	25
2.1 Área de estudo e amostragem	25
2.2 Variáveis geoclimáticas, físicas e químicas	26
2.3 Diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica	27
2.4 Análise dos Dados	29
3 RESULTADOS	31
3.1 Variáveis climáticas, físicas e químicas	31
3.2 Diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica	33
3.2.1 Diversidade taxonômica	33
3.2.2 Diversidade Funcional	34
3.3 Processos locais e regionais determinantes da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica	35
3.3.1 Diversidade taxonômica	35
4 DISCUSSÃO	37
5 CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS	41
ANEXO A – Lista dos reservatórios	49

1 INTRODUÇÃO GERAL

Um grande desejo dos ecólogos que estudam a ecologia de metacomunidades é entender o padrão de distribuição das espécies no tempo e no espaço. Entende-se por metacomunidades como um conjunto de comunidades locais que estão ligadas pela dispersão das espécies, onde elas são potencialmente capazes de interagir (LEIBOLD et al., 2004). No processo de estruturação dessas metacomunidades existem duas teorias principais, a teoria de nicho e a teoria neutra (HUBBEL et al., 2011). Essas teorias podem influenciar de maneira diferente a distribuição das espécies nos habitats, afetando a diversidade taxonômica e funcional (SOININEN et al. 2012; LEGENDRE e DE CÁCERES, 2013; PADIAL et al., 2014; LOEWEN et al., 2019; ROCHA et al. 2020).

A teoria de nicho está relacionada com processos determinísticos, que são fatores atuando como filtros ambientais, selecionando as espécies e seus atributos em um determinado local (GAO et al., 2019). Por outro lado, a teoria neutra está relacionada a processos estocásticos ou a condições aleatórias que afetam, por exemplo, a capacidade de dispersão das espécies (CHASE, 2003; DECLERCK et al., 2011; SOININEN, 2012; BOTTIN et al., 2014). Atualmente, a resposta de qual teoria tem maior influência na estruturação das comunidades é incerta, pois sabe-se que ambos os processos podem influenciar a estruturação dessas comunidades aquáticas, dependendo da amplitude da escala espacial que está sendo estudada (DECLERCK et al., 2011).

Alguns pesquisadores acreditam que para algumas comunidades em escalas menores (locais) os processos relacionados a teoria de nicho (filtros ambientais) têm influência maior (HEINO et al., 2015). Entretanto, à medida que a escala aumenta (nível regional) os processos estocásticos têm maior importância (BOTTIN et al., 2014; HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA et al., 2016). Assim, para estudos de estruturação de metacomunidades, é necessário definir escalas que sejam suficientemente amplas, que possam capturar processos regionais importantes (HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA et al., 2016).

Além de definir escalas, é necessário também determinar fatores que representem fielmente cada tipo de processo. Por exemplo, nos processos determinísticos (filtros ambientais) os fatores que podem influenciar as comunidades

de ecossistemas aquáticos, são interações biológicas como competição e predação, como também as características físicas, químicas e morfométricas dos ecossistemas aquáticos (ARENAS et al., 2018; LI et al., 2018; LI et al., 2019). Em contrapartida, para processos estocásticos, um fator importante é a distância geográfica e as conexões entre os ambientes, que pode influenciar na capacidade de dispersão das espécies entre comunidades (VERLEYEN et al., 2009; HEINO et al., 2010; DECLERCK et al., 2011; SOININEN, 2012; BOTTIN et al., 2014).

Estudos mostraram também que condições geoclimáticas podem causar um forte impacto na diversidade de uma comunidade aquática (MÖLLER et al., 2015; PINEDA et al., 2019). Por exemplo, Cremona et al. (2020), observaram que em simulações de aquecimento global, a biomassa e a abundância de algumas comunidades aquáticas seriam alteradas. Eles observaram que com as mudanças climáticas, os copépodes aumentariam em biomassa e abundância, enquanto os cladóceros perderiam em biomassa, mas não em abundância (CREMONA et al., 2020). Assim, essas mudanças na comunidade do zooplâncton podem ter consequências importantes para a estrutura trófica e o funcionamento do ecossistema. (BRUCET et al., 2010; SILVA et al., 2016; SHURIN et al., 2010).

Na tentativa de responder perguntas ecológicas como estruturação de comunidades, os pesquisadores utilizam diferentes métricas que possam compreender a variação ao longo de escalas espaciais (DU et al., 2019). Whittaker (1960) desenvolveu medidas de diversidade para padrões de riqueza de espécies, reconhecendo a relação entre a diversidade e a escala espacial, propondo o conceito de partição da diversidade em componentes: alfa, beta e gama. A diversidade alfa (α) corresponde à diversidade local; a diversidade beta (β) refere-se à variação na composição de espécies entre dois locais dentro de uma mesma região; e, a diversidade (γ) compreende a diversidade total de toda a região geográfica em interesse (ANDERSON et al., 2010; MELO et al., 2012; LEGENDRE e DE CÁCERES, 2013).

Entretanto, ecólogos têm atualizado o método de partição da diversidade de espécies, dando enfoque na diversidade β ao desenvolver o método da partição aditiva, o qual analisa a diversidade dentro e entre as comunidades (LOPES et al., 2018; CHAPARRO et al., 2019). O interesse na diversidade β está relacionado com o fato que a variação espacial na composição das espécies permite testar hipóteses sobre os processos que geram a biodiversidade nos ecossistemas (LEGENDRE e

DE CÁCERES, 2013). O estudo da diversidade β permite entender a escala ou as escalas que determinam a composição das espécies e sua persistência em desenvolver-se, podendo ser observado também respostas dos processos que influenciam na estruturação das comunidades (CRIST et al., 2003; LEGENDRE e DE CÁCERES, 2013; LEGENDRE, 2014).

As variações na composição das espécies ocorre quando espécies de um determinado local são substituídas por outras espécies diferentes ou quando ocorre mudanças no número de espécies de um lugar para outro ao longo de um gradiente (PODANI E SCHMERA, 2011; PODANI et al., 2012; CARVALHO et al., 2012). Essas substituições ocorrem devido a processos de filtragem ambiental que as espécies sofrem (SILVA et al., 2020), ou podem ser resultados de extinções seletivas, limitação de dispersão ou colonização (CARVALHO et al., 2012; SILVA et al., 2020).

Outro método importante é avaliar a diversidade β na diversidade funcional, pois pode nos dar respostas mais robustas das variações na estrutura de comunidades em diferentes escalas, além de fornecer métodos adequados de manejo para selecionar e priorizar espécies de interesse e preocupação (MORI et al., 2018). Diversidade funcional é um tipo de abordagem que leva em consideração os atributos funcionais das espécies (VILLÉGER et al., 2010). Atributos funcionais são qualquer característica morfológica, fisiológica ou comportamental que seja mensurável a nível de indivíduo e que afete o *fitness* das espécies, ou seja, que retrate o crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies (VILLÉGER et al., 2010). Esse tipo de abordagem é relevante, pois os atributos funcionais das espécies influenciam o funcionamento do ecossistema e refletem os mecanismos subjacentes às relações espécie-ambiente (VIOLLE et al., 2007; VILLÉGER et al., 2010; VERBECK et al., 2013).

A diversidade funcional pode determinar a capacidade de dispersão dos indivíduos (LITCHMAN et al., 2013; ROCHA et al., 2020), além de observar e prever as respostas das espécies às condições ambientais e climáticas que estão em constante mudança (DE BIE et al., 2012; LOEWEN e VINEBROOKE, 2016; LOEWEN et al., 2019). Sendo assim, os mecanismos de montagem da comunidade são importantes para determinar a composição das comunidades locais (diversidade- α) e a variação entre as comunidades locais (diversidade- β), levando em consideração escalas regionais. E o uso da diversidade funcional na diversidade particionada, contribui com respostas mais detalhadas das espécies segundo a

influência dos diferentes tipos de processos que estruturam as comunidades ao longo do espaço.

Nesse cenário, a comunidade zooplancônica constitui como um importante aliado nos estudos de estruturação de comunidades em ecossistemas aquáticos, pois são comumente indicados para a observação e avaliação de quaisquer mudanças significativas nos corpos hídricos devido a sua alta sensibilidade às variáveis físicas, químicas e biológicas (GAZONATO NETO et al., 2014). Outro fator positivo é a variedade de grupos como rotífero, copépode e cladóceros, que possuem diferentes características como tamanho do corpo, tipo de reprodução e tipo de locomoção que são atributos funcionais importantes para se estudar a dispersão e avaliar o efeito do espaço nessa comunidade (ALLEN et al., 2006; FRISCH et al., 2012; LITCHMAN et al., 2013).

A alta sensibilidade do zooplâncton às variáveis abióticas e bióticas resulta em uma rápida capacidade de resposta e, segundo Dantas-Silva e Dantas (2013), estas podem se traduzir em alteração na composição taxonômica e funcional. A comunidade zooplancônica constitui-se de organismos heterotróficos cujo posicionamento nas teias tróficas, como consumidores primários e secundários, permite sua participação ativa na transferência de matéria e energia (SOUSA et al., 2008). Estes organismos também participam diretamente da ciclagem de nutrientes, influenciam a comunidade fitoplanctônica através da predação e são importante fonte nutricional para outros níveis tróficos aquáticos, como os peixes planctívoros (LITCHMAN et al., 2013; DIAS et al., 2014).

Dessa maneira, em decorrência das mudanças climáticas globais, que ameaçam à biodiversidade, estudos como este, podem contribuir para sanar as lacunas ainda existentes sobre como as metacomunidades são influenciadas ao longo de gradientes climáticos, a fim de contribuir para conservação da biodiversidade, manejo de recursos naturais e proteção aos serviços ecossistêmicos (HEINO, VIRKKALA E TOIVONEN 2009; HADDAD et al., 2015; CAVICCHIOLI et al., 2019; MIRANDA et al., 2019).

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a β -diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplânctônica em reservatórios tropicais e identificar os processos que têm maior influência na variação dessa diversidade ao longo de um gradiente climático.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar as diversidades taxonômica e funcional do zooplâncton em reservatórios tropicais em um gradiente climático;
- Determinar a importância relativa dos processos locais (Teoria Nicho) e processos regionais (Teoria Neutra) na determinação da diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton;
- Analisar a influência das variáveis ambientais (físicas e químicas), climáticas e espaciais na estruturação da comunidade no espaço.

3 PERGUNTAS

P1: Onde ocorre maior dissimilaridade da diversidade taxonômica e funcional da comunidade do zooplâncton, entre os reservatórios dentro de zonas climáticas (β_1) ou entre as zonas climáticas (β_2)?

P2: Entre os processos locais, espaciais e climáticos, qual têm maior influência na estruturação da comunidade zooplanctônica em reservatórios tropicais?

P3: Há diferença da influência dos processos locais, espaciais e climáticos entre as escalas locais e regionais?

4 HIPÓTESES

H1: as zonas climáticas (β_2) apresentam variação maior da diversidade taxonômica e funcional da comunidade do zooplâncton em reservatórios tropicais;

H2: A estruturação da comunidade zooplanctônica sofre maior influência dos processos locais, devido aos filtros ambientais locais que selecionam as espécies capaz de permanecer.

