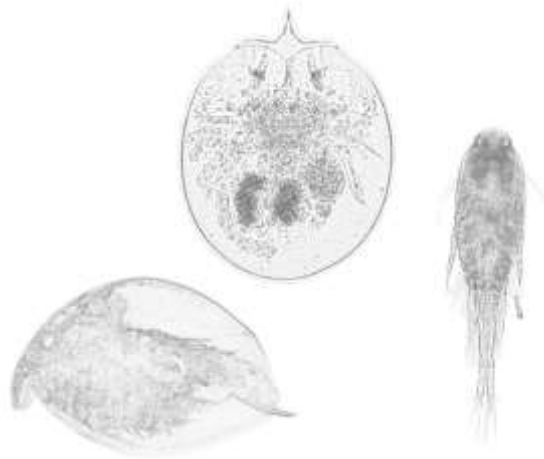


Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Instituto de Biociências de Botucatu

**Diversidade beta e funcional do zooplâncton em lagoas marginais
com conectividade hidrológica com um rio tropical**

PAULA NUNES COELHO



Botucatu-SP

2020

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)

Instituto de Biociências de Botucatu

Diversidade beta e funcional do zooplâncton em lagoas marginais com conectividade hidrológica com um rio tropical

Paula Nunes Coelho

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

Tese apresentada ao Instituto de Biociências
Universidade Estadual Paulista – Campus de
Botucatu – como parte dos requisitos para a
obtenção do Título de Doutor em Ciências
Biológicas – Área de concentração:
Zoologia

Banca examinadora:

Prof. Dr. Raoul Henry (Unesp - Botucatu)

Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves (Ufscar – São Carlos)

Dra. Silvia M. C. Casanova (Consultoria Limnética - Botucatu)

Profa. Dra. Maria Stela Maioli Castilho Noll (IBILCE-Unesp – São José do Rio Preto)

Dr. Jorge Laço Portinho (Unesp – Rio Claro)

Botucatu-SP

2020

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSANGELA APARECIDA LOBO-CRB 8/7500

Coelho, Paula Nunes.

Diversidade beta e funcional do zooplâncton em lagoas marginais com conectividade hidrológica com um rio tropical / Paula Nunes Coelho. - Botucatu, 2020

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Raoul Henry

Capes: 20502001

1. Macrófitas. 2. Ecologia litorânea. 3. Biodiversidade. 4. Zooplâncton. 5. Inundações.

Palavras-chave: diversidade taxonômica; macrófitas; metacomunidades; pulso de inundação; zona litorânea.

Agradecimentos

Ao Prof. Raoul pela orientação prestada, amizade, ensinamentos, o incentivo a ciência, pela oportunidade em ministrar cursos, palestras e pela participação no projeto de extensão “Águas da Esperança”. Obrigada pela construção da minha formação profissional.

Aos meus pais e família por todo apoio e confiança. Sem vocês eu não teria conseguido realizar esse sonho.

Ao meu noivo, amigo e companheiro Valter por todo apoio, incentivo, direcionamento, encorajamento e cuidado comigo.

Ao Hamilton, Miguel e Joaquim pela ajuda e esforço na coleta do material em campo.

Aos amigos do laboratório Dani, Luana, Matinho, Bárbara, Marco Aurélio, Carol mineira, Carol Pratânia, Rafaela, Bruna, Gabriel pela amizade, auxílios e conversas.

Ao Eduardo pela amizade e pela ajuda com as análises estatísticas.

À Karime Paina, Iollanda Josué, Vanessa Daga e Gilmar Perbiche pela ajuda com as análises de diversidade funcional e diversidade beta.

Aos membros da banca de qualificação Marcos Nogueira e Gilmar Perbiche pelas valiosas sugestões à tese.

Ao Instituto de Biociências da Unesp de Botucatu pela estrutura.

Ao CNPq (141323/2018-3) pela bolsa de doutorado e pelo suporte financeiro.

Resumo

As lagoas marginais são habitats lênticos, laterais ao rio, que podem manter comunicação permanente ou não com o rio. Nesses ecossistemas é encontrada elevada biodiversidade aquática, inclusive de zooplâncton. O objetivo deste estudo foi verificar diferenças na estrutura da comunidade zooplanctônica em lagoas marginais com diferentes níveis de conectividade hidrológica, por meio dos atributos ecológicos (riqueza, abundância, diversidade beta e funcional). Foi analisada a influência da conectividade hidrológica na comunidade de Cladocera e Rotifera em seis lagoas marginais antes e após um pulso de inundação do rio Paranapanema. Os resultados mostram que a estrutura da comunidade de Cladocera e Rotifera tende a ser mais distinta após o pulso de inundação. A diversidade beta foi mais elevada nas lagoas isoladas e na lagoa conectada que possui alta compartimentalização. Outro tema abordado diz respeito à análise da distribuição de Rotifera em um gradiente longitudinal da zona litorânea e envolvendo também a zona pelágica de uma lagoa marginal colonizada por macrófitas, por meio da diversidade taxonômica e funcional. A diversidade taxonômica foi maior na região de ecótono (transição da zona pelágica e litorânea) enquanto a diversidade funcional foi mais elevada na zona litorânea da lagoa. Neste estudo, também foi descrito como os microcrustáceos estão distribuídos em um transecto horizontal da zona litorânea e pelágica de uma lagoa marginal. A comunidade de microcrustáceos foi dividida em seis grupos funcionais, com predomínio do grupo G2 (bosminídeos) na lagoa. As macrófitas tiveram forte influência nas variações da diversidade taxonômica e funcional da comunidade por oferecer alta disponibilidade de nichos ecológicos e maior complexidade de habitats para os microcrustáceos. Por fim, a diversidade taxonômica e funcional da comunidade de microcrustáceos foi mais alta no compartimento litorâneo da lagoa.

Palavras-chave: pulso de inundação, metacomunidades, macrófitas, diversidade taxonômica, zona litorânea, zona pelágica.

Abstract

The marginal lakes are lentic habitats, lateral to the river, that can maintain permanent communication or not with the river. High aquatic biodiversity is found in these ecosystems, including zooplankton. The aim of this study was to verify differences in the structure of the zooplankton community in marginal lakes with different levels of hydrological connectivity, through ecological attributes (richness, abundance, beta and functional diversity). The influence of hydrological connectivity in the community of Cladocera and Rotifera in six marginal lakes was analyzed before and after the Paranapanema River pulse flood. The beta diversity was higher in isolated lakes and in connected lakes, which has high compartmentalization. Another topic addressed concerns the analysis of the distribution of Rotifera in a longitudinal gradient of the littoral zone and also involving the pelagic zone of a marginal lake colonized by macrophytes, through taxonomic and functional diversity. Taxonomic diversity was greater in the ecotone region (transition from the pelagic and littoral zone) while the functional diversity was higher in the littoral zone of the lake. In this study, it was also described how microcrustaceans are distributed in a horizontal transect of the littoral and pelagic zone of a marginal lake. The microcrustacean community was divided into six functional groups, with a predominance of the G2 group (bosminids) in the lake. Macrophytes had a strong influence on variations in the taxonomic and functional diversity of the community because they offer high availability of ecological niches and greater complexity of habits for microcrustaceans. Finally, the taxonomic and functional diversity of the microcrustacean community was higher in the littoral compartment of the lake.

Keywords: flood pulse, metacommunities, macrophytes, taxonomic diversity, littoral zone, pelagic zone.

