

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

RENATO MIZIARA ASSEF DOS SANTOS

**ESTRUTURAÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA E A OCORRÊNCIA DO *CERATIUM FURCOIDES*, UM
DINOFLAGELADO INVASOR, EM UMA LAGOA COSTEIRA SUBTROPICAL
DOMINADA POR CIANOBACTERIAS**

São Carlos, 2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIA BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

RENATO MIZIARA ASSEF DOS SANTOS

**ESTRUTURAÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA E A OCORRÊNCIA DO *CERATIUM FURCOIDES*, UM
DINOFLAGELADO INVASOR, EM UMA LAGOA COSTEIRA SUBTROPICAL
DOMINADA POR CIANOBACTERIAS**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha

Coorientador: Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio

São Carlos, 2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Renato Miziara Assef dos Santos, realizada em 19/06/2023.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves (UFSCar)

Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão (UFSCar)

Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski (UNIFAL)

Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior (UFRPE)

*Dedico este trabalho aos meus avós
Anna Maria e Jorge Pedro Assef (in
memoriam) que sempre me apoiaram
e permitiram a realização deste
sonho.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à professora Dra. Odete Rocha por sua dedicação durante a orientação, pelas imensas contribuições, as quais estimularam ainda mais meu interesse pela comunidade zooplanctônica.

Ao CNPq pelo apoio financeiro, por meio da concessão da bolsa de Doutorado. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) e à Universidade Federal de São Carlos.

Ao professor Doutor Mauricio Melo Petrucio, coordenador do Laboratório de Ecologia de águas continentais (LIMNOS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) pela oportunidade em trabalhar com o zooplâncton da lagoa do Peri e fornecer-me toda a estrutura necessária para as análises. Assim, também agradeço ao LIMNOS e à UFSC por todo suporte.

À Profa. Dra. Lorena Pinheiro-Silva por ceder-me as amostras e pela cooperação, orientações e contribuições científicas.

À Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski por ter sido à responsável em apresentar-me à Limnologia e ao Zooplâncton.

À Equipe do Hostel Tangerina (Daniel, Josiane, Débora, David, Joseph), Florianópolis-SC, por terem feito do ano de 2022 um grande aprendizado e pelas amizades construídas.

À minha mãe Renata, ao meu padrasto Antônio Carlos Gallo e aos meus irmãos Rafael e Mariana que sempre ficaram ao meu lado nos momentos mais difíceis e que fizeram com que eu chegasse até o fim.

Ao meu pai Claudinei que sempre me encorajou através de conselhos e por todo o carinho e amor. Sua batalha pessoal me fortaleceu cada dia mais.

À minha amada noiva Carla Mourão por toda paciência e companheirismo durante todos os anos. Sem os seus conselhos nada seria possível, obrigado.

A todos aqueles que de certa forma contribuíram para a realização deste estudo.

A Deus por me permitir realizar essa conquista.

Estruturação da tese

Para a compreensão dos resultados e elaboração da tese, a qual foi estruturada na forma de artigos, foi realizada uma revisão bibliográfica, subdividida em tópicos. No primeiro momento, na introdução, discorremos sucintamente sobre: Ecossistemas aquáticos costeiros; Lagoa do Peri e a dominância de cianobactérias; Comunidade zooplanctônica e seus atributos funcionais; Interações entre as cianobactérias e o zooplâncton; e por fim sobre a dinofícea *Ceratium furcoides*, espécie invasora, para a qual registramos sua primeira ocorrência na lagoa do Peri. Posteriormente foram enumerados os objetivos e as hipóteses dos estudos. Os capítulos foram escritos em forma de artigos científicos de acordo com as normas de formatação estabelecidas pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, contendo os itens: Resumo, Abstract, Introdução, Materiais e Métodos, Resultados, Discussões, Conclusões e Referências Bibliográficas.

O primeiro capítulo aborda a diversidade e a composição taxonômica do zooplâncton na lagoa do Peri. O segundo capítulo discorre sobre a caracterização funcional da comunidade zooplanctônica baseado nas análises categóricas sob a descrição dos principais atributos e grupos funcionais. O terceiro capítulo foi direcionado à eficiência dos índices de diversidade taxonômica e funcional em evidenciarem mudanças na estrutura do zooplâncton na lagoa do Peri. O quarto capítulo tem enfoque o primeiro registro da dinofícea *Ceratium furcoides* na lagoa do Peri.

Resumo A comunidade zooplanctônica foi estudada em uma lagoa costeira subtropical utilizada para abastecimento público e que tem em seu histórico a limitação de nutrientes e a dominância de cianobactérias. O objetivo do presente estudo foi analisar a composição taxonômica e a diversidade funcional do zooplâncton, observando suas alterações espaciais e temporais na Lagoa do Peri (Florianópolis-Santa Catarina), uma lagoa costeira na região Sul-Atlântica brasileira. Para isso foram realizadas amostragens mensais do zooplâncton e das variáveis ambientais em quatro regiões da lagoa, entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018. A comunidade zooplanctônica foi caracterizada por alta densidade de rotíferos, cladóceros de pequeno porte e copépodes. Os rotíferos foram responsáveis por mais de 60% da abundância relativa do zooplâncton em todos os meses de amostragem. A riqueza total da comunidade zooplanctônica foi de 47 táxons, sendo os rotíferos os mais abundantes em todos os pontos de amostragem e períodos dos anos, porém foi observada a heterogeneidade tanto espacial como temporal. A presença e a dominância histórica das cianobactérias filamentosas podem ter sido os principais fatores reguladores do zooplâncton, exercendo o efeito *bottom-up* e favorecendo a dominância dos rotíferos. Por outro lado, a velocidade do vento e a temperatura da água foram fatores associados à diversidade do zooplâncton, sendo positivamente relacionados ao aumento da riqueza de espécies e da diversidade funcional. A riqueza funcional (FRic) e a uniformidade funcional (FEve) demonstraram que a diversidade funcional do zooplâncton na lagoa do Peri é baixa, variando de 0,1 a 0,5. Houve, no entanto, maior diversidade funcional no verão do que no inverno. A divergência funcional (FDiv) variou entre 0,5 e 0,9, com os maiores valores no verão, sugerindo que apesar da dominância das cianobactérias, há provavelmente uma maior gama de recursos disponíveis que possibilitam a coexistência de espécies de zooplâncton de diferentes nichos, e que as maiores temperaturas favorecem a reprodução de diversas espécies. Assim, grupos de espécies que são menos abundantes no plâncton (cladóceros raspadores e copépodes filtradores) podem coexistir com aquelas usualmente predominantes (rotíferos e copépodes raptoriais). O enfoque sazonal revelou substituições de traços funcionais, fornecendo um indicativo de homogeneização funcional e subsídios para que sejam aprimoradas as análises da comunidade zooplanctônica nos estudos ambientais, assim não ocorrendo perda de informações que fornecem subsídios importantes às ações de manejo necessárias à proteção da biodiversidade e à manutenção de serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: zooplâncton, eutrofização, riqueza de espécies, índices funcionais, variações temporais.

Abstract

The zooplankton community was studied in a subtropical coastal lagoon used for public supply and which has in its history, the limitation of nutrients and the dominance of cyanobacteria. The aim of the present study was to analyze the taxonomic composition and functional diversity of zooplankton, observing its spatial and temporal changes in Lagoa do Peri (Florianópolis-Santa Catarina), a coastal lagoon in the Brazilian South-Atlantic region. For that, monthly samplings of zooplankton and environmental variables were carried out in four regions of the lagoon, between January 2017 and December 2018. The zooplankton community was characterized by high density of rotifers, small cladocerans and copepods. Rotifers were responsible for more than 60% of the relative abundance of zooplankton in all sampling months. The total richness of the zooplankton community corresponded to 47 taxa with rotifers being the most abundant in all sampling points and periods. Both, spatial and temporal heterogeneity were evaluated. The presence and historical dominance of filamentous cyanobacteria in the Peri lagoon appear to be the main regulatory factors for zooplankton, exerting a bottom-up effect and favoring the dominance of rotifers. On the other hand, wind speed and water temperature influenced zooplankton diversity, being positively related to increased species richness and functional diversity. Functional richness (FRic) and functional uniformity (FEve) indicated that functional diversity of zooplankton in Lagoa do Peri is low, ranging from 0.1 to 0.5. Also, there was greater functional diversity in summer than in the winter. The functional divergence (FDiv) varied between 0.5 and 0.9, with the highest values recorded in the summer. The greater FDiv in summer indicates that despite the dominance of cyanobacteria, there is probably a greater range of available resources that allow the co-occurrence of zooplankton species with different niches. In addition, higher temperatures favor the reproduction of different species. Thus, groups of species that are less abundant in the plankton (scraper cladocerans and filter feeder copepods) may coexist with those usually predominant (rotifers and raptorial copepods). The seasonal focus revealed substitutions of functional traits or the loss of these attributes providing an indication of functional homogenization. These findings are subsidies to improve the analyses of the zooplankton community in environmental studies, so that can contribute to no loss of information and damage to communities and the ecosystem.

Keywords: zooplankton, eutrophication, species richness, functional indices, temporal variations.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Fig. 1** Lagoa do Peri, Florianópolis- SC (Brasil).....25
- Fig. 2.** Mapa da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4. **Fonte:** Adaptação de Hennemann e Petrucio (2011)28
- Fig. 3** Os quatro pontos amostrais na Lagoa do Peri-Florianópolis/SC.....28

CAPÍTULO 1

- Fig. 1** Mapa da lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil e a ilustração dos pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4).....39
- Fig.2** Análise de componentes principais (PCA) da distribuição das amostragens espaciais (A) e sazonais (B) em virtude das variáveis abióticas e clorofila *a* da lagoa do Peri-SC. (cond= condutividade elétrica, Nt= nitrogênio total, Pt= fosforo total, CLa= clorofila *a*, EZ= zona eufótica, DO= oxigênio dissolvido).....43
- Fig. 3** Diagrama de Venn para ilustrar as semelhanças da riqueza de espécies nos pontos amostrados na lagoa do Peri e nas estações (verão, outono, inverno e primavera) estudadas.....44
- Fig. 4** Abundância relativa (%) dos Cladocera, Copepoda e Rotifera na lagoa do Peri- SC nos meses de amostragem entre os anos de 2017 e 2018.....45
- Fig. 5** Ranking de contribuição da abundância das espécies zooplancônicas da lagoa do Peri em cada estação do ano, 2017.....47
- Fig. 6** Ranking de contribuição da abundância das espécies zooplancônicas da lagoa do Peri em cada estação do ano, 2017.....47

Fig. 7 Série de Hill e o perfil de diversidade espacial (A) e temporal (B=2017 e C=2018) para a comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri.....49

Fig.8 Gráfico NMDS da estrutura da comunidade zooplanctônica entre os pontos amostrados (A) e as estações (B).....50

Fig. 9 Diagrama de dispersão obtido a partir da Análise de Redundância (RDA) aplicada à abundancia das espécies zooplanctônicas no período estudado.....51

CAPÍTULO 2

Fig 1. Mapa da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4. **Fonte:** Adaptação de Hennemann e Petrucio (2011).....99

Fig. 2. Variação da concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), e clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$), no ponto P1 entre 2017 (A) e 2018 (B) na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.....105

Fig. 3. Dendrograma do agrupamento funcional construído a partir dos traços funcionais pré-estabelecidos das espécies zooplanctônicas registradas na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.....107

Fig. 4 Abundância dos grupos funcionais nos pontos amostrados (A) e nas estações dos anos (2017/2018) (B).....109

Fig 5. Análise de nMDS dos grupos funcionais entre os pontos (A) e as estações dos anos (B) amostrados na lagoa do Peri, SC, Brasil.....109

Fig.6. Composição média dos atributos funcionais da comunidade zooplanctônica nos períodos de estudo (verão, outono, inverno e primavera) na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.....111

CAPÍTULO 3

Fig. 1 Mapa da lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil e a ilustração dos pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4).....72

Fig. 2 Variação dos índices de diversidade (R= Riqueza de Espécies, H'= Índice de Shannon-Wiener; J= Índice de Uniformidade de Pielou) na comunidade zooplanctônica e comparação espacial dos mesmos (pontos) para os quatro pontos amostrados: P1, P2, P3 e P4) e sazonal (estações do ano) para as quatro estações do ano: verão, outono, inverno, e primavera, na Lagoa do Peri, Florianópolis-SC, 2017.....77

Fig. 3 Variação dos Índices de Diversidade funcional (FRic= riqueza funcional, FEve= uniformidade funcional e FDiv= Divergência funcional) da comunidade zooplanctônica e comparações espaciais (pontos) para os quatro pontos amostrados: P1, P2, P3 e P4) e sazonal (estações) (para as quatro estações do ano: verão, outono, inverno e primavera) na Lagoa do Peri, Florianópolis-SC, 2017. *letras diferentes indicam diferenças significativas.....78

CAPITULO 4

Fig. 1. Mapa da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4.....128

Fig. 2. Ilustração mostrando a distribuição das placas nos dinoflagelados *Ceratium furcoides* e *Ceratium hirundinella* (a e c = superfície dorsal; b e d = superfície ventral). A quarta placa é destacada em rosa. Adaptado de Moreira et al. (2015)129

Fig. 3. *Ceratium furcoides* (a) e em destaque a quarta placa de reduzido tamanho (b).....130

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais, clorofila *a* e a comunidade zooplancônica (Rho- índice de correlação entre as variáveis, p.value <0.05 e - = não significativo (p>0.05)).....53

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Valores das variáveis nos pontos amostrados e nas respectivas estações do ano (ver.=verão; out.=outono; inv.=inverno; prim.=primavera)108

Tabela 2. Composição dos grupos funcionais da comunidade zooplancônica na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.....110

Tabela 3. Valores da correlação de Spearman (Rho) entre as variáveis abióticas e os grupos funcionais na lagoa do Peri, SC, Brasil. (*valores de Rho preenchidos apenas nas correlações significativas p<0.05).....117

CAPÍTULO 3

Tabela 2. Valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão das variáveis abióticas, obtidos nos pontos amostrados da lagoa do Peri, no período de janeiro a dezembro de 2017.....76

Tabela 3 Valores significativos, (valores de p.) e correlação (Spearman Rho) entre variáveis abióticas e índices de diversidade taxonômica e índices de diversidade funcional.....82

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	14
1.1. Ecossistemas aquáticos costeiros.....	14
1.2. Comunidade zooplânctônica e seus atributos funcionais.....	16
1.3. Interações entre as cianobactérias e o zooplâncton: efeito <i>bottom up</i> ou <i>top-down</i> ?.....	18
1.4. <i>Ceratium furcoides</i> e sua ameaça a biodiversidade.....	20
1.5. Caracterização da área de estudo (lagoa do Peri) e a dominância das cianobactérias	22
2. OBJETIVOS.....	27
3. HIPÓTESES.....	28
4. REFERÊNCIAS.....	29
5. Capítulo 1. ESTRUTURAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNCTONICA E SUA DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL EM UMA LAGOA COSTEIRA SUBTROPICAL OLIGOTRÓFICA: RESPOSTA ÀS MUDANÇAS AMBIENTAIS.....	37
6. Capítulo 2. ESTRUTURAÇÃO FUNCIONAL DO ZOOPLÂNCTON EM UM ECOSSISTEMA COSTEIRO DOMINADO POR CIANOBACTÉRIAS: UMA ABORDAGEM CATEGÓRICA SOBRE A COMPOSIÇÃO FUNCIONAL DAS ESPÉCIES.....	73
7. Capítulo 3. MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA COSTEIRA SUBTROPICAL DOMINADA POR CIANOBACTÉRIAS: UMA ABORDAGEM TAXONÔMICA VS FUNCIONAL.....	97
8. Capítulo 4. PRIMEIRO REGISTRO DE <i>Ceratium furcoides</i>, UM DINOFLAGELADO INVASOR, NA LAGOA DO PERI.....	130
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	142

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 ECOSISTEMAS AQUÁTICOS COSTEIROS

As lagoas e os lagos costeiros são ambientes aquáticos lênticos localizados em regiões litorâneas e distribuídos ao longo da costa. Estão presentes no mundo todo e geralmente são corpos d'água rasos que podem sofrer influência do ambiente marinho. São sensíveis às mudanças ambientais, principalmente pelas transformações de uso e cobertura do solo, que intensificam o assoreamento e a eutrofização (KENNISH & PAERL 2010; ALBUQUERQUE et al. 2018; WOOLWAY et al. 2020; HEINO et al. 2021). De certo modo, esses ambientes são considerados "ecossistemas sentinelas", respondendo rapidamente às mudanças climáticas evidenciando as mudanças sofridas na bacia de drenagem (ADRIAN et al. 2009; HAYES et al. 2017).

Estes ecossistemas são de grande importância ecológica e econômica, pois prestam diversos serviços ecossistêmicos. Tais sistemas são essenciais para a manutenção de reservatórios de água subterrânea, estabilidade climática local e regional, preservação da biodiversidade, fornecimento de água, exploração de recursos, e lazer, entre outros. Além do mais, são caracterizados pelas altas taxas de produtividade e por grande heterogeneidade morfológica, geológica e hidrológica (MEDINA-GOMEZ & HERRERA-SILVEIRA 2006; ESTEVES et al. 2008).

Os ecossistemas aquáticos costeiros têm grande vulnerabilidade às mudanças climáticas, principalmente à ação do vento, a qual provoca a circulação e a mistura da coluna d'água (CARDOSO & MOTTA-MARQUES 2009). Em consequência da ação do vento, diversos distúrbios ocorrem de forma "ordenada" na coluna d'água. A ressuspensão do sedimento causa o aumento da turbidez que por sua vez reduz a penetração de luz e a diminuição da extensão da zona fótica, que conseqüentemente irá influenciar a fotossíntese do fitoplâncton levando à diminuição da produtividade primária (CARDOSO & MOTTA-MARQUES 2009)

Apesar da forte influência dos fatores naturais sobre estes ecossistemas, atualmente as principais responsáveis pelas mudanças nesses corpos d'água são as ações antrópicas. Mesmo com toda a importância ecológica e econômica destas áreas, o desenvolvimento urbano e agrícola, o uso de lagoas e de seus entornos pelas atividades antrópicas muitas vezes ocasionam a contaminação dos corpos hídricos, causando a eutrofização, a destruição de habitats e até mesmo a introdução de espécies invasoras (PEREIRA et al. 2009; AHMED et al. 2010). O problema ainda se agrava quando o efeito das alterações naturais é combinado com a dos

estressores decorrentes das ações antrópicas. Essa combinação pode ser responsável pela aceleração da eutrofização, *blooms* de cianobactérias e o déficit na concentração de oxigênio na coluna d'água (KENNISH & PEARL 2010).

No Brasil, a distribuição das lagoas costeiras ao longo do litoral coincide com áreas densamente povoadas (ESTEVES et al. 2008). Nesse contexto, diversas lagoas costeiras estão sendo utilizadas para diferentes fins, levando à degradação da qualidade de suas águas, prejuízos aos serviços ecossistêmicos e alterações nas estruturas das comunidades (ESTEVES 1998).

Diante das alterações antrópicas é primordial a compreensão da estrutura e do funcionamento do ecossistema com o intuito de buscar o melhor gerenciamento dos recursos aquáticos (WETZEL 2001). Nesse caso, as comunidades bióticas podem auxiliar nas análises ecossistêmicas e no monitoramento ambiental, pois são ótimas ferramentas para a compreensão da dinâmica e dos processos presentes nos ambientes aquáticos. A composição das espécies de diferentes comunidades é de grande importância ecológica, pois está diretamente ligada aos processos de fragmentação e decomposição da matéria orgânica, além de influenciar nas teias alimentares (CARDOSO et al. 2009).

1.2 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E SEUS ATRIBUTOS FUNCIONAIS

Os organismos zooplanctônicos são componentes dos ecossistemas aquáticos e utilizam diferentes estratégias para maximizarem suas aptidões e promoverem o sucesso de colonização de suas populações (HANSEN & SANTER 2003). A comunidade zooplanctônica é composta por protozoários, rotíferos, cladóceros, copépodes e larvas de insetos, porém os principais grupos são Cladocera, Rotifera e Copepoda, os quais contribuem com 90% da biomassa total dessa comunidade (SIPAUBA-TAVARES 1994; CARDOSO et al. 2009).

Grande parte das espécies de Cladocera e de Rotifera são filtradoras, sendo a alimentação básica constituída de fitoplâncton, bactéria e detritos finos. O Filo Rotifera é considerado um dos mais diversos entre o zooplâncton de água doce, com espécies oportunistas, r-estrategistas e com alta capacidade de colonização (BOMFIM et al. 2015).

Entre os copépodes, as espécies de ordem Calanoida são essencialmente filtradoras e o fitoplâncton é a sua principal fonte de alimento. Por outro lado, os da ordem Cyclopoida são basicamente carnívoros quando adultos e podem se alimentar tanto dos Rotifera como de neonatos dos Cladocera (WILLIAMSON & REID 2009).

Estudos referentes a estes organismos são de extrema importância, pois o zooplâncton possui um papel fundamental nos ecossistemas aquáticos, atuando na ciclagem de nutrientes, na transferência de energia e na estruturação da cadeia alimentar, sendo o elo trófico entre os produtores primários (fitoplâncton) e outros níveis da cadeia alimentar (peixes e bentos) (DECARLI et al. 2018). Portanto, alterações na estrutura dessa comunidade podem desencadear um desequilíbrio na cadeia alimentar aquática. Além do mais, esses organismos são sensíveis às alterações no corpo d'água, modificações na estrutura da comunidade, na composição das espécies e estão até sujeitos alterações fisiológicas e morfológicas que ocorrem devido às variações ambientais, em especial aquelas devidas à poluição (JEPPENSEN et al. 2005; SOUSA et al. 2008; ESKINAZI-SANT'ANNA 2013; HEMRAJ et al. 2017; POMARI et al. 2018). Assim esses organismos são considerados ótimos bioindicadores da qualidade da água e uma importante ferramenta de monitoramento ambiental (ZANATA et al. 2017).

Os traços funcionais do zooplâncton podem auxiliar na identificação de gradientes ambientais responsáveis por diversos aspectos funcionais dos ecossistemas aquáticos, como os de produtividade, níveis tróficos, profundidade e atividades antropogênicas (BARNETT & BEISNER 2007; LOKKO et al. 2017; OH et al. 2017; OBERTEGGER & FLAIM 2018; MOODY & WILKINSON 2019; SIMOES et al. 2020). Os traços funcionais ligados às estratégias de alimentação têm sido utilizados tanto para analisar mecanismos funcionais em teias alimentares (KIM et al. 2000), quanto para verificar os impactos da poluição ambiental nos ecossistemas aquáticos (PETCHEY et al. 2009; MOREIRA et al. 2016).

Os atributos funcionais do zooplâncton são diretamente relacionados com as características do ambiente. Como as espécies geralmente possuem um ciclo de vida curto, as análises da diversidade funcional podem nos explicar mudanças repentinas na coluna d'água, visto que, as condições do meio muito provavelmente irão selecionar espécies com atributos funcionais específicos.

A composição e a estrutura da comunidade zooplanctônica são diretamente influenciadas pelos filtros ambientais, fatores abióticos (ex. temperatura, nível de trofia da água e salinidade) que “eliminam” as espécies não adaptadas e formam grupos de espécies com tolerância ecológica semelhante, podendo levar a um padrão homogêneo de traços funcionais na comunidade (VOGT et al. 2013; SOBRAL 2014).

Segundo Pagano (2008), o fato dos organismos zooplanctônicos serem um elo na cadeia trófica, faz com possam ser influenciados constantemente por níveis tróficos inferiores (efeito *bottom up*). Assim, a qualidade e abundância do fitoplâncton são fatores que influenciam a estrutura da comunidade zooplanctônica. Por outro lado, o zooplâncton pode ser influenciado

pela predação dos peixes de pequeno porte, principalmente em águas mais transparentes, as quais tornam o zooplâncton de maior tamanho mais vulnerável à predação e, assim, favorece indiretamente as espécies de tamanho médio e pequeno (TURESSON & BRÖNMARK 2007, BRAMM et al. 2009, IGLESIAS et al. 2011, GER et al. 2016)

1.3 INTERAÇÕES ENTRE AS CIANOBACTERIAS E O ZOOPLÂNCTON: EFEITO *BOTTOM UP* OU *TOP-DOWN*?

O entendimento da dinâmica e da interação entre as cianobactérias e a comunidade zooplanctônica é de grande interesse para a ciência, de modo que muitos estudos estão sendo elaborados para compreender os efeitos das cianobactérias no zooplâncton e nos demais níveis tróficos. Sabe-se que as cianobactérias alteram a estrutura da comunidade zooplanctônica modificando a composição das espécies, devido à letalidade e a redução da taxa de crescimento e reprodução (TRABEAU et al. 2004). No entanto, a resposta dos organismos zooplanctônicos à presença de cianobactérias varia com o seu tamanho corporal, grau de inibição alimentar e a capacidade da ingestão de filamentos e colônias (HIETALA et al. 1995).

O zooplâncton na ausência das cianobactérias tem em sua composição espécies de Cladocera e Copepoda de maior tamanho. Já na presença das mesmas passa a ser dominado por espécies de cladóceros de menor tamanho e pelo microzooplâncton. Provavelmente estes organismos desenvolveram adaptações como alimentação seletiva e mecanismos de desintoxicação mais eficientes (GER et al. 2014; GER et al. 2016; SEVERIANO et al. 2018). No entanto, outros estudos demonstraram a coexistência de algumas espécies de zooplâncton em florações de cianobactérias. O mesozooplâncton composto principalmente pelos Calanoida foram observados em grande densidade em um reservatório hipereutrófico, sendo capazes de se alimentar das cianobactérias (DINIZ et al. 2019).

As cianobactérias são consideradas pouco palatáveis para os organismos zooplanctônicos devido à produção de toxinas, à complexa morfologia (colônias ou filamentos) e o fato de muitas vezes apresentarem uma mucilagem que dificulta a ingestão e/ou digestão pelo zooplâncton (DE BERNARDI & GIUSSANI 1990; DEMOTT et al. 2001; WILSON et al. 2006; REYNOLDS 2007). Além disso, apresentam baixo valor nutricional em função da deficiência em esteróis e cadeias longas de ácidos graxos polisaturados, essenciais para a regulação das funções celulares do zooplâncton (DEMOTT & MÜLLER-NAVARRA 1997; MARTIN-CREUZBURG & VON ELERT 2009). Tais características tornam as

cianobactérias resistentes à herbivoria e contribuem para o aumento da sua biomassa nos ecossistemas aquáticos, mesmo na presença de altas densidades de organismos zooplancônicos, os quais optam por predação de algas mais palatáveis. Essa seletividade alimentar do zooplâncton por outros elementos da comunidade fitoplanctônica resulta em uma maior vantagem competitiva para as cianobactérias, visto que a redução da biomassa de outras algas, resulta ao final, na maior disponibilidade de recursos para as cianobactérias (HANEY 1987).

Segundo Paine (1980) as cascatas tróficas propagam os efeitos provenientes das interações entre os níveis tróficos de uma cadeia ou teia alimentar, os quais influenciam na abundância das populações. Tal teoria contempla os mecanismos de regulação “*bottom up*” e “*top-down*”. O efeito “*bottom-up*” refere-se quando os organismos produtores ou de níveis tróficos inferiores da cadeia trófica regulam os níveis tróficos superiores; já na regulação *top-down* nos níveis tróficos mais elevados controlam a abundância dos organismos de níveis tróficos inferiores. Ambos os mecanismos de regulação explicariam a estrutura das comunidades e, ainda, podem ser alterados sazonalmente (ESTEVES et al. 2008).

1.4 *CERATIUM FURCOIDES* E SUA AMEAÇA À BIODIVERSIDADE

Uma espécie invasora é definida como uma “espécie não nativa que, uma vez estabelecida, pode se espalhar e dominar rapidamente o ambiente e excluir as espécies nativas (KERNAN 2015). O estabelecimento de uma espécie invasora pode estar direto ou indiretamente associado a um evento antrópico, e sua dominância pode gerar efeitos negativos na comunidade biótica e no meio ambiente (KERNAN 2015). Seus efeitos podem resultar em grandes desastres ecológicos, evolutivos, sociais e econômicos (EPANCHIN-NIELL & WILEN 2012). Sendo assim, o monitoramento é essencial para controlar invasões biológicas e manutenção da saúde do ecossistema. A detecção rápida das espécies invasoras e o mapeamento das áreas com potencial risco de invasão são umas principais estratégias para o controle de invasões (LENNOX et al. 2015).

As espécies do gênero *Ceratium* Schrank invadiram ecossistemas aquáticos continentais em todo o mundo (MEICHTRY-ZABURLÍN et al. 2016). Este gênero de dinoflagelados ocorre exclusivamente em ambientes de água doce (GÓMEZ et al. 2010), particularmente em lagos estratificados com baixas concentrações de nutrientes (GRIGORSZKY et al. 2003).

Atualmente, o gênero *Ceratium* engloba 10 espécies (GUIRY & GUIRY 2016), das quais *Ceratium hirundinella* (OFMüller) Dujardin e *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans

são as mais comuns. Na espécie *C. hirundinella* todas as quatro placas apicais atingem o ápice da epíteca, enquanto em *C. furcoides* apenas três placas apicais atingem esse ponto (CALADO & LARSEN 1997).

A dinofíceia *Ceratium furcoides* é uma espécie comum nas regiões temperadas como em países europeus (DOKULIL & TEUBNER 2003), mas também é relatada como espécie invasora em outras áreas temperadas, subtropicais e tropicais ao redor do mundo.

As espécies de *Ceratium* não foram observadas em sistemas de água doce brasileiros antes deste século (CAVALCANTE et al. 2013). Santos-Wisniewski et al. (2007) e Silva et al. (2012) registraram *C. furcoides* na bacia do Rio Grande, Estado de Minas Gerais, nos meses de março e dezembro, respectivamente. Em 2008, *C. furcoides* também foi encontrado no reservatório Billings, Estado de São Paulo (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010); Oliveira et al. (2011) registraram *C. furcoides* em reservatórios nos estados de Alagoas, Bahia, Pernambuco e Sergipe em abril de 2009. Esta espécie foi encontrada nos reservatórios Billings e Guarapiranga, São Paulo, em setembro; Moreira et al. (2015) registraram a ocorrência de *C. furcoides* em uma lagoa temporária de grande altitude em Minas Gerais. Rosini et al. (2016) registraram *C. furcoides* no reservatório de Ilha Solteira, São Paulo. Almeida et al. (2016) observaram esta espécie no reservatório Maestra, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul; Cavalcante et al. (2017) observaram esta espécie em sistemas aquáticos do Paraná e Ferreira & Azevedo (2017) registraram *C. furcoides* na lagoa Água Azul, em Guarulhos, São Paulo. Assim, *C. furcoides* tem sido encontrado em ambientes tropicais e subtropicais brasileiros.

1.5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO (LAGOA DO PERI) E A DOMINÂNCIA DA CIANOBACTERIAS

A lagoa do Peri está localizada no sudeste da ilha de Florianópolis-SC e é a maior lagoa de água doce do litoral de Santa Catarina (aproximadamente 5,07 km² de área) (BAPTISTA & NIXDORF 2014) (Fig.1). Sua área é demarcada por uma bacia hidrográfica de aproximadamente 20 Km², e a lagoa possui profundidade média e máxima igual a 4,2 e 11,0 m, respectivamente. Seu entorno é caracterizado por formações de Mata Atlântica com diferentes estágios de vegetação, além de uma área de reflorestamento com espécies exóticas em suas margens (*Pinus ellioti* e *Eucaliptus* sp.) (CARDOSO et al. 2009). A lagoa está localizada em uma área de preservação ambiental (Parque Municipal da Lagoa do Peri- PMLP) e atualmente

inserida na Unidade de Conservação do Monumento Natural Municipal (MONA) da Lagoa do Peri.



Fig. 1. Vista da Lagoa do Peri, Florianópolis- SC (Brasil). **Fonte:** Acervo do laboratório da LIMNOS da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Diferentemente da grande maioria das lagoas costeiras, a lagoa do Peri está localizada acima no nível do mar (3m) e não sofre a influência das marés. A sua conectividade (sentido único) com o oceano ocorre por meio do canal do rio Sangradouro (BAPTISTA & NIXDORF 2014). Os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande são os responsáveis pelo abastecimento e regularização do fluxo de água na lagoa e são considerados os seus principais tributários (OLIVEIRA 2002).

Esta lagoa possui características de ambientes polimíticos, recebe grande influência da ação do vento e apresenta homogeneidade espacial dos nutrientes em todas as estações do ano (HENNEMANN & PETRUCIO 2011). A zona eufótica geralmente é menor que a zona de mistura, sendo, portanto, caracterizada como um ambiente limitado por luz (LAUDARES-SILVA 1999). O estado trófico da lagoa do Peri é classificado como oligotrófico para a concentração de nutrientes e mesotrófico para a transparência e concentração de clorofila-*a* (HENNEMANN & PETRUCIO 2011; SANTOS 2023). No entanto, os últimos estudos na lagoa registraram o aumento da concentração de clorofila-*a* na água (HENNEMANN et al. 2016), de matéria orgânica e de nutrientes “concentrados” no sedimento (HENNEMANN et al.

2015), que em conjunto com a prolongada dominância desta cianobactéria nas últimas décadas (TONETTA et al. 2015) indicam que a lagoa está sob o efeito da eutrofização.

A comunidade fitoplanctônica na Lagoa do Peri apresenta há muito tempo a dominância da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii*, sendo o primeiro registro em 1996 (LAUDARES-SILVA 1999; GRELLMANN 2006; TONETTA & PETRUCIO 2013; SILVEIRA 2013; BAPTISTA & NIXDORF 2014; HENNEMANN et al. 2016). Esta espécie tem grande potencial competidor e alta capacidade de formar florações e produzir toxinas (WIMMER et al. 2014). Segundo Padisák (1997) o sucesso ecológico da *R. raciborskii* se deve a diversas características, como: capacidade de migrar na coluna d'água, tolerância à baixa luminosidade, grande afinidade com P e amônia, capacidade de armazenar fósforo internamente, alta capacidade de dispersão e resistência à herbivoria. Geralmente é dominante em ambientes eutróficos (BONILLA et al. 2012), mas algumas de suas características como a alta capacidade de armazenar fósforo dentro das células favorecem a espécie em ambientes com baixa disponibilidade de P. Assim, nos ecossistemas oligo- e mesotróficos, as comunidades fitoplanctônicas podem estar suscetíveis ao domínio por *R. raciborskii* (BONILLA et al. 2012).

A lagoa do Peri é importante tanto ecologicamente (conservação da biodiversidade e da geodiversidade, preservação e restauração de matas ciliares) como socialmente, pois através de seus serviços ecossistêmicos (abastecimento público de água para a ilha de Florianópolis, recreação e lazer, ecoturismo, atividades de pesquisa) traz inúmeros benefícios para sociedade. Porém, nos últimos anos, pesquisadores e órgãos governamentais estão preocupados com a degradação e a piora da qualidade de sua água, muito relacionadas ao aumento da densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais comprometem a biodiversidade aquática alterando a composição, a dinâmica e a estrutura das comunidades (TONETTA & PETRUCIO 2013; BAPTISTA & NIXDORF 2014; HENNEMANN et al. 2016). Segundo Dodds et al (2009) essas cianobactérias também podem impactar o abastecimento de água potável para população.

Dada a importância ecológica e social desse ecossistema é imprescindível a busca de informações para compreender e entender o funcionamento desse ambiente. Isto é reforçado pelo fato de que as florações de cianobactérias podem comprometer a biodiversidade local, alterando a composição, estrutura e a dinâmica das comunidades aquáticas além de comprometerem a qualidade da água para o abastecimento público. Até o presente, apenas dois estudos buscaram conhecer sobre a comunidade zooplanctônica da Lagoa do Peri: Gerzson (2013) e Pinheiro-Silva et al. (2020). Assim, buscamos analisar as possíveis influências das variáveis ambientais e das cianobactérias na composição e na estrutura da comunidade

zooplanctônica. Para tanto, foram realizadas amostragens mensais de janeiro de 2017 a dezembro de 2018 em 4 pontos da lagoa do Peri-SC (fig. 2 e 3).

- P1: ponto central da lagoa, local com maior profundidade máxima (11 m);
- P2: próximo à desembocadura do rio Cachoeira Grande;
- P3: próximo à desembocadura do rio Ribeirão Grande;
- P4: próximo à sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri, área utilizada para recreação e pelos banhistas.

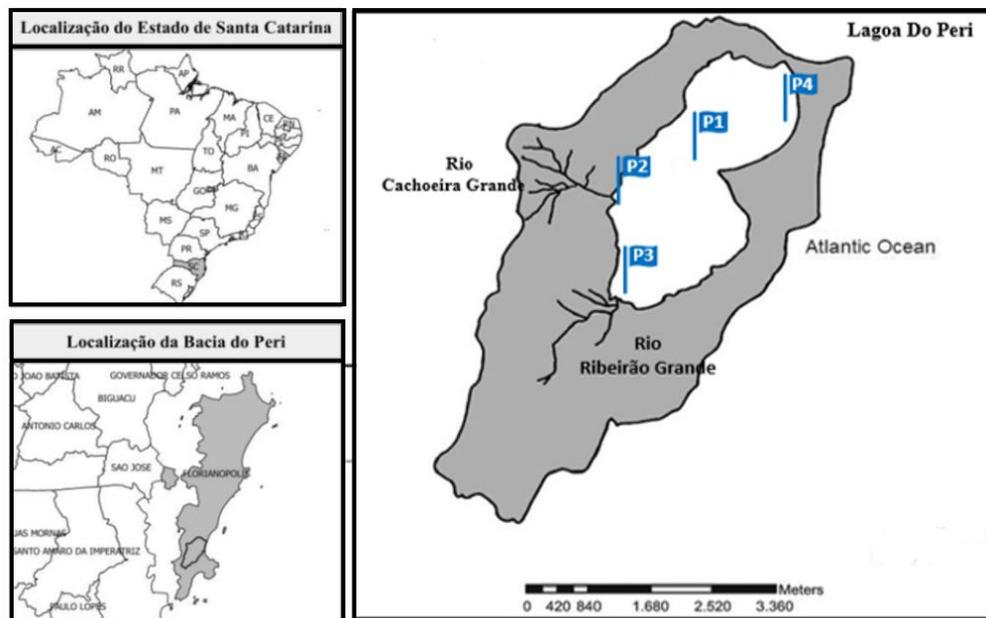


Fig. 2. Mapa da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4. **Fonte:** Adaptado de Hennemann e Petrucio (2011).