H3: A variação na composição taxonômica e funcional nos reservatórios dentro de cada escala local (β_1) é influenciada pelas condições ambientais locais, enquanto entre as escalas regionais (β_2) é influenciada principalmente processos climáticos e espaciais.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, C. R., A. S. GARMESTANI, T. D. HAVLICEK, P. A. MARQUET, G. D. PETERSON, C. RESTREPO, C. A. STOW & B. E. WEEKS, 2006. Patterns in body mass distributions: sifting among alternative hypotheses. **Ecology Letters** 9: 630–643.
- BEKLIOĞLU, M., BUCAK, T., LEVI, E. E., ERDOĞAN, Ş., ÖZEN, A., FILIZ, N., JEPPESEN, E. Influences of climate and nutrient enrichment on the multiple trophic levels of Turkish shallow lakes. **Inland Waters**, 1–13. 2020.
- BOTTIN, M., J. SOININEN, M. FERROL e J. TISON-ROSEBERY. Do spatial patterns of benthic diatom assemblages vary across regions and years? **Freshwater Science** 33: 402–416. 2014.
- CABRAL, J.S., VALENTE, L. e HARTIG, F. Mechanistic simulation models in macroecology and biogeography: state-of-art and prospects. **Ecography**, 40,267–280. 2017.
- CRIST, T.O., VEECH, J.A., GERING, J.C., SUMMERVILLE, K.S., 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. **The American Naturalist**, 162, 734-743.
- HAMPEL, L. DENYS, L. VANHECKE, AND K. VAN DER GUCHT. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. **Ecology Letters** 15:740–747. 2012.
- DE MOTT, W.R. Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. **Limnology and Oceanography**, 1988, 33(3), 397-408.
- DECLERCK, Steven AJ et al. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. **Ecography**, v. 34, n. 2, p. 296-305, 2011.
- DIAS, J. D., SIMÕES, N. R., MEERHOFF, M., LANSAC-TÔHA, F. A., VELHO, L. F. M., & BONECKER, C. C. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, 781(1), 109–2016.
- DINIZ-FILHO, J. A. F., SIQUEIRA, T., PADIAL, A. A., RANGEL, T. F., LANDEIRO, V. L., & BINI, L. M. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. **Oikos**, 121(2), 201–210. 2011.
- FRISCH, D., K. COTTENIE, A. BADOSA & A. GREEN. Strong spatial influence on colonization rates in a pioneer zooplankton metacommunity. **PLoS One** 7: 1–10. 2012.
- GAO, X., CHEN, H., GOVAERT, L., WANG, W., & YANG, J. Responses of zooplankton body size and community trophic structure to temperature change in a subtropical reservoir. **Ecology and Evolution**. doi:10.1002/ece3.5718. 2019.

HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, 1(2), e1500052–e1500052, 2015.

HEINO, J. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. – **Freshwater Biol.** 60: 845–869. 2015.

HEINO, J., L. M. BINI, S. M. KARJALAINEN, H. MYKRÄ, J. SOININEN, L. C. G. VIEIRA E J. A. F. DINIZ-FILHO. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? **Oikos** 119: 129–137. 2010.

HENRIQUES-SILVA, R. Climate, history and life-history strategies interact in explaining differential macroecological patterns in freshwater zooplankton. – **Global Ecol. Biogeogr.** 25: 1454–1465. 2016.

JEPPESSEN, E. et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676, n. 1, p. 279, 2011.

LALIBERTÉ, E., e LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, 91(1), 299–305. doi:10.1890/08-2244.1. 2010.

LEGENDRE, P. AND LEGENDRE, L. Numerical Ecology. 3rd English Edition. **Elsevier**. 2012.

LEGENDRE, Pierre; DE CÁCERES, Miquel. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology letters**, v. 16, n. 8, p. 951-963. 2013.

LEIBOLD, M. A., CHASE, J. M., e ERNEST, S. K. M. Community assembly and the functioning of ecosystems: how metacommunity processes alter ecosystems attributes. **Ecology**, 98(4), 909–919. doi:10.1002/ecy.1697. 2017.

LI, C., FENG, W., CHEN, H., LI, X., SONG, F., GUO, W., SUN, F. Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu—a large freshwater lake in China. **Environmental Pollution**. doi:10.1016/j.envpol.2018.11.007. 2018.

LITCHMAN, E; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research**, v.35, p.473-484. 2013.

LOEWEN, C. JG; VINEBROOKE, R. D. Regional diversity reverses the negative impacts of an alien predator on local species-poor communities. **Ecology**, v. 97, n. 10, p. 2740-2749. 2016.

LOPES, V. G., BRANCO, C. W. C., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., & BINI, L. M. Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. **Limnology**.doi:10.1007/s10201-018-0558-y. 2018.

MIRANDA, L. S., IMPERATRIZ-FONSECA, V. L., e GIANNINI, T. C. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia. **PLOS ONE**, 14(4), e0215229. doi:10.1371/journal.pone.0215229. 2019.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876. 2010.

NETO, G. et al. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 4. 2014.

ODA Y, NAKANO S, SUH J-M, OH H-J, JIN M-Y, KIM Y-J, ET AL. Spatiotemporal variability in a copepod community associated with fluctuations in salinity and trophic state in an artificial brackish reservoir at Saemangeum, South Korea. **PLoS ONE** 13(12): e0209403. 2018.

RICKLEFS, R. E. Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. **Science**, 235(4785), 167–171, 1987. doi:10.1126/science.235.4785.167, 1987.

SHURIN JB, COTTENIE K, HILLEBRAND H. Spatial autocorrelation and SOININEN, J., 2014. A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. **Ecological Society of America**. 95: 3284–3292. 2009.

VAN DER GUCHT K, COTTENIE K, MUYLEAERT K, VLOEMANS N, COUSIN S, ET AL. (2007) The power of species sorting: Local factors drive bacterial **Community**.

VERÍSSIMO, H., PATRÍCIO, J., GONÇALVES, É., MOURA, G. C., BARBOSA, J. E. L., E GONÇALVES, A. M. M. Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. **Marine Environmental Research**, 129, 46–56. doi:10.1016/j.marenvres.2017.04.011. 2017.

VERLEYEN, E., W. VYVERMAN, M. STERKEN, D. A. HODGSON, A. DE WEVER, S. JUGGINS, B. VAN DE VIJVER, V. J. JONES, P. VANORMELINGEN, D. ROBERTS, R. FLOWER, C. KILROY, C. SOUFFREAU E K. SABBE. The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities. **Oikos** 118: 1239–1249. 2009.

VILLÉGER, S., N. W. H. MASON, AND D. MOUILLOT. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**. 89:2290–2301. 2008.

VUCIC, J. M., GRAY, D. K., COHEN, R. S., SYED, M., MURDOCH, A. D., & SHARMA, S. Changes in water quality related to permafrost thaw may significantly

impact zooplankton in small Arctic lakes. **Ecological Applications**. doi:10.1002/eap.2186. 2020.

ZHAO, K., SONG, K., PAN, Y., WANG, L., DA, L., e WANG, Q. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. **Ecological Indicators**, 73, 96–104. doi:10.1016/j.ecolind.2016.07.026. 2017.

APÊNDICE A - ARTIGO

IMPORTÂNCIA RELATIVA DOS FATORES LOCAIS, ESPACIAIS E CLIMÁTICOS NA ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS: UMA ABORDAGEM TAXONÔMICA E FUNCIONAL

Mateus Rocha Rodrigues¹, Juliana Severiano dos Santos², José Ethan de Lucena
Barbosa³

¹Pós-graduação em ecologia e conservação- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; e-mail: mateusrodrigsuepb@gmail.com

² Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande, Brasil

³ Departamento de Biologia - Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande, Brasil

RESUMO

Existem diferentes processos que influenciam a montagem de metacomunidades, como por exemplo, os processos ambientais locais, espaciais e os climáticos. Muitos pesquisadores tentam entender como agem esses processos e qual tem maior importância relativa na estruturação de comunidades biológicas. Neste trabalho, busca-se avaliar quais são os principais processos que influenciam a estruturação de metacomunidades do zooplâncton, avaliando do ponto de vista taxonômico e funcional a comunidade zooplânctônica em diferentes escalas regionais. Para isso, usa-se a partição aditiva da diversidade, avaliando desde uma escala local (reservatórios- $\beta 1$) até escala mais regional (climas- $\beta 2$). Ao todo, foram feitas coletas em duas campanhas de amostragem em 79 reservatórios distribuídos em diferentes zonas climáticas entre agosto de 2019 e março de 2020; dos quais 27 reservatórios pertenciam ao clima AS1, 34 ao clima AS2 e 18 ao clima BsH. Amostras químicas e físicas das características locais dos reservatórios foram amostrados, assim como variáveis climáticas como temperatura do ar e precipitação. Para avaliar a importância dos processos espaciais, uma matriz de distância geográfica foi construída e submetida às Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) utilizando as coordenadas geográficas de cada reservatório. Como resultado, observou-se que a dissimilaridade da comunidade do zooplâncton é maior em escalas locais. O grupo rotífero apresentou a maior riqueza taxonômica entre os climas. Observou-se também que a estruturação dessa comunidade é influenciada principalmente por processos locais. Entretanto, apenas os processos ambientais locais sozinhos, não foram capazes de responder a toda variação da comunidade no espaço, o que significa que processos espaciais e climáticos também participaram na montagem da comunidade.

Palavras-chaves: Metacomunidades, Zooplâncton, Estrutura de comunidades, Partição da diversidade.

1 INTRODUÇÃO

Metacomunidade é um conceito ecológico criado para representar um conjunto de comunidades locais que estão conectadas através da dispersão das espécies (HEINO, 2013; LEIBOLD et al., 2004; LOGUE et al., 2011). Há um grande desejo entre os ecólogos de comunidades de entender os padrões de montagem de metacomunidades, pois, uma vez que a dinâmica de estruturação das comunidades é entendida, trabalhos de preservação e principalmente de restauração podem ser realizados, obtendo resultados significativos na luta contra a perda de diversidade (LEIBOLD et al., 2004; GAO et al., 2019; ROCHA et al., 2020).

Inicialmente, acreditava-se que as comunidades eram afetadas apenas por processos locais, onde as condições ambientais (por exemplo, filtros ambientais locais) filtravam as espécies e seus atributos (CLEMENTS, 1938). Entretanto, mais recentemente, pesquisadores começaram a observar que os processos regionais (distância geográfica e dispersão), que influenciam a capacidade de dispersão, podem influenciar no processo de montagem das metacomunidades (DECLERCK et al., 2011; HUBBEL et al., 2011). Dessa maneira, as comunidades locais podem ser influenciadas pelos processos locais (características ambientais abióticas e interações bióticas) e por processos regionais (dispersão) (DECLERCK et al., 2011; SOININEN, 2012; BOTTIN et al., 2014; GAO et al., 2019). Nesse contexto, é necessário entender como os processos locais e regionais influenciam as comunidades para que auxiliem em trabalhos de manejo e conservação dos ecossistemas, na tentativa de mitigar as constantes perdas de diversidade de espécies (TONKIN et al., 2019).

Para entender como ocorre a variação da diversidade taxonômica e funcional no espaço, é necessário utilizar métodos que levem em consideração o particionamento da diversidade, que possam observar a diversidade em diferentes escalas espaciais (LEGENDRE, 2014). Dessa maneira, a partição da diversidade criada por Whittaker (1960) pode ser útil em trabalhos de montagem de comunidades. Reconhecendo a relação entre a diversidade e as escalas espaciais, Whittaker (1960) propôs o conceito de partição da diversidade em componentes alfa, beta e gama. A diversidade alfa (α) corresponde à diversidade local; diversidade beta (β) refere-se à variação na composição de espécies entre dois locais dentro de uma mesma região; e, a diversidade (γ) compreende a diversidade total de toda a

região geográfica em interesse (VEECH et al., 2002; LEGENDRE e DE CÁCERES, 2013).

Entretanto, ecólogos têm atualizado o método de partição da diversidade de espécies, dando enfoque na diversidade β ao desenvolver o método da partição aditiva, o qual analisa a diversidade dentro e entre as comunidades (ANDERSON et al., 2010; MELO et al., 2012; LEGENDRE, 2014; LOPES et al., 2018; CHAPARRO et al., 2019). O particionamento aditivo da diversidade permite entender a escala ou as escalas que determinam a composição das espécies, podendo ser observado também respostas dos processos que influenciam essas comunidades de espécies e suas montagens (CRIST et al., 2003; ANDERSON et al., 2010; LEGENDRE, 2014).