Sumário

Introdução Geral	7
<i>Capítulo 1</i>	11
Resumo	12
Introdução	12
Materiais e Métodos	14
Resultados	18
Discussão	26
Conclusão	30
Referências Bibliográficas	31
Material Suplementar	37
<i>Capítulo 2</i>	39
Resumo	40
Introdução	41
Materiais e Métodos	42
Resultados	46
Discussão	51
Referências Bibliográficas	55
Material Suplementar	60
<i>Capítulo 3</i>	65
Resumo	66
Introdução	67
Materiais e Métodos	68
Resultados	71
Discussão	78
Conclusões	81
Referências Bibliográficas	82
Material Suplementar	87
Conclusões	92

Introdução Geral

As inundações ocasionadas pelo represamento dos rios transformam os sistemas lóticos em lênticos provocando alterações na velocidade da corrente e na dinâmica das comunidades dos ambientes transicionais terrestres e aquáticos. Na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, na Represa de Jurimirim/SP (bacia do alto Rio Paranapanema), é observado um conjunto de lagoas marginais que apresentam atributos ecológicos semelhantes às planícies de inundação. No entanto, esses ambientes são classificados como áreas úmidas artificiais (Junk et al., 2014), pois apresentam uma amplitude variável em função do sistema operacional da represa.

As lagoas marginais são consideradas habitats laterais a rios, lênticos, geralmente rasos, que podem manter comunicação permanente ou não com o rio. Nesses ecossistemas é encontrada elevada riqueza de habitats e microhabitats favorecendo a sobrevivência de inúmeros organismos.

O funcionamento dos ecossistemas e os padrões de biodiversidade nas lagoas marginais dependem das oscilações do nível da água e da conectividade hidrológica (Junk et al., 1989). Em períodos de cheias, os rios transbordam e a água influi nas depressões laterais favorecendo a dispersão de espécies entre os diferentes ambientes aquáticos adjacentes (Bayley, 1995) enquanto em épocas de seca, pode ocorrer o isolamento das lagoas marginais com o canal principal do rio. Algumas destas lagoas podem permanecer íntegras até a próxima inundação enquanto outras secam por completo. Como consequência da perda de conectividade é comum os organismos residentes utilizarem como estratégia modificações no tamanho das suas populações ou adaptações para colonizar novos habitats, alterando a estrutura das comunidades aquáticas desses ambientes (Junk et al., 1989; Neiff, 1990).

A comunidade zooplancônica possui um papel determinante na integridade dos ambientes aquáticos, pois participa da ciclagem de nutrientes e na transferência de energia na cadeia alimentar. A presença de macrófitas é um fator determinante na riqueza de espécies do zooplâncton na coluna d'água em lagoas marginais a rios (Colares et al., 2013). As macrófitas aumentam a disponibilidade de habitats e de nichos ecológicos, propiciando o aumento da oferta de alimento e refúgio para os organismos; consequentemente, novos microrganismos, invertebrados e pequenos peixes são atraídos

por predadores resultando em maior riqueza e abundância populacional (Thomaz & Cunha, 2010).

A zona litorânea dos ambientes aquáticos compreende grande parte da diversidade de Cladocera (Forró et al., 2008) e Rotifera (Segers, 2008). O zooplâncton que vive associado à vegetação aquática distingue-se dos organismos encontrados na zona pelágica. As espécies pelágicas de cladóceros são representadas por alguns organismos filtradores das famílias Moinidae, Sididae e Daphniidae. Na zona pelágica os organismos são planctônicos, alimentam-se pela filtração de partículas em suspensão na água e geralmente vivem em águas abertas sendo mais expostos às alterações ambientais em decorrência do movimento de circulação da água e pelos ventos.

Diversos índices ecológicos como por exemplo, diversidade alfa (local), beta e regional têm sido utilizados como ferramenta para medir a diversidade de espécies em ambientes. A diversidade beta corresponde à composição de espécies em distintos ecossistemas ao longo de um gradiente ambiental (Whittaker, 1960), no espaço ou no tempo (Anderson et al., 2011).

A perda de espécies ao longo de um gradiente ambiental também pode afetar o funcionamento dos ecossistemas e os serviços ecossistêmicos (Naeem et al. 2012). O índice de diversidade funcional é outra ferramenta que utiliza os traços funcionais das espécies e permite avaliar as interações das espécies com o ambiente (Petchey & Gaston, 2002; Villéger et al., 2008). O número de estudos com zooplâncton em águas continentais envolvendo a abordagem funcional teve um aumento nos últimos anos (Gomes et al., 2019), mas ainda permanecem pouco compreendidas as funções que as espécies desempenham no ambiente, em especial nos compartimentos litorâneos e pelágicos em ambientes aquáticos. Diante disso, o objetivo deste estudo foi verificar diferenças na estrutura da comunidade zooplânctônica em lagoas marginais conectadas e isoladas na desembocadura do Rio Paranapanema, com ênfase nas medidas tradicionais (i.e., riqueza, abundância), na diversidade beta e funcional.

No primeiro capítulo, foi apresentado uma análise da influência da conectividade hidrológica sobre a diversidade beta e os atributos ecológicos da comunidade de Rotifera e Cladocera em seis lagoas marginais com conectividade hidrológica distinta. Além disso, foi identificado quais variáveis limnológicas nas lagoas podem afetar a estrutura da comunidade de Rotifera e Cladocera em dois períodos distintos.

No segundo capítulo, foi investigada a diversidade taxonômica e funcional de Rotifera ao longo de um gradiente longitudinal de vegetação aquática, desde a zona

litorânea até a pelágica em uma lagoa tropical marginalmente conectada com o rio. Neste capítulo foi descrito as variáveis limnológicas, as espécies e os traços funcionais de rotíferos que mais contribuíram em cada compartimento da lagoa.

No terceiro capítulo, foram abordados os grupos funcionais de microcrustáceos em um gradiente horizontal entre a zona litorânea e pelágica de uma lagoa marginal. A diversidade taxonômica e funcional da comunidade de microcrustáceos ao longo do gradiente também foram analisadas neste capítulo.

Referências Bibliográficas

- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J; Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P. et al. 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, 14(1): 19-28.
- Bayley, P.B. 1995. Understanding Large Rivers – Floodplain Ecosystems. *BioScience*, 45: 153-158.
- Colares, M.A.M., Bonecker, C.C., Simões, N.R., Alves, G.M., Lansac-Tôha, F.A. 2013. Structure of the zooplankton communities in macrophytes stand of a Neotropical floodplain (the Paraná River, Brazil). *International Review of Hydrobiology*, 98(2): 89-103.
- Gomes, L.F., Pereira, H.R., Gomes, A.C.A.M., Vieira, M.C., Martins, P.R., Roitman, I., Vieira, L. C. G. 2019. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. *Aquatic Ecology*, 53(2): 191-203.
- Forró, L., Korovchinsky, N.M., Kotov, A.A., Petrusek, A. 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 177-184.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B., Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., Agostinho, A.A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1): 5-22.
- Naeem, S., Duffy, J.E., Zavaleta, E. 2012. The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336(6087): 1401-1406.

- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology letters*, 5(3): 402-411.
- Segers, H. 2008. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 49-59.
- Thomaz, S.M., Cunha, E.R.D. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2): 218-236.
- Villéger, S., Mason, N. W., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290-2301.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3): 279

Capítulo I

O pulso de inundação como determinante da diversidade beta de Rotifera e Cladocera em uma planície sob efeito de represamento

O pulso de inundação como determinante da diversidade beta de Rotifera e Cladocera em uma planície sob efeito de represamento

Resumo: A conectividade hidrológica e os distúrbios sazonais do pulso de inundação podem influenciar a diversidade beta e os atributos tradicionais da diversidade (i.e., riqueza, densidade) em comunidades de Rotifera e Cladocera. Neste estudo, foi analisado os atributos ecológicos e a diversidade beta da comunidade zooplanctônica em lagoas marginais com diferentes níveis de conectividade, no período anterior e posterior a um pulso de inundação. Além disso, foi investigado quais variáveis limnológicas nas lagoas podem afetar a estrutura entre os grupos estudados em ambos os períodos analisados. A amostragem de Rotifera e Cladocera e das variáveis limnológicas foi realizada antes e após um pulso de inundação, em seis lagoas com características distintas, marginais a um rio tropical represado. Um total de 105 espécies de Rotifera e Cladocera foi identificado. A comunidade foi dominada por Rotifera tanto em abundância como em número de espécies em todas as lagoas. Diferenças significativas nos atributos ecológicos da comunidade foram observadas entre as lagoas, períodos (exceto riqueza) e nas interações (lagoas x períodos). A diversidade beta foi maior depois do pulso de inundação em duas lagoas isoladas devido às condições locais e em um ambiente conectado com alta compartimentalização. A estrutura da comunidade nas lagoas no período antes do pulso de inundação foi afetada por elevados teores de clorofila *a* e nutrientes na água; e na situação posterior ao pulso pela turbidez, transparência da água e profundidade. Como conclusão, a redução do nível de água com perda da conectividade favorece espécies aptas a essa perturbação aumentando a dissimilaridade na comunidade.

Palavras-chave: lagoas marginais, conectividade hidrológica, metacomunidades, pulso de inundação, Rio Paranapanema, reservatório Jurumirim

Introdução

Planícies de inundação são definidas como áreas marginais aos rios submetidas a influxo de água em período de transbordamento das calhas (canal principal e canais secundários) dos ecossistemas lóticos. Nas depressões das áreas terrestres marginais, podem acumular-se água formando ambientes lacustres, que se mantêm como sistemas

aquáticos devido às precipitações pluviométricas, aos fluxos de águas subterrâneas e às inundações de diferentes intensidades e durações. Nos lagos presentes nas planícies, o pulso de inundação do rio é o principal fator responsável pelas mudanças na biota (Junk, 1989).

Em sistemas de áreas úmidas, o pulso de inundação pode ser caracterizado em duas fases distintas: potamofase e limnofase (Neiff, 1990). A primeira corresponde ao período de inundação do rio (i.e., águas altas), quando ocorre o transbordamento, há invasão das depressões laterais, troca de água, nutrientes dissolvidos e a dispersão da biota entre os ambientes aquáticos laterais adjacentes ao rio (Ward & Stanford, 1995). A homogeneização por inundação em áreas úmidas aumenta a similaridade das características da água e das comunidades aquáticas entre os ambientes (Thomaz et al., 2007). Por outro lado, a limnofase surge com o isolamento das áreas adjacentes do rio (i.e., águas baixas). Durante a limnofase, o nível das águas abaixa e retorna para o leito do rio enquanto as lagoas marginais são fragmentadas em numerosas poças ou corpos d'água isolados com características limnológicas distintas (Nadai & Henry, 2009).

Entre as comunidades aquáticas presentes em lagoas marginais, o zooplâncton é geralmente abundante e diverso como consequência da elevada disponibilidade de microhabitats. Esta comunidade representa a base da cadeia alimentar (depois do fitoplâncton) e serve como alimento para os peixes e macroinvertebrados presentes nestes ambientes.

A diversidade beta (β) é um índice que tem sido usado recentemente em diversos estudos, para fornecer informações sobre a organização de metacomunidades (Soininen et al., 2007) e estabelecer estratégias de conservação para a diversidade de espécies (Angeler, 2013). Este índice retrata a variabilidade da composição de espécies entre manchas de habitats ao longo de um gradiente temporal (Whittaker, 1960) e pode ser fracionado em “turnover” espacial e “nestedness” (Baselga, 2010). O turnover espacial significa a troca de algumas espécies por outras (i.e., substituição de espécies de um local para o outro) como consequência de uma seleção ambiental (e.g., inundação) ou por diferenças geográficas (Baselga, 2010). O aninhamento está relacionado à perda de espécies em um subconjunto, ou seja, um local pobre em termos de riqueza contém táxons de um local rico (Baselga, 2010).

Alguns estudos têm mostrado que a conectividade hidrológica, distúrbios sazonais (e.g., secas extremas, eventos de inundação) e a heterogeneidade ambiental, podem influenciar a diversidade beta da comunidade de zooplâncton em sistemas de áreas de

inundação (Lopes et al., 2014; Bozelli et al., 2015). Por exemplo, a conectividade facilita a dispersão de espécies entre os ambientes enquanto os distúrbios podem agir como um filtro ambiental e selecionar as espécies aptas à perturbação (Lopes et al., 2014). Dessa forma, em episódios de inundação, os efeitos da homogeneização podem reduzir a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta em função da conectividade do ambiente lacustre com o rio (Bozelli et al., 2015).

A conectividade hidrológica e os distúrbios sazonais do pulso de inundação podem influenciar também nos atributos tradicionais (e.g., riqueza de espécies, abundância) da diversidade em comunidade de zooplâncton. Por exemplo, Stephan et al., (2017) mostraram um aumento da riqueza e diversidade de espécies em lagoas conectadas na fase de águas altas, em função da troca de organismos entre as lagoas e o rio. Contudo, nesta fase, a densidade e a biomassa de zooplâncton em ambientes conectados diminuem devido aos efeitos de diluição dos organismos (Panarelli et al., 2010; Zhang et al., 2018). Por outro lado, a ausência de conectividade entre o rio e lagos isolados promove o efeito de concentração dos organismos determinado pelo aumento da abundância de zooplâncton (Aoyagui & Bonecker, 2004).

Muitos estudos realizados com a comunidade de zooplâncton relataram os efeitos da inundação em lagos de planície de inundação com conexão natural do rio (e.g., Chaparro et al., 2018; Serafim-Júnior et al., 2019). No entanto, em ambientes lacustres marginais onde a inundação é também afetada pelo sistema operacional de reservatórios hidroelétricos, o seu funcionamento e os riscos ecológicos nesta comunidade ainda precisam ser explorados. Diante desse contexto, este trabalho analisou a estrutura e a diversidade beta de cladóceros e rotíferos em lagoas marginais com diferentes níveis de conectividade, antes e após um pulso de inundação. Além disso, foi investigado as variáveis limnológicas que atuaram sobre a estrutura da comunidade dos grupos estudados. A primeira hipótese testada é de que a diversidade de Cladocera e Rotifera é maior antes do pulso em lagoas conectadas, enquanto oposto ocorre para a densidade. A segunda hipótese presume que a diversidade beta da comunidade é maior em lagoas isoladas após o pulso de inundação devido a ausência de conectividade hidrológica.

Materiais e Métodos

Área de estudo

As lagoas marginais estudadas estão localizadas na zona de desembocadura do Rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim, no município de Angatuba, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Seis lagoas foram selecionadas com diferentes características morfométricas e formas de conexão com o rio Paranapanema (Tabela 1, Figura S1). Todas estão sujeitas a pulso de inundação artificial, decorrente do sistema operacional do reservatório. Somente uma das lagoas (Cavalos) é isolada e recebe água do rio apenas em época de cheia extraordinária, o que não foi observado no presente estudo. A lagoa Panema possui conexão com o rio somente na estação chuvosa, caracterizando uma conexão temporária. As demais lagoas apresentam conexão permanente com o rio, sendo que um extenso banco de macrófitas composto por *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchcock é observado presente entre as lagoas e o rio.