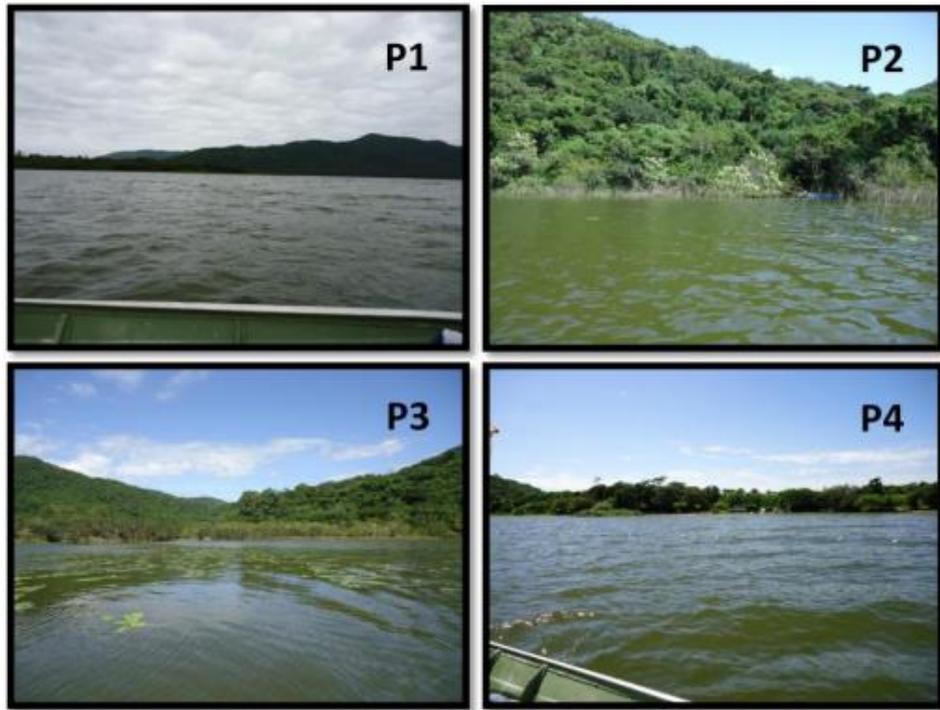


Fig. 3 Vista dos quatro pontos amostrados na Lagoa do Peri-Florianópolis/SC. **Fonte:** Acervo do laboratório da LIMNOS da UFSC.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este estudo teve por objetivos a análise da comunidade zooplanctônica visando elucidar a sua estruturação e dinâmica dentro da teia alimentar aquática da lagoa do Peri, Florianópolis-SC. Analisamos a diversidade de espécies do zooplâncton, bem como seus índices de frequência, densidade, abundância e diversidade. Também buscamos conhecer a estrutura funcional da comunidade zooplanctônica, verificando quais as características e grupos funcionais ocorrem em maior abundância nesta lagoa costeira.

2.2 Objetivos Específicos.

- Conhecer a composição temporal e espacial da comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri- SC;

- Relacionar a diversidade de espécies com as características físicas e químicas da água em conjunto com as diferenças sazonais da temperatura, da pluviosidade e da velocidade do vento;
- Estimar a diversidade funcional e conhecer os grupos funcionais das espécies zooplanctônicas encontradas na lagoa do Peri;
- Avaliar a eficiência dos índices da diversidade de espécies e da diversidade funcional em evidenciar mudanças na comunidade zooplanctônica e no ecossistema;
- Verificar quais atributos funcionais do zooplâncton são os mais frequentes e dominantes na lagoa do Peri;
- Entender quais são os principais fatores que regulam a estrutura da comunidade zooplanctônica de acordo com a diversidade funcional.

3 HIPÓTESES

- A riqueza de espécies será baixa, e os Rotifera serão dominantes;
- Haverá apenas diferenças temporais na diversidade de espécies e na diversidade funcional do zooplâncton na lagoa do Peri, sendo a comunidade espacialmente homogênea;
- A diversidade (taxonômica e funcional) do zooplâncton é influenciada pela variação sazonal da temperatura e velocidade do vento;
- A estruturação da comunidade zooplanctônica é dependente da densidade da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* (espécie dominante na lagoa);
- O hábito alimentar, atributo funcional do zooplâncton relacionado à alimentação, é o mais importante para o agrupamento funcional do zooplâncton nesse ecossistema;
- Os índices de diversidade funcional são mais eficientes em evidenciar mudanças na comunidade zooplanctônica do que os índices tradicionais de diversidade taxonômica.

5. REFERÊNCIAS

- ADRIAN, R.; O'REILLY, C. M.; ZAGARESE, H.; BAINES, S. B.; HESSEN, D. O.; KELLER, W.; LIVINGSTONE, D. M.; SOMMARUGA, R.; STRAILE, D.; VAN DONK, E.; WEYHENMEYER, G. A. & WINDER, M. 2009. Lakes as sentinels of climate change. **Limnology and Oceanography**, 54(6), 2283–2297. DOI: 10.4319/lo.2009.54.6_part_2.22
- AHMED, F.; BIBI, M. H.; SETO, K.; ISHIGA, H.; FUKUSHIMA, T. & ROSER, B. P. 2010. Abundances, distribution, and sources of trace metals in Nakaumi–Honjo coastal lagoon sediments, Japan. **Environmental Monitoring and Assessment**, 167(1–4), 473–491.
- ALBUQUERQUE, L.; MANO, P. & SILVA C. R. 2018. Chemical and biological indicators of sewage river input to an urban tropical estuary (Guanabara Bay, Brazil). **Ecological Indicators**, 90, 513–518. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.03.046
- ALMEIDA, C.R.; SPIANDORELLO, F.B.; GIROLDO, D. & YUNES, J.S. 2016. The effectiveness of conventional water treatment in removing *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans, *Microcystis* sp. and microcystins. **Water S.A.**, 42(4), 606-611. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v42i4.11>
- BAPTISTA, M.G & NIXDORF B. 2014. Low disturbances favor steady state: Case of cyanobacterial monodominance in a Brazilian coastal lagoon. **Inland Waters** 4: 243-254.
- BARNETT, A.J. & BEISNER, B.E. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v.88, 1675– 86.
- BARNETT, A.J.; FINLAY, K. & BEISNER, BE. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v.52: 796–813.
- BERTHON, K. 2015. How do native species respond to invaders? Mechanistic and trait-based perspectives. **Biological Invasions**, 17(8), 2199-2211. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-015-0874-7>
- BOMFIM, F. F., BRAGHIN, L. S. M., BONECKER, C. C. & LANSAC-TOHA, F. A. 2018. High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. **International Review of Hydrobiology**, 103, 26-34.
- BONILLA, S. L.; AUBRIOT, M. C.; SOARES, M.; GONZÁLEZ-PIANA, A.; FABRE, V. L.; HUSZAR, M.; LÜRLING, D.; ANTONIADES, J.; PADISÁK & C. KRUK, 2012. What drives the distribution of the bloomforming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology Marine** 79: 594-607.
- BRAMM, M.E; LASSEN, M.K; LIBORIUSSEN, L. et al (2009) The role of light for fish-zooplankton-phytoplankton interactions during winter in shallow lakes - A climate change perspective. **Freshwater Biology** 54:1093–1109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02156.x>
- CALADO, A.J. & LARSEN, J. 1997. On the identity of the type species of the genus *Ceratium* Schrank (Dinophyceae), with notes on *C. hirundinella*. **Phycologia**, 36(6), 500-505. <http://dx.doi.org/10.2216/i0031-8884-36-6-500.1>

CARDOSO, L. S & MOTTA-MARQUES, D. 2009. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. **Aquatic Ecology**, 43: 73-84.

CAVALCANTE, K.P.; ZANOTELLI, J.C.; MÜLLER, C.C.; SCHERER, K.D.; FRIZZO, J.K.; LUDWIG, T.A.V. & CARDOSO, L.S. 2013. First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. **Check List**, 9(4), 862-866. <http://dx.doi.org/10.15560/9.4.862>.

CAVALCANTE, K.P., CRAVEIRO, S.C., CALADO, A.J., LUDWIG, T.A.V. & CARDOSO, L.S. 2017. Diversity of freshwater dinoflagellates in the state of Paraná, Southern Brazil, with taxonomic and distributional notes. **Fottea**, 17(2), 240-263. <http://dx.doi.org/10.5507/fot.2016.026>

DE- BERNARDI, R.; GIUSSANI, G. 2000. As algas verde-azuladas são um alimento adequado para o zooplâncton? Uma visão geral. **Hydrobiologia**, 29-41 <https://doi.org/10.1007/BF02530326>

DE-CARLI, B. P. et al. 2018. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia**. Série Zoologia [online]. v. 108

DEMOTT, W. & MÜLLER-NAVARR, D. 1997. The importance of highly unsaturated fatty acids in zooplankton nutrition: evidence from experiments with *Daphnia*, a cyanobacterium and lipid emulsions. **Freshwater Biology**., 38, 649– 664. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00222.x>.

DINIZ, A. M S. et al. 2019. “Phytoplankton-Zooplankton Relationships Based on Phytoplankton Functional Groups in Two Tropical Reservoirs”. **Marine and Freshwater Research** 70(5): 721–33.

DODDS, W.K. *et al.* 2009. Eutrophication of u. s. freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environ. Science and Technology**.

EPANCHIN-NIELL, R.S. & WILEN, J.E. 2012. Optimal spatial control of biological invasions. **Journal of Environmental Economics and Management**, 63(2), 260-270. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2011.10.003>

ESTEVES, F. A. 1998. Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. In: F. A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (pp. 63–87). Rio de Janeiro: NUPEM/ UFRJ.

ESTEVES, F. A.; CALIMAN, A.; SANTANGELO, J. M.; GUARIENTO, R. D.; FARJALLA, V. F. & BOZELLI, R. L. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, 68(4), 967–981.

ESKINAZI-SANTANNA, E.M., MENEZES, R., COSTA, I.S., ARAÚJO, M., PANOSSO, R. & ATTAYDE, J.L. 2013. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Biology** 73(1):37-52, 10.1590/S1519-69842013000100006.

FERRÃO FILHO, A. S et al. 2009. Florações de cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecologia Brasiliensis**., v.13, n2, p.346-365

- FERREIRA, J.A. & AZEVEDO, F.D.A. 2017. Fitoplâncton do lago Água Azul, Guarulhos, Brasil: um lago urbano. **Review of Education**, 12(2), 25.
- GER, K. A.; FAASSEN, E.; PENNINO, M. Z & LÜRLING, M. 2014. “Understanding Cyanobacteria-Zooplankton Interactions in a More Eutrophic World”. **Freshwater Biology** 59(9): 1783–98.
- GER, K. A.; FAASSEN, E.; PENNINO, M. Z & LÜRLING, M. 2016. “Effect of the Toxin (Microcystin) Content of Microcystis on Copepod Grazing”. **Harmful Algae** 52: 34–45.
- GER, K. A.; URRUTIA-CORDERO, P.; FROST, P.C. et al. 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. **Harmful Algae** 54:128– 144. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.005>
- GERZSON, N. & PETRUCIO, M. M. 2013. Cyanobacteria dominance and high density of rotifers in a subtropical coastal Lagoon. Dissertação mestrado pelo Programa de Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina.
-
- GÓMEZ, F.; MOREIRA, D. & LÓPEZ-GARCÍA, P. 2010. *Neoceratium* gen. nov., a new genus for all marine species currently assigned to *Ceratium* (Dinophyceae). **Protist**, 161(1), 35-54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.protis.2009.06.004>. PMID:19665427.
- GRELLMANN, C. 2006. Aspectos da morfologia e da ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju e da produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Msc Thesis, Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil.
- GRIGORSZKY, I.; BORICS, G.; PADISÁK, J.; TÓTMÉRÉSZ, B.; VASAS, G.; NAGY, S. & BORBÉLY, G. 2003. Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary. **Hydrobiologia**, 506-509(1-3), 203-207. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008552.60232.68>
- GUIRY, M.D. & GUIRY, G.M. 2016 Algae Base Galway: National University of Ireland, Available from: <http://www.algaebase.org>
- HANEY, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions, New Zealand, **Journal of Marine and Freshwater Research**, 21:3, 467-475, DOI: [10.1080/00288330.1987.9516242](https://doi.org/10.1080/00288330.1987.9516242)
- HANSEN, A. M. & SANTER, B. 2003. The life cycle of *Cyclops vicinus* in Lake Søbygard: new aspects derived from sediment analyses. **Hydrobiologia**, v. 510, p. 17-21.
- HAYES, N. M.; DEEMER, B. R.; CORMAN, J. R.; RAZAVI, N. R., & STROCK, K. E. 2017. Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. **Limnology and Oceanography Letters**, 2(2), 47–62. DOI: 10.1002/lol2.10036
- HEINO, J.; ALAHUHTA, J.; BINI, L. M.; CAI, Y.; HEISKANEN, A. S.; HELLSTEN, S.; KORTELAINEEN, P.; KOTAMAKI, N.; TOLONEN, K. T.; VIHERVAARA, P.; VILMI, A. & ANGELER, D. G. 2021. Lakes in the era of global change: moving beyond single lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. **Biological Reviews**, 96(1), brv.12647. DOI: 10.1111/brv.12647

HENNEMANN, M. C. & PETRUCIO, M. M. 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 181, 347–361.

HENNEMANN, M. C. & PETRUCIO, M. M. 2016. High chlorophyll *a* concentration in a low nutrient context: discussions in a subtropical lake dominated by cyanobacteria. **Journal of Limnology**, 75, 520–530. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1347>

HEMRAJ, D. A.; HOSSAIN, M. A.; YE, Q.; QIN, J. G.; LETERME, S. C. 2017. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 184, p. 102–114, doi: 10.1016/j.ecss.2016.10.045

HIETALA, J.; REINIKAINEN, M. & WALLS, M. 1995. Variation in Life History Responses of *Daphnia* to Toxic *Microcystis Aeruginosa*. **Journal of Plankton Research** <http://plankt.oxfordjournals.org/>.

HONG, I. et al. 2013. Subtropical zooplankton assemblage promotes the harmful cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in a mesocosm experiment, **Journal of Plankton Research**, Volume 37, Issue 1, January/February 2013, Pages 90–101, <https://doi.org/10.1093/plankt/fbu095>

IGLESIAS, C.; MAZZEO, N.; MEERHOFF, M. et al. 2011. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: Evidence from lakes, fish exclosures and surface sediments. **Hydrobiologia** 667:133–147. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0645-0>

JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M. et al. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. **Freshwater Biology**, 31(10), 1747-1771. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>.

KENNISH, M. J & PAERL, H. W. 2010. Coastal lagoon. Critical habitats of environmental change. **CRC Press**. 539p.

KERNAN, M. 2015. Climate change and the impact of invasive species on aquatic ecosystems. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 18(3), 321-333. <http://dx.doi.org/10.1080/14634988.2015.1027636>

KIM, H. W et al. 2000. Zooplankton grazing on bacteria and phytoplankton in a regulated large river (Nakdong River, Korea), **Journal of Plankton Research**, Volume 22, Issue 8, August 2000, Pages 1559–1577, <https://doi.org/10.1093/plankt/22.8.1559>

LAUDARES-SILVA, R. 1999. Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil. PhD Thesis, Universidade Federal de São Carlos, Brazil.

LENNOX, R.; CHOI, K.; HARRISON, P.M.; PATERSON, J.E.; PEAT, T.B.; WARD, T.D. & COOKE, S.J. 2015. Improving science-based invasive species management with physiological knowledge, concepts, and tools. **Biological Invasions**, 17(8), 2213-2227. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-015-0884-5>

- LOKKO, K.; T. VIRRO & J. KOTTA, 2017. Seasonal variability in the structure and functional diversity of psammonic rotifer communities: role of environmental parameters. **Hydrobiologia**, 796: 287- 307.
- MARTIN-CREUZBURG, D.; SPERFELD, E. & WACKER, A. 2009. Colimitation of a freshwater herbivore by sterols and polyunsaturated fatty acids. **Proc. R. Soc. B**, 276, 1805–1814. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1540>.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; LUZIA, A.P. & DEGANI, R.M. 2010. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70(3), 825-829, Supplement. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000400013>. PMID:21085787
- MEDINA-GÓMEZ, I & HERRERA-SILVEIRA, J. A. 2006. Primary production dynamics in a pristine groundwater influenced coastal lagoon of the Yucatan Peninsula. **Continental Shelf Research**, 26:971-986.
- MEICHTRY-ZABURLÍN, N.; VOGLER, R.E.; MOLINA, M.J. & LLANO, V.M. 2016. Potential distribution of the invasive freshwater dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyta) in South America. *Journal of Phycology*. 52(2), 200-208. <http://dx.doi.org/10.1111/jpy.12382>. PMID:27037585
- MOODY, E. K & WILKINSON, G. M. 2019. Functional shifts in lake zooplankton communities with hypereutrophication. **Freshwater Biology** 64:608-616.
- MOREIRA, R.A.; ROCHA, O.; SANTOS, R.M.; LAUDARES-SILVA, R.; DIAS, E.S. & ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. 2015. First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 75(1), 98-103. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.08013>
- MOREIRA, F. W. A., LEITE, M. G. P., FUJACO, M. A. G., MENDONÇA, F. P. C., CAMPOS, L. P., & ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 28, e7. <https://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X0816>
- NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, A.; DUNALSKA, J.A. & ZĘBEK, E. 2017. Taxa-specific eco-sensitivity in relation to phytoplankton bloom stability and ecologically relevant lake state. **Acta Oecologica**, 81, 10-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2017.04.002>
- NICHOLLS, W.; KENNEDY, K.H. & HAMMETT, C. 1980. A fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). **Freshwater Biology**, 10(6), 553-561. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01231.x>
- OBERTEGGER, U & FLAIM, G. 2018. Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do They tell us about Community assembly? **Hydrobiologia**. 823(79-91).
- OH, H. J; JEONG, H.G.; NAM, G.S.; ODA, Y.; DAI, W.; LEE, E. H.; KONG, D.; HWANG, S.J.; CHANG, K.H. 2017. Comparison of taxon-based and trophi-based response patterns of rotifer community to water quality: applicability of the rotifer functional group as an indicator of water quality. **Anim Cells Syst (Seoul)**. doi: 10.1080/19768354.2017.1292952

- OLIVEIRA, J.S. 2002. Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da lagoa do Peri - ilha de Santa Catarina-SC, Brasil. Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 169 p.
- OLIVEIRA, H.S.B.; MOURA, A.D.N. & CORDEIRO-ARAÚJO, M.K. 2011. First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. **Check List**, 7(5), 626-628. <http://dx.doi.org/10.15560/7.5.626>
- PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archives of Hydrobiology Supplement** 107: 563-593
- PAGANO, M. 2008. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size-structure. **Journal of Plankton Research**, v. 30, p. 401–414.
- PETCHEY, O.L.; EVANS, K.L.; FISHBURN, I.S. & GASTON, K.J. 2009. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, v.76: 977-985.
- PEREIRA, P.; PABLO, H.; VALE, C.; FRANCO, V. & NOGUEIRA, M. 2009. Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (óbidos lagoon, Portugal). **Environmental monitoring and assessment**, 153, 281–292.
- PINHEIRO-SILVA, L.; GIANUCA, A.T.; SILVEIRA, M.H. *et al.* 2020. Grazing efficiency asymmetry drives zooplankton top-down control on phytoplankton in a subtropical lake dominated by non-toxic cyanobacteria. **Hydrobiologia** 847, 2307–2320.
-
- POMARI, J., KANE, D. D., NOGUEIRA, M. G. 2018 Application of multiple-use indices to assess reservoirs water quality and the use of plankton community data for biomonitoring purposes. **International Journal of Hydrobiology**, v. 2, n. 2, p. 2.
- REYNOLDS, C. S. 2007. Variabilidade na provisão e função da mucilagem no fitoplâncton: respostas facultativas ao ambiente. **Hydrobiologia**, 578, 37–45 <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0431-6>
- ROSINI, E.F.; TUCCI, A.; CARMO, C.F.; ROJAS, N.E.T.; BARROS, H.P. & MALLASEN, M. 2016. Changes in phytoplankton spatial and temporal dynamics in a Brazilian tropical oligotrophic reservoir after net cage installation. **Brazilian Journal of Botany**, 39(2), 569-581. <http://dx.doi.org/10.1007/s40415-016-0259-x>
- SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; LAUDARES-SILVA, R. & ROCHA, O. 2007. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67(4), 791-793. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400033>. PMID:18278340
- SEVERIANO, J. S *et al.* 2018. Effects of increased zooplankton biomass on phytoplankton and cyanotoxins: a tropical mesocosm study. **Harmful Algae**, v. 71, p. 10-18. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2017.11.003>

SIPAÚBA-TAVARES, L. H & ROCHA, O. 1994. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para alimentação de larvas e alevinos de peixes: II – Organismos Zooplanônicos. **Biotemas**, 7 (1 e 2): 94-109

SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; PERET, A.C. & ROCHA, O. 2012. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**, 12(2), 93-100. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032012000200010>

SILVEIRA, M.H. 2013. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e fatores direcionadores da dominância anual de cianobactérias em uma lagoa rasa subtropical (lagoa do Peri, SC). Msc Thesis, Universidade Federal de Santa Catarina, Brazil.

SIMÕES, N. R; BRAGHIN, L. S. M.; DURÉ, G. A. V. et al. 2020. Changing taxonomic and functional β - diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. **Hydrobiologia** 847, 3845- 3856. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w>

SOBRAL, F.E. & CIANCIARUSO, M. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**.

SOUSA, W., ATTAYDE, J.L., ROCHA, E.S. & ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, 30(6), 699-708. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbn032>

TONETTA, D.; PETRUCIO, M.M. & LAUDARES-SILVA, R. 2013. Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 25: 99-110.

TRABEAU, M., BRUHN-KEUP, R., MCDERMOTT, C., KEOMANY, M., MILLSAPS, A., EMERY, A. & STASIO-JUNIOR, B. 2004. Midsummer decline of a *Daphnia* population attributed in part to cyanobacterial capsule production. **Journal Plankton Research**, 26(8): 949-961

TURESSON, H.; BRÖNMARK, C. 2007. Predator-prey encounter rates in freshwater piscivores: Effects of prey density and water transparency. **Oecologia** 153:281–290. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0728-9>

WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. San Diego: Academic.

WILLIAMSON, C.E.; REID, J.W. 2009. Copepoda. In: Likens GE (ed) *Encyclopedia of inland waters*, vol 3. Elsevier, Oxford, p: 633–642.

WILSON, K. M.; SCHEMBRI, M. A.; BAKER, P. D. & SAINT, C. P. 2006. Molecular characterization of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and design of a species-specific PCR. **Applied Environmental Microbiology** 66, 332-338.

WIMMER, K.M; STRANGMAN, W.K; WRIGHT, J.L.C. 2014. 7-Desoxi-desulfo-cilindrospermopsina e 7-desoxi-desulfo-12-acetilcilindrospermopsina: dois novos análogos de

cilindrospermopsina isolados de uma cepa tailandesa de *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Algas Nocivas** 37, 203–206 10.1016/j.hal.2014.06.006

WOOLWAY, R. I.; KRAEMER, B. M.; LENTERS, J. D.; MERCHANT, C. J.; O'REILLY, C. M.; SHARMA, S. 2020. Global lake responses to climate change. **Nature Reviews Earth & Environment**, 1(8), 388–403. DOI: 10.1038/s43017-020-0067-5

VOGT, R.J., PERES-NETO, P.R. & BEISNER, B.E. 2013. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. **Oikos**, 122(12), 1700-1709.

ZANATA, L.H.; GÜNTZEL, A.M.; RODRIGUES, T.A.R.; SOARES, M.P.; SILVA, W.M. 2017. Checklist de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 107(supl.): e2017113.

6. Capítulo 1. Estruturação da comunidade zooplânctônica e sua distribuição espaço-temporal em uma lagoa costeira subtropical: respostas às mudanças ambientais?

Resumo

Existe uma lacuna sobre o conhecimento da dinâmica do zooplâncton na lagoa do Peri, um ecossistema costeiro oligotrófico dominado por cianobactérias, assim, buscamos conhecer a estrutura da comunidade zooplânctônica nesse ambiente e, ainda, avaliar a influência das variáveis limnológicas e ambientais na estruturação espacial e temporal da comunidade. Para tanto, foram realizadas amostragens mensais das variáveis abióticas e do zooplâncton em quatro pontos da lagoa, entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018. A riqueza da comunidade foi de 50 táxons, sendo os Rotifera dominantes em todo o período do estudo. Houve a ausência dos grandes herbívoros filtradores mesmo com as características do corpo d'água favoráveis aos seus desenvolvimentos, de modo, que acreditamos que as suas ausências podem estar relacionadas à dominância das cianobactérias na lagoa. A comunidade mostrou heterogeneidade espacial e temporal, sendo composta por uma alta densidade de Rotifera, *Bosmina freyi* e copepoditos de Cyclopoida. No ponto central e mais profundo da lagoa houve maior densidade de espécies de Bosminidae como *Bosmina freyi* e *Bosmina hagdmani*. Sazonalmente se observou alternância na contribuição das espécies para a estruturação da comunidade, mais similar nos períodos mais quentes (verão e primavera) e os rotíferos *Trichocerca similis*, *Ptygura libera* e *Brachionus angularis* foram os mais abundantes. No inverno e outono, ocorreu a diminuição na densidade total de Rotifera e as espécies do gênero *Bosmina* foram mais abundantes. O zooplâncton apresentou maior diversidade no verão, e no inverno, mesmo com a riqueza de espécies inferior houve alta diversidade para o índice de Simpson, demonstrando maior equilíbrio na densidade das populações na comunidade. As diferenças espaciais significativas da densidade das espécies não foram detectadas pelos índices abordados na série de Hill. O perfil de diversidade mostrou que mais do que a riqueza de espécies, a abundância relativa das espécies, sejam elas comuns ($q=2$) ou raras ($q=1$), possuem um papel fundamental na estimativa da diversidade da comunidade. As alterações sazonais na estrutura da comunidade zooplânctônica estão ligadas diretamente às diferenças ambientais entre as estações do ano, sobretudo na oscilação da temperatura da água e da velocidade do vento.

Palavras-chave: diversidade, lagoa costeira, zooplâncton, temperatura.

Introdução

As lagoas costeiras são ecossistemas que foram isolados do oceano por uma barreira física e podem estar conectadas ao mar por um ou mais canais (KJERFVE 1994). Segundo Barnes (1980) estes ecossistemas estão distribuídos em todos os continentes e representam 13% de toda a costa mundial (CROMWELL 1971). Geralmente, as lagoas costeiras estão localizadas em áreas densamente povoadas e sujeitas a diversos estressores antrópicos, como: eutrofização, entrada de contaminantes, introdução de espécies invasoras e superexploração pesqueira (EL MAHRAD 2020). Conseqüentemente, sua biodiversidade é considerada entre as mais ameaçadas do mundo (NEWTON et al. 2018).

As lagoas costeiras possuem uma alta biodiversidade, embora vulneráveis e dependentes das flutuações das variáveis ambientais (CARDOSO & MOTTA-MARQUES 2009). Algumas alterações ambientais podem ocasionar mudanças na estrutura das comunidades aquáticas, levando à substituição ou à redução no número e na densidade das espécies e mudanças no ciclo de vida dos organismos (BOUDOURESQUE et al. 2020, KEIL et al. 2021).

A realização de estudos ecológicos se torna essencial para averiguar os danos e os efeitos dos impactos a longo prazo nesse ecossistema, exigindo um conhecimento básico sobre o seu funcionamento (TERESA & CASATTI 2012).

Um dos componentes-chave para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos é o zooplâncton, pois seus componentes atuam na ciclagem de nutrientes, na transferência energética e na manutenção da cadeia alimentar, sendo o principal elo entre os produtores primários e os outros níveis da cadeia alimentar (DE-CARLI et al. 2018). Estes organismos são considerados ótimos bioindicadores e uma importante ferramenta de monitoramento ambiental, pois são sensíveis às variações do ambiente (PERBICHE-NEVES et al. 2013). Eles podem ser utilizados nas análises da biodiversidade e de produtividade, assim como na identificação da eutrofização, piora da qualidade da água, acidificação e turbidez dos corpos d'água (SANTANGELO et al. 2011).

Os efeitos dos parâmetros ambientais na estrutura da comunidade zooplanctônica podem desencadear um desequilíbrio na cadeia alimentar aquática e afetar o equilíbrio de todo o ecossistema. A abundância e a biomassa do zooplâncton são muito sensíveis às mudanças ambientais, e assim, a resposta ao distúrbio aparecerá em um curto espaço de tempo para os níveis tróficos inferiores e superiores (JEPPENSEN et al. 2011; GARCÍA-CHICOTE et al. 2018). Portanto, os estudos da distribuição espacial e temporal do zooplâncton de uma lagoa costeira devem ser considerados requisitos indispensáveis em qualquer tentativa de modelagem e manejo desses ecossistemas.

A lagoa do Peri, localizada no sul do Brasil, é amplamente utilizada para atividades recreativas, abastecimento de água para a população e é vinculada à conservação da biodiversidade, preservação e restauração de matas ciliares (HENNEMANN et al. 2016). Nos últimos anos diversos estudos abordaram sobre as variáveis limnológicas (HENNEMANN & PETRUCIO 2011, 2016; FONTES et al. 2015; TONETTA et al. 2015; TONETTA et al. 2017) e do fitoplâncton da lagoa (KOMÁRKOVÁ et al. 1999; TONETTA et al. 2013; BRENTANO et al. 2016; TONETTA et al. 2015a, 2015b, PINHEIRO-SILVA 2020). Contudo, o conhecimento sobre a comunidade zooplancônica nesse ambiente é ínfimo, sendo um dos poucos, o estudo de Pinheiro-Silva et al. (2020), que abordaram a relação do tamanho corporal do zooplâncton na interação *top-down* com o fitoplâncton. Vale destacar que na lagoa do Peri, apesar de ter sido classificada como oligotrófica (TONETTA et al. 2017), vem sendo registrada nas últimas décadas a dominância da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* (HENNEMANN & PETRUCIO 2011; TONETTA et al. 2013; PINHEIRO-SILVA et al. 2020), a qual pode ter grande influência na estruturação das comunidades planctônicas.

Dada a importância da lagoa do Peri e o déficit de conhecimento sobre a dinâmica do zooplâncton nesse ambiente, o objetivo do presente estudo foi verificar a composição das espécies e analisar os efeitos das variáveis ambientais na distribuição horizontal e nas mudanças temporais da comunidade zooplancônica, e contribuir para preencher a lacuna de conhecimento existente sobre a estruturação do zooplâncton na lagoa do Peri, um ambiente oligotrófico repleto de cianobactérias.

Material e métodos

Amostragem e área de estudo

Este estudo foi conduzido na Lagoa do Peri, uma lagoa costeira subtropical de água doce localizado na costa de Florianópolis, no estado de Santa Catarina, sul do Brasil (27° 44' S, 48° 31' W). Tem uma superfície de 5,7 km², profundidade média de 4,2 m, profundidade máxima de 11,0 m e uma área de captação de 20,1 km² (Santos et al, 1989). Situa-se 3 m acima do nível do mar, com o qual se liga através de um único canal unidirecional (“Canal Sangradouro”) (lago→mar), não recebendo influência marítima (HENNEMANN et al. 2016).

Os rios “Cachoeira Grande” e “Ribeirão Grande” são os principais afluentes da lagoa que está localizado em uma área de preservação ambiental, o Parque Municipal da Lagoa do Peri (MPLP), e atualmente, inserido na Unidade de Conservação do Município Monumento Natural (CUMNM) da Lagoa do Peri.

Amostragens mensais foram realizadas de janeiro de 2017 a dezembro de 2018 das variáveis limnológicas, ambientais e da comunidade zooplanctônica em 4 pontos da Lagoa do Peri (Fig. 1).

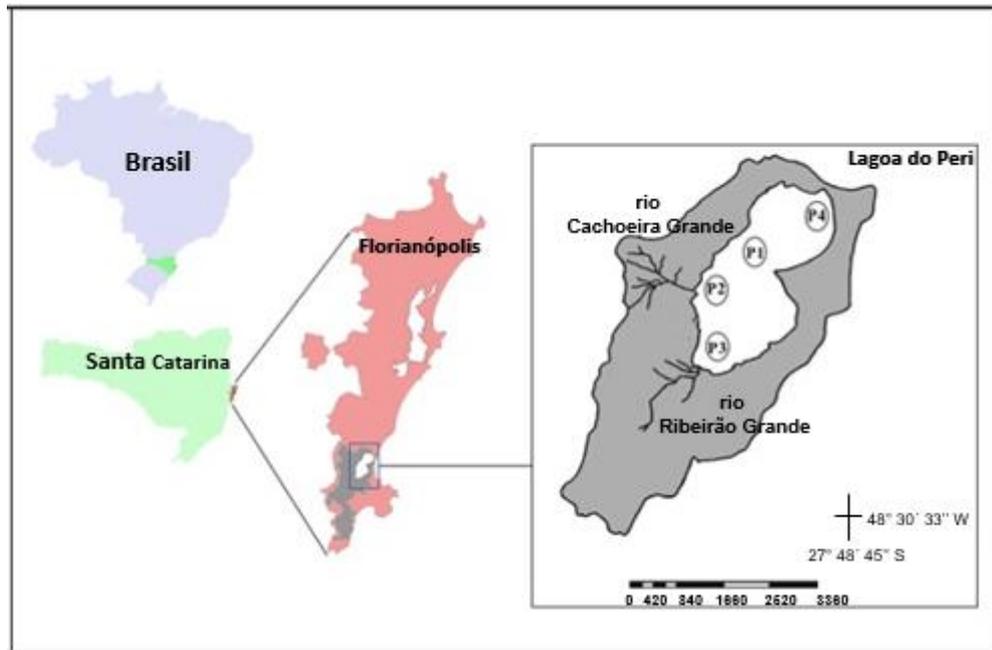


Fig. 1 Mapa da lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil e a ilustração dos pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4).

Variáveis ambientais e clorofila-a

A temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH da água foram medidos *in situ* com uma sonda multiparamétrica (modelo YSI 85) na superfície da coluna d'água em todos os pontos de amostragem. A transparência da água foi avaliada pelo Disco de Secchi e a extensão da zona eufótica (m) (ZEU) foi estimada multiplicando-se o valor da profundidade de desaparecimento do Disco pelo valor empírico de 2,7. As concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g. L}^{-1}$) e fósforo total ($\mu\text{g. L}^{-1}$) foram determinadas em laboratório pelo método de Valderrama (1981). A profundidade dos pontos de amostragem foi medida com uma corda métrica (m). A velocidade do vento foi medida por meio do anemômetro (m.s^{-1}) (Instrutherm TAD 500) e os valores de precipitação foram obtidos do Centro de Informações de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina (EPAGRI/CIRAM).

As concentrações de clorofila-*a* (Cl-*a*) foram obtidas pela filtragem de amostras de 500 mL de água através de filtros de fibra de vidro Millipore AP40 usando o método e as equações descritas por Lorenzen (1967).

Índice de estado trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) foi calculado pelo método de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), considerando-se a concentração de fósforo total e a concentração de clorofila *a*.

A partir do IET médio, os critérios para a classificação do estado trófico do corpo d'água foram:

Oligotrófico, se $IET \leq 53,1$;

Mesotrófico, se $53,2 < IET < 55,7$;

Eutrófico, se $55,8 < IET \leq 58,1$.

Comunidade zooplanctônica

As amostras de zooplâncton foram obtidas filtrando-se 50 L de água com uma rede de plâncton de abertura de malha de 50 μ m. Em seguida, os organismos foram armazenados em frascos de polietileno com adição de água gaseificada para reduzir a contração dos corpos dos indivíduos e as amostras foram fixadas in situ com solução de formalina (concentração final 4%). Para a contagem de cladóceros e copépodes foi utilizada placa de acrílico quadriculada e as amostras foram analisadas na íntegra em microscópio estereoscópico, modelo Leica MZ6, com aumento de até 50x. Para os rotíferos, subamostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico Zeiss modelo Scope A1 com aquisição de imagem e aumento de até 1000 vezes (apêndice 1). A identificação dos táxons foi realizada com auxílio de bibliografias especializadas (e.g., SMIRNOV 1974; KOSTE 1978; REID 1985; SEGERS 1995; VAN DAMME et al 2011, SOUSA & ELMOOR-LOUREIRO 2019), além de artigos específicos e consulta a especialistas.

Análise dos dados e análises estatísticas

Para a melhor compreensão dos resultados, os dados mensais foram compilados em estações, sendo Verão (janeiro a março), Outono (abril a junho), Inverno (julho a setembro) e Primavera (outubro a dezembro).

Aplicamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para verificar a distribuição dos pontos em função dos parâmetros ambientais. Para a correlação entre os parâmetros ambientais e a distribuição das espécies utilizamos a Análise de Redundância (RDA), para tal, adicionamos a função “forward selection”, do pacote “adespatial” (software R), para a seleção das variáveis mais significativas para a correlação (usando dois critérios: nível de significância e R^2 ajustado).

O dimensionamento multidimensional não métrico (NMDS) foi usado para visualizar semelhanças/diferenças da comunidade zooplancônica nos pontos e meses de amostragem. Utilizamos a PERMANOVA para testar estatisticamente estas similaridades usando a função *adonis2* com a dissimilaridade de “Bray-Curtis” (método mais adequado para dados de abundância) para a verificação dos níveis de significância (<0.05) obtidos com 999 randomizações (OKSANEN et al. 2010).

Realizamos uma análise de SIMPER para quantificar a contribuição de cada espécie na composição da comunidade zooplancônica nas estações de 2017 e 2018, posteriormente, plotamos o gráfico de ranking de espécies em ordem decrescente.