Na perspectiva de montagem de comunidades, é necessário avaliar a diversidade funcional, que leva em consideração as características das espécies, conhecidos como atributos funcionais (LITCHMAN et al., 2013; ROCHA et al., 2020). Os atributos funcionais refletem os *fitness* das espécies, ou seja, ele retrata o crescimento, a reprodução e a sobrevivência das espécies (LITCHMAN et al., 2013). Atualmente, sabe-se que os atributos influenciam o funcionamento do ecossistema e refletem os mecanismos subjacentes às relações espécie-ambiente (VIOLLE et al., 2007; VILLÉGER et al., 2010; VERBECK et al., 2013). Por exemplo, estudos mostram que indivíduos maiores e com reprodução sexuada são afetados negativamente pelos processos espaciais, que dificultam sua dispersão para outros habitats (DE BIE et al., 2012; EVANS et al., 2019). Em contrapartida, indivíduos menores, que em sua grande parte realizam reprodução assexuada, apenas são influenciados por processos locais (GAO et al., 2029; PORCEL et al., 2020).

A distribuição das espécies pode ser influenciada por outros fatores, como por exemplo, os fatores climáticos, como temperatura do ar e precipitação (HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA et al., 2016; HEINO et al., 2018; VUCIC et al., 2020). Por exemplo, Beklioglu et al. (2020) observaram que com o aumento das temperaturas, há uma diminuição na biomassa de alguns organismos aquáticos, com consequente perda de diversidade. Além disso, estudos mostram que as mudanças climáticas podem afetar a interação das espécies na teia alimentar (GYLLSTRÖM et al., 2005). Atributos funcionais como tamanho do corpo, reprodução e dispersão das espécies também podem ser afetados pelos fatores climáticos (JANSSON et al., 2020).

No contexto de entender como ocorre a dinâmica de montagem de comunidades aquáticas, a comunidade zooplanctônica é essencial como uma ferramenta que auxilia no entendimento desses mecanismos ecológicos. Existem três grandes grupos zooplanctônicos os rotíferos, cladóceros e os copépodos, onde cada grupo possui uma alta variação morfológica, fisiológica e comportamental (SOUSA et al., 2008). Eles são organismos heterotróficos que desempenhando de diferentes maneiras importantes funções nos ecossistemas aquáticos, como por exemplo, participação direta na ciclagem de nutriente e importante fonte nutricional para outros níveis tróficos aquáticos, como os peixes planctívoros (LITCHMAN et al., 2013; DIAS et al., 2014). Por possuírem alta sensibilidade na variação das características ambientais como exemplo temperatura da água, pH e alterações climáticas, são ótimos bioindicadores (ZAO et al., ANO; HAMIL et al., 2020). Outro fator é que a maioria dos grupos do zooplâncton possuem ciclo de vida curto, que permitem que mudanças nas condições ambientais, sejam refletidas rapidamente como mudanças na diversidade tanto taxonômica como funcional (ANAS et al., 2017).

Devido às incertezas de como as comunidades biológicas são estruturadas e qual processo tem maior importância relativa em diferentes escalas, estudos como este podem contribuir para diminuir as lacunas existentes sobre o padrão de distribuição das espécies. Assim como, auxiliar e prever o impacto das constantes mudanças climáticas, que afetam negativamente a biodiversidade. Entender como as comunidades aquáticas são influenciadas pode nos ajudar a combater a perda de diversidade taxonômica e funcional (MÖLLER et al., 2015; HEINO et al., 2018).

Dessa maneira, o objetivo deste estudo é avaliar a β -diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica e identificar os processos que têm maior influência na variação dessa diversidade ao longo de um gradiente climático. Dessa maneira, as seguintes hipóteses foram testadas: (i) as zonas climáticas (β_2) apresentam variação maior da diversidade taxonômica e funcional da comunidade do zooplâncton em reservatórios tropicais; (ii) a estruturação da comunidade zooplanctônica sofre maior influência dos processos locais, devido aos filtros ambientais locais que selecionam as espécies capaz de permanecer nos locais estudados; (iii) a variação na composição taxonômica e funcional nos reservatórios dentro da escala local (β_1) é influenciada pelas condições ambientais locais,

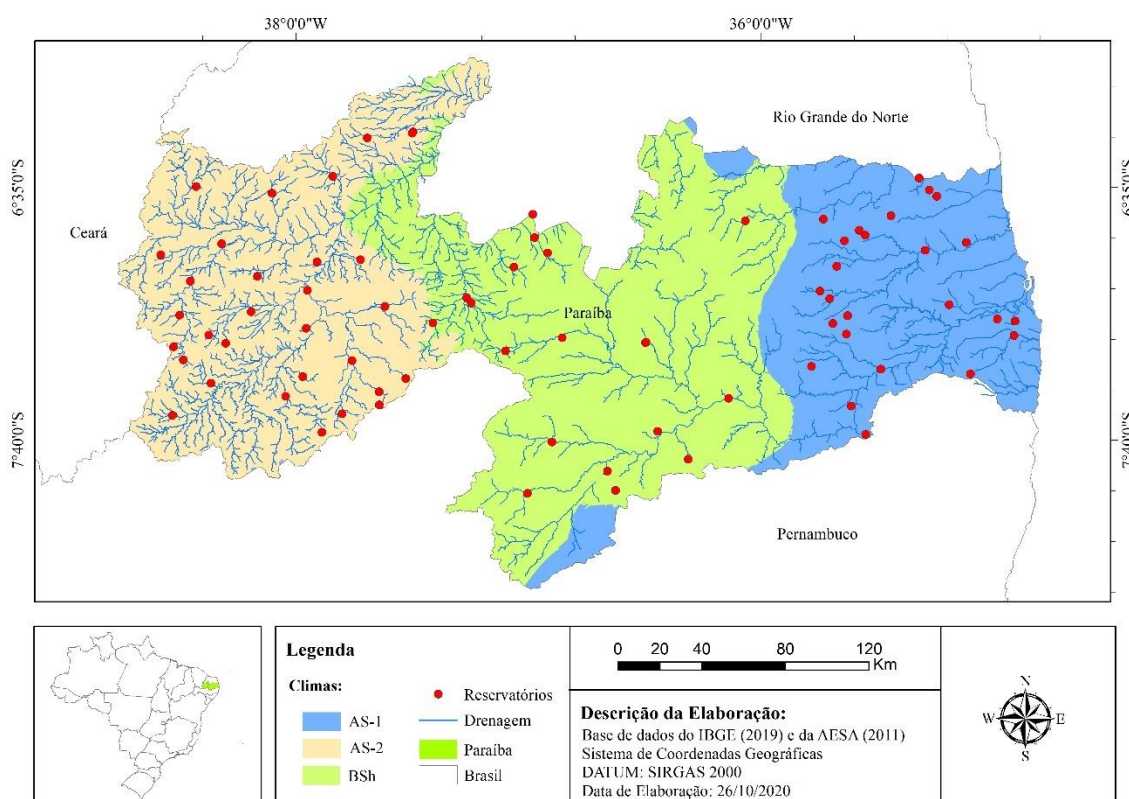
enquanto entre as escalas regionais (β_2) é influenciada principalmente processos climáticos e espaciais.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado em 78 reservatórios localizados no Estado da Paraíba (6°02'12" e 8°19'18" S; 34°45'54" e 38°45'45" W), na região Nordeste do Brasil (Figura 1; Tabela 1). Além do abastecimento público, esses reservatórios são utilizados também para irrigação, dessedentação animal, recreação e, principalmente, para atividades agrícolas e pecuária.

Figura 1 - Localização dos reservatórios avaliados no estado da Paraíba, Brasil.



Fonte: Autoria própria

Segundo a classificação de Köppen (1936), atualizada por Alvarez (2015), a Paraíba apresenta quatro tipos diferentes de clima: Aw, região tropical com estação seca no inverno e alto volume anual de precipitação (entre 1900mm e 2200mm); Am, característico de região monçônica, se trata de um clima relacionado a regiões de alto volume anual de precipitação (entre 1800mm e 2200mm); As, clima tropical com estação seca de Verão e precipitações anuais de 700 à 1800mm; e BSh é

caracterizado como clima das estepes quentes de baixa latitude e altitude, chuvas escassas na região tropical brasileira, com precipitação anual para menos de 800 mm, com temperatura variando entre 19 e 29 °C, humidade relativa do ar de <75%, e representatividade territorial de 47,7% no estado da Paraíba.

Os reservatórios amostrados neste estudo fazem parte dos climas As e BSh. Como o clima As é separado territorialmente pelo BSh e as áreas formadas mostram diferença quando à temperatura e precipitação, assumiu-se no estudo que esse clima é formado por dois subclimas, As1 e As2. O clima As1 é a parte que representa o Brejo, Agreste e Litoral com precipitações em torno de 900 a 1.800 mm, temperatura entre 19 a 30°C e humidade relativa do ar 80%, com representatividade territorial de 29,8%; e, As2 é a parte do Alto Sertão com precipitações em torno de 700 a 900 mm, temperatura variando entre 18 e 28°C e 80% de humidade relativa, representando 27,2 % de área territorial no estado da Paraíba.

Duas campanhas de amostragem foram realizadas em cada reservatório entre agosto de 2019 e março de 2020. As amostragens foram realizadas em um único ponto dos reservatórios (próximo ao barramento na região litorânea), em triplicata. Ao todo foram amostrados 79 reservatórios, dos quais 27 reservatórios pertenciam ao clima AS1, 34 ao clima AS2 e 18 ao clima BsH. As análises foram realizadas levando em consideração todo o conjunto de dados, sem separar por ano.

2.2 Variáveis geoclimáticas, físicas e químicas

A variável climática temperatura do ar foi mensurada com o auxílio de uma sonda multiparamétrica modelo HANNA HI 9829 Horiba, por outro lado, a variável climática precipitação (mm) foi fornecida pela Agência Executiva de Gestão das Águas do estado da Paraíba (AESAs). A sonda multiparamétrica também foi utilizada para mensurar as variáveis temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), saturação do oxigênio (%), totais sólidos dissolvidos (mg L⁻¹), pH, condutividade elétrica (µS cm⁻¹), salinidade, potencial redox (µg L⁻¹) e turbidez (NTU).

Amostras para a determinação da concentração dos nutrientes e clorofila-a foram armazenadas em recipientes plásticos, conduzidas ao laboratório e congeladas até o momento da análise. Foram analisadas as concentrações de nitrito

($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$) e amônia ($\mu\text{g L}^{-1}$), ortofosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$) e fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), de acordo com a metodologia descrita em APHA (2012). A clorofila ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi analisada pelo método de extração do pigmento em acetona 90% (Lorenzen, 1967), na ausência de luz, e leituras das absorvâncias utilizando o método espectrofotométrico de Richards e Thompson (1952).

2.3 Diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplânctônica

Para obtenção das amostras para análise do zooplâncton, foi realizada a filtração de 100L de água do reservatório em uma rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha, sendo armazenadas em garrafas de polietileno e conservadas com formol a 4% glicosado.

A identificação e quantificação do zooplâncton foi realizada a partir da utilização de microscópio óptico Zeiss Axio Lab.A1 em câmara de Sedgewick-Rafter com capacidade de 1mL, utilizando-se bibliografia especializada (RUTTNER-KOLISKO, 1974; KOSTE, 1978; REID, 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000; JOKO, 2011). Foi realizada a análise de cinco réplicas por amostra, posterior a sua homogeneização. A densidade (organismos L⁻¹) zooplânctônica foi determinada a partir das equações propostas pela norma técnica L5.304 da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2012).