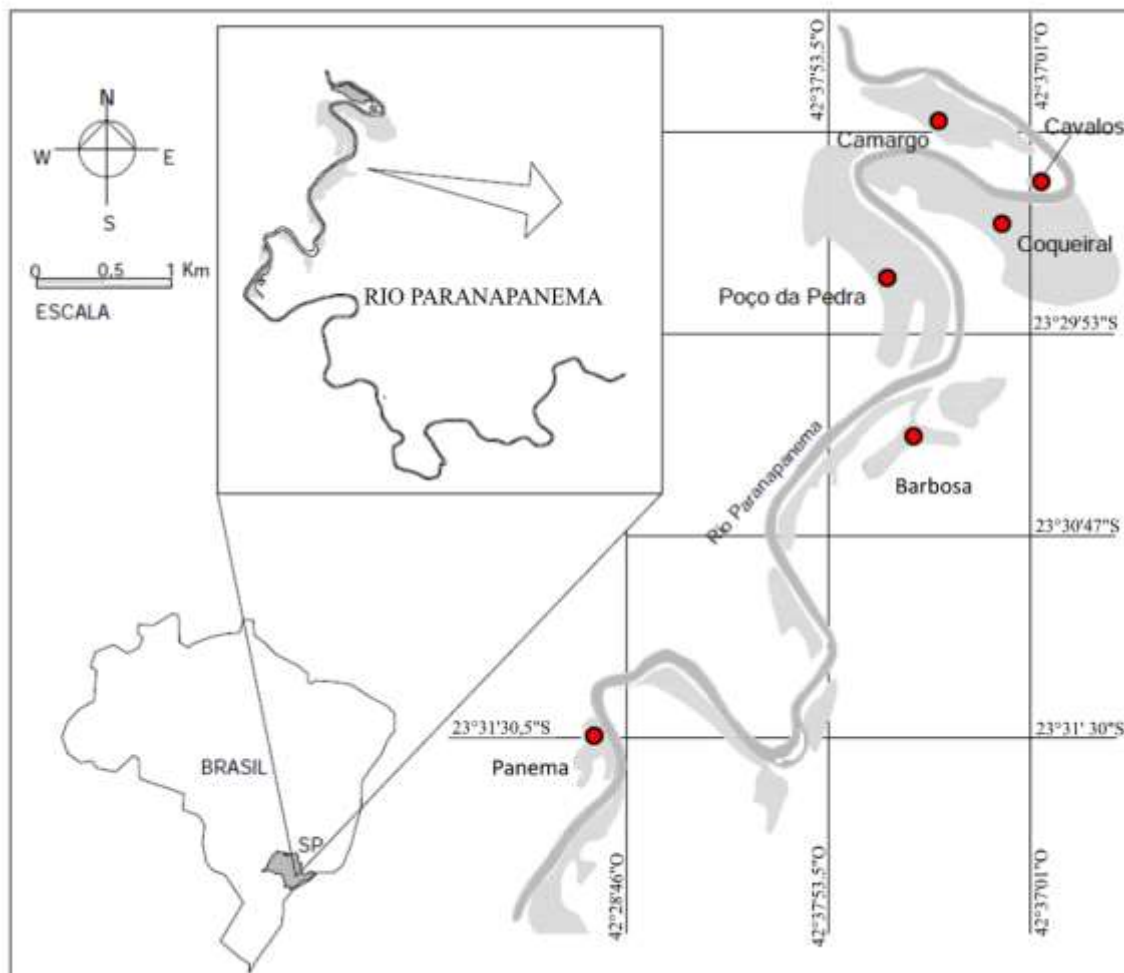


Figura 1. Mapa mostrando as seis lagoas marginais na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, no reservatório Jurumirim, Estado de São Paulo, Brasil. (Modificado de Coelho et al., 2019)

Tabela 1- Características morfométricas e formas de conexão das lagoas em estudo, na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, na represa de Jurumirim. (Modificado de Henry, 2014)

Lagoa	Coordenadas geográficas	Tipo de conectividade c/ rio	C (km)	L (km)	A (km ²)	Perímetro (km)	Prof.med (m)	Referência
Barbosa	48° 37' 45.6" W 23° 30' 22.3" S	Permanente	1,11	0,23	0,226	6,27	1,96	Silva & Henry (2013)
Coqueiral	48° 37' 10.9" W 23° 29' 24.0" S	Permanente	1,62	0,75	0,582	6,663	2,5	Silva & Henry (2013); Coelho et al. (2019)
Poço da Pedra	48° 37' 50.6" W 23° 29' 30.1" S	Permanente	1,63	0,72	0,371	6,737	2,3	Silva & Henry (2013); Abra et al. (2014)
Panema	48° 38' 55.4" W 23° 31' 29.0" S	Temporária	0,43	0,25	0,05	1,28	1,2	Presente estudo; Coelho et al. (2019)
Cavalos	48° 37' 04.4" W 23° 29' 23.6" S	Sem conexão	0,13	0,1	0,009	0,416	1,35	Panarelli et al. (2008)
Camargo	48° 37' 33.6" W 23° 28' 56.0" S	Permanente	1,22	0,31	0,224	3,100	3,2	Henry (2005); Abra et al. (2014)

Siglas: C - comprimento, L - largura, A - área de superfície, Prof.med - profundidade média

Procedimento de amostragem e medidas de variáveis ambientais

As coletas de água e dos organismos foram realizadas em triplicatas antes (outubro/2016) e depois (abril/2017) do pulso de inundação (Fig. 2). Dois sítios de amostragens foram selecionados nas lagoas, sendo um localizado na região pelágica (P) e o outro na região de interface entre a zona pelágica e litorânea (L) para representar melhor as lagoas. O sítio L foi selecionado para amostrar as espécies de Cladocera e Rotifera que vivem na proximidade das plantas e da zona bentônica.

Visto que as variações do nível de água na zona de desembocadura do rio Paranapanema são semelhantes à barragem do reservatório de Jurumirim (Pompeo et al. 1999), os níveis de água das lagoas correspondem às cotas de superfície do reservatório de Jurumirim e foram extraídos da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA, 2019). Os dados de precipitação mensal foram obtidos da estação pluviométrica de Angatuba, a cerca de 30 km do local de estudo, e fornecidos pelo banco de dados hidrológicos do Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE, 2019).

As medidas das variáveis limnológicas foram realizadas na superfície e fundo da coluna d'água. A média dos valores de superfície e fundo da coluna d'água foi utilizada para a análise. A temperatura da água foi determinada com um termômetro; pH em pHmetro Horiba D-14 e a concentração de oxigênio dissolvido foi obtida por titulação usando o Método de Winkler, conforme metodologia descrita por Golterman et al. (1978).

A condutividade elétrica foi determinada com um condutivímetro MS Tecnopon mCa 150 e corrigida a uma temperatura de 25°C, conforme Golterman et al. (1978). A profundidade do local de coleta foi obtida por sondagem e a transparência da água medida com o disco de Secchi. A concentração de nitrogênio e fósforo total foi determinada utilizando os métodos de Mackereth et al. (1978) e Strickland & Parsons (1960), respectivamente. A concentração de clorofila *a* foi realizada seguindo metodologia descrita por Golterman et al. (1978).

As amostras de Rotifera e Cladocera foram coletadas com uma rede de plâncton (50 µm), por meio de arrastos verticais na coluna d'água, até atingir o volume total de 100 L. Os organismos foram anestesiados com água gaseificada e posteriormente, as amostras foram fixadas e preservadas com solução formaldeído 4%, saturado com açúcar. Os organismos foram identificados utilizando bibliografias especializadas (Koste, 1978; Segers, 1995; Nogrady & Segers, 2002; Elmoor-Loureiro, 1997; Elmoor-Loureiro, 2020). A contagem de Cladocera foi realizada por meio de sub-amostragem em câmara quadriculada, sob microscópio estereoscópio com aumento de 50x. Para Rotifera, a contagem foi realizada usando uma lâmina de Sedgewick-Rafter em sub-amostras de 1mL, sob microscópio óptico com aumento 100X. Um mínimo de 120 indivíduos foi contado por amostra.