Índices de diversidade foram definidos seguindo a série de Hill, através de três ordens “q”, onde $q(0)$ = riqueza de espécies, $q(1)$ = índice de Shannon e $q(2)$ = índice de dominância de Simpson ($1/D$) (CHAO et al. 2014)

Para verificar diferenças ambientais e biológicas entre os pontos e os meses estudados, foi aplicado a análise não-paramétrica Kruskal-Wallis seguido do teste *a posteriori* de Dunn.

Por fim, realizamos uma análise de redundância (RDA) para verificar a relação da comunidade zooplancônica com as variáveis abióticas e clorofila *a*, e, ainda, aplicamos a correlação de Spearman para verificar a relação entre as variáveis ambientais e a abundância dos grupos (Cladocera, Copepoda e Rotifera).

Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Core Team 2021).

Resultados

A distribuição dos pontos em virtude das variáveis ambientais pelo diagrama de ordenação PCA “evidenciou” os resultados encontrados nas análises estatísticas, onde P1 teve profundidade significativamente maior que os demais pontos de amostragem, e P4 valores de

pH mais elevado que em P1 ($p_{\text{adj}} < 0.05$). Para a distribuição espacial, excluímos as variáveis precipitação e velocidade do vento, pois os valores atribuídos aos pontos foram os mesmos. Os dois primeiros eixos explicaram 43,93% e é possível observar que P1 está associado aos maiores valores de profundidade, e as amostragens em P4 associadas aos maiores valores de pH (Fig. 2A). Para melhor compreensão dos dados da distribuição temporal agrupamos os meses em estações do ano. As amostragens do verão e da primavera foram associadas positivamente com a velocidade do vento, temperatura da água e precipitação, diferentemente dos pontos de inverno e outono que tiveram relação negativa. As amostragens de inverno e outono foram associadas às maiores concentrações de oxigênio dissolvido, ocorrendo maior concentração de oxigênio do que nos períodos de verão e primavera (figura 2B).

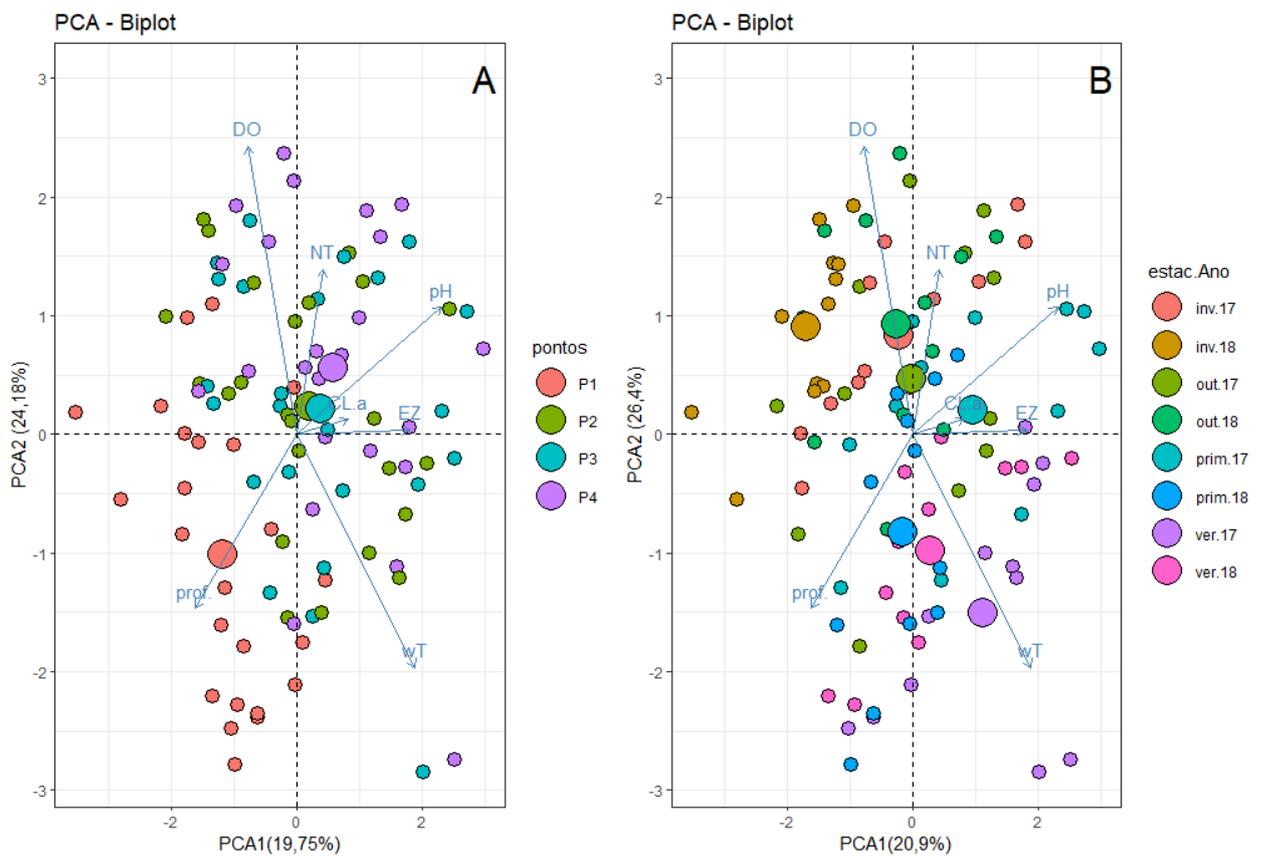


Fig. 2 Análise de componentes principais (PCA) da distribuição das amostragens espaciais (A) e sazonais (B) em virtude das variáveis abióticas e clorofila *a* da lagoa do Peri-SC. (cond= condutividade elétrica, Nt= nitrogênio total, Pt= fosforo total, CLa= clorofila *a*, EZ= zona eufótica, DO= oxigênio dissolvido, wT= temperatura da água, prof.=profundidade, estac.Ano= estações do ano)

As concentrações de nutrientes permaneceram dentro do previsto e a lagoa foi considerada oligotrófica para o fósforo, porém, quando o calculado o valor de IET médio verificamos que houve uma concentração de clorofila-*a* maior que o esperado e as condições da água oscilou entre mesotrófica e eutrófica durante o período do estudo (figura 3).

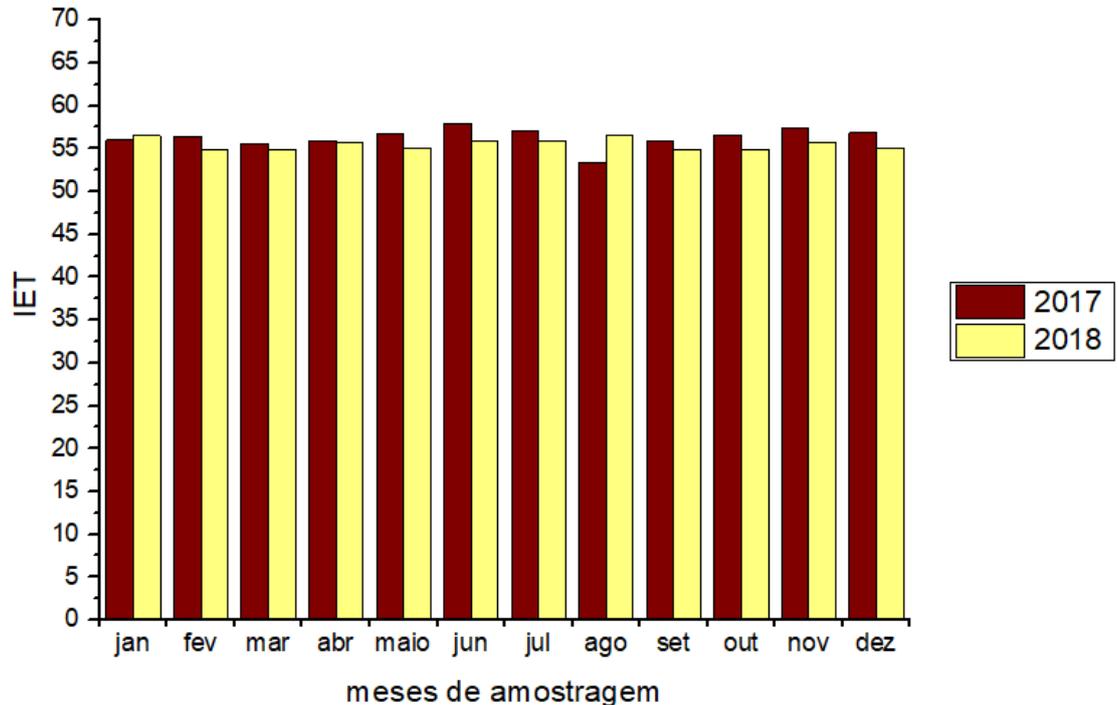


Fig.3 Variação do Índice de Estado Trófico (IET) da lagoa do Peri, Florianópolis-SC, entre os anos de 2017 e 2018.

A biodiversidade do zooplâncton na lagoa do Peri foi representada por 47 taxons, consistindo de 37 espécies de Rotifera (78.72%), 6 espécies de Cladocera (12.16%) e 4 espécies (8.51%) de Copepoda. Dos 47 taxons registrados, 24 foram comuns nos quatro pontos amostrados, cinco (*Ilyocryptus spnifer*, *Trichocerca capucina*, *Macrothrix* sp, *Brachionus dolabratus* e *Hexarthra intermedia*) ocorreram somente em P1, cinco (*Epiphanes* sp., *Lecane monostyla*, *Lecane* sp., *Lepadella* sp. e *Ploesoma truncatum*) em P2, e uma em P4 (*Collotheca* sp.) (Fig. 3A e apêndice 1). Temporalmente, a ocorrência de alguns taxons só foi registrada em determinadas estações, e no verão houve maior riqueza de espécies. Em 2017 observamos que nove taxons (*Brachionus calyciflorus*, *Ploesoma truncatum*, *Lecane bulla*, *Hexarthra intermedia*, *Lecane* sp., *Asplanchna sieboldi*, *Epiphanes* sp. e *Proales* sp.) ocorreram somente no verão (R=41) (Fig. 3B e apêndice 3), enquanto no verão de 2018 (R=43) ocorreram seis

taxons (*Ploesoma truncatum*, *Lecane bulla*, *Collotheca* sp., *Lecane* sp., *Epiphanes* sp. e *Proales* sp.) (Fig. 3C e apêndice 3). Contudo, também observamos espécies que só foram registradas no outono (2017- *Lecane monostyla* e *Macrothrix espinosa*; 2018- *Hexarthra intermedia*, *Lecane monostyla*, *Ilyocryptus spinifer* e *Macrochaetus* sp.) e na primavera (2017- *Bdeloidea* e *Lepadella* sp.; 2018- *Lepadella* sp. e *Argyrodiaptomus* sp.) (Fig. 4B e 4C). A lista completa de ocorrência das espécies nos pontos e nas estações dos anos está em Apêndice (2 e 3).

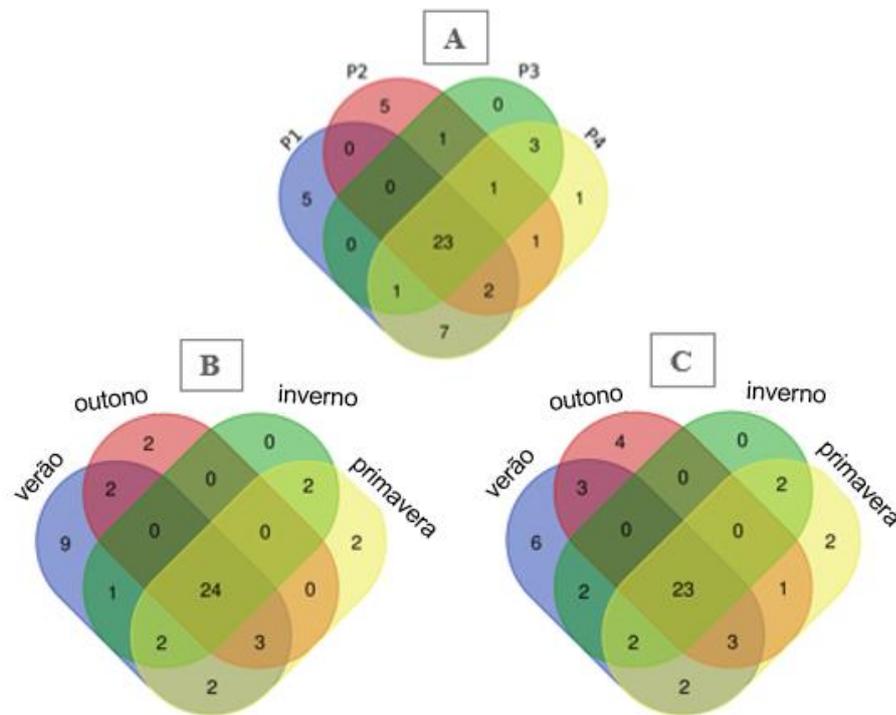


Fig. 4 Diagrama de Venn para ilustrar as semelhanças da riqueza de espécies nos pontos amostrados (P1, P2, P3 e P4) na lagoa do Peri e nas estações dos anos (verão, outono, inverno e primavera) estudadas.

Em todos os meses a abundância relativa percentual do zooplâncton foi determinada principalmente pelos os Rotifera, geralmente compreendendo mais de 55% da abundância (Figura 5).

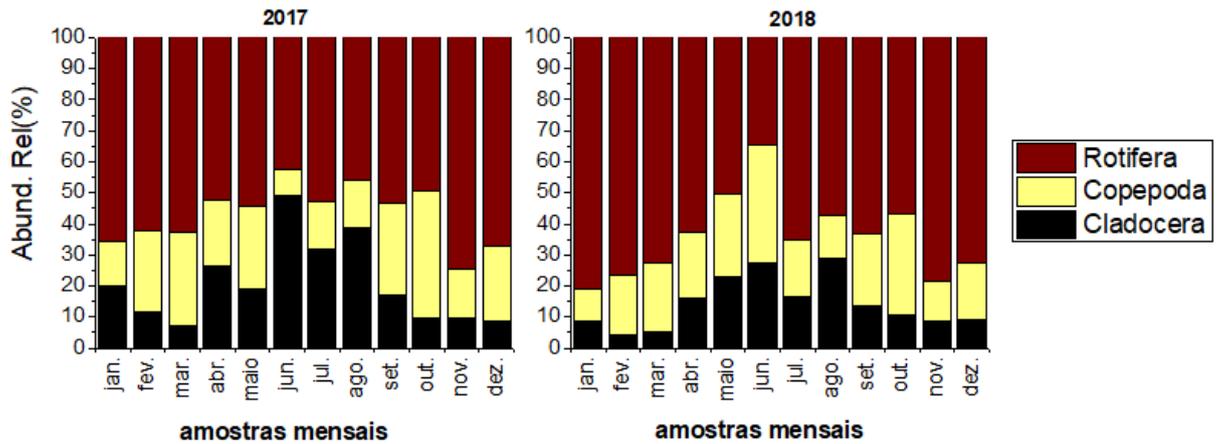


Fig. 5 Abundância relativa (%) dos Cladocera, Copepoda e Rotifera na lagoa do Peri- SC nos meses de amostragem entre os anos de 2017 e 2018.

Ao longo do período estudado (janeiro de 2017 a dezembro de 2018) houveram mudanças na “contribuição” das espécies para a estruturação da comunidade zooplânctônica na lagoa do Peri (Fig. 6 e 7). Registramos, também, diferenças estatísticas na abundância dos Cladocera e dos Rotifera entre as estações dos anos. Os Cladocera tiveram maior abundância no outono de 2018 do que no verão de 2017 ($p_{\text{adj}}=0.04$) e 2018 ($p_{\text{adj}}=0.005$). Os Rotifera foram mais abundantes na primavera e no verão de 2018 do que no outono ($p_{\text{adj}}=0.007$; $p_{\text{adj}}=0.005$) e inverno ($p_{\text{adj}}=0.005$; $p_{\text{adj}}=0.004$) de 2017.

No verão (2017 e 2018) as espécies de Rotifera, *Trichocerca similis* (21092,03 ind.m⁻³ e 29162,06 ind.m⁻³) e *Ptygura libera* (20177,25 ind.m⁻³ e 39873,86 ind.m⁻³), foram responsáveis por mais de 25% da abundância do zooplâncton na lagoa do Peri (Fig. 6A e 7A). Em ambos os anos, no outono a densidade dos organismos zooplânctônicos diminuíram em relação ao verão, havendo mudanças nas espécies que mais contribuíram para estruturação da comunidade. Apesar da diminuição da densidade do *Ptygura libera* (16612,32 ind.m⁻³ e 38262,14 ind.m⁻³) no outono, a espécie foi responsável por 18% (2017) e 20% (2018) da abundância do zooplâncton na lagoa, porém, devemos destacar os Cladocera *Bosmina freyi* (13826,07 ind.m⁻³ e 17321,25 ind.m⁻³) e *Bosmina hagmanni* (12622,67 ind.m⁻³ e 16666,42 ind.m⁻³) que aumentaram suas densidades e contribuíram com 30% (2017) e 20% (2018) da abundância do zooplâncton (Fig. 6B e 7B). No inverno de 2017, a *B. freyi* e a *B. hagmanni* continuaram sendo as principais responsáveis pela abundância do zooplâncton na lagoa do Peri, no entanto, houve aumento da densidade do Rotifera *Ascomorpha saltans* (15925,60 ind.m⁻³), o qual contribuiu com 14% da abundância (Figura 4C). Já no inverno de 2018 as espécies que mais contribuíram para abundância do zooplâncton foram *Ascomorpha saltans* (26166,18 ind.m⁻³) e *Polyarthra*

vulgaris (22309,73 ind.m⁻³) (Fig. 7C). Na primavera, a densidade do zooplâncton volta a aumentar e as espécies que mais contribuíram na abundância foram *Brachionus angularis* (38744,21 ind.m⁻³ e 57412,05 ind.m⁻³), *Trichocerca similis* (26412,89 ind.m⁻³ e 39246,05 ind.m⁻³), copepodito Cyclopoida (em 2017, 24008,42 ind.m⁻³) e *Ascomorpha saltans* (em 2018, 31699,21 ind.m⁻³) (Figura 6D e 7D).

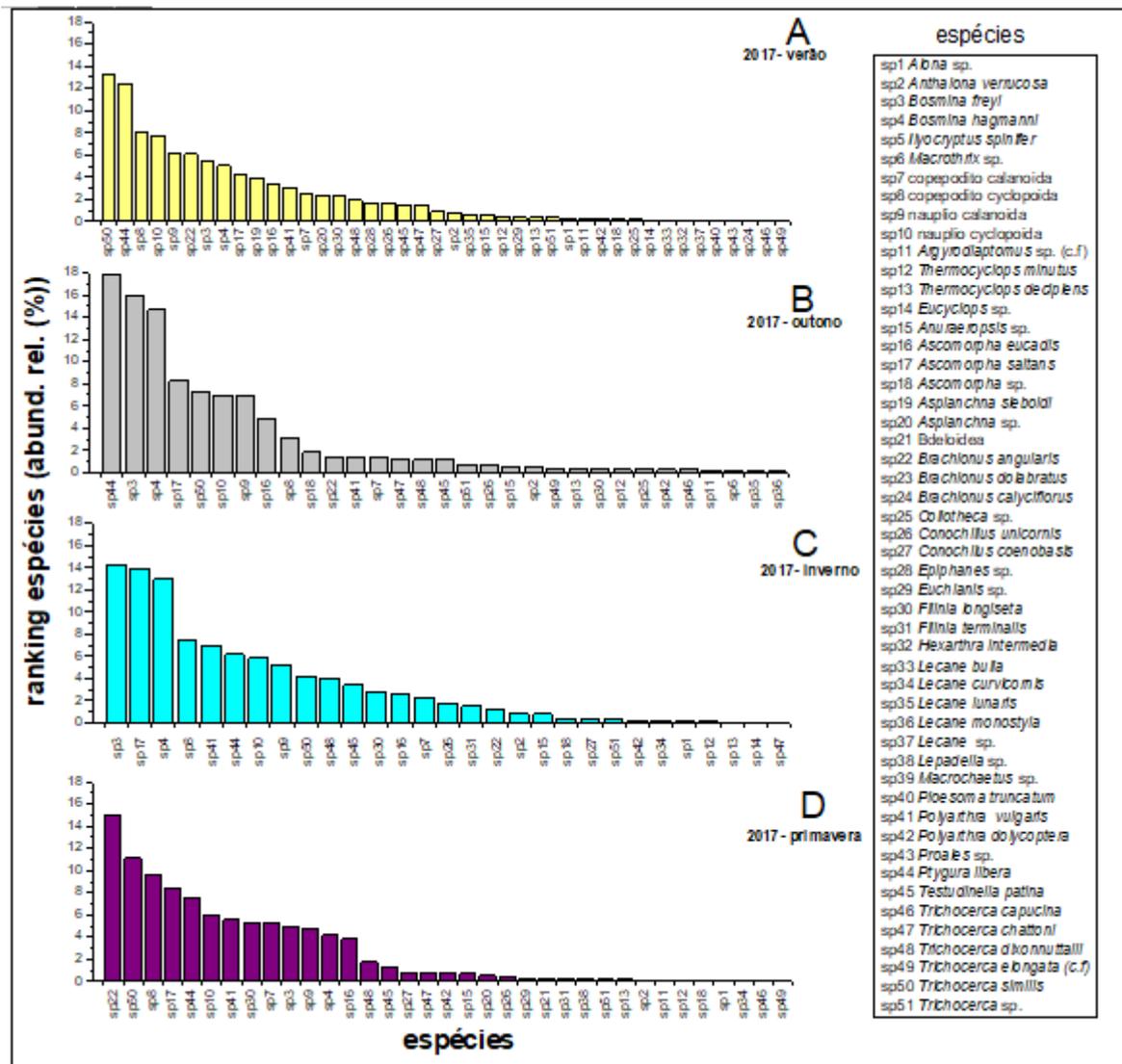


Fig. 6 Ranking de contribuição da abundância das espécies zooplanctônicas da lagoa do Peri em cada estação do ano (2017).

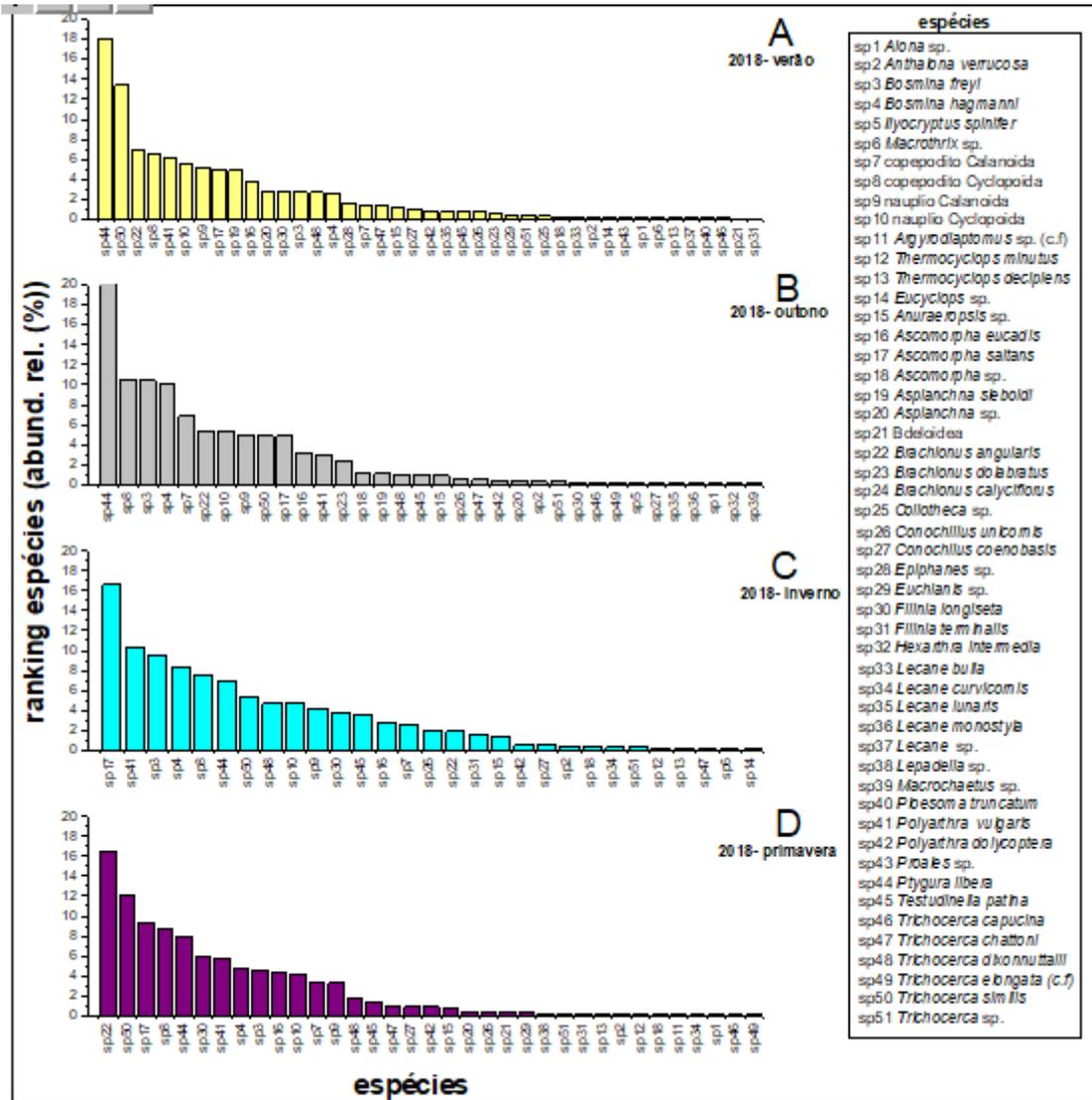


Fig. 7 Ranking de contribuição da abundância das espécies zooplânctônicas da lagoa do Peri em cada estação do ano (2018).

De acordo com os perfis de diversidade de Hill traçados para a comunidade zooplânctônica foi possível observar maior riqueza em P1, com 43 espécies, seguido do P3 (39), P4 (39) e P2 (35) (Fig. 8A). No entanto, seguindo a série de Hill, na ordem $q = 1$ e $q = 2$, observamos maior diversidade no ponto P3, seguido de P2, P1 e P4 (Fig. 8A). Temporalmente, a comunidade zooplânctônica teve as maiores riquezas no verão (Fig. 8B e 8C). Segundo a série de Hill, no verão também houve maiores diversidades tanto em $q = 1$ como em $q = 2$. Entretanto, no inverno de 2018 com a riqueza bem inferior, a comunidade teve a maior diversidade quando foi atribuído maior peso às espécies dominantes ($q = 2$).

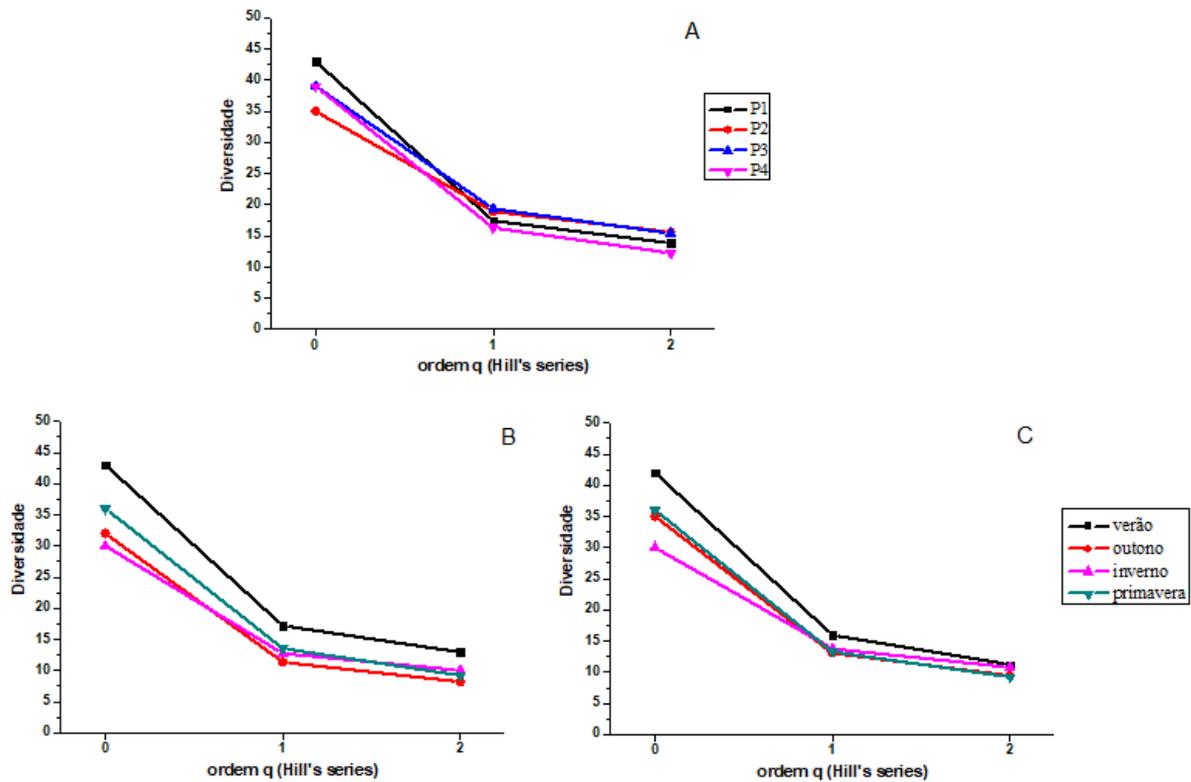


Fig. 8 Série de Hill e o perfil de diversidade espacial (A) e temporal (B=2017 e C=2018) para a comunidade zooplancônica da lagoa do Peri, SC.

A comunidade zooplancônica na lagoa do Peri difere significativamente entre as regiões ($R^2 = 0,12$; $p = 0,0137$) e entre as estações do ano estudadas ($R^2 = 0,3102$ $p = 0,03$). Apesar das diferenças significativas, os valores de variância explicados pelos dados não foram expressivos, sendo 12% para a variação espacial (R^2). No gráfico de nMDS são mostrados os dados, separados por pontos e por estações do ano, considerando-se a totalidade dos táxons (Figura 9A e 9B). A nMDS nos evidenciou uma sobreposição dos dados da comunidade zooplancônica evidenciando uma grande similaridade espacial da estrutura do zooplâncton. No entanto, podemos observar que a comunidade zooplancônica em P1 e P3 são menos similares (Fig.9A). A estruturação da comunidade zooplancônica apresentou uma similaridade entre os anos, porém, quando analisadas as estações observamos que o zooplâncton do verão é menos similar ao das outras estações do ano (Fig. 9B).

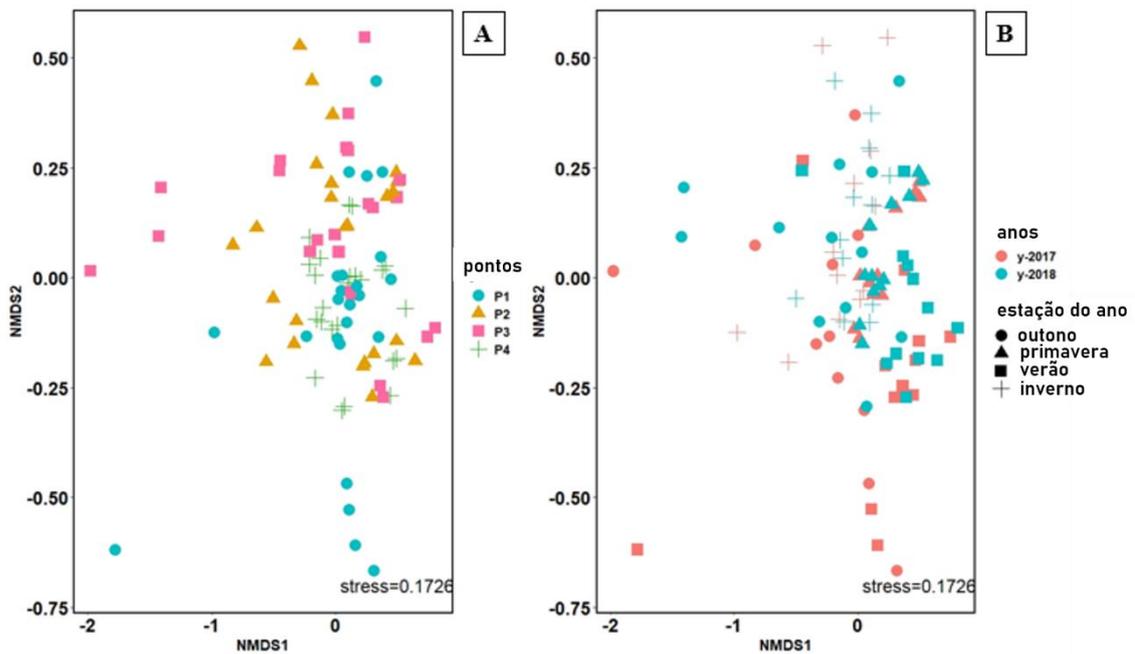


Fig. 9 Gráfico NMDS da estrutura da comunidade zooplancônica entre os pontos amostrados (A) e as estações (B)

A análise de redundância explicou 59,1% nos dois primeiros eixos. É possível observar que os Cladocera mais abundantes na comunidade, *B. freyi* e *B. hagmanni*, foram associados positivamente com as variáveis oxigênio dissolvido, velocidade do vento e pH, assim como os estágios juvenis dos Copepoda. Os Bosminidae tiveram uma relação negativa com a temperatura da água sugerindo que as menores temperaturas podem favorecer o desenvolvimento destas espécies. As espécies de Cyclopoida foram relacionadas positivamente com as concentrações de nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a*. *Ptygura libera* (Ptyglibe), espécie ocorrendo em alta densidade na lagoa, foi associada positivamente com a profundidade, condutividade elétrica da água e fósforo total. *Brachionus angularis* (Bracangu) teve forte associação com as maiores temperaturas da água (Fig. 10)

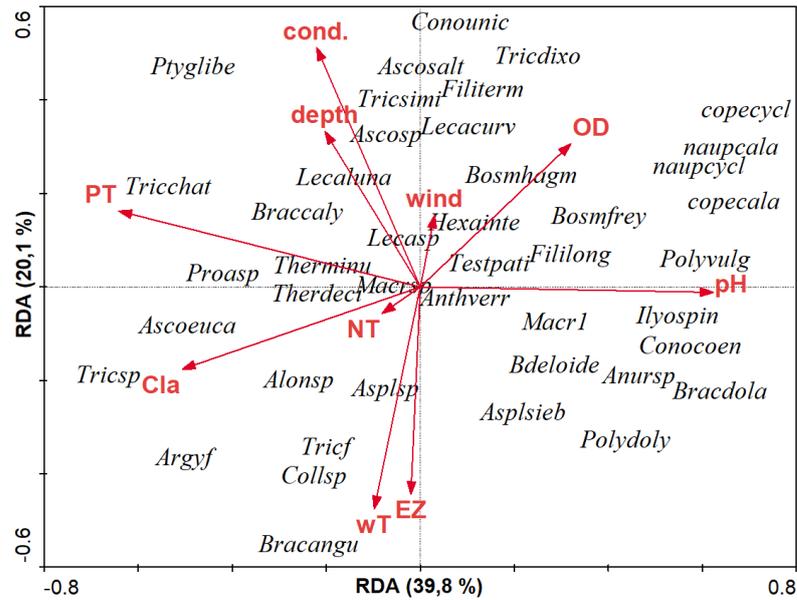


Fig. 10 Diagrama de dispersão obtido a partir da Análise de Redundância (RDA) aplicada à abundância das espécies zooplanctônicas no período estudado. (Cond= condutividade elétrica, OD= oxigênio dissolvido, wind= velocidade do vento, EZ= zona eufótica, wT= temperatura da água) (*Alona* sp. (Alonsp), *Anthalona verrucosa* (Anthverr), *Bosmina freyi* (Bosmfrey), *Bosmina hagmanni* (bosmhagm), *Ilyocryptus spinifer* (Ilyospin), *Macrothrix spinosa*. (Macrsp), copepodito de Calanoida (copecala), copepodito de Cyclopoida (copecycl), náuplio de Calanoida (naupcala), náuplio Cyclopoida (naupcycl), *Argyrodiaptomus* sp. (c.f) (Argyf), *Thermocyclops minutus* (Therminu), *Thermocyclops decipiens* (Therdeci), *Eucyclops* sp. (Eucysp), *Anuraeropsis* sp. (Anursp), *Ascomorpha eucadis* (Ascoeuca), *Ascomorpha saltans* (Ascosal), *Ascomorpha* sp. (Ascosp), *Asplanchna sieboldi* (Asplsieb), *Asplanchna* sp. (Asplsp), *Brachionus angularis* (Bracangu), *Brachionus dolabratus* (Bracdola), *Brachionus calyciflorus* (Braccaly), *Collotheca* sp. (Collsp), *Conochilus unicornis* (Conounic), *Conochilus coenobasis* (Conocoen), *Epiphanes* sp. (Epips), *Euchlanis* sp. (Euchsp), *Filinia longiseta* (Fililong), *Filinia terminalis* (Filiterm), *Hexarthra intermedia* (Hexaint), *Lecane bulla* (Lecabull), *Lecane curvicornis* (Lecacurv), *Lecane lunaris* (Lecaluna), *Lecane monostyla* (Lecamono), *Lecane* sp. (lecas), *Lepadella* sp. (Lepasp), *Macrochaetus* sp. (Macrsp), *Ploesoma truncatum* (Ploetrun), *Polyarthra vulgaris* (Polyvulg), *Polyarthra dolychoptera* (Polydoly), *Proales* sp. (Proasp), *Ptygura libera* (Ptyglibe), *Testudinella patina* (Testpati), *Trichocerca capucina* (Triccapu), *Trichocerca chattoni* (Tricchat), *Trichocerca dixonnuttalli* (Tricdixo), *Trichocerca elongata* (c.f) (Trielon), *Trichocerca similis* (Tricsimi), *Trichocerca* sp. (Trisp)

A análise de correlação mostrou que a comunidade zooplanctônica teve uma correlação negativa com a zona eufótica (EZ), concentração de fósforo total (Pt) e clorofila *a* (Cl-a). Os náuplios Calanoida (np-Cal) foram correlacionados negativamente com a concentração de fósforo total (Pt) e clorofila *a* (Cl-a). Os Cladocera (Clad) se correlacionaram negativamente com a zona eufótica (EZ). Por outro lado, os Rotifera tiveram uma correlação positiva com o pH, condutividade elétrica (E.C), temperatura da água (W.T) e velocidade do vento (W.S), e os Cladocera, com a profundidade (tabela 1).