A análise da diversidade taxonômica do zooplâncton foi realizada através do número de espécies e equitabilidade de Pielou. A diversidade funcional foi analisada através da medida de 6 atributos funcionais do zooplâncton, distribuídos em 15 categorias (Tabela 1). Os atributos foram selecionados seguindo o trabalho de Litchman et al. (2013). Para a Dimensão Linear Máxima (DLM; μm) foram mensurados, no mínimo, 20 indivíduos de cada espécie por amostra, posteriormente foi feito uma média com os valores encontrados e com auxílio de um software de imagem ZEISS ZEN próprias para microscópios, os indivíduos foram medidos. Nós utilizamos literatura especializada na área de diversidade funcional do zooplâncton para que fosse possível identificar à categoria funcional (estratégia alimentar, mobilidade, modo de reprodução, obtenção de alimento e tipo de desenvolvimento) que cada espécie correspondia (Tabela 1).

Tabela 1 - Atributos morfológicos, categorias, e suas respectivas respostas ecológicas, de acordo com Litchman et al. (2013)

Atributos morfológicos	Categorias	Papel Ecológico
Dimensão linear máxima - MLD (μm^2)	-	Taxa de alimentação, tamanho da presa, taxa de crescimento, metabolismo, mortalidade e taxas vitais.
Mobilidade	Lento Rápido	Taxa de alimentação, metabolismo, mortalidade e taxas vitais.
Modo de reprodução	Assexuado Sexuado	Sobrevivência, capacidade de dispersão e distribuição.
Obtenção de alimento	Raptor Filtrador Raspador Sugador	Mortalidade, capacidade de dispersão e distribuição.
Tipo de desenvolvimento	Direto Indireto	Mortalidade, capacidade de dispersão e distribuição.

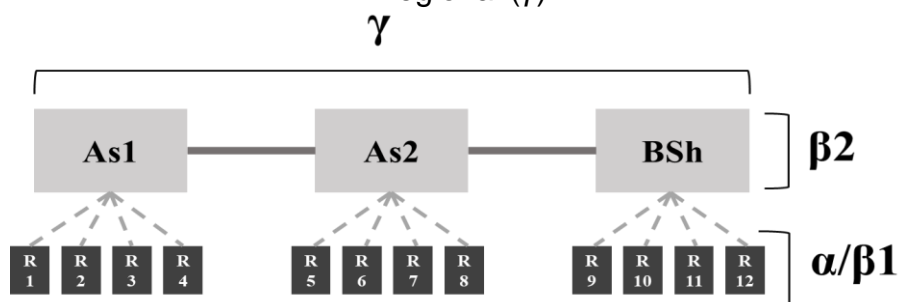
Fonte: Autoria própria.

A diversidade funcional da comunidade zooplanctônica foi calculada por quatro índices de diversidade funcional diferentes, cada uma explorando um aspecto diferente da diversidade. A riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis) (VILLÉGER et al., 2008; LALIBERTÉ et al., 2010). Eles foram calculados a partir do método de dissimilaridade de Gower modificado por Pavoine (2009), isso porque medidas de dissimilaridade podem utilizar diferentes tipos de variáveis. O índice FRic representa o espaço de atributos preenchidos pelas espécies presentes na comunidade, desta forma avalia a riqueza de funções desempenhadas na comunidade. No entanto, por mais que o FRic seja claramente útil, ele não é um estimador confiável de dispersão, devido a sua alta sensibilidade a valores discrepantes (ANDERSON et al., 2006). Por isso, resolvemos utilizar também o FDis, ele não é afetado pela riqueza de espécies, pode ser calculado de qualquer medida de distância ou dissimilaridade (ANDERSON et al., 2006), pode lidar com qualquer número e tipo de características (incluindo mais características que espécies), não é fortemente influenciado por valores discrepantes, e pode levar em conta as abundâncias relativas das espécies. FEve mede a equidade da distribuição das espécies no espaço funcional, considerando sua abundância. FDiv quantifica a distribuição das abundâncias das espécies ao longo do espaço multivariado de atributos funcionais.

2.4 Análise dos Dados

Para testar a variação na composição taxonômica e funcional do zooplâncton entre escalas (hipótese i), foi realizada a partição aditiva da diversidade (CRIST et al., 2003) em três níveis hierárquicos: diversidade em cada reservatório (α), entre os reservatórios em cada zona climática (β_1) e entre zonas climáticas (β_2), em que a diversidade regional (γ) é obtida como a soma desses componentes ($\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2$) (CRIST et al., 2003).

Figura 2 - Esquema demonstrando a partição da diversidade. Diversidade local, correspondendo a cada reservatório (α), dissimilaridade entre os reservatórios dentro de cada clima (β_1), e variação entre as zonas climáticas (β_2) e diversidade regional (γ).



Fonte: Autoria própria

A significância estatística de cada componente da diversidade foi testada através de 999 randomizações de acordo com um modelo nulo, no qual a ocorrências das espécies ou atributos funcionais serão aleatoriamente permutadas entre locais de amostragem (Crist et al., 2003). Quando os valores de p foram menores que 5%, a diversidade observada foi considerada significativamente maior que a esperada pelo modelo nulo. Por outro lado, se os valores de p foram superiores a 95%, a diversidade observada será considerada significativamente menor do que a esperada pelo modelo nulo. A análise foi realizada no programa estatístico RStudio, com o pacote vegan, com a função adipart e hiersimu.

Para avaliar a diferença nas variáveis climáticas, físicas, químicas e clorofila-a entre reservatórios, entre zonas climáticas e na interação reservatórios e zonas climáticas, foi realizada a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2005), utilizando a função “adonis” no pacote “vegan” com 999 permutações (Oksanen et al. 2017). Quando foi observado diferenças

significativas, foi realizado teste post hoc para identificar as médias significativamente diferentes por meio da comparação de pares multiníveis, utilizando a função “*pairwise.adonis*” (Arbizu, 2017).

Para identificar as variáveis que diferiram na PERMANOVA nos fatores testados, foi realizado uma análise de variância (ANOVA) usando modelo linear generalizado (GLM) com uma distribuição de erro de Poisson (utilizando a função “*glm*” do pacote “*stats*”).

Para determinar a importância relativa de fatores locais (variação ambiental) e regionais (variação espacial) na determinação da diversidade taxonômica e funcional zooplanctônica (abundância), hipóteses ii e iii, foi realizada uma Análise de Redundância Parcial (pRDA; Legendre e Legendre, 1998), dentro de cada zona climática ($\beta 1$) e entre as zonas climáticas ($\beta 2$). Para a realização dessa análise, as matrizes da composição taxonômica e funcional do zooplâncton foram transformadas em Hellinger. Foi utilizada uma matriz de fatores ambientais composta pelas seguintes variáveis: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, nutrientes e clorofila-a. As variáveis ambientais foram transformadas em $\log(x+1)$, exceto pH. Uma matriz de distância geográfica foi construída e submetida às Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) utilizando as coordenadas geográficas de cada reservatório, nas quais os eixos gerados (autovetores) foram utilizados como variáveis espaciais explicativas. Foi realizado um procedimento forward-selection nos dados espaciais e ambientais para identificar as principais variáveis associadas à comunidade zooplanctônica que seriam incluídas na análise (BLANCHET et al., 2008).

Os resultados da pRDA foram baseados em valores ajustados de R^2 , e a significância da variação espacial pura e ambiental pura ($p < 0,05$) será determinada usando testes de Monte Carlo com 999 randomizações (Peres-Neto et al., 2006).

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2016) utilizando o pacote *vegan* e a função *varpart* (OKSANEN et al., 2015).

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis climáticas, físicas e químicas

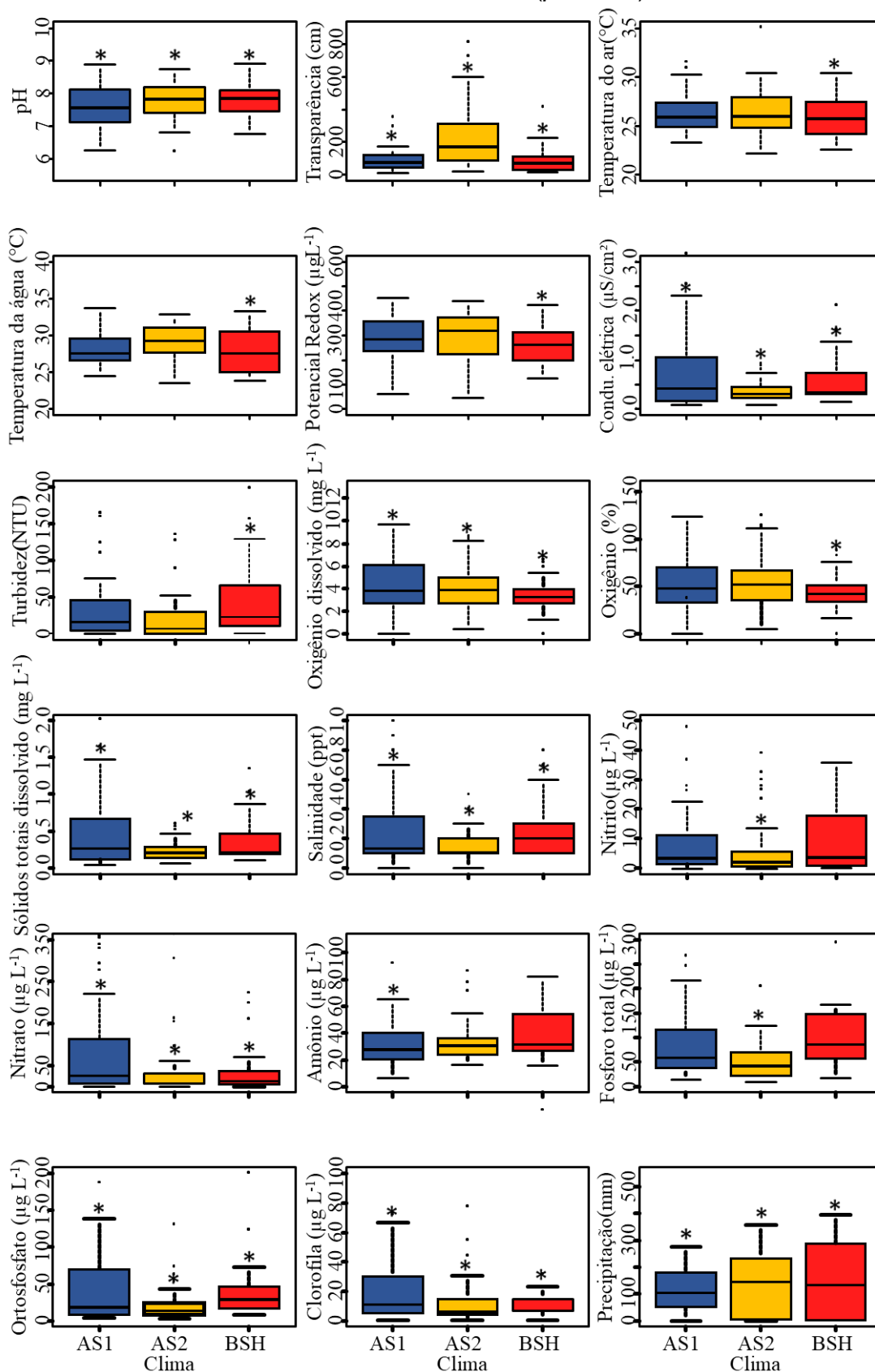
Foi observado que os reservatórios eram significativamente diferentes entre si ($pseudo-F=6,59$; $p=0,001$), assim como as zonas climáticas ($pseudo-F=23,64$; $p=0,001$). O teste post hoc revelou que os climas AS1, AS2 e BSH era significativamente diferentes entre si ($p-adjusted= 0,003$).

Segundo as análises modelo linear generalizado (GLM), nas variáveis ambientais locais como transparência da água, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, potencial redox, turbidez, nitrito, nitrato, fosforo total e sólidos totais dissolvido, clorofila- α e amônio foi observado diferenças significativas entre os climas ($p<0,05$) (Figura 3). Para as variáveis climáticas precipitação e temperatura do ar, para ambas foi observado diferença significativa (Figura 3).