Análises dos dados

Análise de componentes principais (PCA) foi calculada para a ordenação espacial e temporal dos dados das variáveis da água e dos sítios de amostragem em cada lagoa para o período antes e, outra após o pulso de inundação. Os valores das variáveis foram previamente transformados em $\log(x+1)$ (exceto para o pH) e as análises foram realizadas no programa CANOCO.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi calculado no programa estatístico PAST. Análise de variância two-way (Anova) foi realizada para investigar possíveis diferenças significativas entre as lagoas, períodos e a interação (lagoa x período) na riqueza de espécies, densidade e na diversidade de espécies da comunidade de zooplâncton. Transformações em log dos seus valores foram realizadas para obedecer ao pressuposto de normalidade e a homogeneidade de variâncias (para os valores de densidade). Quando as diferenças foram significativas, aplicou-se posteriormente o teste de Tukey HSD para a identificação de grupos homogêneos entre os dados. Os

pressupostos de normalidade foram atendidos com o teste de Shapiro-Wilk e homocedasticidade de variância. Foi utilizado nível de confiança de 95% ($p < 0,05$). As análises foram feitas no software Sigma Plot 11.

A diversidade beta (β) foi calculada para verificar as mudanças na composição de espécies em cada lagoa entre o período antes e após o pulso de inundação. Os registros de presença/ausência das espécies da comunidade zooplânctônica de cada lagoa foram usados para calcular as matrizes de dissimilaridade pelo coeficiente de Jaccard. Posteriormente, para avaliar a diversidade beta, foi realizada uma análise para verificar a homogeneidade multivariada de dispersão de variância utilizando a função *betadisper* (Anderson et al., 2006). Os componentes “turnover” e “nestedness” foram usados para quantificar as variações na diversidade β de cada lagoa entre os períodos. A matriz de dissimilaridade de Jaccard foi realizada utilizando a função *vegdist* no pacote *vegan*. Os componentes da diversidade β foram calculados com a função *beta.multi* no pacote *betapart* (Baselga et al., 2019). Todas as análises foram realizadas no software R Cran Project (2019).

Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi utilizada para verificar a similaridade na estrutura da comunidade entre as lagoas e os períodos (antes e após pulso) de acordo com a matriz de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001). Os dados foram transformados em $\log(x+1)$. A análise de similaridade two-way (ANOSIM) foi implementada para testar estatisticamente diferenças na estrutura da comunidade zooplânctônica entre as lagoas e os períodos antes e após o pulso de inundação. Posteriormente, a análise de SIMPER foi realizada para verificar a porcentagem das espécies que mais contribuíram para a similaridade entre os dois períodos (Clarke, 1993). Finalmente, o modelo linear baseado na distância (DistLM, Anderson et al. 2008) foi obtido para mostrar quais variáveis limnológicas melhor relacionam-se com a estrutura da comunidade do zooplâncton no período antes e após o pulso de inundação. Os dados abióticos foram normalizados e as análises foram baseadas na matriz de distância euclidiana e os bióticos na matriz de similaridade de Bray-Curtis. As análises citadas anteriormente foram calculadas no PRIMER 6.0 (Clarke & Warwick, 2001) e o pacote adicional PERMANOVA + (Anderson et al. 2008).

Resultados

Variáveis limnológicas

Durante o período de estudo, as lagoas marginais estavam conectadas com o rio Paranapanema (Fig. 2A). Na segunda quinzena de janeiro e primeira de fevereiro foi detectado um pulso de inundação do Rio Paranapanema (Fig. 2A) em decorrência da precipitação mais elevada em dezembro/2016 e janeiro de 2017 (Fig. 2B). Porém, a seguir ocorreu redução paulatina da água até atingir o mês de abril, totalizando um período de aproximadamente 60 dias após o pulso de inundação (Fig. 2A). Foi observada também a redução do nível de água nas lagoas pela variação da profundidade das lagoas entre os dois períodos, com menores valores após o pulso de inundação (Tab. S1 suplementar).

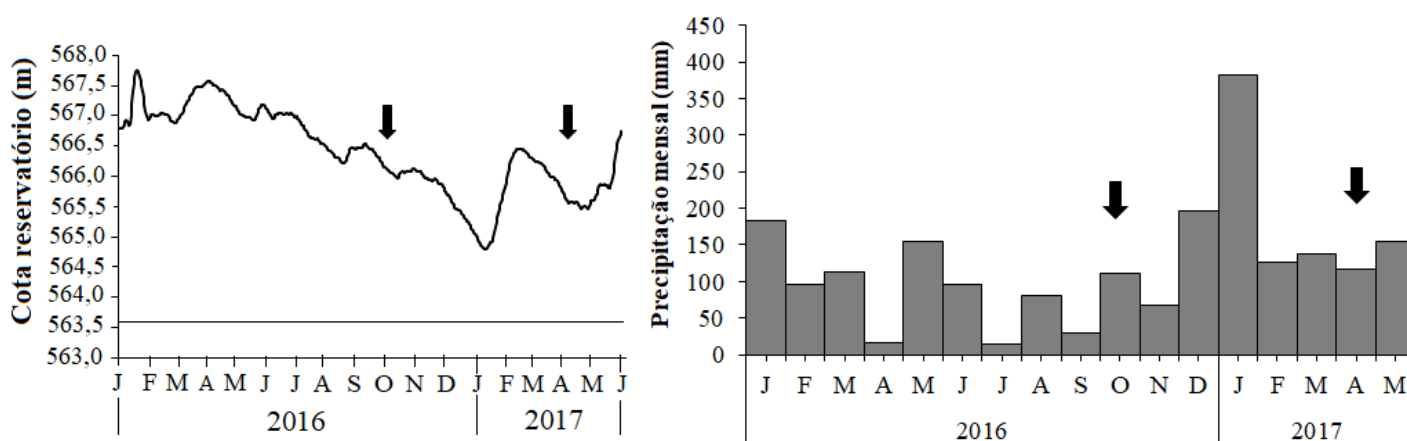


Figura 2. (A) Variações do nível de água (= cotas em m) (linha horizontal contínua corresponde ao limite (563,6 m) entre inundação (acima) e desconexão (abaixo) das lagoas marginais com o rio Paranapanema (Henry, 2005); e (B) precipitação mensal (mm) da estação pluviométrica do município de Angatuba, São Paulo, Brasil. As setas representam os meses de amostragem. As letras J até M correspondem às iniciais dos meses do ano.

Os valores das variáveis limnológicas nas lagoas marginais variaram conforme os diferentes períodos e locais amostrados (Tab. S1 suplementar). Para os dados obtidos antes do pulso de inundação, a PCA explicou 74,6% da variabilidade dos dados, sendo 53,1% no primeiro componente e 21,5% no segundo (Fig. 3A). No primeiro componente, houve separação nítida das lagoas. As águas das lagoas Panema e Poço da Pedra foram caracterizadas por maiores valores de condutividade elétrica e turbidez. A lagoa Camargo foi relacionada com pH mais básico. Por outro lado, a lagoa Coqueiral foi correlacionada com águas mais profundas e transparentes. Em relação ao segundo componente principal, a lagoa Cavalos foi evidenciada por elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio total.