Tabela 1. Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais, clorofila *a* e a comunidade zooplancônica (Rho= índice de correlação entre as variáveis, p.value <0.05 e - = não significativo (p>0.05)) (O.D= oxigênio dissolvido, E.C= condutividade elétrica, T.A= temperatura da água, E.Z= zona eufótica, Prof.= profundidade, V.V= velocidade do vento Prec.= precipitação)

		Rot	Clad	np-Cal	np-Cyc	cp-Cal	cp-Cyc	Spearman (Rho)
Nt ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	-	-	-	-	-	-	1
Pt ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	-	-	0,04	-	-	-	0.75
Cl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	-	-	0.02	-	-	-	0.5
pH	p.value	0.001	-	-	-	-	-	0
O.D ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	-	-	-	-	-	-	-0.5
E.C ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	p.value	0.03	-	-	-	-	-	-0.75
T.A ($^{\circ}\text{C}$)	p.value	0.007	-	-	-	-	-	-1
EZ	p.value	-	0.04	-	-	-	-	
Prof. (m)	p.value	-	0.03	-	-	-	-	
V.V (m.s^{-1})	p.value	0.005	-	-	-	-	-	
Precip. (mm)	p.value	-	-	-	-	-	-	

Discussão

Embora, historicamente, o zooplâncton possa estar sendo prejudicado com a dominância de cianobactérias na lagoa do Peri, registramos uma composição estrutural da comunidade diferente da que foi reportada por Pinheiro-Silva et al. (2020), visto que registramos uma riqueza de espécies bem maior (47 taxons) do que observado no estudo anterior (de mesmo esforço amostral).

A comunidade zooplancônica da lagoa do Peri foi caracterizada por alta riqueza e densidade de Rotifera e de poucas espécies de Cladocera e Copepoda. A dominância dos Rotifera em ambientes repletos de cianobactérias também tem sido relatada em outros estudos (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI 2005; SENDACZ et al. 2006; ZHAO et al. 2021), porém, em ambientes mais eutróficos, o que difere da lagoa do Peri, que apesar da dominância de cianobactérias é classificada como oligotrófica para concentração de nutrientes

(HENNEMANN & PETRUCIO 2010; HENNEMANN et al. 2016). No entanto, nossos resultados mostraram condições meso-eutróficas da qualidade da água, mesmo em baixas concentrações de fósforo total. Essa condição pode estar relacionada a alta densidade da *Raphidiopsis raciborskii*, cianobactéria favorecida em ambientes com baixa concentração de fósforo, pois, uma das suas principais características é a capacidade de armazenar fósforo internamente (BONILLA et al. 2012). Sendo assim, a densidade da cianobactéria influencia na concentração da clorofila-*a*, a qual é utilizada no cálculo do índice de estado trófico, consequentemente resultando em valores mais elevados do índice de trofia.

Diversos estudos mostram que corpos d'água rasos são ricos em micro invertebrados, especialmente de espécies de Rotifera (GILBERT & HAMPTON 2001; KUCZYŃSKA-KIPPEN 2007; POCHIECHA et al. 2015), porque em lagos polimíticos rasos as espécies associadas ao fundo ou às macrófitas podem ser arrastadas aleatoriamente para as águas abertas (WALLACE et al. 2006; EJSMONT-KARABIN 2012).

Além do mais, a superioridade numérica dos Rotifera pode estar relacionada às respostas rápidas aos distúrbios ambientais, pois são considerados organismos oportunistas, tendo crescimento populacional rápido durante os períodos favoráveis (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2005; DE-CARLI et al. 2018). Estes organismos também possuem diferentes estratégias alimentares que permitem a coexistência de muitas espécies em um mesmo micro-habitat (BRANCO et al. 2007).

A ausência dos grandes Cladocera e a baixa ocorrência de copépodes Calanoida na composição do zooplâncton pode ser uma consequência da baixa qualidade alimentar, visto que, a cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* predominante na lagoa do Peri (HENNEMANN et al. 2016; PINHEIRO-SILVA et al. 2020) é um recurso alimentar pouco atrativo e impalatável a diversas espécies. Embora não tenhamos abordado sobre a relação fitoplâncton e zooplâncton nesse estudo, a resposta dos organismos zooplanctônicos à presença de cianobactérias varia com o tamanho corporal dos organismos (PINHEIRO-SILVA et al. 2020), com a inibição alimentar e com a capacidade da ingestão de filamentos e colônias (HIETALA et al. 1995). A alimentação do zooplâncton herbívoro é influenciada pela morfologia das cianobactérias (colonial ou filamentosa), pela toxicidade e pela falta de valor nutricional das mesmas (FULTON & PAERL 1988, SCHWARZENBERGER 2022). Os filamentos das cianobactérias, geralmente grandes, dificultam a ingestão pelas espécies zooplanctônicas, bloqueando o aparato de filtração das espécies e causando uma diminuição na eficiência alimentar desses organismos (DEMOTT et al. 2001). Segundo Rocha (2002) os Copepoda Calanoida, grupo considerado raro na lagoa do Peri, são filtradores seletivos que são inibidos pela presença das cianobactérias.

Há, no entanto, evidências de que em alguns casos pode ocorrer uma rápida coevolução e algumas espécies se tornarem mais resistentes e adaptados às cianobactérias (GER et al. 2016)

Foram registradas altas densidades de estágios imaturos de Copepoda Cyclopoida, provavelmente relacionados a *Thermocyclops minutus*, o qual já é conhecido pelo seu hábito raptorial e por ser dominante em ambientes oligotróficos (LANDA et al. 2007). A alta densidade de estágios imaturos dos Copepoda pode estar relacionada às condições adversas do alimento que diminui a velocidade de desenvolvimento, sendo uma consequência da baixa qualidade das cianobactérias como fonte alimentar e visto que apenas uma pequena parcela dos imaturos atingiriam a idade adulta. Outro possível fator determinante para a proporção jovens/adultos é a intensidade da predação exercida por organismos invertebrados e vertebrados na comunidade zooplanctônica (DUMONT et al. 1994)

Foram encontradas variações espaciais e sazonais na estrutura da comunidade zooplanctônica. Os pontos P1 e P3 se diferenciaram na estruturação do zooplâncton, sendo a densidade dos Cladocera em P1 bem maior que em P3 ($p < 0.05$). Vale lembrar que estes pontos apresentaram diferenças na profundidade ($P1 > P3$; $p < 0.05$), a qual se correlacionou positivamente com a densidade dos Cladocera. A profundidade é um fator importante para distribuição das espécies na coluna d'água, relacionada a migração, dispersão, escape de predadores e maior disponibilidade alimentar (SANTANGELO et al. 2010).

A variação temporal da comunidade zooplanctônica possivelmente seja reflexo das mudanças abióticas, as quais influenciam de forma direta e indireta a estrutura do zooplâncton. Segundo Wetzel e Likens (1993) as variações temporais na dinâmica populacional dos Rotifera são frequentes e fatores como temperatura, quantidade e qualidade do alimento são essenciais na regulação das taxas de reprodução e na sucessão de suas populações sazonais.

Nossos resultados demonstraram que as variáveis abióticas e a clorofila *a* podem ter influência na dinâmica da comunidade zooplanctônica, pois foram correlacionados com a densidade dos grupos. A temperatura da água foi a variável que mais correlacionou com a estruturação da comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri. Tendo uma variação entre 17,12°C (inverno) e 29,30°C (verão), acompanhando as mudanças climáticas da região.

Embora se saiba que não apenas a temperatura, mas um conjunto de fatores ambientais controla a densidade do zooplâncton, a temperatura da água tem um papel importante no ritmo reprodutivo das espécies zooplanctônicas (ROSENFELD et al. 2015; HU et al. 2018; JONKERS et al. 2019; DOAN et al. 2019; RUIZ et al. 2021), porém sua influência pode variar de acordo com os grupos. As funções ecológicas do zooplâncton estão ligadas diretamente à temperatura da água, e sua variação pode provocar alterações na distribuição, abundância,

composição, fenologia e eficiência trófica da comunidade (BOCKWOLDT et al. 2017). Borges & Pedroso (2009) apontam que a temperatura tem influência positiva na densidade de *Keratella* sp. e *Polyarthra* sp., confirmando os resultados de Landa et al (2000) que observaram uma correlação positiva da densidade do *Polyarthra vulgaris* e *Brachionus dolabratus* com a temperatura. No entanto, nossos resultados mostram o inverso dos estudos citados, pois a densidade de *P. vulgaris* foi maior no inverno e relacionada às menores temperaturas. Estes autores registraram ainda, uma relação positiva entre a abundância dos cladóceros Bosminidae e a temperatura, fato não registrado no atual estudo.

As espécies *Trichocerca similis* e *Ptygura libera* foram mais abundantes no verão sendo responsáveis por mais de 25% da abundância do zooplâncton na lagoa do Peri. *Trichocerca similis* é uma espécie cosmopolita e planctônica e pode estar associada à eutrofização (ARORA, 1966; PIVA-BERTOLETTI, 2001), embora, Sládecěk (1983) tenha classificado esta espécie como oligosapróbia. No presente estudo, *Trichocerca. similis* foi correlacionada negativamente com a concentração de fósforo total (Rho= -0.30 e p=0.002) e clorofila *a* (Rho= -0.28 e p= 0.01), demonstrando que sua densidade populacional pode estar relacionada a ambientes de menor produtividade, corroborando com os resultados de Sládecěk (1983). Esta espécie teve forte correlação (+) com a velocidade do vento e a temperatura da água (Rho= 0.42 e p=0.0002). A densidade populacional de *Ptygura libera* também foi correlacionada negativamente com as concentrações de fósforo total (Rho= -0.37 e p=0.001) e clorofila *a* (Rho= -0.32 e p=0.001), e positivamente com a temperatura da água (Rho= 0.30 e p=0.002) e precipitação (Rho= 0.25 e p=0.02). Esta espécie prefere águas menos ricas em nutrientes e tolera baixo pH, frequentemente ocorrendo como espécie dominante em lagos e reservatórios (UMI et al. 2018). Segundo Matsumura-Tundisi et al. (1990) os rotíferos são oportunistas, tendo crescimento populacional rápido durante os períodos favoráveis e suas densidades mudam com a temperatura em um curto espaço de tempo. Assim, a alta densidade dos rotíferos e a dominância das espécies no verão estão mais relacionadas à temperatura da água do que como indicadores de eutrofização (SLÁDECÉK 1983; TASEVSKA et al. 2010).

A densidade do zooplâncton diminuiu no outono, especialmente a dos Rotifera, fazendo com que a contribuição dos Cladocera *Bosmina freyi* e *Bosmina hagsmanni* aumentasse significativamente sua representatividade no zooplâncton, sendo estas espécies responsáveis por 30 % da abundância total da comunidade. As espécies de *Bosmina* tiveram correlação negativa com todas as variáveis abióticas, contudo, a correlação com a precipitação (Rho = -0.46 e p = 0.01) e temperatura da água (Rho = -0.52 e p= 0.0001) foi mais forte. Geralmente se tem registro de *B. freyi* durante todo o ano, porém as maiores densidades ocorrem durante a

estação seca, começando a diminuir em dezembro (SILVA 2015). O período do ano com decréscimo nas densidades de *Bosmina* coincide com o aumento da temperatura e precipitação. Outros estudos também registraram *B. freyi* ao longo do ano e observaram que durante os meses de seca e com as baixas temperaturas, as densidades da espécie são bem maiores que no restante do ano (SANTOS 2010; ROCHA et al. 2011; SOARES & ELMOOR-LOUREIRO 2011). Podemos, então, enfatizar que a queda da temperatura durante o outono e inverno é um estímulo para o crescimento populacional de *B. freyi*, que em consequência aumenta sua densidade no ambiente.

As espécies de *Bosmina* permaneceram como as principais contribuidoras da abundância do zooplâncton na lagoa do Peri no inverno, porém, nesse período notamos o aumento significativo da densidade dos Rotifera *Ascomorpha saltans* e *Polyarthra vulgaris*. *Ascomorpha saltans* é comumente encontrada em águas eutróficas e suas maiores abundâncias relacionadas a temperaturas mais elevadas (SENDACZ et al. 2006), diferentemente do que foi encontrado em nossos resultados, visto que sua densidade populacional correlacionou negativamente com a temperatura da água (Rho= -0.35 e p=0.01). Já *Polyarthra vulgaris* é uma espécie cosmopolita e associada a diferentes níveis de trofia dos corpos d'água (PICAPEDRA et al. 2021). Porém, nossos resultados não evidenciaram nenhuma relação com as concentrações de nutrientes e clorofila *a*.

A abundância do *Trichocerca similis* volta a aumentar na primavera e junto com *Brachionus angularis* constituem as espécies com maior abundância no zooplâncton na lagoa do Peri. *B. angularis* foi correlacionada positivamente com a temperatura da água e, segundo Xiao-Ping Xu (2022) a temperatura ótima para o desenvolvimento do *B. angularis* situa-se entre 25° e 30°C, a qual impulsiona a reprodução da espécie, favorecendo o aumento de sua densidade nos corpos d'água.

Segundo a riqueza de espécies e o índice de Shannon, a diversidade do zooplâncton foi significativamente maior no verão, comprovando a variação temporal da comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri. Contudo, segundo a ordem $q(2)$ da série de Hill, no inverno a comunidade zooplanctônica apesar de ter menor riqueza de espécies teve maior diversidade do que na primavera e outono, devido à menor dominância. Assim, o zooplâncton no inverno teve uma distribuição populacional das espécies mais equilibrada do que nas outras estações.

Atualmente, há pouco consenso sobre qual seria a melhor medida de diversidade a ser aplicada nos estudos das comunidades. Desse modo, estudos abordando a eficiência dos índices na mensuração da diversidade zooplanctônica são de extrema importância, os quais são de grande valia, especialmente, em relação à composição taxonômica e funções ecológicas.

Conclusão

O presente estudo evidenciou que as alterações sazonais na estrutura da comunidade zooplanctônica estão ligadas às mudanças ambientais da região, sobretudo, da temperatura da água e da velocidade do vento.

Apesar de terem ocorrido diferenças espaciais significativas na densidade de Cladocera ($P1 > P3$), os índices tratados na série de Hill não detectaram diferenças espaciais significativas na estruturação da comunidade. Sazonalmente, o perfil de diversidade da série de Hill mostrou que mais do que a riqueza de espécies, a abundância relativa das espécies, sejam elas comuns ($q=2$) ou raras ($q=1$), possuem um papel fundamental na estimativa da diversidade da comunidade.

Devemos ressaltar que apesar de algumas espécies terem suas abundâncias relativamente baixas, suas presenças já chamam a atenção e o monitoramento de suas populações deve ser aplicado para detectar possíveis eventos de eutrofização na lagoa do Peri.

Referências

- ARORA, A. 1966. Rotifera as indicator of trophic nature environments. **Hydrobiologia**, v. 27, p. 146-159
- BARNES, R. S. K. 1980. Coastal lagoons. Cambridge Univ. Press, New York. 106 p. 29.50, hardcover; 11.25, softcover.
- BOCKWOLDT K. A., NODINE E. R., MIHUC T. B., SHAMBAUGH A. D., STOCKWELL J. D. 2017 Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased cyanobacteria in Lake Champlain, USA. **Contemp. Water Res. Educ.** 160(1):100-11
- BORGES, M.G. & PEDROSO, C.S. 2009. Variações da riqueza, diversidade e abundância do zooplâncton (Cladocera, Copepoda e Rotifera) do Delta do Jacuí, RS, Brasil, em resposta ao nível fluviométrico. **Acta Limnológica Brasiliensia**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 101-110.
- BOUDOURESQUE, C.F, BLANFUNÉ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI, C., PERRET-BOUDOURESQUE, M., THIBAUT T. 2020. Impacts of Marine and Lagoon Aquaculture on Macrophytes in Mediterranean Benthic Ecosystems. **Frontiers in Marine Science**. 10.3389/fmars.2020.00218
- BRANCO, C.W.C., KOZLOWSKY-SUZUKI, B. & ESTEVES, F.A. 2007. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed Brazilian coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**. v. 67, n. 2
-
- BRENTANO, D.; GIEHL, E. & PETRUCIO, M. 2016. Abiotic variables affect STX concentration in a meso-oligotrophic subtropical coastal lake dominated by *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae). **Harmful Algae**. 56. 10.1016/j.hal.2016.03.017.
- CARDOSO, L.S & MOTTA-MARQUES, D. 2009. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. **Aquatic Ecology**. 43:73-84
- CHAO, A.; CHIU, C. H. & JOST, L. 2014. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through hill numbers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 45 (1):297-324.
- CROMWELL, J. E. 1971. Barrier coast distribution: a world survey. In: NATIONAL COASTAL AND SHALLOW WATER RESEARCH CONFERENCE, 2, 1971, Baton Rouge. Abstract... Baton Rouge. p. 50.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. 2013. A Trophic State Index for Tropical/subtropical Reservoirs (TSI_{tr}). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134.
- DE-CARLI, B. P. et al. 2018. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia**. Série Zoologia [online]. v. 108
- DEMOTT, W.R. & MOXTER, F. 1991. Foraging cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. **Ecology**, 72 (5), pp. 1820-1834.
- DOAN, N.X.; VU, M.T.T.; PHAM, H.Q. et al. 2019. Extreme temperature impairs growth and productivity in a common tropical marine copepod. **Scientific Reports**. 9, 4550. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40996-7>

- DUMONT, J. H. 1994. Guides to of Identification of The Micro Invertebrates of The Continental Waters of The World. Ghent, State University of Ghent.
- EJSMONT-KARABIN, J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. **Polish Journal of Ecology**. 60:339–350.
- EL MAHRAD, B.; ABALANSA, S.; NEWTON, A.; ICELY, J.D.; SNOUSSI, M.; KACIMI, I. 2020. Social-Environmental Analysis for the Management of Coastal Lagoons in North Africa. **Frontiers in Environmental Science**. 8, 37.
- FONTES, M.; MAROTTA, H. & MACINTYRE, S.; & PETRUCIO, M, M. 2015. Inter- and intra-annual variations of pCO₂ and pO₂ in a freshwater subtropical coastal lake. **Inland Waters**. 5. 107-116. 10.5268/IW-5.2.726.
- FULTON, R.S. & PAERL, H.W. 1988. Effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competitive relations. **Oecologia**, 76, pp. 383-389
- GARCÍA-CHICOTE, J.; ARMENGOL, X. & ROJO, C. 2018. Zooplankton species as indicators of trophic state in reservoirs from Mediterranean river basins, **Inland Waters**, 9:1, 113-123, DOI: [10.1080/20442041.2018.1519352](https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1519352)
- GER, K. A.; URRUTIA-CORDERO, P.; FROST, P. C.; HANSSON, L.-A.; SARNELLE, O.; WILSON, A. E. & LÜRLING, M. 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. **Harmful Algae**, 54, 128–144.
- GILBERT, J. J & HAMPTON, S. E. 2001. Diel vertical migrations of zooplankton in a shallow, fishless pond: a possible avoidance-response cascade induced by notonectids. **Freshwater Biology**. 2001;46(5):611–621. doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00697.x
- HENNEMANN, M. C & PETRUCIO, M, M. 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental monitoring and Assessment**. DOI 10.1007/s10661-010-1833-5
- HENNEMANN, M. C & PETRUCIO, M, M. 2016. High chlorophyll a concentration in a low nutrient context: discussions in a subtropical lake dominated by Cyanobacteria. **Journal of Limnology**. 75. 10.4081/jlimnol.2016.1347.
- HIETALA, J.; REINIKAINEN, M.; WALLS, M. 1995. Variation in life history responses of *Daphnia* to toxic *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Plankton Research**, 17, pp. 2307-2318
- HU, S.; LIU, S.; WANG, L.; LI, T.; HUANG, H. 2018. Feeding response of the tropical copepod *Acartia erythraea* to short-term thermal stress: more animal-derived food was consumed. **PeerJ**, 6:e6129
- JEPPESEN, E.; NÖGES, P.; DAVIDSON, T.A. et al. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**. **676**, 279–297 <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>.
- JONKERS, L., HILLEBRAND, H. & KUCERA, M. 2019. Global change drives modern plankton communities away from the pre-industrial state. **Nature**, 570, 372–375. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1230-3>

KEIL, K. E.; KLINGER T., KEISTER, J.E.; MCLASKEY, A. K. 2021. Comparative Sensitivities of Zooplankton to Ocean Acidification Conditions in Experimental and Natural Settings. **Frontiers in Marine Science**. 10.3389/fmars.2021.613778

KJERFVE, B. 1994. Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B., Ed., Coastal Lagoon Processes, **Elsevier Oceanographic Series**, Amsterdam, 1-8.

KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R.; SENNA, P.A.C. 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. **Algological Studies** 94: 207-222.

KOSTE, W. 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 2 v

KUCZYŃSKA-KIPPEN, N. 2007. Habitat choice in Rotifera communities of three shallow lakes: impact of macrophyte substratum and season. **Hydrobiologia**. 2007;593(1):27–37. doi: 10.1007/s10750-007-9073-6

LANDA, G. G.; BARBOSA, F. A. R.; RIETZLER, A. C. & MAIA-BARBOSA, P. M. 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda: Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 50(4):695-705.

LORENZEN, C. J. 1967. Determination of Chlorophyll and Phaeopigments Spectrophotometric Equations. **Limnology and Oceanography**, vol. 12, nº 2, pp. 343-346. doi:10.4319/lo.1967.12.2.0343.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, S. N.; AGUENA, L. S. AND MIYAHARA, J. 1990. Eutrofização da Represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Revista Brasileira Biologia**. 50(4):923-935.

MATSUMURA-TUNDISI, T. & J. G. TUNDISI. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, 542:367-378.

NEWTON, A., BRITO, A. C., ICELY, J. D., DEROLEZ, V., CLARA, I., ANGUS, S., et al. 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. **Journal for Nature Conservation**. 44, 50–65. doi:10.1016/J.JNC.2018.02.009

PERBICHE-NEVES, G.; FILETO, C.; LAÇO-PORTINHO, J.; TROGUER, A. & SERAFIM-JUNIOR, M. 2013. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. **Latin American Journal of Aquatic Research**. Re. 41 (1):138-149.

PICAPEDRA, P. H. S.; FERNANDES, C.; BAUMGARTNER, G. & SANCHES, P. V. 2021. Zooplankton communities and their relationship with water quality in eight reservoirs from the midwestern and southeastern regions of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 81(3), 701–713. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230064>

PINHEIRO-SILVA, L.; GIANUCA, A.T. E.; SILVEIRA, M.H. et al. 2020. Grazing efficiency asymmetry drives zooplankton top-down control on phytoplankton in a subtropical lake dominated by non-toxic cyanobacteria. **Hydrobiologia**. 847, 2307–2320.

PIVA-BERTOLETTI, S.A.E. 2001. Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo. 253 f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.

POCIECHA, A.; WILK, E.; MRÓZ, W.; BIELAŃSKA-GRAJNER, I.; GADZINOWSKA, J.; WALUSIAK, E. 2015. Biodiversity of rotifers in urban water reservoirs of Southern Poland. **Oceanological and Hydrobiological Studies**. 44(3):335–342. doi: 10.1515/ohs-2015-0032.

R Development Core Team R Core Team. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available from <http://www.r-project.org/>

REID, J.W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, São Paulo, n. 9, p. 17-143.

ROCHA, M. I. A.; BRANCO, C. W. C.; SAMPAIO, G. F; et al. 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Mycrocystis aeruginosa* and zooplankton in a eutrophic reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 14(3):73-86.

ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J; & MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist dos Cladocera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** v. 11 n. 1^a, p. 571-592, 2011.

ROSENFELD, J.; VAN LEEUWEN, T.; RICHARDS, J.; ALLEN, D. 2015. Relationship between growth and standard metabolic rate: measurement artefacts and implications for habitat use and life-history adaptation in salmonids. **Animal Ecology**.84(1):4-20.

RUIZ, L. H., EKUMAH, B., ASIEDU, D. A., ALBANI, G., ACHEAMPONG, E., JÓNASDÓTTIR, S. H., NIELSEN, T. G. 2021. Climate change and oil pollution: A dangerous cocktail for tropical zooplankton. **Toxicology**. 231:105718.

SANTANGELO, J.; ARAÚJO, L.; BARROS, S. R.; NASCIMENTO, M.; BOZELLI, R. 2010. O Zooplâncton das Lagoas Costeiras no Norte-Fluminense. Cadernos do NUPEM. volume 4.

SANTANGELO, J.M.; ESTEVES, F.D.; MANCA, M. & BOZELLI, R.L. 2011. Abundance, composition and spatial variation in the egg bank of a tropical zooplankton community. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, vol. 46, no. 3, p. 225-232.

SANTOS, R. M. 2014 Estrutura das comunidades fito e zooplanctônicas do Reservatório Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a eutrofização. 254f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos - Ufscar. São Carlos

SCHWARZENBERGER, A. 2022. Negative Effects of Cyanotoxins and Adaptive Responses of *Daphnia*. **Toxins**. no. 11: 770. <https://doi.org/10.3390/toxins14110770>

SENDACZ, S., S. CALEFFI & SANTOS-SOARES, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, 66(1B):337-350.

SEGERS, H. 1995. Rotifera. The Hague, The Netherlands: SPB Academic, v. 2: The Lecanidae (Monogonta). (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world, v. 6).

SMIRNOV, N.N. 1974. *Fauna of the USSR: Crustacea* Keter Publishing House Jerusalem Ltd., Jerusalem.

SILVA, L. C. 2015. A comunidade zooplancônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento. 2015. 333 Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, Ufscar, São Carlos.

SOARES, C. E. A. & ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 2011. Uma atualização da lista de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do estado de Pernambuco, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 409-414.

SOUSA, F.D.R. & ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2019. Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v59, e20195924. http://doi.org/10.11606/1807_0205/2019.59.24.

SLÁDECĚK, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, 100: 169-201.

TASEVSKA, O.; JERSABEK, C. D.; KOSTOSKI, G.; & GUŠESKA, D. 2010. Differences in rotifer communities in two freshwater bodies of different trophic degree (Lake Ohrid and Lake Dojran, Macedonia). **Biologia**, 67(3), 565–572. [tps://doi.org/10.2478/s11756-012-0041-x](https://doi.org/10.2478/s11756-012-0041-x)

TONETTA, D. & PETRUCIO, M. & LAUDARES-SILVA, R. 2013. Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 25. 99-110. 10.1590/S2179-975X2013000100011.

TONETTA, D.; LAUDARES-SILVA, R. & PETRUCIO, M, M. 2015. Planktonic production and respiration in a subtropical lake dominated by Cyanobacteria. **Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia**. 75. 460-70. 10.1590/1519-6984.17513.

TONETTA, D., HENNEMANN, M. C., BRENTANO, D. M., & PETRUCIO, M. M. 2015. Considerations regarding the dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* under low light availability in a low phosphorus lake. **Acta Botanica Brasílica**, 29(3), 448–451. <https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0039>

TONETTA, D.; FONTES, M. & PETRUCIO, M. 2015. Linking summer conditions to CO₂ undersaturation and CO₂ influx in a subtropical coastal lake. **Limnology**. 16. 193-201. 10.1007/s10201-015-0460-9.

TONETTA, D.; STAEHR, P. & PETRUCIO, M. 2017. Changes in CO₂ dynamics related to rainfall and water level variations in a subtropical lake. **Hydrobiologia**. 794. 10.1007/s10750-017-3085-7.

UMI, W.; YUSOFF, F.M.; ARIS, A.Z. & SHARIP, Z. 2018. Estrutura da comunidade de rotíferos em lagos tropicais com diferentes características ambientais relacionadas à saúde do ecossistema. **Journal of Environmental Biology**, 39, 795 - 807. [https://doi.org/10.22438/jeb/39/5\(si\)/30](https://doi.org/10.22438/jeb/39/5(si)/30)

WALLACE, R. L, SNELL, T.W, RICCI, C., NOGRADY, T. 2006. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Backhuys Publishers; Leiden: Rotifera part 1: biology, ecology and systematics.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1993. Limnological analysis. 2ed. New York, Springer-Verlag. 491p.

VAN DAMME, K.; SINEV, A.Y. & DUMONT, H.J. 2011. Separation of *Anthalona* gen.n. from *Alona* Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. **Zootaxa** 2875: 1-64.

XIAO-PING XU, KAI-YAN TAO, XIAO-FAN YANG, BIN-BIN LI, CHANG-SHUANG ZHAO E YU-HU GUO. 2022. Combined effects of temperature and algal density on the life history characteristics in *Brachionus angularis* and *Keratella valga*, **Journal of Freshwater Ecology**, 37:1, 513-523, doi: [10.1080/02705060.2022.2124322](https://doi.org/10.1080/02705060.2022.2124322)

ZHAO, K.; WANG, L.; QINGMIN, Y; PAN, Y.; LIU, T.; ZHOU, Y.; ZHANG, J.; PANG, W. & WANG, Q. 2021. Influence of Cyanobacterial Blooms and Environmental Variation on Zooplankton and Eukaryotic Phytoplankton in a Large, Shallow, Eutrophic Lake in China. **Science of The Total Environment**. 773.

ZHENG, Z.; FU, S.; LI, Y. et al. 2022. Functional groups and seasonal diversity of crustacean zooplankton in adjacent waters of Haizhou Bay, South Yellow Sea. **Journal of Oceanology and Limnology**. <https://doi.org/10.1007/s00343-022-1360-6>

7. Capítulo 2. Estruturação funcional do zooplâncton em um ecossistema costeiro dominado por cianobactérias: uma abordagem categórica sobre a composição funcional das espécies

Resumo

A comunidade zooplanctônica foi estudada durante 24 meses em uma lagoa costeira subtropical rasa limitada de nutrientes e dominada por cianobactérias. O objetivo do presente estudo foi verificar a composição, a distribuição espaço-temporal e a dinâmica dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica. Foram realizadas amostragens mensais em quatro regiões da lagoa de janeiro de 2017 a dezembro de 2018. A comunidade zooplanctônica foi composta por alta densidade de Rotifera, Cladocera de pequeno porte e Copepoda. A riqueza da comunidade foi de 47 táxons agrupados em sete grupos funcionais. A estrutura dos grupos funcionais mostrou heterogeneidade espacial e temporal. Rotifera apresentou o maior número de grupos funcionais devido a sua maior riqueza de espécies nesse ecossistema. Os rotíferos sugadores pelágicos foram os mais abundantes durante todo o período de estudo, porém, nos períodos mais frios a densidade de espécies diminuiu e Cladocera filtradores tiveram aumento em suas abundâncias, grupo no qual teve forte relação (-) com a densidade de *Raphidiopsis raciborskii* da lagoa. As variáveis ambientais (temperatura, condutividade elétrica, velocidade do vento) influenciaram diretamente na abundância dos grupos funcionais.

Palavras-chave: grupos funcionais, oligotrófico, lagoa, temperatura, habito alimentar.

Introdução

As frequentes mudanças nos ecossistemas aquáticos, impulsionadas pelas ações antrópicas, fizeram com que os estudos sobre a estruturação das comunidades junto ao funcionamento do ecossistema se tornassem essenciais para o gerenciamento dos recursos e a preservação da biodiversidade (WETZEL 2001; VAN DER PLAS 2019). Segundo Meyer et al (2016), as comunidades bióticas podem auxiliar nas análises ecossistêmicas e no monitoramento ambiental, pois são ótimas ferramentas para se entender a dinâmica e os processos existentes nos ambientes aquáticos.

De acordo com Cardinale et al. (2012), as abordagens tradicionais e mais longevas sobre a relação entre o funcionamento do ecossistema e a biodiversidade são baseadas na taxonomia e são amplamente utilizadas. Tais abordagens enfatizam que a diversidade taxonômica, como a riqueza de espécies, melhora o funcionamento do ecossistema e que o efeito se fortalece gradativamente ao longo do tempo (MEYER et al. 2016). Porém, as análises taxonômicas não incluem as informações sobre as diferentes características e adaptações das espécies ao ambiente (SALMASO et al. 2015) dificultando explicações sobre a variação estrutural das comunidades em virtude das mudanças no ambiente.

As funções ecológicas das comunidades dependem das características das espécies e não das suas taxonomias (ABONYI et al. 2018). Portanto, a utilização dos atributos funcionais das espécies nas análises permite uma ligação mecanicista mais direta das respostas das comunidades frente às mudanças ambientais e as possíveis consequências no nível de ecossistema (HILLEBRAND & MATTHIESSEN 2009). Em uma ampla gama de estudos ecológicos, a diversidade funcional é usada para descrever teias alimentares (YING et al. 2020) e respostas de uma comunidade à distúrbios ambientais (VERÍSSIMO et al. 2017; BENEDETTI et al. 2019). Com base nas características funcionais, as espécies com os mesmos papéis funcionais são agrupadas em um mesmo grupo funcional e provavelmente responderão de forma semelhante às mudanças ambientais (SODRE & BOZEELI 2019).

A composição e a estrutura da comunidade zooplânctônica são diretamente influenciadas pelos filtros ambientais, fatores abióticos (ex. temperatura, nível de trofia da água e salinidade) que “eliminam” as espécies não adaptadas e formam grupos de espécies com tolerância ecológica semelhante, levando a um padrão homogêneo de traços funcionais na comunidade (VOGT et al. 2013; BENEDETTI et al. 2019; SODRE & BOZEELI 2019). Os traços funcionais do zooplâncton possibilitam a identificação de gradientes ambientais

responsáveis por diversos mecanismos nos ecossistemas aquáticos, como produtividade, níveis tróficos, profundidade e atividades antropogênicas (BARNETT & BEISNER 2007; LOKKO et al. 2017; OH et al. 2017; OBERTEGGER & FLAIM 2018; MOODY & WILKINSON 2019; SIMOES et al. 2020, PINHEIRO-SILVA et al. 2020).

A forte relação entre a diversidade funcional e a manutenção dos processos ecossistêmicos torna importante a utilização das características funcionais do zooplâncton para avaliar impactos na estrutura e no funcionamento do ecossistema aquático (VOGT et al. 2010; BENEDETTI et al. 2019; SODRE & BOZEELI 2019), ainda mais que determinadas alterações podem não ser detectadas pelas análises dos índices tradicionais de diversidade, com perda de informação e prejuízo aos ecossistemas (CIANCIRUSO 2008; KRZTON et al. 2019).

A lagoa do Peri, localizada no sul do Brasil, é amplamente utilizada para atividades recreativas e abastecimento de água para a população (HENNEMANN et al. 2016). No entanto, apesar de ser classificada como oligotrófica para nutrientes (TONETTA et al. 2017; SANTOS 2023), tem dominância da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* (KOMÁRKOVÁ et al. 1999; HENNEMANN & PETRUCIO 2011; TONETTA et al. 2013; PINHEIRO-SILVA et al. 2020), a qual pode ter grande influência na estruturação das comunidades planctônicas e na qualidade da água.

As cianobactérias possuem diferentes mecanismos de defesa, como: produção de cianotoxinas, plasticidade fenotípica e baixo valor nutricional (GER et al., 2016). Segundo Wilson & Hay (2007) as cianotoxinas podem diminuir a aptidão do zooplâncton, funcionando como estratégia de defesa contra esses predadores, e, ainda, acredita-se que as cianobactérias alteram sua morfologia para se livrar do pastoreio (JANG et al., 2007). No entanto, mesmo nas florações de cianobactérias há uma coexistência de algumas espécies de zooplâncton (SEVERIANDO et al., 2018). Os copépodes Calanoida em um reservatório hipereutrófico foram predadores eficientes das cianobactérias filamentosas, demonstrando ser um grupo adequado para o controle das cianobactérias (DINIZ et al., 2019).

Diante disso, estudamos os grupos funcionais da comunidade zooplanctônica e os atributos funcionais mais abundantes. Nossas hipóteses foram baseadas em função da variação sazonal das variáveis ambientais e da densidade de cianobactérias na lagoa do Peri, de modo que a estrutura funcional da comunidade zooplanctônica reflète as mudanças das características ambientais e do fitoplâncton. Assim, pressupomos que a estrutura funcional da comunidade zooplanctônica varia sazonalmente e que, espacialmente, é similar. E, ainda, os traços funcionais relacionados à alimentação, como o hábito alimentar, seriam os mais importantes para o agrupamento funcional das espécies nesse ecossistema.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado na lagoa do Peri, maior lagoa subtropical de água doce do litoral de Santa Catarina, apresenta área superficial de 5,7 km², comprimento máximo de 4 km, largura média de 1,7 km, profundidade média de 4,2 m e profundidade máxima de 11 m (figura 1). A lagoa fica localizada a 3 m acima do nível do mar, com o qual se conecta através de um canal de sentido único (lagoa→mar), o Canal Sangradouro, portanto não sofre influência das oscilações da maré (BAPTISTA & NIXDORF 2014). A Lagoa está inserida em uma área de preservação ambiental, o Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), e é uma das oito áreas de proteção ambiental da ilha de Santa Catarina e compreende um dos últimos remanescentes de mata Atlântica deste local. (CARDOSO et al. 2008). Os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande são os principais tributários da lagoa (LAUDARES-SILVA 1999; OLIVEIRA 2002), que em conjunto com a densa vegetação são responsáveis por regular o fluxo e controle da qualidade da água na lagoa. O clima na área é caracteristicamente subtropical, e os meses de verão (janeiro-março) são mais chuvosos do que os meses de inverno (junho-agosto) devido à influência da monção sul-americana (HENEMANN & PETRUCIO 2010).