O clima AS1 obteve médias mais altas, em relação aos outros dois climas, nas seguintes variáveis: condutividade elétrica ($0,71 \mu S cm^{-1}$) ($p<0,01$), sólidos totais dissolvido ($0,45 mg L^{-1}$) ($p<0,01$), salinidade ($0,29$) ($p<0,01$), clorofila ($26,14 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$), assim como para os nutrientes nitrito ($8,99 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$), nitrato ($161,24 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$), fosforo total ($136,94 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$) e fosforo reativo solúvel ($80,00 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$). Já o clima AS2 foi observado médias mais altas nas variáveis transparência da água ($224,5 cm$), temperatura da água ($29,0 ^\circ C$) ($p<0,01$), potencial redox ($300 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$), oxigênio (54%) e amônia ($59,09 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$). Enquanto o clima AS1 apresentou maiores valores nas cargas de nutrientes, o clima AS2 obteve os menores valores de nutrientes; nitrito ($7,10 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$), nitrato ($34,47 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$) e fosforo total ($55,79 \mu g L^{-1}$) ($p<0,01$). Para o clima BSH as maiores médias observadas foram pH ($7,83$) ($p<0,01$) e turbidez ($43,02 NTU$) ($p<0,01$).

A análise do Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para as variáveis ambientais, revelou separação dos reservatórios entre os climas AS1, AS2 e BSH. O teste a posteriori revelou que os climas AS1, AS2 e BSH são significativamente diferentes entre si ($p=0,003$).

Figura 3 – *Boxplot* representando a diferença médias das variáveis físicas, químicas e biológica entre os climas As1, As2 e BsH. O “*” significa diferença significativa das variáveis entre os climas ($p < 0,001$).



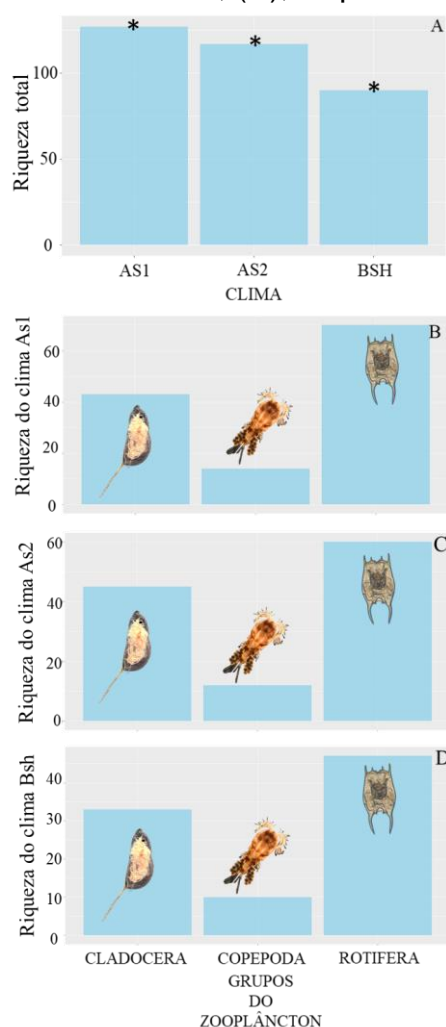
Fonte: Autoria própria.

3.2 Diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica

3.2.1 Diversidade taxonômica

Foram identificadas 166 espécies (γ), estas distribuídas nos três grandes grupos zooplanctônicos: Copepoda (3 Calanoida e 16 Cyclopoida), Rotifera (85 espécies) e Cladocera (62 espécies) (Figura 5). Os rotíferos foram o grupo com maior número de espécies nos 3 tipos climáticos (Figura 5, letra B, C e D), seguidos dos Cladocera e por último os Copepoda. O clima As1 mostrou a maior riqueza de espécies (127), sendo significativamente diferente dos climas As2 (117) e Bsh (90) ($p\text{-adjusted} < 0,005$) (Figura 4).

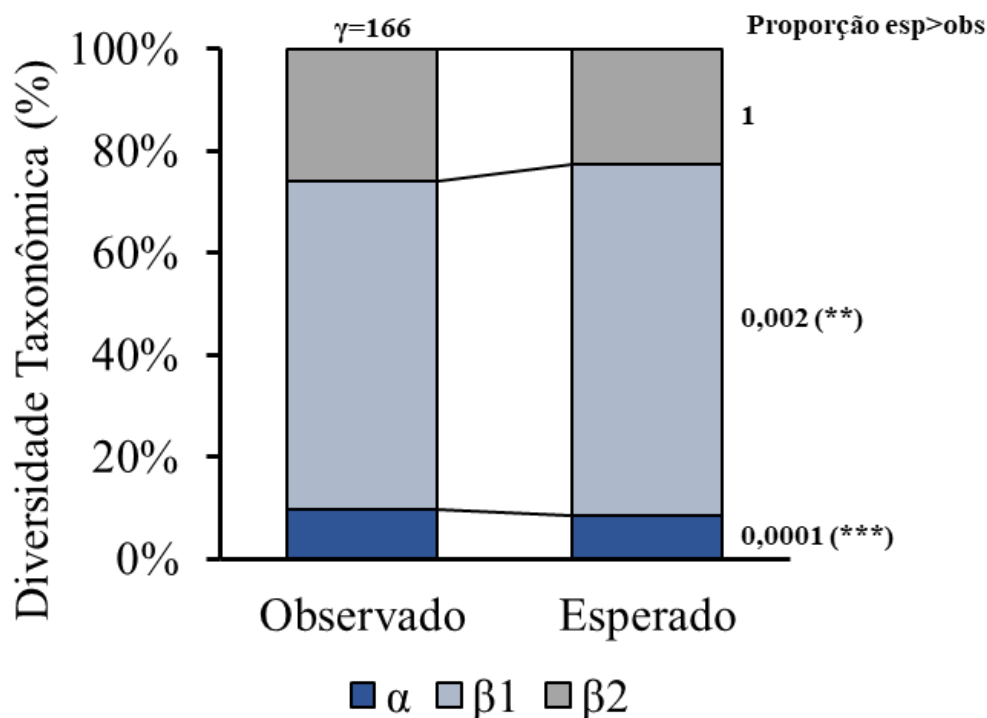
Figura 4 - A figura (A) representa a riqueza total dos grupos zooplanctônicos para cada clima. (B) Riqueza de espécies por cada grupo do zooplâncton na zona climática As1; (C), Riqueza de espécies por cada grupo do zooplâncton na zona climática As2; (D), Riqueza.



Fonte: Autoria própria

A análise da partição aditiva revelou que a riqueza média da diversidade taxonômica entre os reservatórios (α) foi de 16 espécies ($p < 0,001$) (Figura 6). Já para os valores da beta diversidade, foi observado que entre os reservatórios (β_1) obteve 106,756 ($p < 0,001$), sendo maior que a variação entre os climas (β_2), com 43 ($p < 0,001$). Para os valores de proporção de α , o observado foi maior que o esperado ($Propesp < obs = 0,0001$). Já para o β_1 o valor do observado foi maior que o esperado ($Propesp < obs = 0,002$) e para o β_2 o valor de observado também foi maior que o esperado, entretanto não foi significativo ($Propesp < obs = 1$) (Figura 5).

Figura 5 - Resultado da partição da diversidade nos componentes α e β como a porcentagem da riqueza total de espécies (γ) e a proporção entre os valores observados e esperados dos componentes hierárquicos. α = diversidade local (reservatórios), β_1 = diversidade entre os reservatórios, β_2 = diversidade entre os climas e γ = diversidade total.



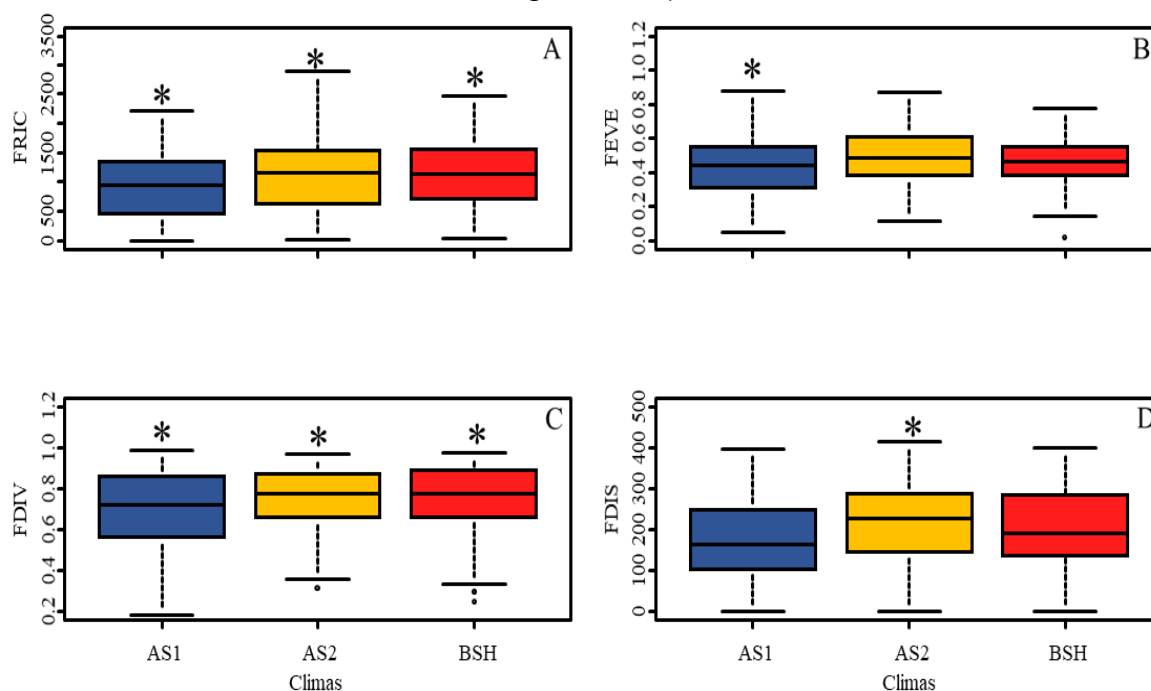
Fonte: Autoria própria

3.2.2 Diversidade Funcional

A Riqueza Funcional (RF) foi significativamente diferente entre os climas, entre os reservatórios dentro de cada clima e reservatório por clima. O tipo climático As2 apresentou o maior valor de RF, seguidos do clima BsH e As1, onde a GLM mostrou que essas diferenças eram significativas ($p < 0,05$) (Figura 7, letra A). Na

Equitabilidade Funcional foi observado diferença significativa apenas para o clima As1; para os reservatórios dentro de cada clima, foi observado valores de diferenças significativas ($p < 0,05$) (Figura 6, letra B). Na Divergência Funcional, foi significativamente diferente entre os climas, sendo o AS2 com maior valor observado ($p < 0,05$) (Figura 6, letra C). E entre os reservatórios dentro de cada clima, a divergência funcional foi significativamente diferente. Por último, Dispersão Funcional foi observado que o clima As2 obteve o maior valor, seguidos do clima BsH e por último o As1, sendo a diferença entre os climas significativa; também entre os reservatórios dentro de cada clima foi observado diferenças significativas (Figura 6, letra D).

Figura 6 - Boxplot mostrando os valores de Riqueza Funcional (FRIC) (A), Equitabilidade Funcional (FEVE) (B), Dispersão Funcional (FDIV) (C) e Divergência Funcional (FDIS) (D) entre os climas. As letras nas colunas representam a diferença dos Índices entre os climas (letras diferentes representam que há diferença significativa).