Após o pulso de inundação, a PCA explicou 81,8% (eixo 1 – 50,1%; eixo 2 – 31,7%) da variabilidade ambiental (Fig. 3B). No primeiro eixo, a lagoa Barbosa foi correlacionada com águas mais profundas e transparentes e por outro lado as lagoas Panema e Poço da Pedra foram com elevadas condutividade elétrica e turbidez. No segundo eixo, a lagoa Cavalos foi correlacionada com elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo total.

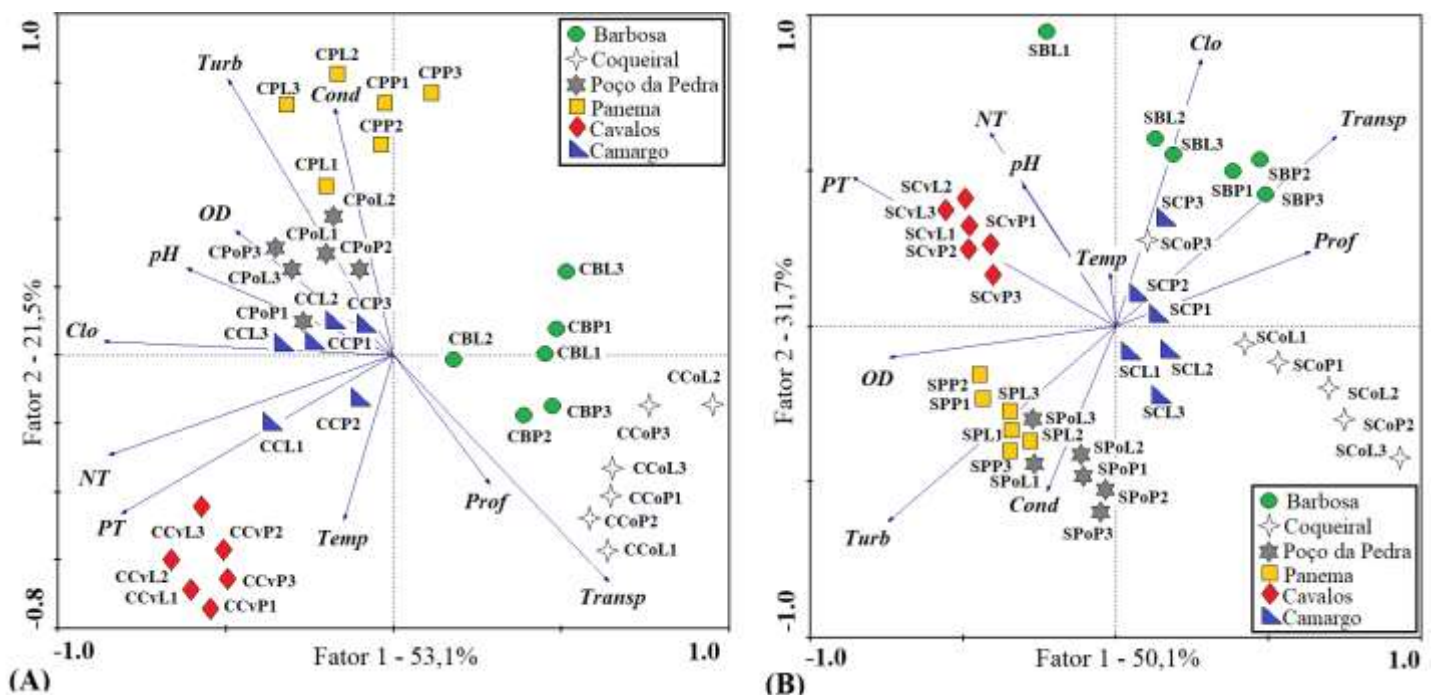


Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) das variáveis limnológicas e os sítios de amostragem (P – zona pelágica; L – zona litorânea) das lagoas marginais do Rio Paranapanema, no período antes (A) e após (B) o pulso de inundação. (Siglas: Temp – temperatura da água; pH; Cond – condutividade elétrica; Turb – turbidez; OD – oxigênio dissolvido; Prof – profundidade; Clo – concentração de clorofila *a*; Transp – transparência; PT – fósforo total; NT – nitrogênio total; números 1, 2 e 3 - repetições).

Comunidade zooplanctônica

Um total de 105 espécies de Rotifera e Cladocera foi identificado nos sítios de amostragem das seis lagoas marginais do Rio Paranapanema, sendo 30 Cladocera e 75 Rotifera. A ANOVA indicou diferença significativa entre as lagoas para a riqueza de espécies, densidade total do zooplâncton e para a diversidade de espécies (Tab. 2). No primeiro período (antes pulso), a riqueza de espécies e a densidade total do zooplâncton

foram mais elevadas nas lagoas Barbosa (Fig. 4A; $p < 0,05$) e Cavalos (Fig. 4C; $p < 0,05$), respectivamente. A segunda lagoa com maior densidade foi a Panema ($p < 0,05$), contudo a densidade desta lagoa e da Poço da Pedra não apresentaram diferenças significativas ($p = 0,827$). De modo geral, a diversidade de espécies não mostrou grandes variações entre as lagoas (Fig. 4E).

No segundo período, a riqueza de espécies das lagoas Barbosa e Coqueiral diferiu dos demais ambientes, sendo que em ambas valores mais elevados de riqueza espécies foram verificados (Fig. 4B). As mais baixas densidades do zooplâncton foram observadas nas lagoas Camargo e Cavalos (Fig. 4D). Menor diversidade de espécies foi evidenciada na lagoa Panema (Fig. 4F; $p < 0,05$).

Ao comparar o fator interação (lagoa x período), foi observado diferenças significativas nos atributos ecológicos da comunidade (Tab. 2). Para a riqueza de espécies, diferença significativa foi observada apenas para a lagoa Coqueiral ($p < 0,001$), sendo o maior valor registrado após o pulso de inundação (Fig. 4A e 4B). A densidade total do zooplâncton foi significativamente maior no período antes do pulso de inundação para as lagoas Poço da Pedra ($p < 0,001$), Cavalos ($p < 0,001$) e Panema ($p < 0,001$; Fig. 4C e 4D), enquanto na lagoa Coqueiral ($p < 0,001$) a densidade foi maior após o pulso. A diversidade de espécies foi mais baixa após o pulso na lagoa Panema ($p < 0,001$; Fig. 4E e 4F).

Tabela 2. Análise de variância two-way (ANOVA) da riqueza, densidade (valor expresso em log) e o índice de diversidade de Shannon-Wiener da comunidade zooplânctônica entre as lagoas, períodos (antes e após o pulso de inundação) e interação.