Foram realizadas amostragens mensais de janeiro de 2017 a dezembro de 2018 em 4 pontos da lagoa do Peri-SC (figura 1). P1: ponto central da lagoa, local com maior profundidade, máxima de 11 m; P2: próximo à desembocadura do rio Cachoeira Grande; P3: próximo à desembocadura do rio Ribeirão Grande; P4: próximo à sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri, área utilizada para recreação e pelos banhistas.

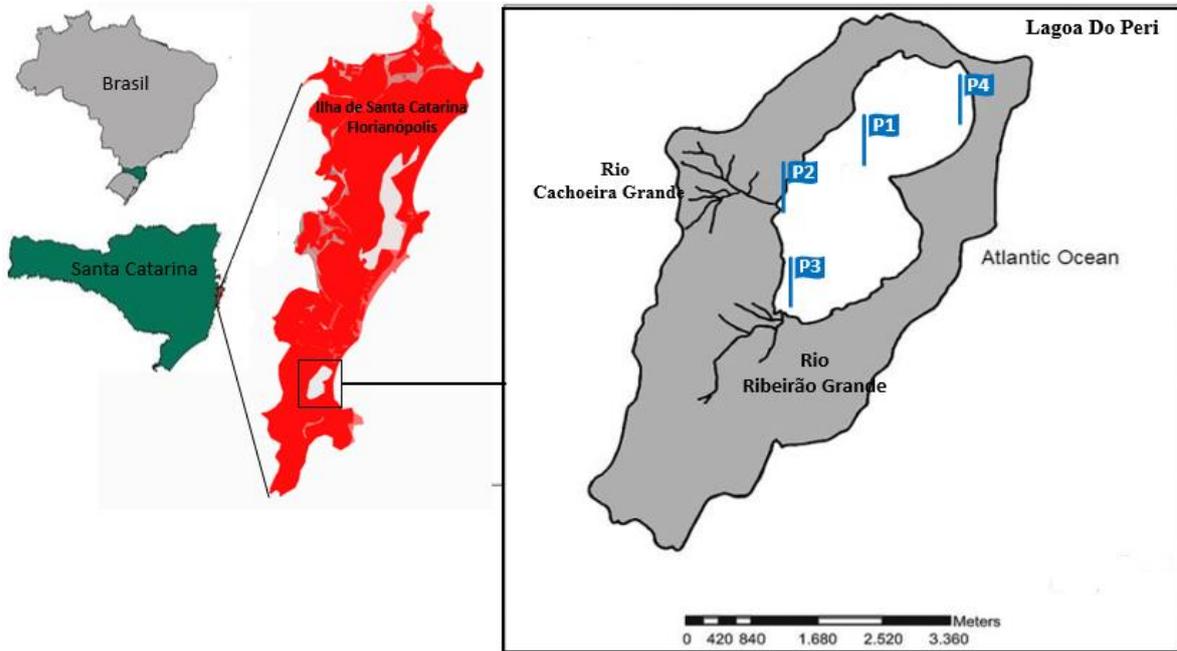


Fig 1. Mapa da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4. **Fonte:** Adaptação de Hennemann e Petrucio (2011).

Variáveis abióticas e clorofila-a

A temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH foram medidos in situ com um medidor multiparâmetro (modelo YSI 85). A transparência da água foi avaliada usando o disco de Secchi e a zona eufótica (m) (ZEU) foi estimada multiplicando o valor da transparência da água pelo valor empírico de 2,7. As concentrações de fósforo total (TP) e nitrogênio total (TN) foram determinadas em laboratório a partir de amostras de água coletadas na superfície da coluna d'água (VALDERRAMA 1981) (somente em P1). As concentrações de clorofila *a* (Cla) foram obtidas filtrando amostras de 500 ml de água através de filtros de fibra de vidro Millipore AP40 utilizando o método e equações descritos por Lorenzen (1967).

Raphidiopsis raciborskii

Informações sobre a densidade (ind.ml⁻¹) da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* do ano de 2017 foram fornecidas por Pinheiro-Silva (2020) (dados ainda não publicados), para que fosse possível verificar uma correlação com os grupos funcionais da comunidade zooplanctônica.

Zooplâncton

As amostras de zooplâncton foram obtidas filtrando-se 50 L de água com uma rede de plâncton de abertura de malha de 50µm. Em seguida os organismos foram fixados com formol 4% e as amostras armazenadas em frascos de polietileno. Para as contagens dos cladóceros e copépodes foi utilizado uma placa de acrílico quadriculada e as amostras foram analisadas integralmente sob microscópio estereoscópico da marca Leica® modelo MZ6 com aumento de até 50x. Para os rotíferos subamostras de 1 ml foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico Zeiss modelo Scope A1 com aquisição de imagens e com aumento de até 1000 vezes (apêndice 1).

O zooplâncton foi identificado até o menor nível taxonômico possível. Os copépodes imaturos/jovens foram separados em copepoditos e náuplios e identificados em nível de ordem (Cyclopoida e Calanoida).

A identificação dos organismos foi realizada utilizando-se bibliografias especializadas (e.g., SMIRNOV 1974; KOSTE 1978; REID 1985; SEGERS 1995; ELMOOR-LOUREIRO 1997; ELMOOR-LOUREIRO 2019).

Grupos funcionais

Para a definição dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica foram utilizadas cinco categorias de traços funcionais: o tamanho corporal, habitat, grupo trófico, hábito alimentar e reprodução (SILVA 2015; CASTILHO 2018). As características de cada espécie estão no apêndice 4.

O tamanho corporal é um traço de considerável importância relacionando-se a diversas funções individuais e ecológicas, como a taxa de crescimento, tempo de geração dos ovos, metabolismo, dispersão, taxa de alimentação e produção secundária (LITCHMAN *et al.* 2013). Esta característica é determinante para as respostas das espécies aos gradientes de urbanização (GIANUCA *et al.* 2018), flutuações de temperatura (HAVENS *et al.* 2015), carga de nutrientes (HART 2011) e florações de cianobactérias (ERSOY *et al.* 2017). Para a obtenção desse traço foi calculada a média do comprimento corporal (mm) de 30 indivíduos de cada espécie sob microscópio óptico.

No aspecto habitat, os organismos foram classificados como pelágicos ou litorâneos (BARNETT *et al.* 2007):

Litorâneos: espécies que vivem associadas a algum tipo de substrato, como sedimento, macrófitas ou algas filamentosas;

Pelágicos: espécies completamente planctônicas.

O grupo trófico refere-se à alimentação dos organismos e foram classificados como herbívoros e onívoros (CASTILHO 2018):

Herbívoros: espécies que se alimentam essencialmente de fitoplâncton;

Onívoros: organismos que se alimentam de algas, bactérias, detritos e pequenos protozoários; além de organismos maiores, como rotíferos e cladóceros.

Em relação ao hábito alimentar as espécies foram classificadas em: raspadores, suspensívoros F, suspensívoros AP, suspensívoros C, raptoriais e sugadores (SILVA 2015):

Raspadores: se alimentam de partículas aderidas a um substrato;

Suspensívoros F: a busca por alimento é ativa já que são capazes de gerar uma corrente de água, a qual irá passar por cerdas filtrantes, e a captura é passiva, ficando retido nas cerdas tudo que tiver tamanho adequado;

Suspensívoros AP: a busca de alimento é passiva e utilizam de apêndices bucais para a captura, podendo haver seletividade por tamanho ou por células quimiossintetizantes;

Suspensívoros C: busca de alimento passiva e utilização de cílios para a captura;

Raptoriais: predadores, onde a busca e a captura dos alimentos são ativas;

Sugadores: rotíferos que não utilizam os cílios para capturar o alimento, mas um mástax reversível capaz de capturar e sugar o conteúdo de algas ou outros rotíferos menores.

E por fim, o último traço funcional utilizado foi o modo principal de reprodução:

Assexuada: rotíferos e cladóceros.

Sexuada: copépodes.

A definição dos grupos funcionais da comunidade zooplânctônica foi realizada através de uma análise multivariada de agrupamento utilizando-se os traços funcionais listados para cada uma das espécies (PLA *et al.*, 2012), realizada no software R 3.1.2 (R Development Core Team, 2021), utilizando o pacote FD (LALIBERTÉ & LEGENDRE 2010; LALIBERTÉ *et al.* 2014).

Análises estatísticas

Para a melhor compreensão dos resultados, os dados mensais foram compilados em estações, sendo Verão (janeiro a março), Outono (abril a junho), Inverno (julho a setembro) e Primavera (outubro a dezembro).

As diferenças ambientais entre os pontos e meses estudados foram verificadas pela análise não paramétrica de Kruskal-Wallis seguida do teste de Dunn a posteriori.

O dimensionamento multidimensional não métrico (nMDS) foi usado para visualizar semelhanças/diferenças da comunidade zooplanctônica nos locais e meses de amostragem. Os pontos que são mais próximos no espaço de ordenação são considerados mais semelhantes, porém, são dados de observação. Assim, utilizamos a PERMANOVA para testar estatisticamente estas semelhanças/diferenças, usando a função adonis com a dissimilaridade de “Bray-Curtis” (método mais adequado para dados de abundância) para a verificação dos níveis de significância (<0.05) obtidos com 999 randomizações (Oksanen et al., 2010). Também foi realizado o teste de correlação de Spearman para verificar a correlação entre as variáveis ambientais e os grupos funcionais.

Por fim, realizamos uma análise de regressão com os dados mensais das cianobactérias e do zooplâncton para verificar a relação entre a densidade da *Raphidiopsis raciborskii* e dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica.

Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2021).

RESULTADOS

Parâmetros ambientais

A profundidade e o pH apresentaram diferenças espaciais significativas, onde a profundidade do ponto P1 foi significativamente maior que os demais pontos de amostragem ($p<0.05$). Em relação ao pH, o P4 foi mais alcalino que o P1 ($p<0.05$) (tabela 1). Quando considerado o fator tempo observamos que dentre as variáveis ambientais somente a profundidade e o pH não apresentaram diferença estatística ($p>0.05$). Nos períodos mais quentes (verão/primavera) houve maior velocidade do vento, temperatura da água e precipitação; já os períodos mais frios (inverno/outono) tiveram maiores valores de oxigênio dissolvido ($p<0.05$) (tabela 1).

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais e Clorofila-*a* nos pontos amostrados e nas respectivas estações do ano (ver.=verão; out.=outono; inv.=inverno; prim=primavera) (W.S= velocidade do vento, Depth= profundidade, W.T= temperatura da água, O.D= oxigênio dissolvido, E.C= condutividade elétrica, Rainfall=precipitação)** Dados de nutrientes e Clorofila *a* analisados somente em P1.

	P1					P2					P3					P4				
	ver.	out.	inv.	prim.	mean±SD	ver.	out.	inv.	prim.	mean±SD	ver.	out.	inv.	prim.	mean±SD	ver.	out.	inv.	prim.	mean±SD
W.S (m.s ⁻¹)	4,52	2,14	2,59	4,54	3.44± 1.26	4,52	2,14	2,59	4,54	3.44± 1.26	4,52	2,14	2,59	4,54	3.44± 1.26	4,52	2,14	2,59	4,54	3.44± 1.26
Depth (m)	7,36	7,47	7,47	7,17	7.36± 0.14	2,33	2,7	2,63	2,27	2.48± 0.21	2,43	2,33	2	1,87	2.15± 0.26	1,56	1,6	1,63	1,57	1.59± 0.03
Secchi (m)	0,65	0,67	0,77	0,73	0.70± 0.05	0,72	0,68	0,7	0,8	0.72± 0.05	0,67	0,73	0,79	0,8	0.74± 0.06	0,7	0,7	0,77	0,73	0.72± 0.03
W.T (°C)	27,3	21,2	19,4	23,3	22.8± 3.4	28,3	21,5	19,8	23,97	23.39± 3.71	28,67	21,8	19,8	24,34	23.62± 3.82	28,5	21,7	19,37	24,07	23.41± 3.89
pH	6,65	6,52	7	7,16	6.8± 0.29	7,81	7,78	7,35	8,02	7.74± 0.28	7,74	7,72	7,47	8,4	7.83± 0.39	8,2	8,42	7,57	8,54	8.18± 0.43
O.D (µg L ⁻¹)	6,29	8,12	9,07	8,05	7.88± 1.15	6,9	8,42	8,97	8,33	8.15± 0.88	5,45	8,81	8,93	8,44	7.9± 1.65	5,23	9,14	9,18	8,5	8.01± 1.88
E.C (µS cm ⁻¹)	68,6	54,2	63,5	65,6	62.99± 6.19	68,1	66,7	64,1	67,5	66.56± 1.77	69,1	66,8	64,3	67,3	66.8± 1.98	68,67	66,6	63,97	67,93	66.8± 2.06
Rainfall (mm)	140	178	65	123	126.75± 47.1	140	178	65	123,4	126.75± 47.1	140	178	65	123,37	126.75± 47.1	140	178	65	123,4	126.75± 47.1
Pt (µg L ⁻¹)	19,7	19,6	19,1	21,3	19.92± 0.93	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nt (µg L ⁻¹)	709	747	1035	842	833.2± 145.75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl-a (µg L ⁻¹)	24,4	40,4	22,8	36,7	31.07± 8.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Levando em consideração as análises de nitrogênio total, fósforo total e clorofila-*a* observamos uma oscilação das concentrações dos três componentes. Um fato interessante a se destacar é que a concentração de clorofila-*a* em certo momento aumenta quando as concentrações dos nutrientes diminuem e em outros períodos o aumento da clorofila-*a* segue similarmente o aumento da concentração dos nutrientes (figura 2). Em 2017 no mês de abril quando as concentrações dos nutrientes foram as mais baixas a concentração de clorofila-*a* foi maior do que agosto, por exemplo, onde o aporte dos nutrientes era maior. Por outro lado, em junho as concentrações dos nutrientes foram altas, assim como a concentração de clorofila-*a* (figura 2A).

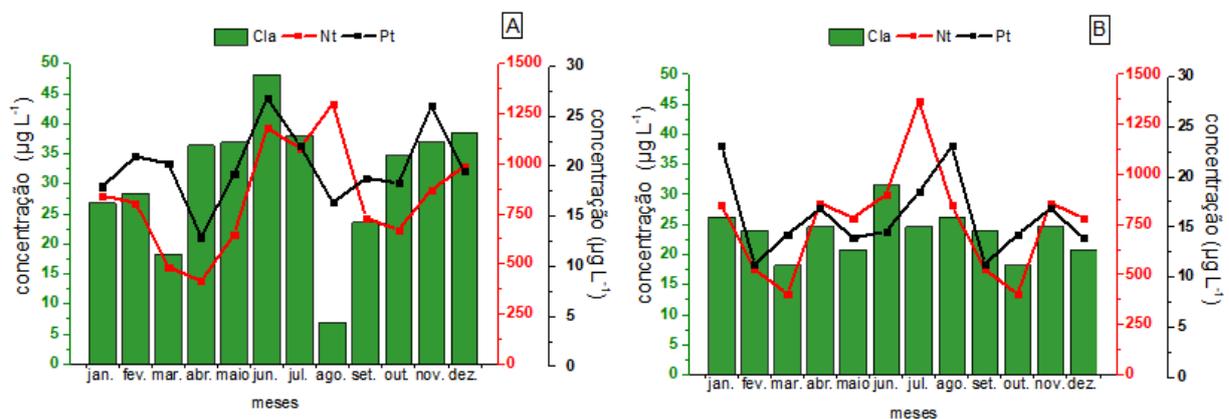


Figura 2. Variação da concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), e clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$), no ponto P1 entre 2017 (A) e 2018 (B) na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.

Comunidade zooplantônica, grupos funcionais e composição dos traços funcionais

A biodiversidade do zooplâncton na lagoa do Peri foi representada por 47 taxons, consistindo de 37 espécies de Rotifera (78.72%), seis espécies de Cladocera (12.16%) e quatro espécies (8.51%) de Copepoda. A análise de agrupamento gerada a partir dos traços funcionais das espécies identificadas identificou sete grupos funcionais (GF) da comunidade zooplanctônica, sendo: **GF1**- rotíferos herbívoros ciliados de habitat pelágico; **GF2**- rotíferos herbívoros sugadores de habitat pelágico; **GF3**- onívoros raptorais (copépodes ciclopoídes e os rotíferos do gênero *Asplanchna*); **GF4**- rotíferos herbívoros ciliados de habitat litorâneo; **GF5**- cladóceros herbívoros raspadores de habitat litorâneo; **GF6**- cladóceros herbívoros filtradores de habitat pelágico; **GF7**- copépodes calanóidas essencialmente herbívoros suspensívoros e de habitat pelágico. Os rotíferos foram separados em três grupos, enquanto os cladóceros e copépodes em apenas dois grupos funcionais.

A seguir é possível ver a composição dos grupos funcionais e suas características (tabela 1), bem como, o dendrograma gerado pela análise de agrupamento (figura 3).

Tabela 1. Composição dos grupos funcionais da comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.

Grupos	Características	Espécies
GF1	Herbívoros suspensívoros pelágicos com presença de cílios	<i>Anuraeopsis sp.</i> , <i>Brachionus angularis</i> , <i>Brachionus calyciflorus</i> , <i>Brachionus dolabratus</i> , <i>Filinia longiseta</i> , <i>Filinia terminalis</i> , <i>Hexarthra intermedia</i> , <i>Lepadella sp.</i>
GF2	Herbívoros sugadores pelágicos	<i>Ascomorpha ecaudis</i> , <i>Ascomorpha saltans</i> , <i>Ascomorpha sp.</i> , <i>Polyarthra sp.</i> , <i>Polyarthra vulgaris</i> , <i>Ploesoma truncatum</i> , <i>Trichocerca sp.</i> , <i>Trichocerca chattoni</i> , <i>Trichocerca similis grandis</i> , <i>Trichocerca capucina</i> , <i>Trichocerca dixonnuttalli</i> , <i>Trichocerca elongata</i> .
GF3	Onívoros raptorais	<i>Asplanchna sp.</i> , <i>Asplanchna sieboldi</i> , <i>Thermocyclops decipiens</i> , <i>Thermocyclops minutus</i> , <i>Eucyclops sp.</i> e copepodito Cyclopoida
GF4	Herbívoros suspensívoros litorâneos com cílios	<i>Collotheca sp.</i> , <i>Conochilus coenobasis</i> , <i>Conochilus unicornis</i> , <i>Euchlanis dilatata</i> , <i>Lecane bulla</i> , <i>Lecane elegans</i> , <i>Lecane lunaris</i> , <i>Lecane monostyla</i> , <i>Lecane curvicornis</i> , <i>Lecane sp.</i> , <i>Macrochaetus sp.</i> , <i>Proales sp.</i> , <i>Ptygura libera</i> , <i>Testudinella patina</i> , <i>Bdelloidea</i> .

GF5	Herbívoros raspadores litorâneos	<i>Alona</i> sp., <i>Anthalona verrucosa</i> , <i>Ilyocryptus spinifer</i> e <i>Macrothrix spinosa</i> .
GF6	Herbívoros suspensívoros pelágicos filtradores	<i>Bosmina hagmani</i> e <i>Bosminopsis freyi</i>
GF7	Herbívoros suspensívoros pelágicos contendo aparelhos bucais	<i>Argyrodiaptomus</i> sp*., náuplios Calanoida, náuplios Cyclopoida e copepodito Calanoida.

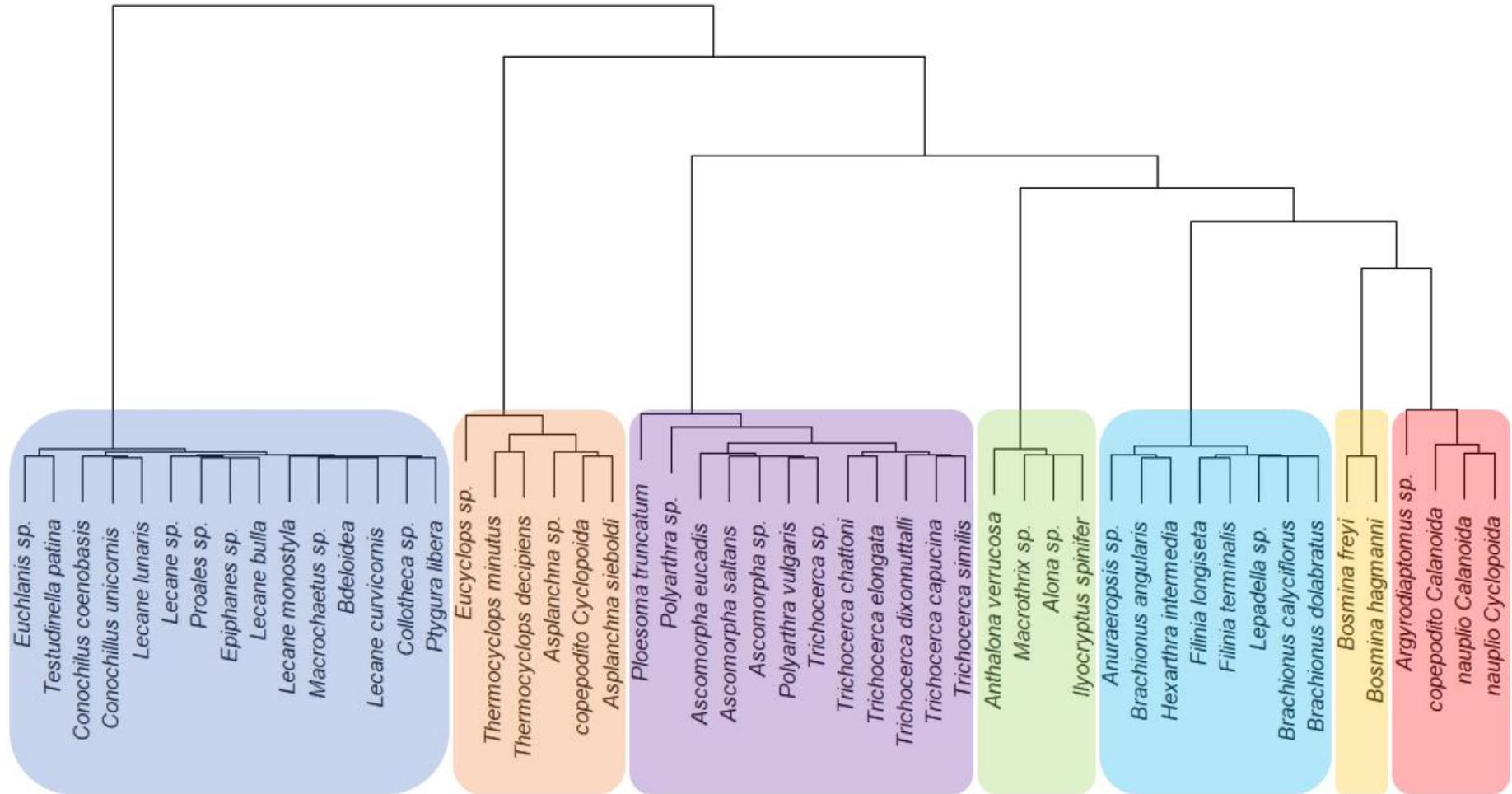


Figura 3. Dendrograma do agrupamento funcional construído a partir dos traços funcionais pré-estabelecidos das espécies zooplantônicas registradas na lagoa do Peri, Florianópolis-SC.

Os herbívoros sugadores pelágicos (GF2) foram os mais abundantes. Porém, alguns grupos funcionais apresentaram diferenças significativas tanto espacialmente quanto sazonalmente ($p < 0.05$). Espacialmente, apenas os grupos funcionais GF1 e GF2 não apresentaram diferenças significativas. Os onívoros raptoriais (GF3) e os filtradores (GF6) foram mais abundantes em P1 e em P4 do que em P3 ($p < 0.05$). Os herbívoros suspensívoros ciliados (GF4) foram mais abundantes em P4 do que em P3. Os Cladocera raspadores (GF5) e os Copepoda suspensívoros AP (GF7) tiveram maior abundância em P1 do que nos demais pontos, os Copepoda (GF7) tiveram maior abundância em P4 do que em P3 (Fig. 4A). Sazonalmente, os Cladocera raspadores (GF5) e os Copepoda suspensívoros AP (GF7) não tiveram mudanças significativas. Nos períodos mais quentes (verão/primavera), os herbívoros suspensívoros pelágicos ciliados (GF1) tiveram maior abundância do que nos períodos mais frios (inverno/outono); os Rotifera sugadores pelágicos (GF2) tiveram maior abundância na primavera do que no outono, especialmente em 2018. Os onívoros raptoriais (GF3) tiveram baixa abundância no outono de 2017, o que levou à diferença significativa em relação aos outros períodos estudados. Os Rotifera ciliados litorâneos (GF4) tiveram a maior abundância no verão de 2018, o que levou a uma diferença significativa do inverno e da primavera de 2017. E por fim, os Cladocera filtradores (GF6) tiveram maior abundância nos períodos mais frios (inverno/outono) do que nos períodos mais quentes. (Fig. 4B)

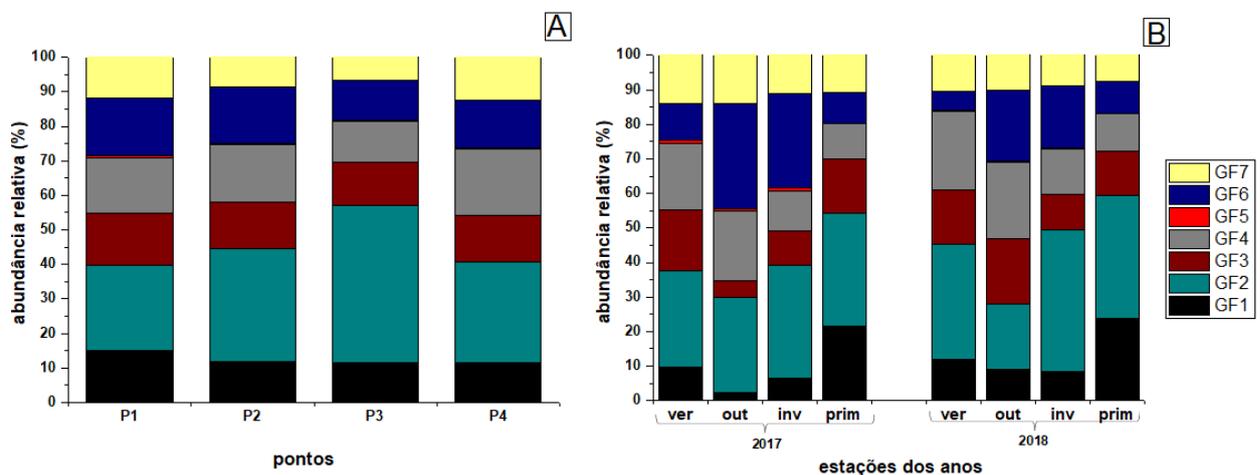


Fig. 4 Abundância dos grupos funcionais nos pontos amostrados (A) e nas estações dos anos (2017/2018) (B).

A análise de nMDS demonstrou que os pontos P2, P3 e P4 são mais similares entre si do que com o P1. A análise, ainda nos mostrou que os grupos funcionais do verão e da primavera são mais similares entre si, assim como os grupos funcionais do inverno e outono.

De certo modo, a análise demonstrou que a comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri é diferente entre os períodos mais quentes e mais frios (Fig. 5).

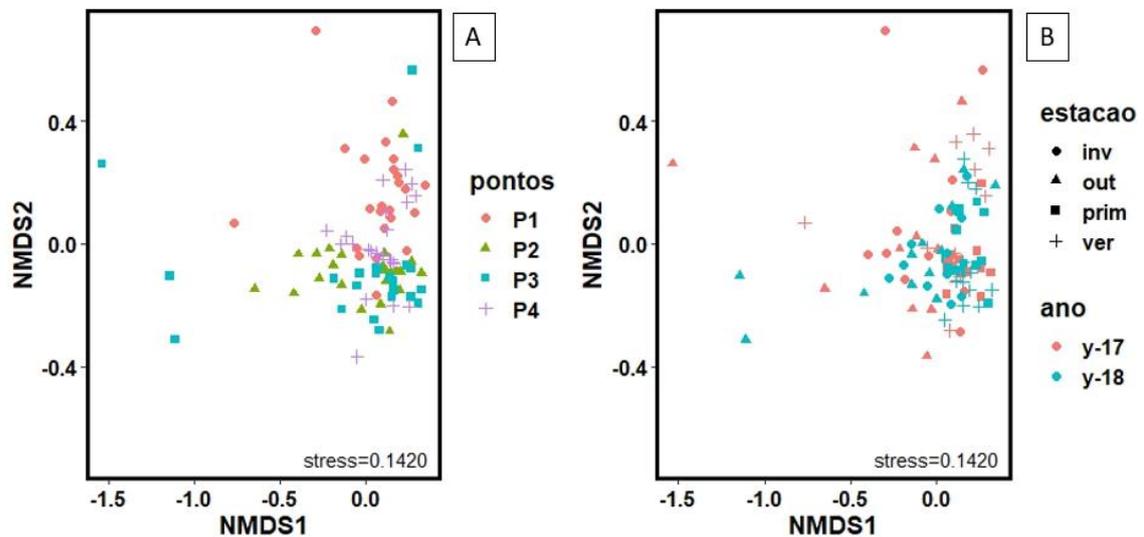


Figura 5. Análise de nMDS dos grupos funcionais entre os pontos (A) e as estações dos anos (B) amostrados na lagoa do Peri, SC, Brasil.

Quando verificadas em separado, a composição e a abundância dos traços funcionais não se observaram diferenças significativas entre os pontos de amostragens, porém foram observadas diferenças na estrutura funcional do zooplâncton entre os períodos estudados. Quando verificado o poder de contribuição de cada grupo trófico nas estações do ano observamos que no outono a herbivoria compunha 96,9% deste traço funcional, tendo uma redução para primavera (90,39%, $p=0.033$) e verão (85,92%, $p=0.00025$), já a onívoria teve um aumento no verão (14,08%, $p=0.00025$) quando comparado ao outono (3,07%) e a primavera (9,6%, $p=0.033$). Outra categoria dos atributos funcionais a mostrar diferença significativa entre os períodos do ano foi o hábito alimentar, onde no outono a estratégia alimentar “suspensívora de filtração” era responsável por 40,88% do total de hábito alimentar da comunidade zooplanctônica, passando para 8,5% na primavera ($p=0.018$) e 16,8% no verão ($p=0.020$). Os raptorais aumentaram na primavera (9,6%, $p=0.033$) e no verão (14%, $p=0.00025$) quando comparado ao outono (3,07%) (Fig. 6).

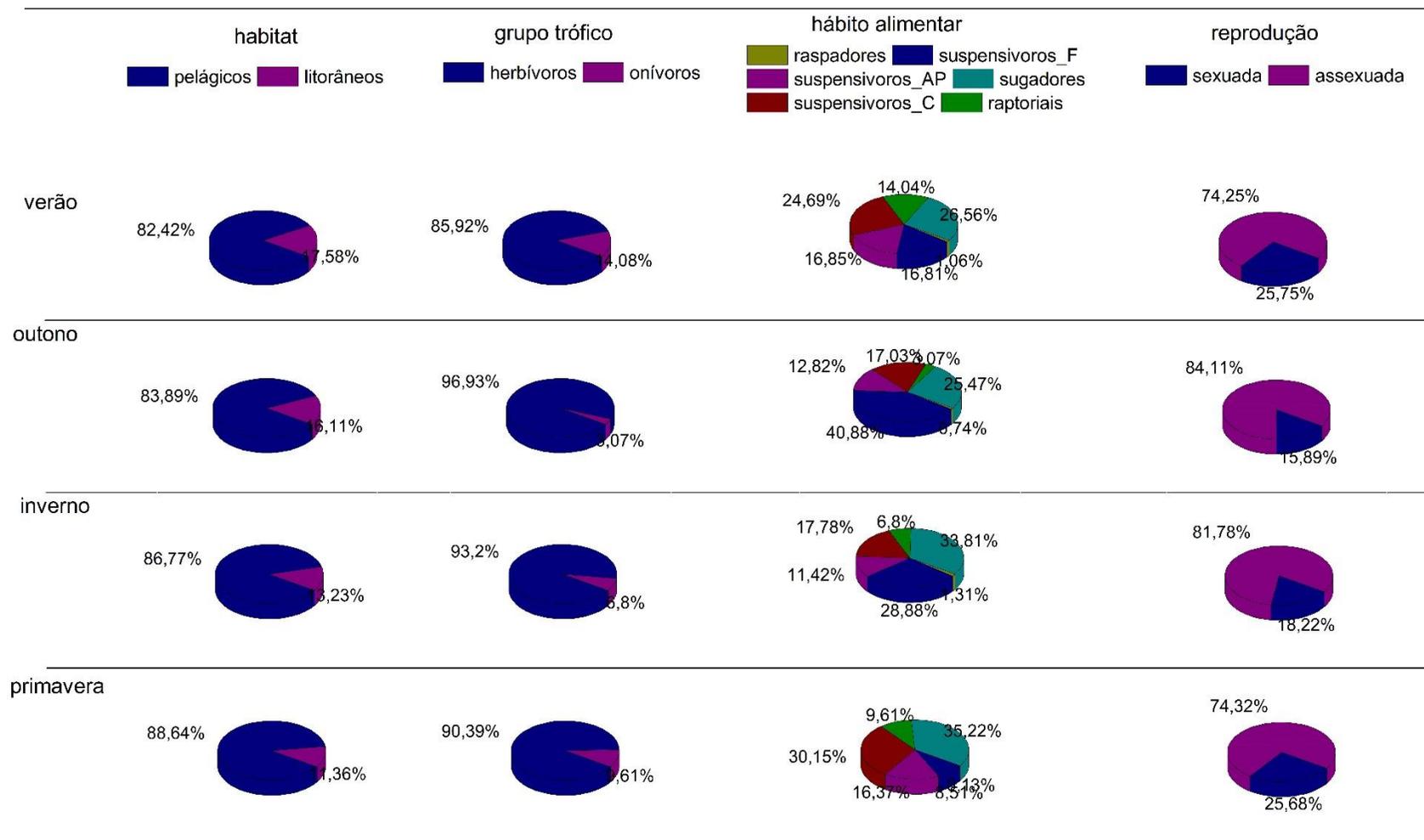


Figura 6. Composição média dos atributos funcionais da comunidade zooplancônica nos períodos de estudo (verão, outono, inverno e primavera) na lagoa do Peri, Florianópolis- SC

Verificou-se uma correlação das variáveis com os grupos funcionais. Os Cladocera filtradores, representantes do grupo GF6, tiveram uma correlação negativa com a velocidade do vento, temperatura da água e pH, e uma associação (+) com a concentração de nitrogênio total. Os Rotifera pelágicos ciliados (GF1) e os onívoros raptorais (GF3) correlacionaram-se positivamente com a velocidade do vento, temperatura da água e condutividade. Os Rotifera pelágicos ciliados, ainda, tiveram uma correlação (+) com o pH. Já os Rotifera sugadores pelágicos (GF2), grupo mais abundante na lagoa do Peri, não tiveram correlação com nenhuma das variáveis abordadas (tabela 3). Também foi observado que a densidade da *R. raciborskii* se correlacionou positivamente com os Rotifera pelágicos ciliados (GF1), com os onívoros raptorais (GF3) e com os herbívoros pelágicos_AP (GF7). Ainda, a *R. raciborskii* teve uma correlação negativa com os Cladocera filtradores (GF6) (tabela 2).

Tabela 2. Valores da correlação de Spearman (Rho) entre as variáveis abióticas e os grupos funcionais na lagoa do Peri, SC, Brasil. (*valores de Rho preenchidos apenas nas correlações significativas $p < 0.05$)

	GF1	GF2	GF3	GF4	GF5	GF6	GF7
V.V (m.s ⁻¹)	0,5		0,48			-0,43	
Profundidade (m)	0,37					0,28	
Secchi (m)						-0,29	
T.A (°C)	0,41		0,4	0,29		-0,4	0,29
pH	0,53					-0,35	0,3
O.D (µg L ⁻¹)				-0,39			
E.C (µS cm ⁻¹)	0,28		0,35			-0,38	0,37
Pluviosidade (mm)							
Nt (µg L ⁻¹)						0,64	
Pt (µg L ⁻¹)							
Cl-a (µg L ⁻¹)							
R. raciborskii (densidade)	0,60					-0,77	

DISCUSSÃO

Os parâmetros ambientais da lagoa do Peri variaram temporalmente devido às variações climáticas que ocorrem na região ao longo do ano. Florianópolis-SC localiza-se na transição da zona tropical para a subtropical, possuindo grande amplitude térmica anual com chuvas e ventos

bem distribuídos ao longo do ano, mas relativamente mais frequentes e mais fortes entre os meses da primavera e verão (HENNEMANN & PETRUCIO 2016). Assim nossos resultados mostraram estar dentro do previsto para a região da lagoa do Peri.

Este ambiente é caracterizado pela baixa concentração de fósforo total e pelos altos valores da razão N:P, indicando uma limitação de P para a produção primária (KOMÁRKOVÁ et al. 1999; TONETTA et al. 2013; HENNEMANN & PETRUCIO 2016), o que favorece a *R. raciborskii*, cianobactéria dominante na lagoa, a qual é considerada competidora superior por nutrientes e luz. A alta capacidade de armazenar fósforo favorece a espécie em ambientes com baixa disponibilidade do nutriente (BONILLA et al. 2011). Além do mais, a *R. raciborskii* possui a vantagem de ser pouco predada devido a sua morfologia, produção de toxinas e baixo valor nutricional (PADISÁK 1997).

Na lagoa do Peri os dados sobre o zooplâncton são escassos. Os únicos estudos encontrados foram de Gerzson (2013) e Pinheiro- Silva et al. (2020), os quais registraram 16 táxons para a comunidade zooplanctônica, o que diferem do atual estudo, onde o zooplâncton teve uma riqueza de 47 taxons, separados em sete grupos funcionais.

A divisão dos grupos funcionais demonstrou que as características mais importantes para a análise de agrupamento foram hábito alimentar e o grupo trófico. O Filo Rotifera teve as espécies separadas em três grupos funcionais (GF1, GF2 e GF4), demonstrando maior diversificação das características quando comparado com os Cladocera e os Copepoda. Essa maior quantidade de grupos funcionais está relacionada com a maior riqueza de espécies desse Filo nas águas continentais (BONECKER & LANSAC-TÔHA 1996), pois segundo Mason et al. (2005) e corroborado por Santos (2023), a riqueza funcional é influenciada diretamente pela riqueza de espécies. Assim, ocorre maior variedade de características que possibilitam a formação de mais grupos funcionais.