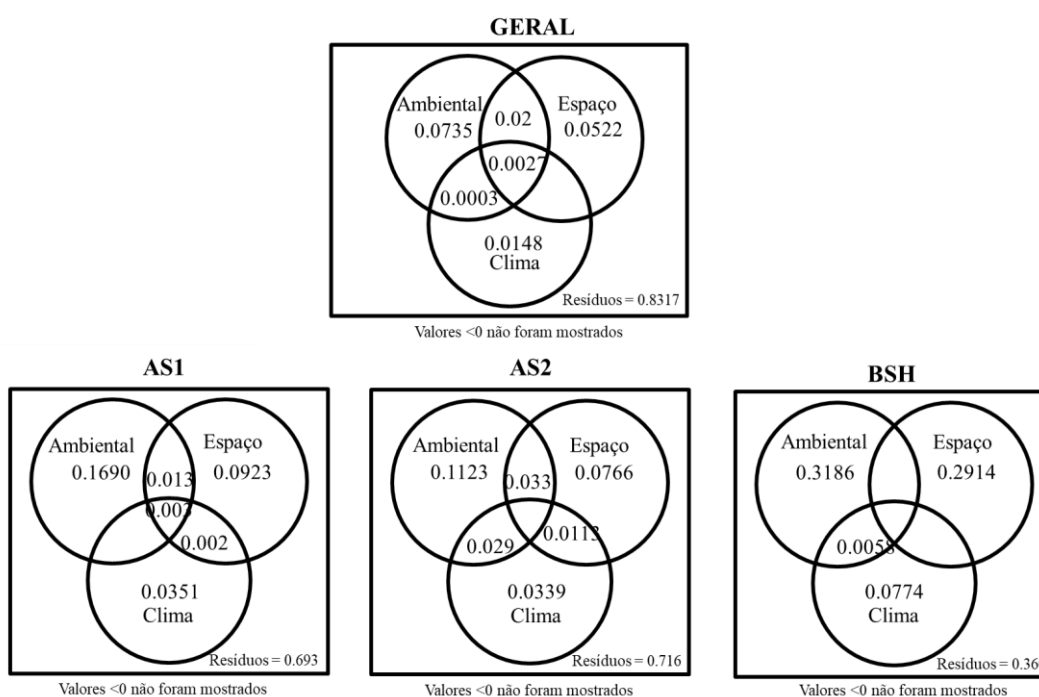
Fonte: Autoria própria

3.3 Processos locais e regionais determinantes da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplancônica.

3.3.1 Diversidade taxonômica

Avaliando a importância relativa dos fatores locais, espaciais e climáticos, a pRDA mostrou que, em escalas maiores (β_2) a comunidade zooplanctônica foi mais influenciada por processos locais (Figura 7). Os processos espaciais explicaram apenas 0,05% da variação, seguidos dos fatores climáticos, com 0,1%. Já para a variação da comunidade zooplanctônica, 79% não foi explicada por nenhum desses processos, levando em consideração escalas regionais. Entretanto, analisando as zonas climáticas separadamente (β_1), houve um aumento na importância relativa desses processos. Para o clima As1, os fatores ambientais, explicaram sozinhos 16% da variação da comunidade. Para o clima As1, 30% da variação não foi explicado pelos nossos modelos. No clima As2, 11% da variação nesse clima foi explicado pelos fatores ambientais e já os fatores espaciais explicaram 0,7%. Entretanto, os fatores climáticos, no clima As2 foi observado 0,3% de influência; 71% da variação da comunidade no clima As2 não foi explicada. No clima BsH, 31% da variação da comunidade zooplanctônica foi explicado pelos fatores ambientais e 29% pelos fatores espaciais; 36% da variação da comunidade no clima Bsh não foi explicada.

Figura 7 - Resultado da Análise de redundância parcial (pRDA), sendo representada pelo diagrama de Venn. É mostrado a importância relativa dos processos ambientais, espaciais e climáticos, na variação da composição da comunidade zooplanctônica de maneira geral e dentro de cada zona climática.



Fonte: Autoria própria

4 DISCUSSÃO

Na tentativa de preencher as lacunas existentes sobre os processos que influenciam a montagem de comunidades, nós analisamos a importância relativa dos processos ambientais locais, processos espaciais e climáticos na variação da comunidade do zooplâncton em reservatórios tropicais. Nós observamos que a dissimilaridade entre os reservatórios (β_1) era maior quando comparado com a dissimilaridade entre os climas (β_2). Observamos também os processos ambientais tinham maior influência nessa variação ao longo do gradiente climático. Porém, ele sozinho não foi possível responder toda a variação da comunidade. Assim, os outros processos também tiveram participação na montagem dessa comunidade.

Muitos estudos mostram a influência dos processos ambientais locais na estruturação das comunidades no espaço (CLEMENTS, 1938; HEINO et al., 2019; BOMFIM et al., 2021). Esses filtros agem selecionando as espécies que conseguem se estabelecer em um determinado local (HEINO et al., 2019). É provável que neste estudo, as espécies estejam sendo fortemente selecionadas pelos filtros ambientais. Entretanto, mesmo que os processos ambientais foram importantes na montagem dessa comunidade, eles sozinhos não conseguiram explicar a variação total.

O zooplâncton devido suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas (como por exemplo, tamanho pequeno e produção de ovos de resistência) são considerados como bons dispersores (LITCHMAN et al., 2013). Por esse motivo, muitos estudos mostram que esses indivíduos são fortemente influenciados por processo ambientais locais, e menos influenciados por processos espaciais (LANSAC-TÔHA et al., 2019; ROCHA et al., 2020).

Uma questão importante é que a importância relativa dos processos pode variar dependendo da escala geográfica que está sendo estudada (DECLERCK et al., 2011). No processo de estruturação de comunidades, acredita-se que existam regras de montagem, que vão formando as metacomunidade desde uma escala global, passando por uma escala regional até a escala local (GOTZENBERGER et al., 2012). Assim, em cada escala, a importância relativa de cada processo pode variar (SOININEN et al. 2012; PADIAL et al., 2014). Em escalas maiores, processos espaciais possuem maior importância, já em escalas menores, os processos ambientais locais têm maior influência. Aqui, nós avaliamos a resposta da

comunidade tanto em escala local, como em uma escala mais ampla (denominada, escala regional) (LOEWEN et al., 2019; ROCHA et al., 2020).

Em nossos resultados, foi observado que houve diferença da importância relativa entre as escalas estudadas. Nas escalas menores, quando comparadas com a escala espacial, houve um aumento na importância relativa de todos os processos (ambiental, espacial e climático). Era esperado que em escalas menores, a importância relativa de processos ambientais fosse maior que em escalas regionais (SOININEN et al., 2012; PADIAL et al., 2014; LANSAC-TÔHA et al., 2019; ROCHA et al., 2020). Entretanto, nós também observamos que a importância relativa dos processos espaciais também aumentou nas escalas menores.

É difícil definir a importância relativa dos processos espaciais devido aos eventos que ocorrem ao acaso. Esses processos estocásticos deturpam os dados e acabam comentando confusões no momento de interpretá-los (DEO DIAS et al., 2016; XIONG et al., 2016). Por exemplo, como as espécies aquáticas se dispersão passivamente, elas podem ser influenciadas pela direção dos ventos, fluxo d'água ou por zoocoria (MORAES-JUNIOR et al., 2019; ZEUS et al., 2020). Talvez, por esse motivo, nas análises dos nossos dados, os processos espaciais tiveram maior importância em escalas menores. Outro motivo está relacionado ao efeito de massa, que ocorre quando há uma dispersão contínua de organismos pela paisagem, resultando em um comunidade mais homogênea, mesmo que as condições ambientais sejam incompatíveis para algumas espécies (HEINO et al., 2015 a,b; CHAPARRO et al., 2018).

Os processos espaciais estão fortemente relacionados com a teoria neutra, que avalia os processos estocásticos, ou seja, avalia o efeito dos fatores ao acaso, como por exemplo a dispersão, extinção e especiação dos indivíduos (HUBBEL et al., 2011). Quando mais distante uma metacomunidade for da outra, acredita-se que maior será a diferença entre elas, devido a seleção por dispersão (GOTZENBERGER et al., 2012). Ou seja, nem todas as espécies irão conseguir se dispersar para grandes distâncias, influenciando a estruturação das metacomunidades no espaço (HEINO et al., 2015; HENRIQUES-SILVA et al., 2016). Por esse motivo, acredita-se que em escalas maiores, os processos espaciais tenham uma maior influência na estruturação de comunidades (DECLERCK et al., 2011). Entretanto, neste estudo, foi observado que em escalas menores, os processos espaciais tiveram maior importância relativa.

O zooplâncton dispersa passivamente entre habitats isolados de reservatórios por vetores de vento, por animais e conectividade hidrológica entre um reservatório e outro (VANSCHOENWINKEL et al., 2008; VIANA et al., 2016b; MORAIS et al., 2019). Assim, adicionar diferentes variáveis espaciais, como por exemplo a conexão hidrológica e direcionalidade do fluxo de água, pode refletir em um aumento na importância relativa dos processos espaciais na variação da comunidade zooplanctônica no espaço (DIAS et al., 2016; BRAGHIN et al., 2018).

Nas análises de diversidade funcional foi observado que tanto a riqueza funcional como a dispersão funcional, foram significativamente diferentes entre os reservatórios dentro de cada clima ($\beta 1$). Esses resultados podem estar relacionados com a heterogeneidade dos reservatórios dentro das zonas climáticas, isso porque neste estudo também houve diferença significativa das características ambientais entre os reservatórios dentro de cada zona climática. Assim, mesmo em pequenas escalas, reservatórios heterogêneos podem contribuir para uma alta diversidade zooplanctônica (PORCEL et al., 2020). Isso porque a heterogeneidade ambiental promove o aumento do espaço do nicho disponível, além de fornecer refúgio para as espécies, contribuindo com o aumento da diversidade, tanto do ponto de vista taxonômico como funcional (STEIN et al., 2014; HILL et al., 2019).

Os processos climáticos apresentaram uma maior explicabilidade dentro de cada clima ($\beta 1$). Nas zonas climáticas, a influência dos processos climáticos, explicaram menos de 1% da variação da comunidade zooplanctônica. Entretanto, estudos mostram que os fatores ligados aos processos climáticos podem influenciar diretamente na dinâmica de montagem de comunidades ecológicas (CREMONA et al., 2020). Variáveis climáticas como temperatura do ar, precipitação e radiação solar podem alterar a composição taxonômica e funcional, chegando também a influenciar a capacidade de dispersão das espécies (MÖLLER et al., 2015). A precipitação, por exemplo, influencia as espécies zooplanctônicas, porque conseguem se dispersar mais facilmente quando há conexão hidrológica entre os reservatórios, em períodos chuvosos (MÖLLER et al., 2015; PINEDA et al., 2019). Já a temperatura, pode influenciar o tamanho das espécies que podem permanecer no habitat (RASCONI et al., 2015). Dessa maneira, resultados como esse poderiam auxiliar em projetos de manejo de ecossistemas aquáticos, pois revela a importância de variáveis climáticas que influenciam a comunidade zooplanctônica.