Fator	Riqueza		
	Df	F	P
Lagoa	5	28,158	<0,001
Período	1	1,175	0,283
Lagoa x período	5	5,334	<0,001
	Densidade		
	Df	F	P
Lagoa	5	41,289	<0,001
Período	1	50,738	<0,001
Lagoa x período	5	41,509	<0,001
	Diversidade		
	Df	F	P
Lagoa	5	7,646	<0,001
Período	1	5,486	0,023
Lagoa x período	5	6,997	<0,001

Valores de p em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$)

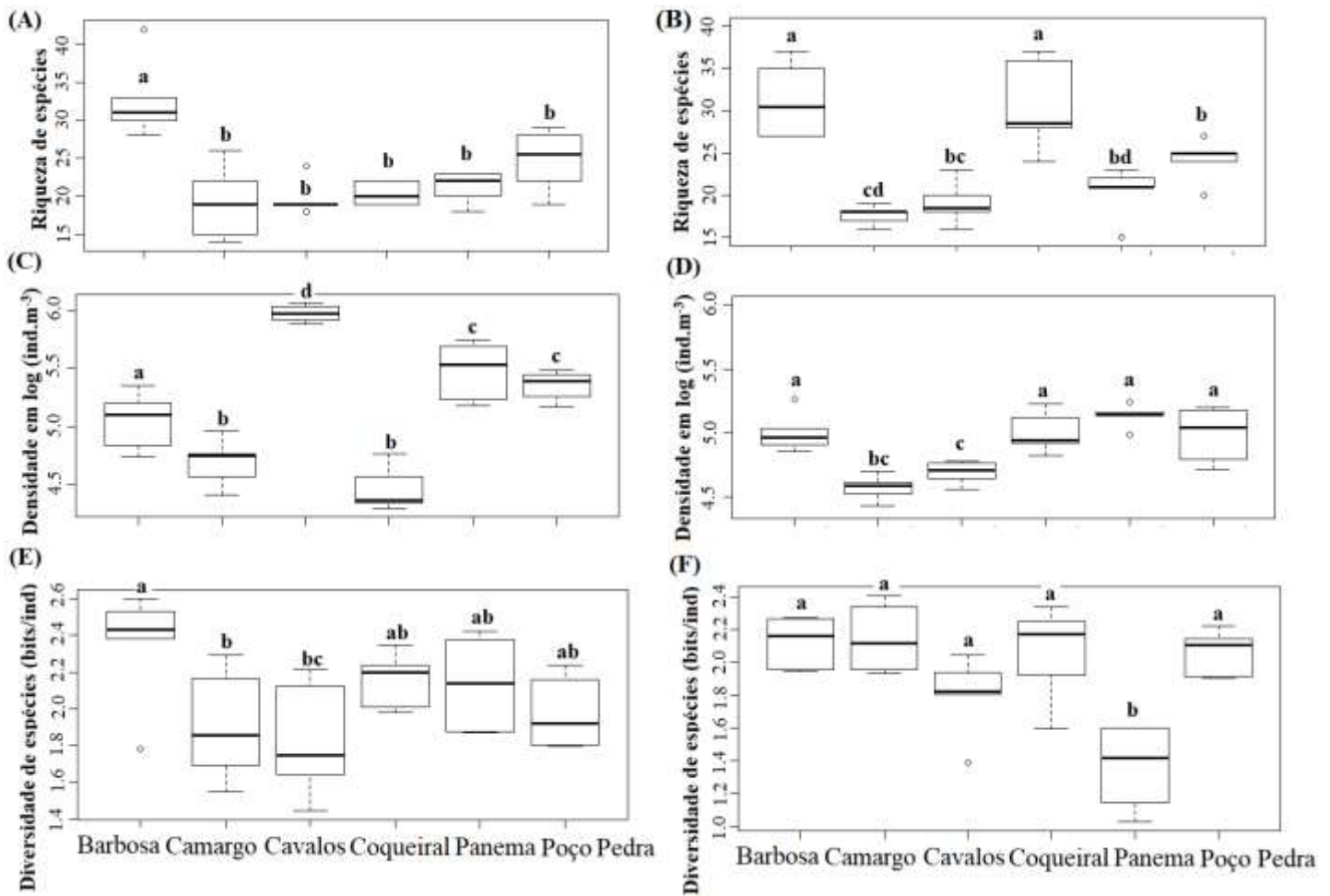


Figura 4. Box-plot da riqueza de espécies (A, B) densidade (C, D) e do índice de diversidade Shannon-Wiener (E, F) nas lagoas marginais do Rio Paranapanema, no período antes (A, C e E) e após (B, D e F) o pulso de inundação. As letras diferentes no box-plot representam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre lagoas determinadas pelo teste de Tukey.

Predomínio de Rotifera na abundância relativa dos grupos estudados foi observado em ambos os períodos nas lagoas marginais (Fig. 5A). Depois do pulso de inundação, o predomínio de rotíferos em relação aos cladóceros foi menor na lagoa Cavalos (Fig. 5B).

De modo geral, a diversidade beta foi mais elevada após o pulso de inundação nas lagoas marginais, sendo que a comunidade zooplactônica das lagoas foi mais dissimilar no segundo período (após) em relação ao primeiro (Tab. 3). No segundo período, os mais elevados valores da diversidade beta foram registrados nas lagoas Coqueiral ($\beta_{jac} = 0,76$), Cavalos ($\beta_{jac} = 0,68$) e Panema ($\beta_{jac} = 0,67$). Quando examinados os componentes

“nestedness” e “turnover” da diversidade beta, verificamos que o “turnover” foi mais elevado nas lagoas, principalmente após o pulso de inundação (Tab. 3).

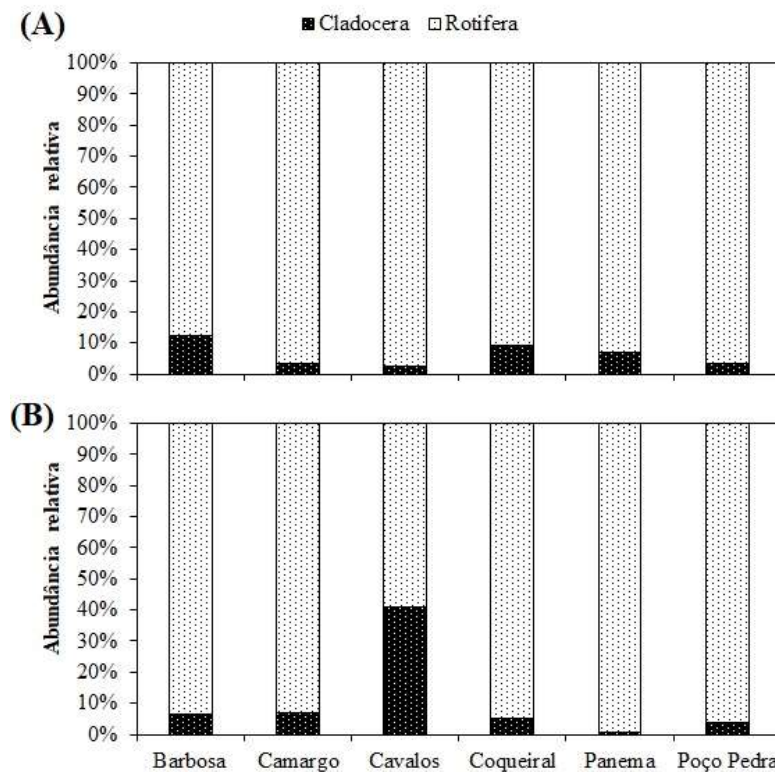


Figura 5. Abundância relativa (%) dos grupos estudados nas lagoas marginais ao rio Paranapanema antes (A) e após (B) o pulso de inundação.

Tabela 3. Medidas da diversidade beta de Jaccard de Rotifera e Cladocera e suas partições “turnover” e “nestedness” da comunidade zooplanctônica nas seis lagoas marginais nos períodos antes e após o pulso de inundação.