Observa-se também que a maioria das espécies de mesma Família permaneceu dentro do mesmo grupo funcional, sendo similar a um agrupamento taxonômico. Barnett *et al.* (2007) enfatizam que a estrutura morfológica das espécies de zooplâncton está diretamente relacionada ao papel ecológico que elas desempenham e conseqüentemente muito das espécies taxonomicamente similares apresentam funções semelhantes no ecossistema, assim, separadas no mesmo grupo funcional. No entanto, o número, tipo e quais atributos funcionais inseridos nas análises podem afetar significativamente os resultados da abordagem (PETCHEY & GASTON 2006; BARNETT et al. 2007).

Nossos resultados refutaram a hipótese de que haveria homogeneidade espacial dos grupos funcionais na lagoa do Peri. Os onívoros raptorais (GF3) e os Cladocera filtradores

(GF6) foram mais abundantes em P1 e em P4 do que em P3, e os Cladocera raspadores (GF5) mais abundantes em P1 do que nos demais pontos. A profundidade poderia ser um parâmetro importante para a diferença espacial dos grupos, visto que é relacionada à distribuição das espécies na coluna d'água, sendo importante na migração, dispersão, escape de predadores e na maior disponibilidade alimentar (SANTANGELO et al. 2010) e, assim, justificaria a diferença espacial dos grupos funcionais entre o ponto P1 e os demais pontos. Porém, não encontramos diferenças significativas da profundidade entre os pontos P3 e P4, de modo que esta variável não explicaria a diferenciação espacial na abundância dos grupos GF3 e GF4. De certo modo, outros fatores estão regulando a abundância espacial dos grupos funcionais na lagoa do Peri.

Os grupos funcionais também tiveram uma variância sazonal, possivelmente, um reflexo das oscilações ambientais entre as estações do ano, e assim confirma nossa hipótese de heterogeneidade sazonal na dinâmica dos grupos. As variações sazonais na estrutura da comunidade zooplanctônica estão ligadas às mudanças dos fatores ambientais da água (ZHANG et al. 2019). Nossos resultados demonstraram que as variáveis abióticas e a densidade da cianobactéria *R. raciborskii* podem ter influência na dinâmica da comunidade, pois foram correlacionados com a abundância dos grupos funcionais.

Dentre as variáveis abióticas, a temperatura da água tem um papel crucial na reprodução das espécies zooplanctônicas (ROSENFELD et al. 2015; HU et al. 2018; JONKERS et al. 2019; DOAN et al. 2019; RUIZ et al. 2021), no entanto, sua influência varia de acordo com cada espécie. As funções ecológicas do zooplâncton estão ligadas diretamente à temperatura da água, e sua oscilação pode provocar alterações na distribuição, abundância, composição, fenologia e eficiência trófica da comunidade (BOCKWOLDT et al. 2017).

Os Rotifera ciliados pelágicos (GF1), os litorâneos (GF4), os onívoros raptorais (GF3) e os Calanoida (GF7) tiveram uma correlação positiva com a temperatura da água e as suas maiores abundâncias nos períodos mais quentes reafirmam a influência da temperatura da água na estruturação da comunidade zooplanctônica, porém, por outro lado, os Cladocera filtradores (GF6) tiveram uma correlação negativa e suas maiores abundâncias ocorreram nos períodos com as menores temperaturas. As maiores abundâncias dos grupos GF1, GF3, GF4 e GF7 nos períodos mais quentes estão atreladas ao aumento da densidade de *Brachionus angularis* (GF1), *Ptygura libera* (GF4), copepoditos de Cyclopoida (GF3) e das formas juvenis de Copepoda (GF7), espécies que foram dominantes nos períodos mais quentes.

A velocidade do vento afeta toda a coluna d'água, promovendo a ressuspensão de materiais, nutrientes e pequenos organismos das camadas superficiais do sedimento (PEREZ-RUZAFÁ et al. 2005), como também o aumento da turbidez, redução da zona fótica e

diminuição da produtividade primária (CARDOSO & MOTTA-MARQUES 2009). Na lagoa do Peri a influência do vento na coluna d'água se intensifica no verão e na primavera (HENNEMANN & PETRUCIO 2016). As maiores velocidades nesses períodos são capazes de ressuspender o material do fundo, e através da turbulência, aumentar disponibilidade de alimento para as espécies onívoras, estimulando também sua taxa reprodutiva (SLÁDECK 1983). Fato, que pode ser confirmado em nossos resultados, visto que o traço funcional “onívoros” teve um aumento significativo no verão quando comparado ao outono e inverno. O aumento da onívoros e dos organismos raptorais nos períodos mais quentes também pode ter relação com a menor seletividade alimentar desses organismos na presença de cianobactérias (mais abundantes nos períodos mais quentes) na dieta alimentar, pois, estudos mais recentes mostraram que bactérias presentes no trato digestivo dos Copepoda desempenham um papel crucial na tolerância as cianobactérias tóxicas (GOROKHOVA et al. 2021).

Quando verificada a relação de *R. raciborskii* com o zooplâncton, observamos uma correlação positiva com os Rotifera ciliados pelágicos (GF1), corroborando com os estudos que demonstraram que as cianobactérias intensificam suas florações na coexistência do zooplâncton de menor tamanho, especialmente os Rotifera (WILSON et al. 2006; AMORIM et al. 2020), porém, não foi condizente com os estudos que demonstraram que as cianobactérias são inibidoras do crescimento populacional dos Rotifera devido ao grande tamanho das células e de suas florações, assim não sendo eficientemente pastadas pelos Rotifera (MOUSTAKA-GOUNI & SOMMER 2020; ZHAO et al. 2022).

Nossos resultados suportam a hipótese de que os atributos funcionais (grupo trófico e hábito alimentar) explicam melhor a relação do zooplâncton com a cianobactéria. O padrão de distribuição dos traços funcionais na comunidade zooplânctônica mostrou que os grupos tróficos e o hábito alimentar se diferenciaram entre os períodos estudados. Nos períodos mais quentes a diminuição dos filtradores, particularmente os Cladocera (GF6), pode estar associada as maiores concentrações de cianobactérias na lagoa, pois nos períodos mais quentes a densidade da *R. raciborskii* foi significativamente maior do que nos períodos mais frios, sendo um fator prejudicial ao grupo dos Cladocera filtradores, além do mais, evidenciamos uma correlação negativa entre a cianobactéria e o zooplâncton filtrador (GF6). Alguns estudos demonstraram que a estabilização das espécies de *Bosmina* e dos grandes Cladocera filtradores, como as do gênero *Daphnia*, em ambientes dominados por *R. raciborskii* se torna inviável, pois, esta cianobactéria influencia na reprodução, na sobrevivência, nas taxas de crescimento e causam mudanças comportamentais (ex. natação e dispersão) no zooplâncton (FERRÃO-FILHO et al. 2008; COSTA et al. 2013) e, também, formam grandes filamentos e colônias e,

ainda, possuem baixo valor nutricional, o que se torna desfavorável para os herbívoros (MOUSTAKA-GOUNI & SOMMER 2020). Os Cladocera filtradores (GF6) provavelmente se alimentam de outras fontes alimentares, as quais tiveram suas densidades reduzidas nos períodos mais quentes, assim impactando na sobrevivência do grupo. Além do mais, observamos maior concentração de nutrientes na lagoa nos períodos mais frios, possibilitando a proliferação de outras espécies fitoplanctônicas e o aumento da clorofila-a, como registrado, assim havendo mais disponibilidade de recursos para este grupo e permitindo o aumento de sua abundância.

A resiliência e a manutenção dos processos ecossistêmicos estão ligados às abundâncias das espécies similares (redundantes) e das espécies menos similares (raras) (GRIME 1998; ZHANG et al 2012). O equilíbrio do ecossistema e a manutenção imediata dos serviços ecossistêmicos podem ser influenciados pelas espécies redundantes, enquanto aquelas espécies funcionalmente raras podem funcionar como garantia da manutenção dos processos ecossistêmicos a longo prazo, devido às repostas assincrônica aos distúrbios ou filtros ambientais (FONSECA & GANADE 2001). Assim, estudos sobre a estrutura funcional da comunidade são cruciais para projetar mudanças no ecossistema aquático ao decorrer dos anos.

Sugerimos a continuidade do monitoramento da comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri para observar as tendências temporais na alteração dos atributos funcionais dessa comunidade. Um enfoque sazonal pode revelar substituição de espécies e de atributos funcionais ou a perda desses atributos ao longo do tempo, fornecendo um indicativo de homogeneização funcional e mudanças na qualidade da água. Contudo, a adição de novas características funcionais das espécies é de grande importância, principalmente aquelas que envolvem a habilidade de escape aos predadores e a tolerância à toxicidade.

CONCLUSÃO

Os parâmetros ambientais (temperatura, pH, velocidade do vento e oxigênio dissolvido) influenciaram diretamente na estruturação da comunidade zooplanctônica, influenciando na abundância dos grupos funcionais.

A estruturação funcional do zooplâncton na lagoa do Peri é diferente entre os períodos quentes e frios, havendo substituição de traços funcionais. A oscilação dos onívoros e dos hábitos alimentares: suspensívoros filtradores e raptoriais, indicam que a alteração da composição do fitoplâncton está impactando na estrutura do zooplâncton da lagoa do Peri.

Nesse ecossistema os atributos funcionais relacionados à alimentação são essenciais para a estabilização das populações, visto que a gama de recursos alimentares na lagoa pode ser limitada.

A análise direta das características funcionais das espécies se mostrou eficiente em detectar mudanças na comunidade zooplanctônica ao longo do ano.

Estudos abordando a dieta e a seletividade alimentar dos grupos zooplanctônicos da lagoa do Peri, na presença/ausência de *R. raciborskii* conjuntamente com outras espécies fitoplanctônicas encontradas na lagoa, poderão contribuir para melhor entendimento da relação entre o zooplâncton e a comunidade fitoplanctônica nesse ecossistema.

Referências

ABONYI, A. et al. 2018. “Functional Diversity of Phytoplankton Highlights Long-Term Gradual Regime Shift in the Middle Section of the Danube River Due to Global Warming, Human Impacts and Oligotrophication”. **Freshwater Biology** 63(5): 456–72.

AMORIM, H. A & MOURA, A. N. 2020. Effects of the manipulation of submerged macrophytes, large zooplankton, and nutrients on a cyanobacterial bloom: A mesocosm study in a tropical shallow reservoir. **Environmental Pollution**. Volume 265, Part B. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114997>

BAPTISTA, M.G & NIXDORF B. 2014. Low disturbances favor steady state: Case of cyanobacterial monodominance in a Brazilian coastal lagoon. **Inland Waters** 4: 243-254.

BARNETT, A.J. & BEISNER, B.E. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v.88, 1675– 86.

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

BENEDETTI, F.; VOGT, M. & RIGHETTI D. 2019. Do functional groups of planktonic copepods differ in their ecological niches? **Journal of Biogeography** 45:604–616. <https://doi.org/10.1111/jbi.13166>

BOCKWOLDT K. A., NODINE E. R., MIHUC T. B., SHAMBAUGH A. D., STOCKWELL J. D. 2017. Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased cyanobacteria in lake Champlain, USA. **Journal of Contemporary Water Research & Education**. 160(1):100-118.

BONECKER, C.C. & LANSAC-TÔHA, F.A. 1996. Community structure of rotifers in two environments of the high River Paraná floodplain (MS), Brazil. **Hydrobiologia**, v.325, 137-150.

BONILLA, S. L.; AUBRIOT, M. C.; SOARES, M.; GONZÁLEZ-PIANA, A.; FABRE, V. L.; HUSZAR, M.; LÜRLING, D.; ANTONIADES, J. PADISÁK & C. KRUK, 2011. What drives the distribution of the bloomforming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology Marine** 79: 594-607.

CARDOSO, L. S. & MOTTA-MARQUES, D. 2009. Hydrodynamics-Driven Plankton Community in a Shallow Lake. **Aquatic Ecology** 43(1): 73–84.

CARDINALE, B.; DUFFY, J.; GONZALEZ, A. et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature** 486, 59–67.

CASTILHO, M. C. A. 2018. O papel da comunidade zooplanctônica em estados limnológicos alternativos em uma lagoa rasa. 2018. Tese (Doutorado em Zoologia) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. 134p.

COSTA, I. A.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2013. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 66, p. 211-219. PMID:16710515. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000200005>

DINIZ, A.S., SEVERIANO, J.S., MELO JÚNIOR, M., DANTAS, Ê.W. and MOURA, A.N. 2019. Phytoplankton–zooplankton relationships based on phytoplankton functional groups in two tropical reservoirs. **Marine and Freshwater Research**, 70(5), 721-733. <http://dx.doi.org/10.1071/MF18049>

DOAN, N. X., VU, M. T., PHAM, H. Q., WISZ, M. S., NIELSEN, T. G., DINH, K. V. 2019. Extreme temperature impairs growth and productivity in a common tropical marine copepod. **Science Reports**, 9, 4550 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40996-7>

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1997. Manual de identificação dos cladóceros límnicos do Brasil. Brasília, Editora Universa, III+ 156

ERSOY Z., JEPPESEN E., SGARZI S., ARRANZ I., CAÑEDO-ARGÜELLES M., QUINTANA X. D., LANDKILDEHUS F., LAURIDSEN T. L., BAR-TRONS M. & BRUCET S. 2017. — Size-based interactions and trophic transfer efficiency are modified by fish predation and cyanobacteria blooms in Lake Mývatn, Iceland. **Freshwater Biology** 62 (11): 1942–1952.

FERRÃO-FILHO, A. S. et al. 2008. Can Small-Bodied *Daphnia* Control *Raphidiopsis Raciborskii* in Eutrophic Tropical Lakes? A Mesocosm Experiment?. **Environmental Science and Pollution Research** 27(28): 35459–73.

FONSECA, C.R.& GANADE, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. **Journal of Ecology** 89: 118–125.

GER, K.A., HANSSON, L.A. and LÜRLING, M. 2014. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. **Freshwater Biology**, 59(9), 1783-1798.

<http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12393>

GER, K.A., URRUTIA-CORDERO, P., FROST, P.C., HANSSON, L.A., SARNELLE, O., WILSON, A.E. and LÜRLING, M. 2016. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. **Harmful Algae**, 54, 128-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.005>

GERZSON, N & PETRUCIO, M. M. 2013. Cyanobacteria dominance and high density of rotifers in a subtropical coastal Lagoon. Dissertação mestrado pelo Programa de Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina.

GIANUCA, A. T. et al. 2018. Taxonomic, functional and phylogenetic metacommunity ecology of cladoceran zooplankton along urbanization gradients. **Ecography**. 41:1, DOI: [10.1111/ecog.02926](https://doi.org/10.1111/ecog.02926)

GOROKHOVA, E. & EL-SHEHAWY R. 2021. Antioxidant Responses in Copepods Are Driven Primarily by Food Intake, Not by Toxin-Producing Cyanobacteria in the Diet. **Frontiers in Physiology**; 12:805646. doi:10.3389/fphys.2021.805646

GRIME, J.P. 1998 Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 86, n. 6, p. 902-910.

HART, R. C. & E. A. BYCHEK, 2011. Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. **Hydrobiologia** 668: 61–108.

HAVENS, K. E., R. M. PINTO-COELHO, M. BEKLIOGLU, K. S. CHRISTOFFERSEN, E. JEPPESEN, T. L. LAURIDSEN, A. MAZUMDER, G. METHOT, B. P. ALLOUL, U. N. TAVSANOGLU, S. ERDOGAN & J. VIJVERBERG. 2015. Temperature effects on body size of freshwater crustacean zooplankton from Greenland to the tropics. **Hydrobiologia** 743: 27–35.

HENNEMANN, M. C & PETRUCIO, M, M. 2010. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. DOI 10.1007/s10661-010-1833-5

HENNEMANN, M. C., & PETRUCIO, M. M. 2016. High chlorophyll *a* concentration in a low nutrient context: discussions in a subtropical lake dominated by cyanobacteria. **Journal of Limnology**, 75, 520–530. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1347>

HILLEBRAND, H. & MATTHIESSEN, B. 2009. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology letters**, 12(12), 1405-1419.

HU, S., LIU, S., WANG, L., LI, T., HUANG, H. 2018. Feeding response of the tropical copepod *Acartia erythraea* to short-term thermal stress: more animal-derived food was consumed. **PeerJ**, 6:e6129 <https://doi.org/10.7717/peerj.6129>

JONKERS, L., HILLEBRAND, H. & KUCERA, M. 2019. Global change drives modern plankton communities away from the pre-industrial state. **Nature**, 570(7761), 372–375. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1230-3>

KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R. & SENNA, P.A.C. 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. **Algoological Studies** 94:207-222

KOSTE, W. 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 2 v.

KRZTOŃ, W.; KOSIBA, J.; POCIECHA, A.; & WILK-WOŹNIAK, E. 2019. The effect of cyanobacterial blooms on bio- and functional diversity of zooplankton communities. **Biodiversity and Conservation**, 28(7), 1815–1835. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01758-z>.

YING, R. ET AL. 2020. TROPHIC structure and functional diversity reveal pelagic-benthic coupling dynamic in the coastal ecosystem of Daya Bay, China. **Ecological Indicators**, Volume 113, 106241, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106241>

LALIBERTÉ, E., P. LEGENDRE E B. SHIPLEY, 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12

LAUDARES-SILVA, R. 1999. Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil. PhD Thesis, Universidade Federal de São Carlos, Brazil.

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

LOKKO, K.; TAAVI, V.; & JONNE KOTTA. 2017. Seasonal Variability in the Structure and Functional Diversity of Psammic Rotifer Communities: Role of Environmental Parameters. **Hydrobiologia** 796(1): 287–307.

MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, W.G & WILSON, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, 2005.

MEYER, S.T.; EBELING, A.; EISENHAUER, N.; HERTZOG, L.; HILLEBRAND, H. & MILCU, A. 2016. Effects of biodiversity strengthen over time as ecosystem functioning declines at low and increases at high biodiversity. **Ecosphere**, 7,

MOODY, E. K & WILKINSON, G. M. 2019. Functional shifts in lake zooplankton communities with hypereutrophication. **Freshwater Biology** 64:608-616.

MOUSTAKA-GOUNI, M. & SOMMER, U. 2020. Effects of harmful blooms of large-sized and colonial cyanobacteria on aquatic food webs. **Water** 12, no. 6: 1587. <https://doi.org/10.3390/w12061587>

OBERTEGGER, U & FLAIM, G. 2018. Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do They tell us about Community assembly? **Hydrobiologia**. 823(79-91).

OLIVEIRA, J.S. 2002. Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da lagoa do Peri - ilha de Santa Catarina-SC, Brasil. Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 169 p.

PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archiv für Hydrobiologie** 107:563-593.

PÉREZ-RUZAFÁ, A.; GARCIA-CHARTON, J. A.; BARCALA, E.; MARCOS, C. 2005. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: the Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 53, n. 1-4, p. 107-120.

PETCHEY, O.L. & GASTON, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v.9: 741–58.

PINHEIRO-SILVA, L.; GIANUCA, A.; SILVEIRA, M.H. et al. 2020. Grazing efficiency asymmetry drives zooplankton top-down control on phytoplankton in a subtropical lake dominated by non-toxic cyanobacteria. **Hydrobiologia** **847**, 2307–2320. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04255-5>

R Development Core Team e R Core Team. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available from <http://www.r-project.org/>

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

ROSENFELD, J.; VAN LEEUWEN, T.; RICHARDS, J.; ALLEN, D. 2015. Relationship between growth and standard metabolic rate: measurement artefacts and implications for habitat use and life-history adaptation in salmonids. **Journal of Animal Ecology**. 84(1):4-20.

SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L. & PADISÁK, J. 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. **Freshwater Biology**.

SANTANGELO, J.; ARAÚJO, L.; BARROS, S. R.; NASCIMENTO, M.; BOZELLI, R. 2010. O Zooplâncton das Lagoas Costeiras no Norte-Fluminense. *Cadernos do NUPEM*. volume 4.

SEGGERS, H. 1995. Rotifera. The Hague, The Netherlands: SPB Academic, v. 2: The Lecanidae (Monogonta). (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world, v. 6).

SEVERIANO, J.S.; ALMEIDA-MELO V.L.S.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.D.C., CHIA, M.A.; NASCIMENTO, M. A. 2018. Effects of increased zooplankton biomass on phytoplankton and cyanotoxins: A tropical mesocosm study. **Harmful Algae**.;71:10-18.

SILVA, L. C. 2015. A comunidade zooplânctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento. 2015. 335 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

- SIMOES, N. R.; BRAGHIN, L. S. M.; DURÉ, G. A. V. et al. 2020. Changing taxonomic and functional β - diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. **Hydrobiologia** 847, 3845- 3856. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w>
- SLÁDECK, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia** 100:169-201.
- SMIRNOV, N.N. 1974. *Fauna of the USSR: Crustacea* Keter Publishing House Jerusalem Ltd., Jerusalem
- SOBRAL, F.E. & CIANCIARUSO, M. 2012. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**.
- SODRÉ, E.D.O. & BOZELLI, R.L. 2019. How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. **International Aquatic Research**, 11, 207–223. <https://doi.org/10.1007/s40071-019-0233-x>
- SOUSA, F.D.R. & ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2019. Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v59, e20195924. http://doi.org/10.11606/1807_0205/2019.59.24.
-
- TONETTA, D.; PETRUCIO, M. & LAUDARES-SILVA, R. 2013. Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 25. 99-110. 10.1590/S2179-975X2013000100011.
- TONETTA, D.; STAEHR, P. & PETRUCIO, M. 2017. Changes in CO2 dynamics related to rainfall and water level variations in a subtropical lake. **Hydrobiologia**. 794. 10.1007/s10750-017-3085-7.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. San Diego: Academic.
- WILSON, K. M.; SCHEMBRI, M. A.; BAKER, P. D. & SAINT, C. P. 2000. Molecular characterization of the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and design of a species-specific PCR. **Journal of Applied & Environmental Microbiology**. 66, 332-338.
- WILSON, A.E. & HAY, M.E. 2007. A direct test of cyanobacterial chemical defense: Variable effects of microcystin-treated food on two *Daphnia pulex* clones. **Limnology and Oceanography**. 52:1467-1479. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2007.52.4.1467>
- VAN DAMME, K., A.Y. SINEV & H.J. DUMONT. 2011. Separation of *Anthalona* gen.n. from *Alona* Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. **Zootaxa** 2875: 1-64.
-
- VAN DER PLAS, F. 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. **Biological Reviews**; 94, 1220-1245.
- VERÍSSIMO, H.; PATRÍCIO, J.; GONÇALVES, É; MOURA, G.C. BARBOSA J.E.L., GONÇALVES A.M.M. 2017. Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. **Marine environmental research**, 129,46–56. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.011>

VOGT, R.J.; PERES-NETO, P.R. & BEISNER, B.E. 2013. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. **Oikos**, 122(12), 1700-1709.

ZANG, C. et al. 2019. Ecosystem models indicate zooplankton biomass response to nutrient input and climate warming is related to lake size. **Ecological Modelling**, vol 464, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109837>

ZHANG, J.T.; FAN, L. & LI, M. 2012. Functional diversity in plant communities: Theory and analysis methods. African, **Journal of Biotechnology**. 11(5):1014-1022

8. Capítulo 3. MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM UM LAGO COSTEIRO SUBTROPICAL DOMINADO POR CIANOBACTÉRIAS: UMA ABORDAGEM TAXONÔMICA VS FUNCIONAL

Resumo

A comunidade zooplanctônica foi estudada durante 12 meses em um lago costeiro subtropical utilizado para abastecimento público de água e que tem em sua história a limitação de nutrientes e dominância de cianobactérias. O objetivo do presente estudo foi verificar a eficiência da diversidade taxonômica e funcional na detecção de mudanças espaciais e sazonais na comunidade zooplanctônica do Lago do Peri, um lago costeiro da região do Atlântico Sul brasileiro. Amostragens mensais de zooplâncton e das variáveis ambientais foram realizadas em quatro regiões da lagoa entre janeiro e dezembro de 2017. A comunidade zooplanctônica foi caracterizada pela dominância de rotíferos, pequenos cladóceros e copépodes juvenis. Das variáveis ambientais, a temperatura da água e a velocidade do vento estiveram fortemente relacionadas com a diversidade zooplanctônica, estando positivamente relacionadas com o aumento da riqueza de espécies e diversidade funcional. A riqueza funcional (FRic) foi fortemente (+) relacionada com a riqueza de espécies (R). Os índices taxonômicos não foram capazes de mostrar diferenças espaciais na Lagoa do Peri e a abordagem funcional se mostrou mais eficiente em detectar diferenças e alterações no zooplâncton. No P1, ponto central do lago foi registrada maior diversidade funcional do zooplâncton do que nos pontos localizados (P2 e P3) na foz dos rios tributários do lago Peri. Sazonalmente, a diversidade do zooplâncton foi maior no verão do que nos períodos frios. Os índices de diversidade funcional mostram que no verão houve maior diferenciação de nicho, com pouca competição por recursos, portanto, entendemos que neste período há uma maior gama de recursos disponíveis para o zooplâncton, permitindo a coocorrência de mais espécies. O enfoque sazonal revelou perda de alguns atributos, indicando maior redundância funcional em períodos frios. A abordagem funcional fornece subsídios para aprimorar as análises da comunidade zooplanctônica em estudos ambientais, evitando a perda de alguns atributos, indicando maior redundância funcional em períodos frios. A abordagem funcional fornece subsídios para aprimorar as análises da comunidade zooplanctônica em estudos ambientais, evitando perdas de informações e danos às comunidades e ao ecossistema.

Palavras-chave: zooplâncton, riqueza de espécies, índices funcionais, variações temporais.

Introdução

As lagoas costeiras são ecossistemas bastante vulneráveis as alterações climáticas, principalmente à ação do vento, a qual provoca a circulação e a mistura da coluna d'água ocasionando a ressuspensão do sedimento, aumento da turbidez, redução da zona fótica e diminuição da produtividade primária (CARDOSO & MOTTA-MARQUES 2009). Estes ecossistemas também estão sob intensa pressão antrópica (MCGLATHERY et al. 2007; HAYES et al. 2017), as quais podem ocasionar a contaminação do corpo hídrico, mudanças na composição das comunidades planctônicas, introdução de espécies invasoras e perdas de biodiversidade (NEWTON et al. 2018; EL MAHRAD 2022).

Estudos que abordam a relação do funcionamento do ecossistema com a biodiversidade aumentaram nas últimas décadas (MEYER et al. 2016). As abordagens tradicionais e mais antigas sobre a relação do funcionamento do ecossistema e a biodiversidade são baseadas na taxonomia e amplamente utilizadas (CARDINALE et al. 2012). Porém, as análises taxonômicas não incluem as características das espécies (SALMASO et al. 2015) dificultando explicações estruturais da comunidade. Estas análises geram pesos iguais às espécies raras e abundantes, tornando-as pouco informativas. Além do mais, diferentes processos e distúrbios podem afetar as espécies de maneiras diferentes e muitas das alterações podem não ser detectadas pelos índices tradicionais de diversidade, os quais podem indicar um falso sinal de recuperação, perda de informação e prejuízo aos ecossistemas (VILLÉGER et al. 2010; KRZTON et al. 2019).

Diante das limitações das análises tradicionais de diversidade o interesse pela diversidade funcional tem crescido (CIANCIARUSO et al 2009). A diversidade funcional estima as diferenças entre os organismos diretamente de suas características funcionais e pode ser definida como “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (TILMAN 2001).

A utilização de traços funcionais nas análises permite um entendimento mais “contudente” das respostas dos organismos frente às mudanças no ecossistema, pois as medidas de diversidade funcional abordam as características funcionais das espécies, levando em consideração os diferentes papéis que os organismos exercem na comunidade (CIANCIARUSO et al. 2009).

Os traços funcionais do zooplâncton possibilitam a identificação de gradientes ambientais responsáveis por diversos mecanismos nos ecossistemas aquáticos, como produtividade, níveis tróficos e atividades antropogênicas (BARNETT & BEISNER 2007; LOKKO et al. 2017; SIMÕES et al. 2020). Os traços funcionais do zooplâncton ligados as suas

estratégias de alimentação têm sido utilizadas desde a análises sobre os mecanismos funcionais em teias alimentares (KIM et al. 2000), estudos no controle *top-down* sob o fitoplâncton (PINHEIRO-SILVA et al. 2021), até a verificação dos impactos da poluição ambiental nos ecossistemas aquáticos (MOREIRA et al. 2016). O zooplâncton constitui uma ferramenta sensível para monitorar mudanças ambientais em lagoas costeiras, pois reagem imediatamente as variações limnológicas e climáticas (BRANCO et al. 2000, PEREIRA et al. 2002).

Materiais e Métodos

Área de Estudo e Amostragem

Este estudo foi conduzido no Lago Peri, um lago costeiro subtropical de água doce localizado na costa de Florianópolis, no estado de Santa Catarina, sul do Brasil ($27^{\circ} 44' S$, $48^{\circ} 31' W$) (Fig. 1) (para detalhes, ver material complementar). Foram realizadas amostragens mensais de janeiro a dezembro de 2017 das variáveis físicas e químicas da água e da comunidade zooplanctônica em 4 pontos da Lagoa do Peri (Fig. 1).

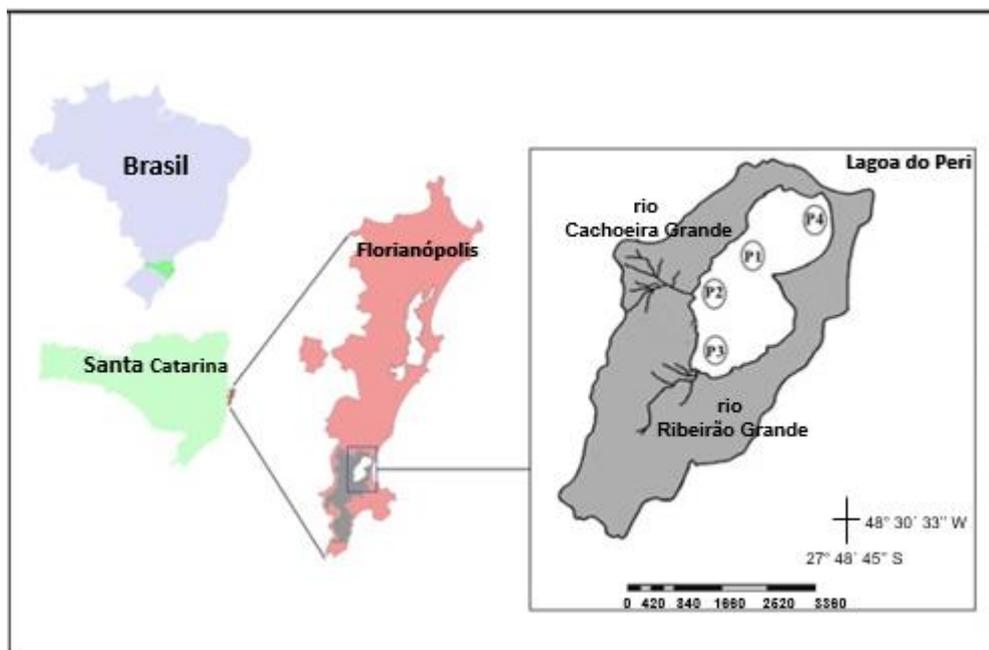


Figura 1 Mapa da lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4. **Fonte:** Adaptado de Hennemann e Petrucio (2011).

Variáveis abióticas

A temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH da água foram medidos *in situ* com uma sonda multiparamétrica (modelo YSI 85) na superfície. A transparência da água foi avaliada pelo Disco de Secchi e a extensão da zona eufótica (m) (ZEU) foi estimada multiplicando o valor da profundidade de desaparecimento do Disco pelo valor empírico de 2,7. As concentrações de nitrogênio total ($\mu\text{g. L}^{-1}$) e fósforo total ($\mu\text{g. L}^{-1}$) foram determinadas em laboratório pelo método de Valderrama (1981). A profundidade dos pontos de amostragem foi medida com uma corda métrica (m). A velocidade do vento através do anemômetro (m.s^{-1}) (Instrutherm TAD 500) e os valores de precipitação foram obtidos do Centro de Informações de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina (EPAGRI/CIRAM).

Clorofila a

As concentrações de clorofila *a* (Cla) foram obtidas filtrando amostras de 500 ml de água através de filtros de fibra de vidro Millipore AP40 utilizando o método e equações descritos por Lorenzen (1967).

Comunidade zooplanctônica

As amostras de zooplâncton foram obtidas filtrando-se 50 L de água com uma rede de plâncton de abertura de malha de $50\mu\text{m}$. Em seguida os organismos foram armazenados em frascos de polietileno com adição de água gaseificada para diminuir a contração dos corpos dos indivíduos e as amostras foram fixadas *in situ* com solução de formalina (concentração final 4%). Para as contagens dos cladóceros e copépodes foi utilizada uma placa quadriculada de acrílico e as amostras foram analisadas integralmente sob microscópio estereoscópico da marca Leica® modelo MZ6 com aumento de até 50x. Para os rotíferos subamostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico Zeiss modelo Scope A1 com aquisição de imagens e com aumento de até 1000 vezes (apêndice 1). O zooplâncton foi identificado até o menor nível taxonômico possível (gênero ou espécie). As formas imaturas de copépodes foram separadas nos estágios de náuplios e copepoditos e identificados em nível de ordem (Cyclopoida e Calanoida). A identificação dos táxons foi realizada utilizando-se

bibliografias especializadas (Smirnov, 1974; Koste, 1978; Reid, 1985; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Previattelli, 2006; Van Damme et al, 2011, Sousa e Elmoor-Loureiro, 2019).

Índices de diversidade

Os índices de diversidade taxonômica estudados foram: riqueza de espécies (R), índice de diversidade de Shannon (H') e uniformidade de Pielou (J). Enquanto a diversidade funcional foi descrita pelos índices: riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv) e uniformidade funcional (FEve) (Villéger et al., 2008; Laliberté e Legendre, 2010). O cálculo dos índices funcionais foi realizado com base em duas matrizes - espécie x características funcionais e espécie x abundância - utilizando as funções do pacote FD do software R 3.1.2 (R Development Core Team, 2021). Todos os índices foram calculados no software R 3.1.2 usando o pacote 'vegan' (R Development Core Team 2021).

Análise dos dados e estatística

As diferenças ambientais entre os pontos e meses estudados foram verificadas pela análise não paramétrica de Kruskal-Wallis seguida do teste de Dunn a posteriori. Uma ANOVA seguida do teste a posteriori de Tukey foi realizada para testar possíveis diferenças nos índices taxonômicos R, H' e J, e FRic funcional, EFve e FDis entre pontos amostrados e meses. A análise de variância (ANOVA) seguida do teste a posteriori de Tukey foi realizada para testar possíveis diferenças nos índices taxonômicos R, H' e J, e FRic funcional, EFve e FDis entre pontos amostrados e meses. O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado quando os pressupostos de homocedasticidade e normalidade não foram atingidos. A análise de correlação de Spearman também foi realizada para verificar a correlação entre as variáveis ambientais e os índices de diversidade taxonômica e funcional. Todas as análises foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2021).

Resultados

Os pontos amostrados tiveram diferença significativa na profundidade e no pH. O ponto P1, ponto central, se diferenciou dos demais por ter uma profundidade bem maior ($p=1,3e^{-8}$). Em relação ao pH, P1 apresentou valor significativamente menor que P3 ($p=0,002$; $p.adj=0,04$) e P4 ($p=0,002$; $p.adj=0,001$). Sazonalmente, a veloc. Vento foi significativamente maior nos

períodos mais quentes do ano (verão e primavera). A temperatura da água teve um padrão de variação sazonal típico de regiões subtropicais, com temperaturas mais elevadas no verão e as menores no inverno. Quanto ao nível de oxigênio na água, a lagoa do Peri é considerada bem oxigenada, porém no verão as concentrações de oxigênio são mais baixas, sendo significativamente menores ($p=0.00001$) que a primavera ($p.\text{adj}=0,006$), outono ($p.\text{adj}=0.0002$) e inverno ($p.\text{adj}=7e^{-8}$). Já a condutividade elétrica foi baixa em todo período do estudo, no entanto, no verão os valores foram maiores ($p=0.00008$) que no outono ($p.\text{adj}=0.01$) e inverno ($p.\text{adj}=0.0004$) (Table 1). As concentrações de N(t), P(t) e Cl-a foram obtidos apenas em P1 e não mostraram variação sazonal significativa. The monthly values and spatial means of the variables at each sampled point are in the supplementary material (Tabela 1).

Tabela 1. Valores mínimos, máximos, das médias e do desvio padrão das variáveis abióticas obtidos nos pontos amostrados da lagoa do Peri, no período de janeiro a dezembro de 2017. (verão=janeiro a março, outono=abril a junho, inverno=julho a setembro, primavera=outubro a dezembro; T.A= temperatura da água, D.O= oxigênio dissolvido, E.C= condutividade elétrica, V.V= velocidade do vento, P(t)= fósforo total, N(t)= nitrogênio total, Cl-a= clorofila- a) * variáveis obtidas somente em P1 e **especialmente idênticas.