5 CONCLUSÃO

Nosso objetivo era desvendar qual processo tem maior influência na estruturação das comunidades ao longo de um gradiente climático. Foi observado que tanto os processos ambientais, como os espaciais e climáticos tiveram influência nessa estruturação. Entretanto, a diversidade taxonômica respondeu melhor segundo a variação dos processos ambientais locais. Ou seja, os filtros ambientais têm uma forte influência na distribuição das espécies. Assim, é necessário que as ações antrópicas no meio ambiente sejam mitigadas, pois alterações nas condições ambientais locais, espaciais e climáticos, podem acarretar uma alteração na composição, abundância e dos serviços ecossistêmicos. É necessário que mais estudos sejam realizados nessa perspectiva, para que, incluindo outras variáveis (principalmente espaciais), possam responder as lacunas que ainda faltam sobre a estruturação de metacomunidades. Este trabalho pode contribuir para projetos de manejo de comunidades de ecossistemas aquáticos e para a preservação da diversidade da comunidade zooplanctônica.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS—**AESA**. Últimos Volumes Informados dos Açudes. Disponível em: < <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/ultimos-volumes/>>. Acesso em: 23 de Maio de 2018.
- ALLEN, C. R., A. S. GARMESTANI, T. D. HAVLICEK, P. A. MARQUET, G. D. PETERSON, C. RESTREPO, C. A. STOW & B. E. WEEKS. Patterns in body mass distributions: sifting among alternative hypotheses. **Ecology Letters** 9: 630–643. 2006.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANAS, M. U. M., MEEGAHAGE, B. J., EVANS, M. S., JEFFRIES, D. S., & WISSEL, B. Scale-dependent effects of natural environmental gradients, industrial emissions and dispersal processes on zooplankton metacommunity structure: Implications for the bioassessment of boreal lakes. **Ecological Indicators**, 82, 484–494. 2017.
- ANDERSON, M. J. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational analysis of variance. **Department of Statistics, University of Auckland**. 2005.
- ANDERSON, D. R., Model Based Inference in the Life Sciences: A Primer on Evidence. Springer, New York. 2008.
- ANTONELLI, A. e SANMART. Why are there so many plant species in the Neotropics? **Taxon**, 60, 403–414. 2011.
- ARBIZU, M. P. pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison Using Adonis. R Package Version 0.3. Available at: <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>
- Autobee, R., 1993. The Colorado-Big Thompson Project. Bureau of Reclamation History Program. 2017.
- ARENAS-SÁNCHEZ, A., LÓPEZ-HERAS, I., NOZAL, L., VIGHI, M., & RICO, A. Effects of increased temperature, drought and an insecticide on freshwater zooplankton communities. **Environmental Toxicology and Chemistry**. doi:10.1002/etc.4304. 2018.
- ARRUDA, J.A., MARZOLF, G.R. and FAULK, R.T. The role of suspended sediments in the nutrition of zooplankton in turbid reservoirs. **Ecology**, 1983, 64(5), 1225-1235. <http://dx.doi.org/10.2307/1937831>, 1983.
- BEKLIOĞLU, M., BUCAK, T., LEVI, E. E., ERDOĞAN, Ş., ÖZEN, A., FILIZ, N., JEPPESEN, E. Influences of climate and nutrient enrichment on the multiple trophic levels of Turkish shallow lakes. **Inland Waters**, 1–13. doi:10.1080/20442041.2020.1746599. 2020.
- BOTTIN, M., J. SOININEN, M. FERROL e J. TISON-ROSEBERY. Do spatial patterns of benthic diatom assemblages vary across regions and years? **Freshwater Science** 33: 402–416. 2014.

BRAGHIN, L. DE S. M., ALMEIDA, B. DE A., AMARAL, D. C., CANELLA, T. F., GIMENEZ, B. C. G., & BONECKER, C. C. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. **Freshwater Biology**, 63(7), 721–730. 2018.

CABRAL, J.S., VALENTE, L. e HARTIG, F. Mechanistic simulation models in macroecology and biogeography: state-of-art and prospects. **Ecography**, 40, 267–280. 2017.

CAVICCHIOLI, R., RIPPLE, W. J., TIMMIS, K. N., AZAM, F., BAKKEN, L. R., BAYLIS, M., WEBSTER, N. S. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. **Nature Reviews Microbiology**. 2019.

CETESB. **Norma técnica. Zooplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo**. L5.304. 2ª edição, 2012.

CHAPARRO, G., O'FARRELL, I., & HEIN, T. Multi-scale analysis of functional plankton diversity in floodplain wetlands: Effects of river regulation. **Science of The Total Environment**. 2019.

CHASE, J. M. Community assembly: when should history matter? **Oecologia**, 136(4), 489–498. doi:10.1007/s00442-003-1311-7. 2003.

CHOI, J. Y.; JEONG, K. S.; KIM, S. K.; LA, G. H.; CHANG, K. H.; JOO, G. J. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. **Ecological Informatics**, v. 24, p. 177-185, 2014.

CLEMENTS FE. Nature and structure of the climax. *J Ecol* 24:252–282 composition over a wide range of spatial scales. **Proc Natl Acad Sci USA** 104. 1938.

COTTENIE, K. et al. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. **Ecology**, v. 84, n. 4, p. 991-1000, 2003.

CRIST, T.O., VEECH, J.A., GERING, J.C., SUMMERVILLE, K.S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. **The American Naturalist**, 162, 734-743. 2003.

CZERNIAWSKI, R. and DOMAGALA, J. Small dams profoundly alter the spatial and temporal composition of zooplankton communities in running waters. **International Review of Hydrobiology**, 2014.

DE BIE, T., L. DE MEESTER, L. BRENDONCK, K. MARTENS, B. GODDEERIS, D. ERCKEN, H. HAMPEL, L. DENYS, L. VANHECKE, AND K. VAN DER GUCHT. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. **Ecology Letters** 15:740–747. 2012.

DE MOTT, W.R. Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. **Limnology and Oceanography**, , 33(3), 397-408. 1988.

DECLERCK, STEVEN AJ ET AL. Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. **Ecography**, v. 34, n. 2, p. 296-305, 2011.

DIAS, J. D., SIMÕES, N. R., MEERHOFF, M., LANSAC-TÔHA, F. A., VELHO, L. F. M., & BONECKER, C. C. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, 781(1), 109. 2016.

DIAS, J. D.; BONECKER, C. C.; MIRACLE, M. R. The rotifer community and its functional role in lakes of a neotropical floodplain. **International Review of Hydrobiology**, v.99, p.72-83, 2014.

DINIZ-FILHO, J. A. F., SIQUEIRA, T., PADIAL, A. A., RANGEL, T. F., LANDEIRO, V. L., & BINI, L. M. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. **Oikos**, 121(2), 201–210. 2011.

DU, P., JIANG, Z. B., WANG, Y. M., QIAN, P., HU, H. J., LIAO, Y. B., ... ZHANG, D. M. Spatial heterogeneity of the planktonic protistan community in a semi-closed eutrophic bay, China. **Journal of Plankton Research**.doi:10.1093/plankt/fbz012, 2019.

E. EVANS, ANDREW G. HIRST, PAVEL KRATINA AND GRÉGORIE BEAUGRAND. Temperature-mediated changes in zooplankton body size: large scale temporal and spatial analysis Lowri. **Ecography**. 2019.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil**. Brasília: Universo. UCB. 1997.

ELSER, J.J. Stoichiometric analysis of pelagic ecosystems: the biogeochemistry of planktonic food webs. In O.E. Sala, R.B. Jackson, H.A. Mooney and R. Howarth, eds. *Methods in ecosystem science*. New York: **Springer**, 2000, pp. 389-406.

FARJALLA VF, SRIVASTAVA DS, MARINO NAC, AZEVEDO FD, DIB V, ET AL. FENCHEL, T. E B. J. FINLAY. The ubiquity of small species: patterns of local and global diversity. **BioScience** 54: 777–784, 2004. 2019.

FINLAY, B. J., 2002. Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. **Science** 296: 1061–1063, 2002.

FJELDS_A, J., BOWIE, R.C.K. e RAHBK, C. The role of mountain ranges in the diversification of birds. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 43, 249–265. 2012.

FRISCH, D., K. COTTENIE, A. BADOSA & A. GREEN, Strong spatial influence on colonization rates in a pioneer zooplankton metacommunity. **PLoS One** 7: 1–10. 2012.

GAO, X., CHEN, H., GOVAERT, L., WANG, W., & YANG, J. Responses of zooplankton body size and community trophic structure to temperature change in a subtropical reservoir. **Ecology and Evolution**. doi:10.1002/ece3.5718. 2019.

GREEN, J. E. B. J. M. BOHANNAN. Spatial scaling of microbial biodiversity. *Microbial Ecology* 21: 501–507, 2006.

HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., ... TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* , 1(2), e1500052–e1500052, 2015. doi:10.1126/sciadv.1500052

HAMIL S.; BOUCHELOUCHE D.; ARAB S. ; ALILI M.; BAHHA M.; E, ARAB A. The relationship between zooplankton community and environmental factors of Ghrib Dam in Algeria.

HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. – *Freshwater Biol.* 60: 845–869. 2015.
HEINO, J. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 88, 166–178. 2013.

HEINO, J., L. M. BINI, S. M. KARJALAINEN, H. MYKRÄ, J. SOININEN, L. C. G. VIEIRA E J. A. F. DINIZ-FILHO. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos* 119: 129–137. 2010.

HEINO, Jani et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* , v. 60, n. 5, p. 845-869, 2015.

HENRIQUES-SILVA, R. Climate, history and life-history strategies interact in explaining differential macroecological patterns in freshwater zooplankton. – *Global Ecol. Biogeogr.* 25: 1454–1465. 2016.

HENRIQUES-SILVA, R.; PINEL-ALLOUL, B.; PERES-NETO, Pedro R. Climate, history and life-history strategies interact in explaining differential macroecological patterns in freshwater zooplankton. *Global ecology and biogeography* , v. 25, n. 12, p. 1454-1465, 2016.

HILL, M. J., HEINO, J., WHITE, J. C., RYVES, D. B., & WOOD, P. J. Environmental factors are primary determinants of different facets of pond macroinvertebrate alpha and beta diversity in a human-modified landscape. *Biological Conservation* , 237, 348–357. doi:10.1016/j.biocon.2019.07.015. 2019.

JEPPESEN, E. et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* , v. 676, n. 1, p. 279, 2011.

KAVEN DIONNE, CAROLINE JOSE, ALAIN CARON, FRANCE DUFRESNE, Association between clonal diversity and species diversity in subarctic zooplankton communities, *Journal of Plankton Research* , Volume 39, Issue 2, March-April, Pages 232–245, <https://doi.org/10.1093/plankt/fbx002>, 2017.

KIRK, K.L. Suspended clay reduces feeding rate. *Daphnia*. **Freshwater Biology**, 25(2), 357-365

KOSTE, W. Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Überordnung Monogonta. 2. Berlin, **Gebrüder Borntraeger**, p. 637, 1978.

KRUPA, E. G.; BARINOVA, S. S.; ISBEKOV, K. B.; ASSYLBEKOVA, S. Z. The usage of zooplankton distribution maps for assessment of ecological status of the Shardara reservoir (Southern Kazakhstan). **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 16, p. 52-65, 2017.

LALIBERTÉ, E., e LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, 91(1), 299–305. doi:10.1890/08-2244.1, 2010.

LEGENDRE, P. AND LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd English Edition. Elsevier. 2012.

LEGENDRE, PIERRE; DE CÁCERES, MIQUEL. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology letters**, v. 16, n. 8, p. 951-963, 2013.

LEIBOLD, M. A., CHASE, J. M., e ERNEST, S. K. M. Community assembly and the functioning of ecosystems: how metacommunity processes alter ecosystems attributes. **Ecology**, 98(4), 909–919. doi:10.1002/ecy.1697. 2017.

LEIBOLD, M. A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P., CHASE, J.M., HOOPES, M.F., HOLT, R.D., SHURIN, J.B., LAW, R., TILMAN, D., LOREAU, M., GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecol. Lett.** 7, 601–613. 2004.

LI, C., FENG, W., CHEN, H., LI, X., SONG, F., GUO, W., SUN, F.. Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu—a large freshwater lake in China. **Environmental Pollution**. 2018.

LI, W.; XU, X.; YAO, J.; TANAKA, N.; NISHIMURA, O.; MA, H. Combined effects of elevated carbon dioxide and temperature on phytoplankton-zooplankton link: A multi-influence of climate change on freshwater planktonic communities. *Science of the Total Environment*. 2019.

LITCHMAN, E; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research**, v.35, p.473-484, 2013.

LOEWEN, C. J. G. AND VINEBROOKE, R. D. Regional diversity reverses the negative impacts of an alien predator on local species-poor communities. – **Ecology** 97: 2740–2749. 2016.

LOEWEN, C. J. G., STRECKER, A. L., LARSON, G. L., VOGEL, A., FISCHER, J. M., & VINEBROOKE, R. D.. Macroecological drivers of zooplankton communities across the mountains of western North America. **Ecography**. 2018.