	VERÃO		OUTONO		INVERNO		PRIMAVERA	
	Min-máx	Mean \pm SD	Min-máx	Mean \pm SD	Min-máx	Mean \pm SD	Min-máx	Mean \pm SD
Prof. (m)	P1 7,2- 7,5	7,37 \pm 0,15	P1 7,30- 7,7	7,47 \pm 0,21	P1 7,2- 7,7	7,47 \pm 0,25	P1 7- 7,3	7,1 \pm 0,15
	P2 2- 2,9	2,33 \pm 0,49	P2 2,5- 2,9	2,7 \pm 0,2	P2 2- 3,1	2,63 \pm 0,57	P2 2- 2,6	2,2 \pm 0,31
	P3 2,3- 2,5	2,43 \pm 0,12	P3 2,1- 2,6	2,33 \pm 0,12	P3 1,8- 2,3	2 \pm 0,11	P3 1,7- 2	1,8 \pm 0,10
	P4 1,4- 1,7	1,57 \pm 0,15	P4 1,5- 1,7	1,6 \pm 0,10	P4 1,4- 2	1,63 \pm 0,32	P4 1,4- 1,8	1,5 \pm 0,21
Secchi (m)	P1 0,5- 0,6	0,65 \pm 0,13	P1 0,6- 0,8	0,67 \pm 0,12	P1 0,7- 0,8	0,77 \pm 0,06	P1 0,6- 0,8	0,7 \pm 0,12
	P2 0,6- 0,9	0,72 \pm 0,16	P2 0,55- 0,8	0,68 \pm 0,13	P2 0,6- 0,8	0,7 \pm 0,10	P2 0,7- 0,9	0,8 \pm 0,10
	P3 0,6- 0,8	0,67 \pm 0,12	P3 0,6- 0,8	0,73 \pm 0,12	P3 0,6- 0,9	0,79 \pm 0,11	P3 0,7- 0,9	0,8 \pm 0,10
	P4 0,6- 0,8	0,7 \pm 0,09	P4 0,6- 0,8	0,7 \pm 0,1	P4 0,7- 0,8	0,77 \pm 0,06	P4 0,6- 0,9	0,7 \pm 0,15
T.A (°C)	P1 26,4- 28,2	27,33 \pm 0,9	P1 18,8- 23,6	21,17 \pm 2,4	P1 17,7- 21,6	19,43 \pm 1,99	P1 20,5- 25,9	23,3 \pm 2,71
	P2 27,2- 29,3	28,33 \pm 1,06	P2 19,2- 24	21,5 \pm 2,41	P2 17,8- 21,9	19,77 \pm 2,06	P2 21- 26,5	23,9 \pm 2,78
	P3 27,8- 29,3	28,67 \pm 0,78	P3 18,8- 24	21,8 \pm 2,91	P3 17,5- 21,8	19,8 \pm 2,17	P3 22,33- 26,6	24,3 \pm 2,14
	P4 27,2- 29,3	28,5 \pm 1,14	P4 19,1- 24,4	21,7 \pm 2,65	P4 17,2- 21,8	19,37 \pm 2,31	P4 21,8- 25,8	24,0 \pm 2,05
pH	P1 6,0- 7,1	6,65 \pm 0,52	P1 6,04- 7,1	6,52 \pm 0,54	P1 5,83- 8,34	7 \pm 1,26	P1 6,84- 7,79	7,1 \pm 0,55
	P2 6,9- 8,8	7,82 \pm 0,92	P2 7,17- 8,14	7,78 \pm 0,53	P2 6,56- 8,7	7,35 \pm 1,17	P2 7,72- 8,89	8,0 \pm 0,77
	P3 7,1- 8,7	7,74 \pm 0,88	P3 7,26- 8,2	7,72 \pm 0,47	P3 6,8- 8,6	7,47 \pm 0,90	P3 7,42- 9,02	8,4 \pm 0,68
	P4 7,5- 8,9	8,2 \pm 0,7	P4 8,2- 8,7	8,42 \pm 0,25	P4 6,83- 8,84	7,57 \pm 1,1	P4 8,09- 9,15	8,5 \pm 0,55
D.O ($\mu\text{g L}^{-1}$)	P1 6,2- 6,3	6,29 \pm 0,08	P1 6,47- 9,64	8,12 \pm 1,59	P1 8,41- 9,77	9,07 \pm 0,68	P1 7,53- 8,98	8,0 \pm 0,81
	P2 6,7- 7,2	6,9 \pm 0,26	P2 8- 9,1	8,42 \pm 0,59	P2 7,7- 10,3	8,97 \pm 1,31	P2 7,59- 9,33	8,3 \pm 0,90
	P3 2,1- 7,3	5,46 \pm 2,85	P3 8- 9,4	8,81 \pm 0,67	P3 8,17- 9,92	8,93 \pm 0,9	P3 7,95- 9,21	8,4 \pm 0,68
	P4 1,1- 7,5	5,22 \pm 3,54	P4 8,17- 10,2	9,14 \pm 1,02	P4 8,55- 9,97	9,18 \pm 0,72	P4 8,12- 9,19	8,5 \pm 0,60
E.C ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	P1 67,1- 70,9	68,6 \pm 2,02	P1 33,9- 65,5	54,23 \pm 17,6	P1 60,3- 65,4	63,5 \pm 2,79	P1 64- 67,2	65,6 \pm 1,6
	P2 67,2- 67,9	67,55 \pm 0,49	P2 64,4- 68,9	66,67 \pm 2,0	P2 61,1- 66,4	64,07 \pm 2,71	P2 65- 70,6	67,5 \pm 2,85
	P3 68,3- 68,5	68,4 \pm 0,14	P3 63,6- 69,8	66,8 \pm 3,1	P3 61,7- 64,8	64,3 \pm 2,39	P3 65- 71	67,3 \pm 3,24
	P4 68,4- 69	68,7 \pm 0,42	P4 63,9- 69,4	66,63 \pm 2,7	P4 60,6- 66,6	63,97 \pm 3,07	P4 66- 70,2	67,9 \pm 2,12
Prec. (mm)**	75-175	140 \pm 56	125-260	178,3 \pm 71,8	15-100	65 \pm 44,44	100-155	123,3 \pm 28,4
V.V (m.s^{-1})**	3,53- 5,56	4,52 \pm 1,02	1,97- 2,41	2,14 \pm 0,24	1,71- 3,20	2,59 \pm 0,78	4,13- 5	4,54 \pm 0,44
P(t) ($\mu\text{g L}^{-1}$)	17,98-20,95	19,72 \pm 1,55	12,92-26,81	19,64 \pm 6,96	16,35-22,07	19,07 \pm 2,87	18,31-25,99	21,25 \pm 4,15
N(t) ($\mu\text{g L}^{-1}$)	484- 839,44	709,64 \pm 195,5	414,2- 1179	747,14 \pm 392	728,6- 1300	1035,4 \pm 288,3	669,4- 985	841,9 \pm 159
Cl- a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	18,16- 28,3	19,72 \pm 5,45	36,31- 36,85	19,64 \pm 6,63	6,94- 37,91	19,07 \pm 15,5	34,71- 38,4	21,25 \pm 1,88

Para os índices de diversidade taxonômica (R , H' , J) não foram observadas diferenças no zooplâncton entre os pontos amostrados (P1, P2, P3 e P4) ($p > 0.05$). Por outro lado, foi evidenciada uma variação sazonal de R e H' na comunidade zooplanctônica. No verão a comunidade teve maior R ($p=0.001$) e H' ($p=0.005$) do que no inverno e outono. A média de R no verão foi de 20 espécies, enquanto no inverno 12 e no outono 14 espécies. Já a média de H' no verão foi 2.6 e no inverno 2.25 (Fig.2).

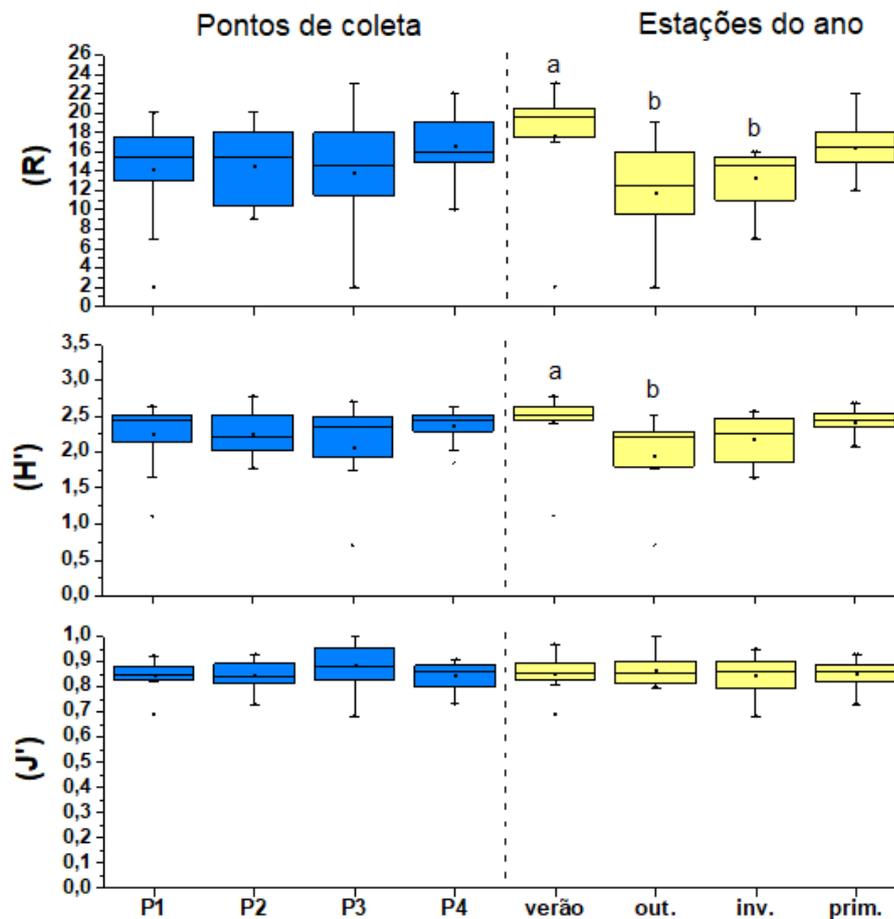


Fig. 2 Variação dos índices de diversidade (R = Riqueza de Espécies, H' = Índice de Shannon-Wiener; J = Índice de Uniformidade de Pielou) na comunidade zooplanctônica e suas comparações espaciais (quatro pontos amostrados: P1, P2, P3 e P4) e sazonal (estações do ano) para as quatro estações do ano: verão, outono, inverno, e primavera, na Lagoa do Peri, Florianópolis-SC, 2017. *letras diferentes indicam diferenças significativas.

Em fevereiro, no ponto P4 registramos alta riqueza funcional (0.95) na comunidade zooplanctônica, porém, no geral, a FRic da comunidade foi baixa com a média de 0.18. A uniformidade funcional (FEve) também foi baixa, onde a maioria dos valores foram abaixo de 0,35.

Vale destacar que em julho apesar dos baixos valores da riqueza funcional a uniformidade registrada foi a maior do período estudado. Dos três componentes funcionais abordados a divergência funcional (FDiv) foi a que registrou melhores resultados, variando de 0,53 a 0,86.

Os índices de diversidade funcional evidenciaram variações espaciais e sazonais na comunidade zooplancônica. No ponto P1, o zooplâncton teve maior FRic e FEve do que em P2 e P3 (Fig. 3-Pontos). No verão, a comunidade zooplancônica teve maior riqueza funcional que no outono e no inverno, e ainda, no verão, o zooplâncton apresentou maior divergência funcional do que no inverno (Fig. 3- Estações do Ano).

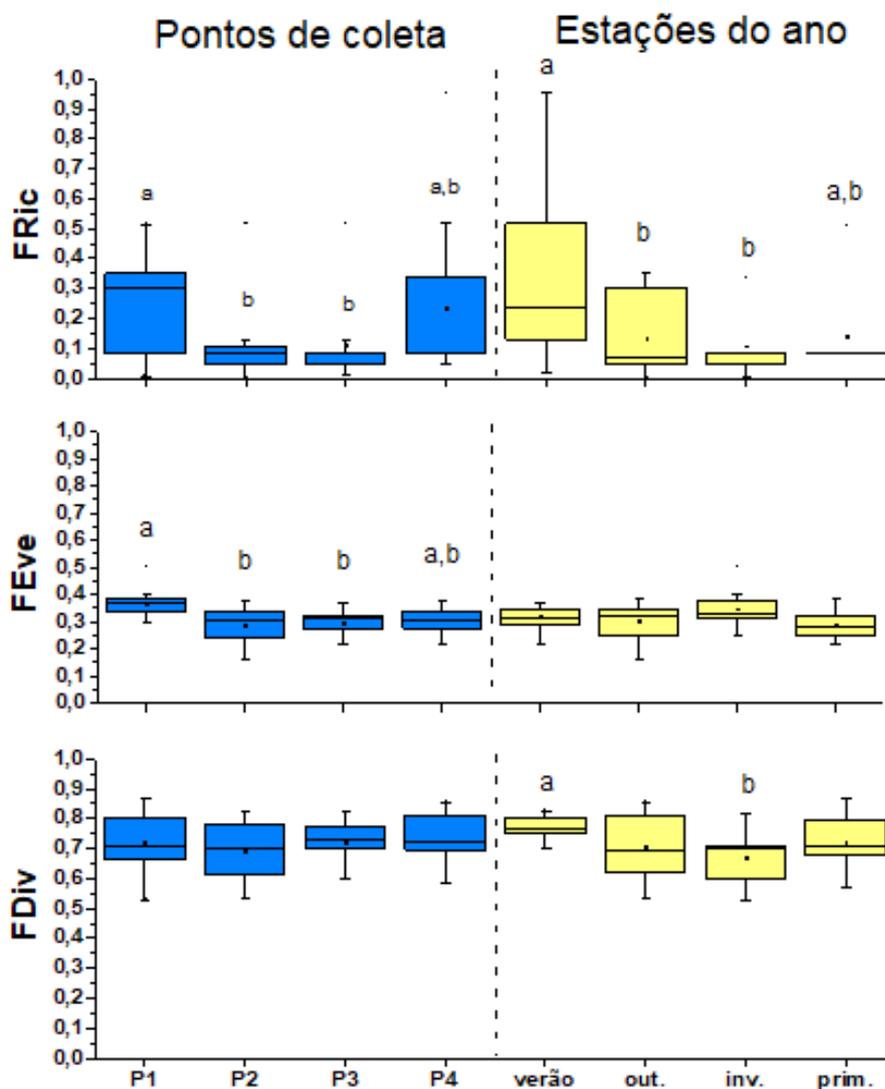
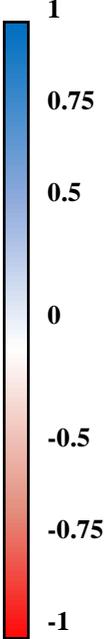


Fig. 3 Variação dos Índices de Diversidade funcional (FRic= riqueza funcional, FEve= uniformidade funcional e FDiv= Divergência funcional) d comunidade zooplancônica e comparações espaciais (pontos) para os quatro pontos amostrados: P1, P2, P3 e P4) e sazonal (estações) (para as quatro estações do ano: verão, outono, inverno e primavera) na Lagoa do Peri, Florianópolis-SC, 2017. *letras diferentes indicam grupos homogêneos ou heterogêneos.

A análise de correlação mostrou que a riqueza de espécies (R) teve uma correlação negativa com a concentração de nitrogênio total ($p=0.02$) e oxigênio dissolvido ($p=0.002$), por outro lado, correlacionou-se positivamente com o pH ($p=0.04$), condutividade elétrica ($p=0.01$), temperatura da água ($p=0.0001$) e velocidade do vento ($p=0.005$). Já a diversidade de Shannon (H') teve uma relação positiva apenas com a temperatura da água ($p=0.002$) e velocidade do vento ($p=0.02$). Dentre os índices de diversidade funcional, FRic e FEve foram negativamente correlacionados com a concentração de oxigênio dissolvido ($p=0.01$) e com o pH ($p=0.04$), respectivamente. Ainda, FRic foi positivamente correlacionado com a condutividade elétrica ($p=0.03$), temperatura da água ($p=0.002$) e velocidade do vento ($p=0.01$), já o FEve teve uma correlação positiva somente com a profundidade ($p=0.003$). O FDiv correlacionou-se positivamente com a condutividade elétrica ($p=0.03$), temperatura da água ($p=0.02$) e velocidade do vento ($p=0.04$). Por fim, ainda verificamos uma forte correlação (positiva) entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional ($p=0.01$). (Tabela 2)

Tabela 2 Valores significativos, (valores de p.) e correlação (Spearman Rho) entre variáveis abióticas e índices de diversidade taxonômica e índices de diversidade funcional diversity indices. (R= riqueza de espécies, H' = Índice de Shannon, J= Equitabilidade de Pielou, FRic= Riqueza Funcional, FEve= Uniformidade funtional, FDiv= Divergência Funcional, Nt= Nitrogênio total, P= Fósforo total, Cl-a= Clorofila a, D.O= Oxigênio dissolvido, E.C= Condutividade elétrica da água, T.A= Temperatura da água, Secchi= Transparência da água, V.V= Velocidade do vento.)

		R	H'	J	Fric	Feve	Fdiv	Spearman (Rho)
Nt ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	0.02	-	-	-	-	-	
Pt ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	-	-	-	-	-	-	
Cl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	-	-	-	-	-	-	
pH	p.value	0.04	-	-	-	0.04	-	
O.D ($\mu\text{g L}^{-1}$)	p.value	0.002	-	-	0.01	-	-	
E.C ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	p.value	0.01	-	-	0.03	-	0.03	
T.A ($^{\circ}\text{C}$)	p.value	0.0001	0.002	-	0.002	-	0.02	
Secchi (m)	p.value	-	-	-	-	-	-	
Prof. (m)	p.value	-	-	-	-	0.003	-	
V.V (m.s^{-1})	p.value	0.005	0.02	-	0.01	-	0.04	
Prec.(mm)	p.value	-	-	-	-	-	-	
R	p.value	-	-	-	0.01	-	-	



Discussão

Dada a importância da lagoa do Peri é necessário mencionarmos a grande lacuna de conhecimento sobre a dinâmica e a estrutura do zooplâncton nesse ecossistema. Os únicos estudos que abordaram sobre comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri foram de Gerszon (2013) e Pinheiro-Silva et al (2020). Gerzon (2013) estudou a composição e a densidade do zooplâncton, enquanto, Pinheiro-Silva et al. (2020) abordou sobre a significância do tamanho corporal dos organismos zooplanctônicos no efeito *top-down* sobre o fitoplâncton.

Embora, historicamente, a comunidade zooplanctônica possa estar sofrendo influência com a dominância de cianobactérias na lagoa do Peri, registramos uma composição estrutural da comunidade diferente da que foi reportada por Gerzon (2013) e Pinheiro-Silva et al. (2020). No presente estudo, registramos riqueza de espécies bem maior (47 taxons) do que os estudos anteriores, além da ocorrência dos Cladocera das famílias Chydoridae e Macrothricidae, e dos Copepoda da ordem Calanoida. No entanto, a maioria das novas espécies registradas são normalmente associadas a ambientes meso-eutróficos e a presença destas espécies pode ser um indicativo que a lagoa do Peri passou ou está sob um processo de eutrofização.

No período estudado a comunidade zooplanctônica foi composta por uma alta riqueza de Rotifera e poucas espécies de Cladocera e Copepoda (Tabela S1). A dominância dos Rotifera em ambientes repletos de cianobactérias também foi relatada em outros estudos (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI 2005; SENDACZ et al. 2006; ZHAO et al. 2021), porém em ambientes eutrofizados, o que difere da lagoa do Peri que, apesar da dominância de cianobactérias é classificada como mesotrófica para clorofila *a* e oligotrófica para concentração de nutrientes (HENNEMANN & PETRUCIO 2010; HENNEMANN et al. 2016; SANTOS 2023). A maior riqueza dos Rotifera pode ser explicada por estes apresentarem especializações funcionais para diferentes itens alimentares, permitindo a coexistência de muitas espécies em um mesmo micro-habitat (BRANCO et al., 2000), além das respostas rápidas aos distúrbios ambientais, pois são considerados organismos oportunistas, tendo crescimento populacional rápido durante os períodos favoráveis (MATSUMURA-TUNDISI et al. 1990, DE-CARLI et al. 2018).

Neste estudo propusemos avaliar a eficiência da diversidade taxonômica e funcional em detectar as diferenças e as mudanças na comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri. Nossa primeira hipótese de que apenas a diversidade funcional evidenciaria diferenças espaciais do zooplâncton foi comprovada, tendo em vista que apenas os índices de diversidade funcional apontaram diferenças do zooplâncton entre os pontos amostrados. Em P1, a FRic e a FEve do

zooplâncton foi maior do que em P2 e P3. Por outro lado, sazonalmente, tanto a abordagem taxonômica como a funcional evidenciaram mudanças na comunidade zooplanctônica, o que refuta nossa hipótese de que apenas a diversidade funcional detectaria mudanças sazonais no zooplâncton. No verão, a comunidade zooplanctônica teve maior diversidade taxonômica e funcional, tendo a R e FRic maior que no outono e inverno; H' maior que no outono e FDiv maior que no inverno.

A riqueza funcional (FRic), indicador da quantidade de espaço funcional em potencial (MASON et al. 2005) mostrou que P1 apresenta uma rede mais ampla de funções, de tal modo, que os organismos zooplanctônicos aproveitam melhor os recursos lá disponíveis do que em relação aos pontos P2 e P3, de certo modo, o P1 é mais heterogêneo, o que permite a colonização de mais espécies funcionalmente diferentes. Nesse contexto, podemos corroborar com a teoria da heterogeneidade-diversidade (MACARTHUR & MACARTHUR 1961), que afirma que ambientes mais heterogêneos disponibilizam mais recursos, acarretando maior número de nichos e suportando maior diversidade de espécies do que ambientes homogêneos (ORTEGA et al. 2018).

Os baixos valores de equitabilidade funcional (FEve) demonstraram que a comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri variou de maneira irregular no espaço funcional, ocorrendo a dominância de algumas características funcionais e que determinados recursos estão sendo utilizados com mais eficácia por espécies específicas, não havendo a utilização eficiente de todos os recursos disponíveis, o que resulta em diminuição da produtividade (MASON et al. 2005). De certo modo, este resultado nos indica que na comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri há uma forte redundância funcional, e os traços funcionais presentes correm o risco de serem diluídos no ecossistema, pois enfrentarão uma forte competição (GOSWAMI et al. 2017). Já os traços funcionais que são poucos numerosos sofrerão uma pressão considerável de seleção, de modo que algumas perturbações no ecossistema podem excluir membros de uma determinada característica, levando-a a exclusão total na comunidade, pois haverá uma dificuldade na reposição da função devido ao baixo número de membros com as mesmas características (GOSWAMI et al. 2017).

Os valores de FEve registrados para a comunidade zooplanctônica da Lagoa do Peri é mais elevada quando comparado com outros estudos, De- Carli (2018) estudando 8 corpos d'água obteve valores de FEve mais baixos, com valor máximo de 0.18 no rio Grande; Braghin et al. (2021) analisando a sub-bacia do Baía, a sub-bacia do rio Ivinhema e a sub-bacia do rio Paraná, registrou valor máximo de 0.20.

No ponto P1, de acordo com FEve, há maior possibilidade de um maior número de espécies coexistirem, e assim, ter maior equilíbrio das abundâncias dos traços funcionais do que nos demais pontos. A profundidade pode ter sido o fator primordial para a diferenciar a equitabilidade funcional do zooplâncton no ponto P1, visto que este índice teve uma correlação positiva com a profundidade, variável que pode estar relacionada à melhor distribuição das espécies na coluna d'água, migração e escape de predadores e maior disponibilidade alimentar (LAMPERT 2005; SANTANGELO et al. 2010).

Quanto a variação sazonal, no verão, com águas mais quentes e chuvas mais frequentes pode haver maior gama de recursos para a comunidade zooplanctônica, pois a temperatura influencia nos níveis tróficos adjacentes, nas interações interespecíficas (Moore et al., 1996) e na reprodução das espécies zooplanctônicas (KEPPELER & HARDY 2002), resultando em uma maior riqueza de espécies (R) e riqueza funcional (FRic) do zooplâncton no verão.

As temperaturas mais altas ampliam as chances de mais espécies coexistirem, aumentando a R e FRic da comunidade, visto que nossos resultados mostraram que a riqueza funcional está fortemente relacionada com a riqueza de espécies, assim como em outros estudos (VILLÉGER et al 2008; ABONYI et al 2018; OLIVEIRA et al 2018, SANTOS 2022). Quanto mais espécies em uma comunidade maior é a probabilidade de conter espécies raras, e, por conseguinte, maior é a probabilidade destas espécies apresentarem combinações de atributos funcionais distintos, aumentando o espaço funcional (MOUCHET et al. 2010).

Dos três componentes funcionais, a divergência funcional (FDiv) foi a que registrou os maiores valores, indicando que apesar da baixa riqueza funcional (FRic) e da pouca uniformidade (FEve) dos traços, as espécies mais abundantes estão consumindo recursos diferentes, tendo alto grau de diferenciação de nicho (MOUCHET et al. 2010) e baixa competição por recursos (MASON et al. 2005,). Segundo Mouillot et al. (2013) as comunidades que expressam alta divergência funcional podem aumentar a função do ecossistema como resultado do uso eficaz dos recursos.

A diferença sazonal das variáveis registrada entre o verão e o inverno é um indicativo que a temperatura da água e a velocidade do vento são fatores que influenciam positivamente a divergência funcional, a qual foi maior no verão, sinalizando que nesse período há diferentes recursos disponíveis que possibilitam a coocorrência de espécies de diferentes nichos (BOMFIM et al. 2018), assim, grupos de espécies que são menos abundantes no plâncton podem coexistir com aquelas mais predominantes.

Nossos resultados indicam que as variáveis abióticas atuam diretamente na estruturação da comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri, promovendo alterações na diversidade do

zooplâncton. Sugerimos estudos futuros que observem as tendências temporais na alteração dos atributos funcionais do zooplâncton e análises diretas com a composição fitoplanctônica da lagoa do Peri. Um enfoque sazonal pode revelar substituição de espécies e de atributos funcionais ou, a perda desses atributos ao longo do tempo, fornecendo um indicativo de homogeneização funcional e perda de espaço funcional no ecossistema.

Conclusão

A temperatura da água e a velocidade do vento demonstraram ser variáveis importantes para a estruturação da comunidade zooplanctônica na lagoa do Peri, especialmente no aumento da riqueza de espécies e da diversidade funcional.

Os índices de diversidade funcional foram mais eficientes e detectaram diferenças espaciais e sazonais da comunidade zooplanctônica, porém, a riqueza de espécies juntamente com FRic e FEve foram sensíveis as variáveis limnológicas, sendo negativamente afetados pelo Nt, OD e pH, respectivamente. Essa associação negativa mostra que as variáveis atuam como filtros ambientais e podem diminuir a diversidade da comunidade, fazendo com que as espécies sejam funcionalmente mais redundantes.

O enfoque sazonal revelou perda de alguns atributos, pois nos períodos mais frios a diversidade funcional foi mais baixa, indicando maior redundância funcional nesses períodos.

Os baixos valores de equitabilidade funcional evidenciaram a dominância de poucas características funcionais na lagoa do Peri.

As análises taxonômicas, como observado na comparação espacial, podem mascarar impactos no zooplâncton e nos ecossistemas, portanto, recomendamos que a diversidade funcional seja adotada como ferramenta complementar para estudos da estrutura da comunidade zooplanctônica e do funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Referências

- ABONYI, A. et al. 2018. Functional diversity of phytoplankton highlights long-term gradual regime shift in the middle section of the Danube river due to global warming, human impacts and oligotrophic action. **Freshwater Biology** 63(5): 456–72.
- BARNETT, A.J. & BEISNER, B.E. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v.88, 1675– 86.
- Barnett, A.J., Finlay, K. & Beisner, B.E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v.52: 796–813.
- BOMFIM, F. F.; BRAGHIN, L. S. M.; BONECKER, C. C. & LANSAC-TOHA, F. A. 2018. High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. **International Review of Hydrobiology**, 103, 26-34.
- BRANCO, C.W.C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. & ESTEVES, F.A. 2000. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed brazilian coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**. v. 67, n. 2
- BRANCO, C.C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; ESTEVES, F.A. & AGUIARO, T. 2000 Zooplankton distribution and community structure in a Brazilian coastal lagoon. **Vie et Milieu- Life and Environment**, 58 (1), 1-9.
- BRAGHIN, L. S. M.; DIAS, J. D.; SIMÕES, N. R. & BONECKER, C. 2021. Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain, **Aquatic Sciences** 83(1):10
- CARDINALE, B.; DUFFY, J.; GONZALEZ, A. et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, **486**, 59–67.
- CARDOSO, L. S. & MOTTA-MARQUES, D. 2009. Hydrodynamics-Driven Plankton Community in a Shallow Lake. **Aquatic Ecology**, 43(1): 73–84.
- CIANCIARUSO, M.V.; BATALHA, M.A. & SILVA, I.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidade. **Biota Neotropica**. v.9, n.3.
- DE-CARLI, B. P. *et al.* 2018. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. **Iheringia**. Série Zoologia [online]. v. 108

- EL MAHRAD, B.; NEWTON, A.; & MURRAY, N. 2022. Coastal Lagoons: Important Ecosystems. **Frontiers for Young Minds**. 10:637578. doi: 10.3389/frym.2022.637578
- ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1997. Manual de identificação dos cladóceros límnicos do Brasil. Brasília, Editora Universa, III+ 156p.
- GERZSON, N & PETRUCIO, M. M. 2013. Cyanobacteria dominance and high density of rotifers in a subtropical coastal Lagoon. Dissertação mestrado pelo Programa de Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina.
- GOSWAMI, M.; BHATTACHARYYA, P.; MUKHERJEE, I. & TRIBEDI, P. 2017. Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning. **Advances in Microbiology**, 7, 82-93. doi: [10.4236/aim.2017.71007](https://doi.org/10.4236/aim.2017.71007).
- HAYES, N. M., DEEMER, B. R., CORMAN, J. R., RAZAVI, N. R., E STROCK, K. E. 2017. Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. **Limnology and Oceanography Letters**, 2(2), 47–62. DOI: 10.1002/lol2.10036
- HENNEMANN, M. C. & PETRUCIO, M. M. 2010. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 181, 347–361.
- HENNEMANN, M. C., & PETRUCIO, M. M. 2016. High chlorophyll *a* concentration in a low nutrient context: discussions in a subtropical lake dominated by cyanobacteria. **Journal of Limnology**, 75, 520–530. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1347>
- KEPPELER, E.C. 2003. Comparative study of the zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in southwestern Amazonia. **Acta Scientiarum**, vol. 25, p. 471-481.
- KIM, H.-W.; HWANG, S.J; & JOO, G.J. 2000. Zooplankton grazing on bacteria and phytoplankton in a regulated large river (Nakdong River, Korea). **Journal of Plankton Research** 22: 1559–1577.
- KOSTE, W. 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 2 v.
- KRZTOŃ, W.; KOSIBA, J.; POCIECHA, A.; & WILK-WOŹNIAK, E. 2019. The effect of cyanobacterial blooms on bio- and functional diversity of zooplankton communities.

Biodiversity and Conservation, 28(7), 1815–1835. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01758-z>.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. & SHIPLEY, B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12

LOKKO, K., TAAVI, V., E JONNE, K. 2017. Seasonal Variability in the Structure and Functional Diversity of Psammic Rotifer Communities: Role of Environmental Parameters. **Hydrobiologia** 796(1): 287–307.

LORENZEN, C. J. 1967. Determination of Chlorophyll and Phaeopigments Spectrophotometric Equations. **Limnology and Oceanography**, vol. 12, n° 2, pp. 343-346. doi:10.4319/lo.1967.12.2.0343.

MACARTHUR, R. & MACARTHUR, J. 1961. On bird species diversity. **Ecology**, 42, 594-598.

MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, W.G & WILSON, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, 111:112-118.

MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, 542:367-378.

MCGLATHERY, K. J.; SUNDBACK, K.; & ANDERSON, I. C. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. **Marine Ecology-Progress Series**, 348, 1–18

MEYER, S.T.; EBELING, A.; EISENHAUER, N.; HERTZOG, L.; HILLEBRAND, H. & MILCU, A. 2016. Effects of biodiversity strengthen over time as ecosystem functioning declines at low and increases at high biodiversity. **Ecosphere**, 7.

MOORE, M.; FOLT, C.L.; STEMBERGER, R. 1996. Consequences of elevated temperatures for zooplankton assemblages in temperate lakes. **Archiv fur Hydrobiologie**. 135. 10.1127/archiv-hydrobiol/135/1996/289.

MOREIRA, F. W. A.; LEITE, M. G. P.; FUJACO, M. A. G.; MENDONÇA, F. P.; CAMPOS, C. L. & ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M., 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**.

- MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. & BELLWOOD, D. R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, 28(3), 167–177.
- MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; & MOUILLOT, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**.
- NEWTON, A., BRITO, A. C., ICELY, J. D., DEROLEZ, V., CLARA, I., ANGUS, S., et al. 2018. Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. **Journal for Nature Conservation**. 44:50–65. doi: 10.1016/J.JNC.2018.02.009
- ORTEGA, J. C. G.; THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. 2018 Experiments reveal that environmental heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying mechanisms. **Oecologia**, 188(1), 11–22.
- PEREIRA, R.; SOARES, A.M.; RIBEIRO, R. E GONÇALVES, F. 2002. Assessing the trophic state of Linhos lake: a first step towards ecological rehabilitation. **Journal of Environmental Management**, vol. 64, no. 3, p. 285-297.
- PINHEIRO-SILVA, L.; GIANUCA, A.T; & SILVEIRA, M.H. et al. 2020. Grazing efficiency asymmetry drives zooplankton top-down control on phytoplankton in a subtropical lake dominated by non-toxic cyanobacteria. **Hydrobiologia** 847, 2307–2320.
- R Development Core Team e R Core Team. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available from <http://www.r-project.org/>
- REID, J.W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim de Zoologia, São Paulo, n. 9, p. 17-143.
- SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; & PADISÁK, J. 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. **Freshwater Biology**.
- SANTANGELO, J.M.; ESTEVES, F.D.; MANCA, M. & BOZELLI, R.L. 2010. Abundance, composition and spatial variation in the egg bank of a tropical zooplankton community. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, vol. 46, no. 3, p. 225-232.

SEGERS, H. 1995. Rotifera. The Hague, The Netherlands: SPB Academic, v. 2: The Lecanidae (Monogonta). (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world, v. 6).

SENDACZ, S.; CALEFFI, S. & SANTOS-SOARES, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, 66(1B):337-350.

SIMÕES, N. R., BRAGHIN, L. S. M., DURÉ, G. A. V., SANTOS, J. S., SONODA S L. E BONECKER C. C. 2020. Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. **Hydrobiologia**.

SMIRNOV, N.N. 1974. *Fauna of the USSR: Crustacea* Keter Publishing House Jerusalem Ltd., Jerusalem

SOUSA, F.D.R. & ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2019. Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae). **Papéis Avulsos de Zoologia**. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.24>

TILMAN, D. Functional diversity. 2011. **Encyclopedia of Biodiversity** (S.A. Levin, ed).

VALDERRAMA, J.C. (1981) The Simultaneous Analysis of Total Nitrogen and Total Phosphorus in Natural Waters. **Marine Chemistry**, 10, 109-122.

VAN DAMME, K., A.Y. SINEV & H.J. DUMONT. 2011. Separation of *Anthalona* gen.n. from *Alona* Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. **Zootaxa** 2875: 1-64.

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

ZHAO, K.; WANG, L.; QINGMIN, Y.; PAN, Y.; LIU, T.; ZHOU, Y.; ZHANG, J.; PANG, W. & WANG, Q. 2021. Influence of Cyanobacterial Blooms and Environmental Variation on Zooplankton and Eukaryotic Phytoplankton in a Large, Shallow, Eutrophic Lake in China. **Science of The Total Environment**. 773(1):145421DOI:[10.1016/j.scitotenv.2021.145421](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145421)

9. Capítulo 4. PRIMEIRO REGISTRO DE CERATIUM FURCOIDES, UM DINOFLAGELADO INVASOR, NA LAGOA DO PERI

Resumo

Ceratium é um dinoflagelado planctônico com alta frequência em águas doces de regiões temperadas. Nas últimas décadas, duas espécies de *Ceratium* foram registradas em corpos d'água tropicais e subtropicais, demonstrando alta dispersão, adaptação e rápida colonização. Este estudo registrou a primeira ocorrência do *Ceratium furcoides* na Lagoa do Peri, Florianópolis-SC, uma lagoa costeira subtropical de água doce. As amostragens foram realizadas entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018. Para a identificação das espécies, alguns espécimes de *Ceratium* foram analisados para verificar a disposição das placas apicais, característica primordial para distinguir *Ceratium furcoides* do *Ceratium hirundinella*. O primeiro registro da espécie na Lagoa do Peri foi em outubro de 2017, porém em baixa densidade. No verão de 2018, houve um aumento na densidade do dinoflagelado. A dominância histórica de *Raphidiopsis raciborskii* na Lagoa do Peri não parece ser um problema para este dinoflagelado, que possui uma capacidade natatória que lhe permite ocupar nichos espacialmente diferentes das cianobactérias, além da mixotrofia das espécies contribuir para as alternâncias alimentares. Estudos de monitoramento e correlação entre dinoflagelados e variáveis limnológicas são necessários para entender os principais fatores que contribuem para a proliferação de *Ceratium furcoides*. O monitoramento temporal de sua dinâmica e estudos do potencial impacto nas comunidades aquáticas em vista de seu possível estabelecimento em águas lagunares são essenciais para o entendimento do processo de bioinvasão dessa espécie, permitindo a busca de medidas que possam sanar possíveis problemas ecológicos, sociais e econômicos.

Palavras-chave: ecologia, identificação, distribuição, oligotrófica, lagoa costeira.

Introdução

Os dinoflagelados do gênero *Ceratium* já foram registrados em diferentes continentes e países (MOREIRA et al. 2015), porém são considerados invasores em ecossistemas aquáticos da América do Sul (CROSSETTI et al. 2018). Segundo Bicudo e Menezes (2005) existem seis espécies desse gênero em águas doce em todo o mundo. O primeiro registro de uma espécie de *Ceratium* em águas doces brasileiras foi por Branco et al. (1963) que identificaram o *Ceratium hirundinella*. Anos depois, Santos- Wisniewski et al. (2007) registraram a primeira ocorrência do *Ceratium furcoides* no Brasil. Desde então, dezenas de estudos têm relatado a ocorrência deste dinoflagelado em diferentes regiões do Brasil (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010; SILVA et al. 2012, MOREIRA et al. 2015; NISHIMURA et al. 2015; OLIVEIRA et al. 2016; CROSSETTI et al. 2018; SILVA et al., 2018).