LOEWEN, C. JG; VINEBROOKE, R. D. Regional diversity reverses the negative impacts of an alien predator on local species-poor communities. **Ecology**, v. 97, n. 10, p. 2740-2749. 2016.

LOGUE, J.B., MOUQUET, N., PETER, H., HILLEBRAND, H.,. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends Ecol. Evol.** 26, 482–491. 2011.

LOPES, V. G., BRANCO, C. W. C., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., & BINI, L. M. Zooplankton temporal beta diversity along the longitudinal axis of a tropical reservoir. 2018. **Limnology**.doi:10.1007/s10201-018-0558-y

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, Texas, US, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.

MAHARA, N., PAKHOMOV, E. A., JACKSON, J. M., e HUNT, B. P. Seasonal zooplankton development in a temperate semi-enclosed basin: two years with different spring bloom timing. **Journal of Plankton Research**. 2019.

MIRANDA, L. S., IMPERATRIZ-FONSECA, V. L., e GIANNINI, T. C. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia. **PLOS ONE**, 14(4), e0215229. doi:10.1371/journal.pone.0215229. 2019.

MORAIS, C. S. M., M., JÚNIOR, M., SOUZA, T. G E RACHEL M. DE L. Zoochory of zooplankton: seasonality and bird morphological diversity can influence metacommunity dynamics of temporary ponds. **Journal of Plankton Research**. 2019.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.

NETO, G. et al. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 4, 2014.

ODA Y, NAKANO S, SUH J-M, OH H-J, JIN M-Y, KIM Y-J, ET AL. Spatiotemporal variability in a copepod community associated with fluctuations in salinity and trophic state in an artificial brackish reservoir at Saemangeum, South Korea. **PLoS ONE** 13(12): e0209403. 2018.

PORCEL S., GRISELDA CHAPARRO¹, M. CRISTINA MARINONE², JUAN F. SAAD³, JULIO LANCELOTTI⁴ AND IRINA IZAGUIRRE¹. The role of environmental, geographical, morphometric and spatial variables on plankton communities in lakes of the arid Patagonian plateaus. **Journal of Plankton Research**. 2020.

- RICHARDS, F. A.; THOMPSON, T. G. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis: II a spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments. *J. Mar. Res.* **New Haven**, CT, v. 11, n. 2, p. 156-172, 1952.
- RICKLEFS, R. E. Community Diversity: Relative Roles of Local and Regional Processes. **Science**, 235(4785), 167–171, 1987. doi:10.1126/science.235.4785.167, 1987.
- RUTTNER-KOLISKO, A. Biology and taxonomy (Monogononta). Buchhandlung Suttgart: Schweizerbart'sche verlags, p. 146. **Plankton Rotifers**. 1974.
- SANTOS, J. B. O., SILVA, L. H. S., BRANCO, C. W. C., & HUSZAR, V. L. M. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. **Hydrobiologia**, 764(1), 171–186. 2015.
- SANTOS-SILVA, E. N. **Revisão das espécies do “complex nordestinus” (Wright, 1935) de Notodiaptomus Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae)**. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade de São Paulo, p. 198. 2000.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; GHIDINI, A. R.; CASANOVA, S. M. C. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia**, v. 100, n. 3, p. 233-241. 2010.
- SHURIN JB, COTTENIE K, HILLEBRAND H. Spatial autocorrelation and SOININEN, J., 2014. A quantitative analysis of species sorting across organisms and ecosystems. **Ecological Society of America**.95: 3284–3292. 2009.
- STEIN, A., GERSTNER, K., e KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, 17(7). 2014.
- TONKIN, J. D., POFF, N. L., BOND, N. R., HORNE, A., MERRITT, D. M., REYNOLDS, L. V., LYTLE, D. A. Prepare river ecosystems for an uncertain future. **Nature**, 570(7761), 301–303. 2019.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1133-1135. 2008.
- VAN DER GUCHT K, COTTENIE K, MUylaert K, VLOEMANS N, COUSIN S, ET AL. (2007) The power of species sorting: Local factors drive bacterial Community 20404–20409.
- VEECH, J. A.; SUMMERVILLE, K. S.; CRIST, T. O.; GERING, J. C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **OIKOS**, v. 99, n. 1, p. 3-9, 2002.

VELLEND, M. (2016). *The Theory of Ecological Communities*. Princeton University Press, **Princeton**, NJ, pp. 1–248.

VERÍSSIMO, H., PATRÍCIO, J., GONÇALVES, É., MOURA, G. C., BARBOSA, J. E. L., E GONÇALVES, A. M. M. Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. **Marine Environmental Research**, 129, 46–56. 2017.

VERLEYEN, E., W. VYVERMAN, M. STERKEN, D. A. HODGSON, A. DE WEVER, S. JUGGINS, B. VAN DE VIJVER, V. J. JONES, P. VANORMELINGEN, D. ROBERTS, R. FLOWER, C. KILROY, C. SOUFFREAU E K. SABBE, 2009. The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities. **Oikos** 118: 1239–1249. 2009.

VILLÉGER, S., N. W. H. MASON, AND D. MOUILLOT. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, 2008. 89:2290–2301.

VUCIC, J. M., GRAY, D. K., COHEN, R. S., SYED, M., MURDOCH, A. D., & SHARMA, S. Changes in water quality related to permafrost thaw may significantly impact zooplankton in small Arctic lakes. **Ecological Applications**. 2020.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960.

WOHL, E.; KUZMA, J. N.; BROWN, N. E. Reach-scale channel geometry of a mountain river. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, v. 29, n. 8, p. 969–981, 2004.

ZETTLER, E.R. and CARTER, J.C.H. Zooplankton community and species responses to a natural turbidity gradient in lake Temiskaming, Ontario-Quebec. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 1986, 43(3), 665–673.

ZHAO, K., CAO, Y., PANG, W., WANG, L., SONG, K., YOU, Q., & WANG, Q. Long-term plankton community dynamics and influencing factors in a man-made shallow lake, Lake Dishui, China. **Aquatic Sciences**, 83(1). doi:10.1007/s00027-020-00758-4. 2020.

ZHAO, K., SONG, K., PAN, Y., WANG, L., DA, L., e WANG, Q. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. **Ecological Indicators**, 73, 96–104. doi:10.1016/j.ecolind.2016.07.026. 2017.

ANEXO A – Lista dos reservatórios

Tabela 2 - Lista dos reservatórios, separados por climas, com suas respectivas coordenadas geográficas e volume de água máximo (m³); Dado ausente (*).

clima	Reservatório	Latitude	Longitude	Vol. Máximo(m ³)
AS1	Acauã	-7.5197	-35.61211	253.000.000
AS1	Araçagi	-6.85209	-35.29432	63.289.037
AS1	Bichinhos	-7.74807	-36.31374	4574375.00
AS1	Brejinho	-7.132603	-35.627856	789.00
AS1	Camará	-7.0273	-35.74724	26.581.614
AS1	Campo Verde	-6.81159	-35.64143	*
AS1	Canafistula II	-6.78776	-35.55181	4.102.626
AS1	Chã dos Pereira	-7.21142	-35.63284	1.965.600
AS1	Chupadouro	-7.165784	-35.69176	634620.00
AS1	Duas Estradas	-6.70376	-35.44203	410260.00
AS1	Gavião	-7.35012	-35.78319	1.450.840
AS1	Gramame	-7.21734	-34.91235	56.937.000
AS1	Jandaia	-6.7186	-35.73177	10.032.266
AS1	Jangada	-6.81889	-35.11802	470.00
AS1	Lagoa do Matias	-6.76683	-35.57817	1239883.00
AS1	Mares	-7.13415	-34.55099	2136637.00
AS1	Nasceça	-6.62054	-35.2442	*
AS1	Natuba	-7.64116	-35.54935	*
AS1	Olho D'agua	-6.59412	-35.27654	868320.00
AS1	Prata	-7.382583	-35.099894	1308433.00
AS1	Rio Tibiri	-7.14652	-34.98409	*
AS1	Salgado de São Felix	-7.36131	-35.48567	*
AS1	São Salvador	-7.08593	-35.19175	12.657.520
AS1	Saulo Maia	-6.92126	-35.67451	9.833.615
AS1	Sindo Ribeiro	-7.05955	-35.70471	3.022.715
AS1	Tauá	-6.54244	-35.32075	8.573.500
AS2	Albino	-7.40237	-37.52651	1833955.00
AS2	Baião	-6.34471	-37.49614	39226628.00
AS2	Bartolomeu	-7.32144	-38.48264	17570556.00
AS2	Bom Jesus	-7.45792	-37.64178	14636457.00
AS2	Cachoeira Cegos	-7.09253	-37.61621	71.887.047
AS2	Cachoeira dos Alves	-7.34291	-39.20438	10611196.00
AS2	Cafundó	-7.21557	-38.37331	313.68
AS2	Capivara	-6.57873	-38.42839	37.549.827
AS2	Capoeira	-7.16404	-37.40988	53450000.00
AS2	Carneiro	-6.53542	-37.84004	31.285.875
AS2	Cochos	-7.1862	-37.95452	1965600.00
AS2	Condado	-7.55951	-38.52963	35016000.00

AS2	Coremas	-7.02362	-37.9496	744144694.00
AS2	Emanoel Marcionilo	-7.22701	-36.85465	14797430.00
AS2	Engenheiros Ávidos	-6.98471	-38.45275	293617376.00
AS2	Frutuoso II	-7.11604	-38.19144	3517220.00
AS2	Genipapeiro	-7.32509	-37.75864	70757250.00
AS2	Gloria	-7.51491	-37.64064	1.349.980
AS2	Jatoba II	-7.63184	-37.88753	5660979.00
AS2	Lagoa do Arroz	-6.871776	-38.580259	80.388.537
AS2	Paraiso	-6.60693	-38.10211	5340024.00
AS2	Pereiros	-7.26546	-38.52497	*
AS2	Pimenta	-7.2509	-38.30119	255744.00
AS2	Queimados	-7.39381	-37.96996	15.625.338
AS2	Riacho das Mocas	-6.90212	-37.90770	6.413.411
AS2	Riacho dos Cavalos	-6.37039	-37.69302	17699000.00
AS2	Riacho dos Ferros	-6.35002	-37.50005	2.843.984
AS2	Saco	-7.47795	-38.04326	97488089.00
AS2	São Gonçalo	-6.82346	-38.31893	40582277.00
AS2	São José I	-7.13072	-38.49883	3051125.00
AS2	São Jose Lagoa Tapada	-6.96325	-38.16447	1948300.00
AS2	Tavares	-7.55290	-37.80060	9000000.00
AS2	Vazante	-7.42162	-38.36474	9091200.00
AS2	Veados	-6.69790	-36.98115	1.132.975
BSH	Engenheiro Arco verde	-6.8924	-37.72167	36.834.375
BSH	Boqueirão	-7.48613	-36.1398	466.525.964
BSH	Camalaú	-7.88125	-36.62539	48.107.240
BSH	Campos	-6.48429	-35.3827	6594392.00
BSH	Cordeiro	-7.79844	-36.66021	69.965.945
BSH	Farinha	-7.0783	-37.2458	25738500.00
BSH	Gurjão	-7.2458	-36.49502	3683875.00
BSH	Jatobá	-7.05557	-37.26511	17516000.00
BSH	Jeremias	-7.28294	-37.09868	4658430.00
BSH	José Américo	-6.79783	-36.97344	11.960.250
BSH	Junco	-6.86384	-36.91712	*
BSH	Pendurão	-7.88138	-36.62502	*
BSH	Poções	-7.89357	-37.00362	29.861.562
BSH	Poleiros	-6.7264	-36.06706	7933700.00
BSH	São Domingos do Cariri	-7.62797	-36.44421	7760200.00
BSH	São Francisco	-7.28291	-37.09877	4920720.00
BSH	São Mamede	-6.92405	-37.06199	15791280.00
BSH	Sumé	-7.67356	-36.89828	44.864.100