A ocorrência do *Ceratium furcoides* em ecossistemas aquáticos com características tão distintas demonstra a alta plasticidade ecofisiológica da espécie (ALMANZA et al. 2016). De acordo com Hickel (1988); Cavalcante et al. (2016) a espécie apresenta estratégias adaptativas determinantes para o desenvolvimento e estabilização nos diferentes ambientes, como a resistência a sedimentação, alta capacidade de dispersão, habilidade de natação que permite a movimentação vertical na coluna d'água em busca de microhabitats favoráveis; além de ser impalatável devido ao seu tamanho e forma, conseqüentemente sofrem com baixa pressão de herbivoria pelo zooplâncton.

O estabelecimento e o rápido desenvolvimento de *C. furcoides* nos corpos d'água podem afetar as comunidades nativas e a qualidade da água, alterando a cor, e adicionando sabores e odores desagradáveis à água (BERTHON 2015; MEICHTRY-ZABURLÍN et al. 2016; NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE et al. 2017). Espécies deste gênero já foram associadas à mortalidade de peixes em lagos temperados devido ao esgotamento de oxigênio causado por suas florações (NICHOLLS et al. 1980). Portanto, registros da ocorrência de *C. furcoides* são importantes para fornecer informações sobre sua distribuição, padrões de dispersão e podem contribuir para o manejo dos ecossistemas aquáticos brasileiros.

Esse estudo tem como objetivo registrar a primeira ocorrência do dinoflagelado *Ceratium furcoides* na lagoa do Peri (Florianópolis- Santa Catarina), um ecossistema costeiro de água doce, que presta diversos serviços ecossistêmicos à ilha de Florianópolis, inclusive abastecimento de água para população local.

Material e métodos

Amostras de plâncton foram coletadas entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018 na Lagoa do Peri, uma lagoa costeira subtropical (Figura 1). A Lagoa do Peri está localizada em uma área de preservação ambiental, o Parque Municipal do Lago do Peri (PLMP), e atualmente está inserido na Unidade de Conservação do Monumento Natural Municipal (MNMCU) do Lago do Peri. A sua posição é de 3 m acima do nível do mar, com o qual se liga através de um canal de sentido único (“Canal Sangradouro”) (lago→mar), não sofrendo influência marítima. A lagoa é amplamente utilizada para atividades recreativas, abastecimento de água para a população e está ligada à conservação da biodiversidade, preservação e restauração das matas ciliares (HENNEMANN et al. 2016).

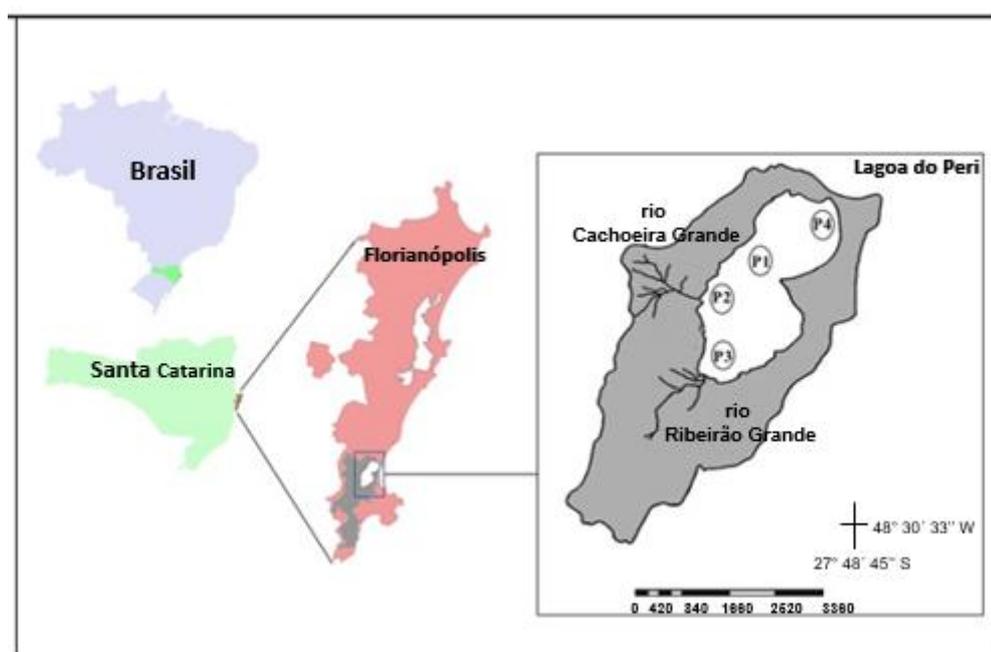


Fig. 1. Mapa da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, ilustrando os pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4

A observação da ocorrência do *Ceratium furcoides* ocorreu durante as análises mensais da comunidade zooplânctônica em quatro estações da lagoa do Peri. Amostras de zooplâncton foram coletadas através de uma rede de plâncton com abertura de boca de 30 cm e abertura de malha de 68 μ m (arrasto vertical). As amostras foram preservadas em solução de formaldeído a 4%.

A espécie *Ceratium furcoides* foi identificada e fotografada em microscópio óptico Zeiss modelo Scope A1 (com aquisição de imagem) e com aumento de até 1000 vezes. As células foram clarificadas com solução de NaClO a 20% para análise de tabulação de placas. A

análise taxonômica foi baseada nas descrições de Popovský & Pfiester (1990) e Moestrup & Calado (2018). Para identificar a espécie, alguns espécimes de *Ceratium* foram analisados para verificar a disposição das placas apicais, característica primordial para distinguir *Ceratium furcoides* de *Ceratium hirundinella*. As espécies são morfologicamente semelhantes, sendo a principal diferença a posição das placas. *Ceratium hirundinella* possui quatro placas apicais atingindo o ápice, enquanto em *Ceratium furcoides* três placas apicais atingem o ápice e a quarta placa é reduzida (SANTOS-WISNIEWSKI et al. 2007) (Fig. 2).

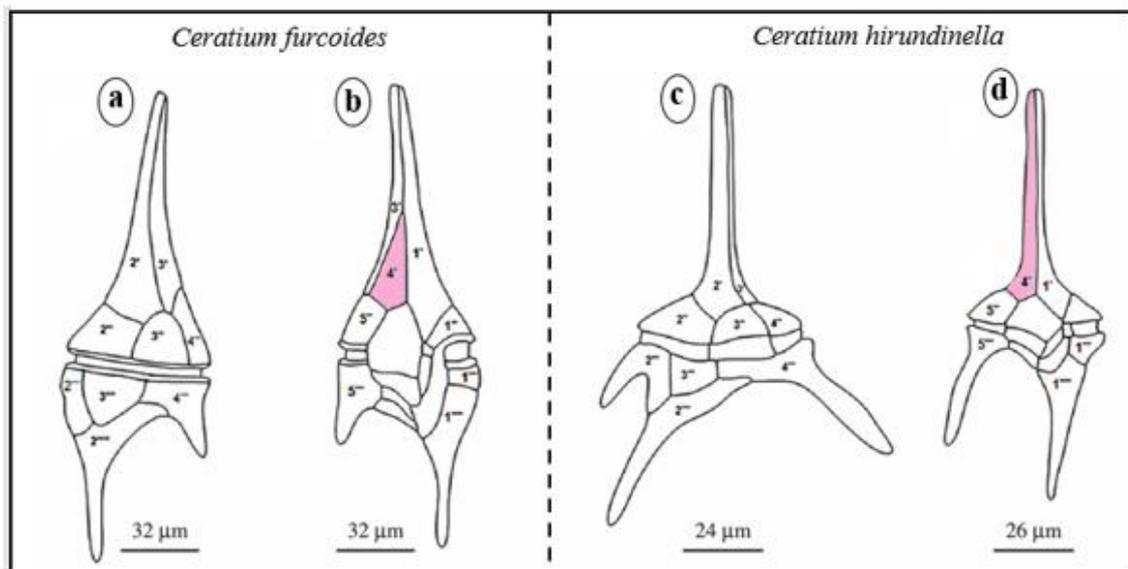


Fig. 2. Ilustração da distribuição das placas nos dinoflagelados *Ceratium furcoides* e *Ceratium hirundinella* (a e c = superfície dorsal; b e d = superfície ventral). A quarta placa é destacada em rosa. Adaptado de Moreira et al. (2015).

Resultados

Em nossas análises, todos os espécimes tiveram a quarta placa reduzida, assim concluímos a identificação do *Ceratium furcoides* (Fig. 3).

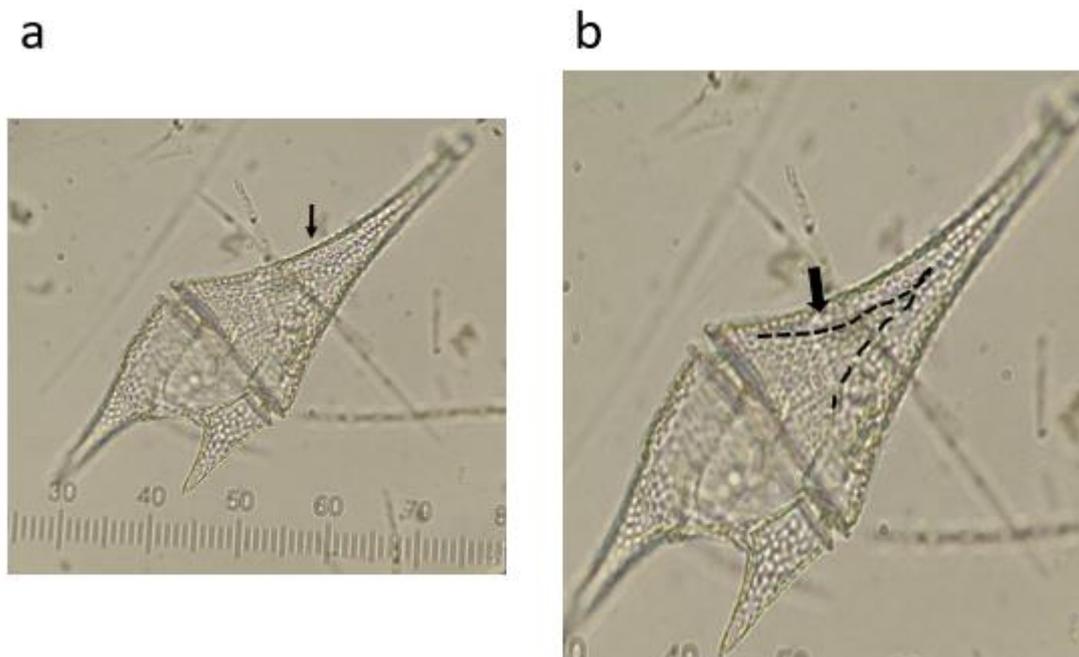


Fig. 3. *Ceratium furcoides* (a) and the highlight of the fourth reduced plate (b).

O primeiro registro do *Ceratium furcoides* na Lagoa do Peri foi em outubro de 2017, porém em baixa densidade. No verão de 2018 (janeiro, fevereiro e março) houve um aumento na densidade de dinoflagelados. No entanto, das 4 estações amostradas, a espécie foi observada apenas na estação P1, ponto central e de maior profundidade (Fig. 1). Na primavera de 2017 (outubro) a densidade foi de 2.525 ind. mL⁻¹, aumentando nos meses de janeiro (10.160 ind. mL⁻¹), fevereiro (12.133 ind. mL⁻¹), março (6.160 ind. mL⁻¹) (verão) e abril (5040 ind. mL⁻¹) 2018. Nenhuma correlação significativa foi estabelecida entre a densidade de *C. furcoides* e as variáveis abióticas.

Discussão

A proliferação de espécies não nativas é uma das principais ameaças aos ecossistemas aquáticos e terrestres, pois podem alterar drasticamente a diversidade de espécies nativas e, portanto, as funções do ecossistema (EPANCHIN-NIELL E WILEN 2012; KERNAN 2015).

O dinoflagelado *Ceratium furcoides* está se espalhando rapidamente em muitos ecossistemas aquáticos ao redor do mundo, como no Egito (EL-OTIFY et al. 2003), Turquia (ÇELEKLI et al. 2007), China (CHU et al. 2008) e Austrália (LING & TYLER 2000). No continente americano, esta espécie foi encontrada na Argentina (MAC DONAGH et al. 2005), Bolívia (Morales 2016), Canadá (DERMOTT et al. 2007), Chile (ALMANZA et al. 2016),

Paraguai (MEICHTRY-ZABURLÍN et al. 2013), Uruguai (MEICHTRY-ZABURLÍN et al. 2016) e Brasil (SANTOS-WISNIEWSKI et al. 2007; MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010; SILVA et al. 2012; NISHIMURA et al. 2015; CAMPANELLI et al. 2017). Portanto, é importante diferenciá-los para permitir o rastreamento preciso de sua rota e velocidade de invasão.

As características da Lagoa do Peri ainda são intrigantes. Apesar de ser classificado como mesotrófico para clorofila-a e oligotrófico para concentração de nutrientes (HENNEMANN & PETRUCIO 2010, HENNEMANN et al. 2016), há uma alta densidade e predominância histórica de cianobactérias, principalmente *Raphidiopsis raciborskii* (TONETTA et al. 2013; TONETTA et al. 2015; PINHEIRO-SILVA et al. 2020) e a emergência de *Ceratium furcoides* no lago levanta mais dúvidas sobre o estado da qualidade da água do corpo d'água. O aparecimento desse dinoflagelado no lago pode trazer consequências não apenas ecológicas, mas também econômicas e sociais, pois esse gênero é frequentemente causador de gosto e odor na água, trazendo problemas para o sistema de abastecimento de água relacionados à distribuição, tratamento e preservação (NICHOLLS et al. 1980; BERTHON 2015; KERMAN 2015; MEICHTRY-ZABURLÍN et al. 2016; MORALES 2016; NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE et al. 2017).

A dominância histórica da cianobactéria *Raphidiopsis raciborskii* na Lagoa do Peri (TONETTA et al. 2013; TONETTA et al. 2015; PINHEIRO-SILVA et al. 2020) não parece influenciar negativamente a proliferação desse dinoflagelado, pois *Ceratium furcoides* tem a capacidade nadar, o que lhe permite ocupar um nicho ambiental diferente das cianobactérias, além de a mixotrofia contribuir para as alternâncias alimentares (TUCCI & SANT'ANNA 2003; REYNOLDS 2006). Stephaniak et al. (2007) observaram em um lago eutrófico na Polônia que *Ceratium furcoides* é um competidor eficiente na busca por recursos, nutrientes e luz, mesmo na presença de cianobactérias devido a sua capacidade de migração vertical. Assim, a estabilização de *Ceratium furcoides* no Lago Peri pode levar a mudanças drásticas na composição da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica e no funcionamento do ecossistema. Apesar de não ser tóxico, sua morfologia o torna intragável, dificultando a predação, e em altas densidades pode causar esgotamento de recursos e redução de oxigênio na coluna d'água (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010). Vários estudos já associaram esta espécie a episódios de florações, que causaram alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica (HART & WRAGG 2009), mortalidade de peixes e invertebrados (TAYLOR et al. 1995; LANDSBERG 2002; MORALES 2016, PACHECO et al. 2021) e deterioração da qualidade da água (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010).

Mais investigações sobre os possíveis impactos desse dinoflagelado invasor na Lagoa do Peri são necessárias para entender seu padrão de distribuição, preferências e nuances ambientais para a elaboração de melhores formas de manejo e tratamento da água desse corpo hídrico.

Referências

- ALMANZA, V.; BICUDO, C.E.M.; PARRA, O. & URRUTIA, R. 2016. Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. **Limnetica**, 35(1):253–268. DOI:10.23818/limn.35.21. <http://limnetica.net/documentos/limnetica/limnetica-35-1-p-253.pdf>
- BERTHON, K. 2015. How do native species respond to invaders? Mechanistic and trait-based perspectives. **Biological Invasions**, 17(8), 2199–2211. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-015-0874-7>
- BICUDO, C & MENEZES, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições) São Carlos: RIMA, 508p.
- CAMPANELLI, L.C.; TUNDISI, J.G.; ABE, D.S.; SIDAGIS-GALLI, C. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2017. Record of the occurrence of dinoflagellate *Ceratium furcoides* in a fish farming lake located in the countryside of São Carlos (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia**, n77(2), 426–427. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.06916>. PMID:27579971
- CAVALCANTE, K.P.; CARDOSO, L.S.; SUSSELA, R.; BECKER, V. 2016. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, 771(1), 265–280. DOI: 10.1007/s10750-015-2638-x. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2638-x#citeas>
- ÇELEKLI, A.; ALBAY, M. & DUGEL, M. 2007. Phytoplankton (except Bacillariophyceae) Flora of Lake Gökölü (Bolu). **Turkish Journal of Botany**, 31(1), 49–65.
- CHU, G.; SUN, Q.; RIOUAL, P.; BOLTOVSKOY, A.; LIU, Q.; SUN, P.; HAN, J. & LIU, J. 2008. Dinocyst microlaminations and freshwater “red tides” recorded in Lake Xiaolongwan, northeastern China. **Journal of Paleolimnology**, 39(3), 319–333. <http://dx.doi.org/10.1007/s10933-007-9106-1>
- CROSSETTI, L.O, BICUDO, D.D.C, BINI, L.M, DALA-CORTE, R. B., FERRAGUT, C., BICUDO, C.E.M. 2018. Phytoplankton species interactions and invasion by *Ceratium furcoides* are influenced by extreme drought and water hyacinth removal in a shallow tropical reservoir. **Hydrobiologia** 831: 71–85. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3607-y>
- DERMOTT, R.; JOHANNSSON, O.; MUNAWAR, M.; BONNELL, R.; BOWEN, K.; BURLEY, M.; FITZPATRICK, M.; GERLOFSMA, J. & NIBLOCK, H. 2007. Assessment of lower food web in Hamilton Harbour, Lake Ontario, 2002–2004. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, 279(1740), 2990–2997. https://www.researchgate.net/publication/281400527_Assessment_of_lower_food_web_in_Hamilton_Harbour_Lake_Ontario_2002-2004

- EL-OTIFY, A.M.; SHAFIK, H.M. & SZŐKE, E. 2003. Analyses of physico-chemical characteristics and phytoplankton communities of Lake Nasser during the last two decades. **Acta Botanica Hungarica**, 45(1), 75-100. <http://dx.doi.org/10.1556/ABot.45.2003.1-2.8>
- EPANCHIN- NIELL, R.S. & WILEN, J.E. 2012. Optimal spatial control of biological invasions. **Journal of Environmental Economics and Management**. 63(2), 260-270. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2011.10.003>
- HART, R.C. & WRAGG, P.D. 2009. Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): history, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. **Water SA**, 35(4), 455–468. [10.4314/wsa.v35i4.76807](http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v35i4.76807)
- HENNEMANN, M.C. & PETRUCIO, M.M. 2010. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 10.1007/s10661-010-1833-5
- HENNEMANN, M.C. & PETRUCIO, M.M. 2016. High chlorophyll a concentration in a low nutrient context: discussions in a subtropical lake dominated by cyanobacteria. **Journal of Limnology**, 75, 520–530. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1347>
- HICKEL, B.1988. Sexual reproduction and life cycle of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) in situ in the lake Plußsee (F.R.). **Hydrobiologia** 161: 41–48. <https://doi.org/10.1007/BF00044098>
- KERMAN, M. 2015. Climate change and the impact of invasive species on aquatic ecosystems. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 18(3), 321-333. <http://dx.doi.org/10.1080/14634988.2015.1027636>
- LANDSBERG, J.H. 2002. The effects of harmful algae blooms on aquatic organisms. **Reviews Fish Science** 10(2):113-390. <https://doi.org/10.1080/20026491051695>
- LING, H.U. & TYLER, P.A. 2000. Australian Freshwater Algae (exclusive of diatoms). Urban Water Research Assoc. of Australia, Project No. 93/109. **Bibliotheca Phycologica**, 105, 1-643.
- MAC DONAGH, M.E.; CASCO, M.A. & CLAPS, M.C.2005. Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh. **Annales de Limnologie – International. Journal of Limnology**, 41(4), 291-299. <http://dx.doi.org/10.1051/limn/2005020>
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; LUZIA, A.P.; & DEGANI, R.M. 2010. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 70: 825–829. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400013>
- MEICHTRY-ZABURLIN, N.; BOLTOVSKOY, A.; ROJAS, C.C; & RODRIGUEZ, R.M. 2013. Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay). **Limnetica**, 33(1), 153-160.
- MEICHTRY- ZABURLÍN, N.; VOGLER, R.E.; MOLINA, M.J. & LLANO, V.M. 2016. Potential distribution of the invasive freshwater dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyta) in South America. **Journal of Phycology**, 52(2), 200-208. <http://dx.doi.org/10.1111/jpy.12382>. PMID:27037585

MOESTRUP, Ø & CALADO, A.J. 2018. Dinophyceae. In: Büdel B, Gärtner G, Krienitz L, Schagerl M. (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Vol. 6. Berlin, **Freshwater Flora of Central Europe**. p. 1-560.

MORALES, E.A. 2016. Floración de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinoflagellata, Dinophyceae) en la represa de La Angostura, Cochabamba, Bolivia, Cochabamba, Bolivia. **Acta Nova** 7:389–398. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1683-07892016000200003&lng=es&nrm=iso

MOREIRA, R.A.; ROCHA, O.; SANTOS, R.M.; LAUDARES-SILVA, R.D.E.S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. 2015. First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 75: 98–103. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08013>

NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, A.; DUNALSKA, J.A. & ZĘBEK, E. 2017. TAXA-specific eco-sensitivity in relation to phytoplankton bloom stability and ecologically relevant lake state. **Acta Oecologica**, 81, 10-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2017.04.002>

NICHOLLS, W.; KENNEDY, K.H. & HAMMETT, C.A. 1980. Fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). **Freshwater Biology**, 1980, 10(6), 553-561. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01231.x>

NISHIMURA, P.Y.; POMPÊO, M. & MOSCHINI-CARLOS, V. 2015. Invasive dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans in two linked tropical reservoirs. In: Ecologia de reservatórios e interfaces, São Paulo. Pompêo et al. (Orgs): 132-142. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, F.H.P.C.; MACÊDO, I.M.E.; MOREIRA, C.H.P.; SHINOHARA, N.K.S.; LIRA, O.O. & RAMALHO, W.P. 2016. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in two reservoirs of the Capibaribe watershed located in Semiarid region. **Geama** 6(1): 25-33.

PACHECO, J.P.; IGLESIAS, F. C.; GOYENOLA, G. *et al.* 2021. Invasion of *Ceratium furcoides* in subtropical lakes in Uruguay: Environmental drivers and fish kill record during its bloom. **Biological Invasions**. 23, 3597–3612 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02600-w>

PINHEIRO-SILVA, L.; GIANUCA, A.T. E.; SILVEIRA, M.H. *et al.* 2020. Grazing efficiency asymmetry drives zooplankton top-down control on phytoplankton in a subtropical lake dominated by non-toxic cyanobacteria. **Hydrobiologia**. 847, 2307–2320.

REYNOLDS, C.S. 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; SILVA, L.C.; LEONE, I.C; SILVA, L.R.; ROCHA, O. 2007. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 67: 791–793. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000400033>

SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; PERET, A.C.; ROCHA, O. 2012. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**, 12 (2): 93–100. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000200010>

SILVA, W.J.; NOGUEIRA, I.D.S.; MELO-MAGALHÃES, E.M.; BENICIO, S.H.M.; PESSOA, S.M.; MENEZES, M. 2018. Expansion of invasive *Ceratium furcoides* (Dinophyta) toward north-central Brazil: new records in tropical environments. **Acta Limnologica Brasiliensia** 30: e210. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X5917>

STEPHANIAK, K.; GOLDYN, R.; & KOWALCZEWSKA-MADURA, K. 2007. Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzedzkie in the 2000-2003 period. **International Journal of Oceanography and Hydrobiology** vol. 36, no. 1, p. 77-85. <http://agro.icm.edu.pl/agro/element/bwmeta1.element.agro-article-e7474c73-fbd8-4a97-a331-07cd75d7bea2>

TAYLOR, F.; FUKUYO, Y.; LARSON, J. 1995. Taxonomy of harmful dinoflagellates. In Manual of harmful marine microalgae (G.M. Hallegraeff, D.M. Andersen & A.D. Cembella, eds.). Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO, Paris, 793p. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000136177>

TONETTA, D.; PETRUCIO, M.M. & LAUDARES-SILVA, R. 2013. Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** 25: 99-110. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000100011>.

TONETTA, D., HENNEMANN, M. C., BRENTANO, D. M., & PETRUCIO, M. M. 2015. Considerations regarding the dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* under low light availability in a low phosphorus lake. **Acta Botanica Brasilica**, 29(3), 448–451. <https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0039>

TUCCI, A & SANT'ANNA, C. L. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): weekly variation and relation with environmental factors in an eutrophic lake, São Paulo, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, 26(1): 97–112. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042003000100011>

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

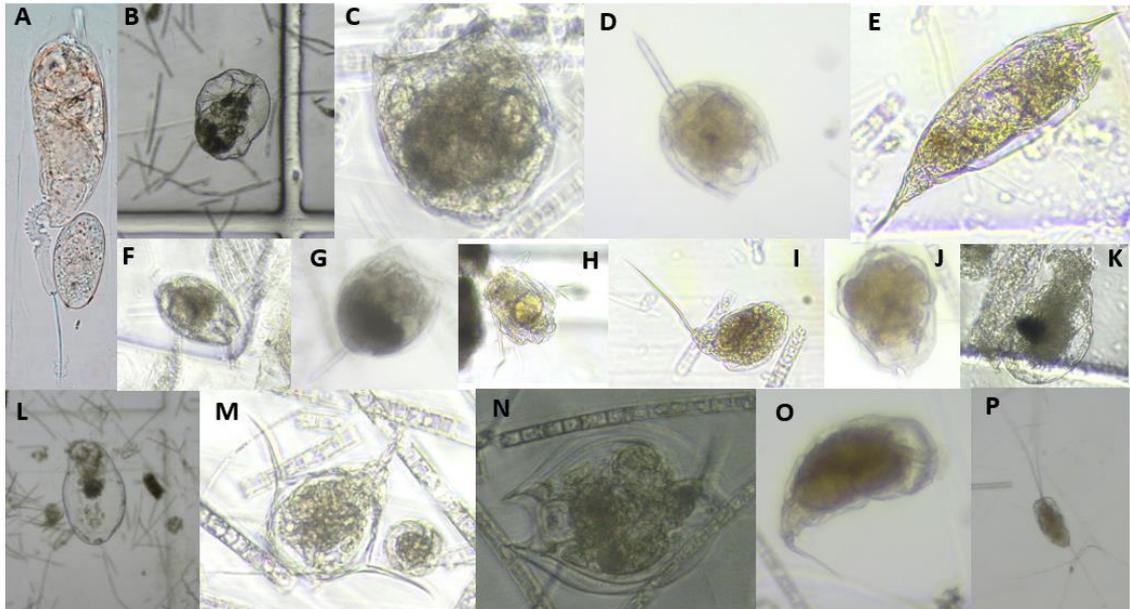
Os resultados desse estudo corroboraram parcialmente com nossas expectativas, visto que algumas hipóteses foram refutadas ao longo do estudo. Não prevíamos a ocorrência da variação espacial na estrutura da comunidade zooplancônica devido ao pequeno tamanho da lagoa e da homogeneidade espacial (histórica) das variáveis limnológicas, contudo a diferença espacial na estrutura funcional do zooplâncton foi registrada. Assim, acreditamos que outros parâmetros estão influenciando na dinâmica espacial da comunidade.

Os parâmetros ambientais, principalmente a temperatura, foram cruciais na estruturação da comunidade zooplancônica, modelando-a conforme suas variações, porém, a mudança do hábito alimentar e dos grupos tróficos do zooplâncton ao decorrer do estudo indicam que o zooplâncton esteja sendo controlado pela composição e a densidade da comunidade fitoplanctônica, podendo a dominância das cianobactérias ser um fator determinante para estabilização de determinadas espécies e grupos funcionais nesse ambiente.

A mudança sazonal na comunidade e a substituição de traços funcionais ao longo do período estudado corroborou nossa hipótese de diferenças sazonais na comunidade, evidenciando ainda mais a influência dos parâmetros ambientais (temperatura) sob o zooplâncton, onde atuam como filtros ambientais.

Registramos a importância da inserção da diversidade funcional nas análises de diversidade da comunidade zooplancônica, visto que os índices tradicionais de diversidade podem mascarar mudanças na comunidade e possíveis danos ao ecossistema. Entretanto, a abordagem funcional do zooplâncton precisa ser aprimorada para que os grupos funcionais sejam padronizados em todos os estudos e, assim, facilitar o entendimento de suas relações com os diferentes ambientes.

APÊNDICE



Apêndice 1. Prancha das espécies de Rotifera. A- *Ptygura libera*; B- *Asplanchna priodonta*.; C- *Lecane curvicornis*; D- *Lecane* sp.; E- *Trichocerca similis*; F- *Lecane bulla*; G- *Lecane lunaris*; H- *Polyarthra vulgaris*; I- *Trichocerca* sp.; J- *Brachionus angularis*; K- *Ascomorpha saltans*; L- *Asplanchna* sp.; M- *Lecane monostyla*, N- *Lepadella* sp.; O- *Trichocerca dixonnuttalli*; P- *Filinia longiseta*

Apêndice 2. Tabela com a lista de ocorrência das espécies/ fases de desenvolvimento da comunidade zooplantônica na lagoa do Peri nos pontos amostrados entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018.

	P1	P2	P3	P4
<i>Alona</i> sp.	X			X
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	X			X
<i>Bosmina freyi</i> De Melo and Hebert, 1994	X	X	X	X
<i>Bosmina hagdmani</i> Stingelin, 1904	X	X	X	X
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	X			
<i>Macrothrix spinosa</i> King, 1853	X			
copepoditos Calanoida	X	X	X	X
copepoditos Cyclopoida	X	X	X	X
naúplios Calanoida	X	X	X	X
naúplios Cyclopoida	X	X	X	X
<i>Argyrodiaptomus</i> sp. (c.f)	X			X
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	X			X
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	X	X		X
<i>Eucyclops</i> sp.		X		X
<i>Anuraeropsis</i> sp.	X	X	X	X

<i>Ascomorpha eucadis</i> Perty, 1850	x	x	x	x
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	x	x	x	x
<i>Ascomorpha</i> sp.	x	x		x
<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig, 1854)	x	x	x	x
<i>Asplanchna</i> sp.	x	x	x	x
<i>Bdeloidea</i> Hudson, 1884		x	x	x
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	x	x	x	x
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1915	x			
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1776	x	x	x	x
<i>Collotheca</i> sp.				x
<i>Conochillus unicornis</i> (Rousselet, 1892)	x	x	x	x
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	x	x	x	x
<i>Epiphanes</i> sp.		x		
<i>Euchlanis</i> sp.		x	x	
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg 1834)	x	x	x	x
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	x			x
<i>Hexarthra intermedia</i> (Weisznievski, 1929)		x		
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)			x	x
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	x			x
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)		x	x	x
<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)		x		
<i>Lecane</i> sp.		x		
<i>Lepadella</i> sp.		x		
<i>Macrochaetus</i> sp.		x		
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)		x		
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1934	x	x	x	x
<i>Polyarthra dolycoptera</i> Idelson, 1925	x	x	x	x
<i>Proales</i> sp.	x			x
<i>Ptygura libera</i> Meyers, 1934	x	x	x	x
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783)	x	x	x	x
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)			x	x
<i>Trichocerca chattoni</i> (de Beuchamp, 1907)	x	x	x	x
<i>Trichocerca dixonnuttalli</i> (Jennings, 1903)	x	x	x	x
<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)			x	x
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	x	x	x	x
<i>Trichocerca</i> sp.	x	x	x	x

Apêndice 3. Lista de ocorrência das espécies da comunidade zooplancônica da lagoa do Peri nos meses e em suas respectivas estações (X=ocorrência em 2017; x=ocorrência em 2018 e X= ocorrência em ambos os anos (2017 e 2018))

	SUMMER			AUTUMN			WINTER			SPRING		
	jan	feb	mar	apr	may	jun	jul	aug	set	oct	nov	dec
<i>Alona</i> sp.	x	x	x	x				x		x	x	x

<i>Anthalona verrucosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bosmina freyi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bosmina hagmanni</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ilyocryptus spinifer</i>					x	x					
<i>Macrothrix espinosa</i>			x	x	x		x				
copepodito Calanoida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
copepodito Cyclopoida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
nauplio Calanoida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
nauplio Cyclopoida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Argyrodiaptomus</i> sp. (c.f)	x	x	x	x	x				x	x	
<i>Thermocyclops minutus</i>	x	x	x	x	x				x		x
<i>Thermocyclops decipiens</i>	x	x	x	x	x				x		x
<i>Eucyclops</i> sp.		x	x	x	x				x		x
<i>Anuraeropsis</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ascomorpha eucadis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ascomorpha saltans</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ascomorpha</i> sp.		x		x	x	x	x		x		
<i>Asplanchna sieboldi</i>	x	x	x	x							
<i>Asplanchna</i> sp.	x	x	x	x							x
<i>Bdeloidea</i>		x							x		x
<i>Brachionus angularis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Brachionus dolabratus</i>			x	x	x	x					
<i>Brachionus calyciflorus</i>		x									
<i>Collotheca</i> sp.			x	x							
<i>Conochillus unicornis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Conochilus coenobasis</i>	x	x	x		x	x	x	x		x	x
<i>Epiphanes</i> sp.		x	x								
<i>Euchlanis</i> sp.	x	x	x							x	x
<i>Filinia longiseta</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Filinia terminalis</i>	x								x		x
<i>Hexarthra intermedia</i>		x			x						
<i>Lecane bulla</i>		x	x								
<i>Lecane curvicornis</i>							x	x		x	
<i>Lecane lunaris</i>		x	x	x							
<i>Lecane monostyla</i>					x						
<i>Lecane</i> sp.		x	x								
<i>Lepadella</i> sp.											x
<i>Macrochaetus</i> sp.					x						
<i>Ploesoma truncatum</i>			x								
<i>Polyarthra vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Polyarthra dolychoptera</i>	x	x	x	x	x	x	x		x		x
<i>Proales</i> sp.	x	x									
<i>Ptygura libera</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Testudinella patina</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x

<i>Trichocerca capucina</i>			x			x					x
<i>Trichocerca chattoni</i>	x	x	x	x	x	x		x		x	x
<i>Trichocerca dixonnutalli</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca elongata</i>			x	x	x						x
<i>Trichocerca similis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca sp.</i>	x		x	x	x	x	x		x	x	

Apêndice 4. Tabela com lista de características funcionais de cada táxon registrado na lagoa do Peri-SC durante o período do estudo.

	tamanho (mm)	Habitat	Grupo trófico	Habito alimentar	reprodução
<i>Alona sp.</i>	0,45	litorâneo	herbívoro	raspador	assexuada
<i>Anthalona verrucosa</i>	0,28	litorâneo	herbívoro	raspador	assexuada
<i>Bosmina freyi</i>	0,32	pelágico	herbívoro	suspensívoro	assexuada
<i>Bosmina hagmanni</i>	0,3	pelágico	herbívoro	suspensívoro	assexuada
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	0,5	litorâneo	herbívoro	raspador	assexuada
<i>Macrothrix spinosa</i>	0,4	litorâneo	herbívoro	raspador	assexuada
<i>copepodito Calanoida</i>	0,46	pelágico	herbívoro	suspensívoros_AP	ausente
<i>copepodito Cyclopoida</i>	0,45	pelágico	onívoro	raptorial	ausente
<i>nauplio Calanoida</i>	0,23	pelágico	herbívoro	suspensívoros_AP	ausente
<i>nauplio Cyclopoida</i>	0,13	pelágico	herbívoro	suspensívoros_AP	ausente
<i>Argyrodiaptomus sp.***</i>	1,2	pelágico	herbívoro	suspensívoros_AP	sexuada
<i>Thermocyclops minutus</i>	0,69	pelágico	onívoro	raptorial	sexuada
<i>Thermocyclops decipiens</i>	0,82	pelágico	onívoro	raptorial	sexuada
<i>Eucyclops sp.</i>	0,9	litorâneo	onívoro	raptorial	sexuada
<i>Anuraeopsis sp.</i>	0,06	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Ascomorpha eucadis</i>	0,02	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Ascomorpha saltans</i>	0,07	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Ascomorpha sp.</i>	0,09	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Asplanchna sieboldi</i>	0,48	pelágico	onívoro	raptorial	assexuada
<i>Asplanchna sp.</i>	0,35	pelágico	onívoro	raptorial	assexuada
<i>Bdeloidea</i>	0,14	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Brachionus angularis</i>	0,11	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0,21	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Brachionus dolabratus</i>	0,19	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Collotheca sp.</i>	0,13	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Conochillus unicornis</i>	0,09	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Conochilus coenobasis</i>	0,08	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Epiphanes sp.</i>	0,12	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Euchlanis sp.</i>	0,2	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Filinia longiseta</i>	0,17	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada

<i>Filinia terminalis</i>	0,17	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Hexarthra intermedia</i>	0,11	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Lecane bulla</i>	0,12	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Lecane curvicornis</i>	0,14	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Lecane lunaris</i>	0,09	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Lecane monostyla</i>	0,16	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Lecane sp.</i>	0,11	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Lepadella sp.</i>	0,23	pelágico	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Macrochaetus sp.</i>	0,14	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Ploesoma truncatum</i>	0,13	litorâneo	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,1	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Polyarthra sp.</i>	0,13	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Proales sp.</i>	0,12	litorâneo	herbívoro	suspensívoros	assexuada
<i>Ptygura libera</i>	0,13	litorâneo	herbívoro	suspensívoros	assexuada
<i>Testudinella patina</i>	0,19	litorâneo	herbívoro	suspensívoros_C	assexuada
<i>Trichocerca capucina</i>	0,14	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Trichocerca chattoni</i>	0,26	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Trichocerca dixonnuttalli</i>	0,19	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Trichocerca elongata</i>	0,23	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Trichocerca similis</i>	0,16	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada
<i>Trichocerca sp.</i>	0,1	pelágico	herbívoro	sugador	assexuada