		Antes					
Medida	Lagoa						
	Barbosa	Camargo	Cavalos	Coqueiral	Panema	Poço Pedra	
Dissimilaridade Jaccard - β_{jac}	0,62	0,63	0,42	0,72	0,54	0,66	
Turnover - β_{jtu}	0,53	0,45	0,29	0,69	0,44	0,57	
Nestedness - β_{jne}	0,09	0,18	0,13	0,03	0,10	0,09	
		Após					
Medida	Lagoa						
	Barbosa	Camargo	Cavalos	Coqueiral	Panema	Poço Pedra	
Dissimilaridade Jaccard - β_{jac}	0,59	0,66	0,68	0,76	0,67	0,62	
Turnover - β_{jtu}	0,45	0,64	0,61	0,70	0,61	0,56	
Nestedness - β_{jne}	0,14	0,02	0,07	0,06	0,06	0,06	

A NMDS indicou diferentes agrupamentos para a estrutura da comunidade de Cladocera e Rotifera entre as lagoas e separou claramente as amostras dos períodos antes e após o pulso de inundação (Fig. 6). O resultado foi confirmado pelo teste ANOSIM, que mostrou diferenças significativas entre as lagoas ($R=0,95$; $p=0,001$) e os períodos ($R=0,98$; $p=0,001$). A análise de SIMPER mostrou os táxons que mais contribuíram para similaridade nas lagoas nos dois períodos amostrados: *Polyarthra vulgaris*, *Keratella cochlearis*, *Conochilus coenobasis*, *K. americana* e *Bosmina longirostris*. Além das espécies mencionadas anteriormente *K. americana* e *Bosminopsis deitersi* tiveram contribuição importante para a similaridade na composição do zooplâncton nas lagoas antes do pulso enquanto que o período após o pulso foi determinado também por *Brachionus falcatus* e *Moina minuta* (Tab. 4).

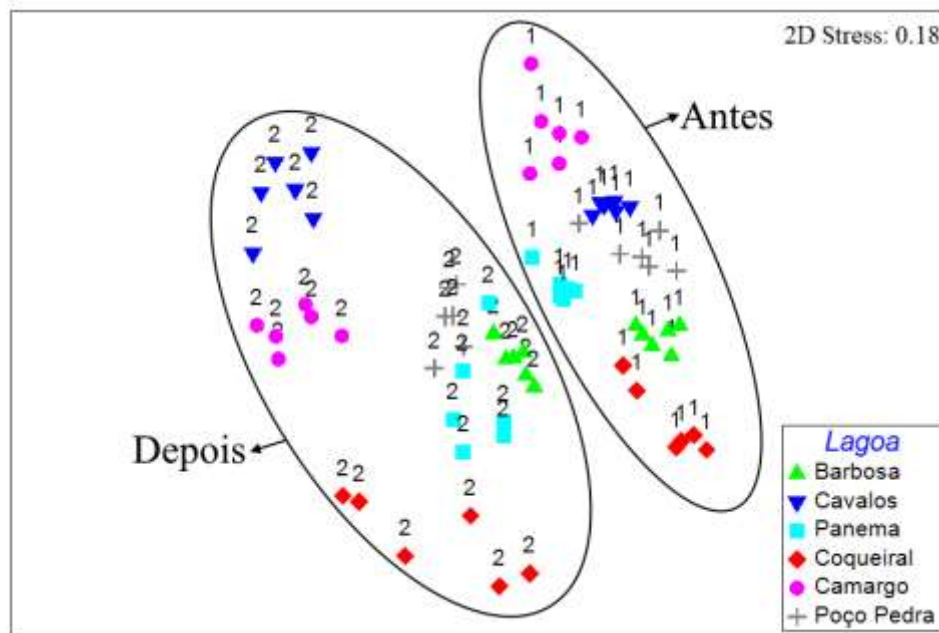


Figura 6. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da estrutura da comunidade de Rotifera e Cladocera nas lagoas marginais do Rio Paranapanema, nos períodos antes (1) e depois (2) do pulso de inundação.

Tabela 4. Análise de SIMPER mostrando as espécies que contribuíram com até 80% da similaridade obtida entre os períodos antes e após o pulso de inundação nas lagoas marginais ao Rio Paranapanema. Siglas: Dens – densidade média; Ant – antes; Ap – após; % - porcentagem de contribuição (em negrito representam as sete espécies que mais contribuíram para a similaridade nos períodos analisados).

Espécies	Antes		Após	
	Média Similaridade 55,5%		Média Similaridade 49,2%	
	Dens.		Dens. Ap.	
	Ant.	%		%
Cladocera				
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)	7,28	6,52	5,87	5,89
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	5,86	4,17	3,94	2,5
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981			3,13	1,88
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	4,24	3,34	6,06	6,88
Rotifera				
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914			6,13	5,65
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898			7,02	8,09
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905			3,71	1,85
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	8,95	8,87	6,52	6,06
<i>Conochilus dossuarius</i> (Hudson, 1875)			3,58	2,18
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	5	2,8		
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	6,13	4,83	7,14	7,32
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)			4,62	3,09
<i>Kellicotia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	5,85	3,56		
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	7,24	6,57		
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	10	10,11	7,38	8,49
<i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953)	7,6	6,51	5,26	4,76
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	4,96	3,4	3,54	2,42
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	9,86	10,19	9,46	11,94
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832			3,36	1,92
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	5,98	4,08		
<i>Trichocerca similis grandis</i> (Hauer, 1965)	5,39	3,53		

A análise de DistLM mostrou que a variabilidade dos dados da densidade do zooplâncton nas lagoas entre o período antes do pulso de inundação está relacionada com a concentração de clorofila *a*, a profundidade e as concentrações de nitrogênio e fósforo total (Tab. 5). Para os dados após o pulso de inundação, essa análise revelou que a turbidez, profundidade e transparência foram variáveis significativas para explicar a variação da estrutura da comunidade zooplanctônica entre as lagoas.

Tabela 5. Resultado DistLM (teste marginal) para a relação entre a densidade total da comunidade de zooplâncton nas lagoas e as variáveis limnológicas.

Variável limnológica	SS (trace)	Pseudo-F	P	Prop.
Antes				
Clorofila <i>a</i>	409,47	24,92	0,001	0,42
Profundidade	321,93	16,938	0,001	0,33
Nitrogênio total	302,75	15,47	0,001	0,31
Fósforo total	203,17	9,0304	0,008	0,20
Após				
Turbidez	45,443	9,8982	0,004	0,22
Profundidade	22,172	4,2029	0,041	0,11
Transparência	22,793	4,3357	0,055	0,11

Prop. = proporção da variação total explicada. Valores de p em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Discussão

Diferenças limnológicas foram evidenciadas entre as lagoas pela análise de ordenação. A lagoa Cavalos é um ambiente isolado (sem conexão com o rio) e foi fortemente caracterizada por altas concentrações de nutrientes em ambos os períodos. Em períodos de águas altas, um aumento nos valores das variáveis limnológicas, em particular na concentração de nutrientes, nesta lagoa é resultante da decomposição das plantas submersas na região litorânea (Granado & Henry, 2012). A introdução de N e P total nesta lagoa pela água subterrânea advinda do rio Paranapanema em época de nível elevado é outro fator que contribui com o enriquecimento de nutrientes (Henry & Carmo, 2014). Outra lagoa (Panema) foi associada com águas mais turbidas e elevados valores de condutividade elétrica. Este ambiente lacustre é raso e apresenta conexão com o rio por um canal estreito antes do pulso de inundação enquanto no período após o pulso foram observados redução do nível de água e isolamento da lagoa com o rio. As lagoas Poço da Pedra e Camargo foram relacionadas com águas mais turbidas antes do pulso de inundação devido às concentrações mais elevadas de clorofila *a*. As lagoas Barbosa e Coqueiral apresentam águas mais transparentes em função da elevada cobertura de macrófitas, que funcionam como um filtro na retenção de materiais em suspensão na água advindos do rio (Madsen et al., 2001).

Para o zooplâncton da lagoa Barbosa, não houve diferença nos atributos da comunidade entre os períodos analisados. Nesta lagoa, a conexão superficial com o rio

ocorre por meio de uma extensa cobertura de macrófitas monoespecífica flutuante composta por *Echinochloa polystachya*, característica ausente no canal de comunicação com o rio nas outras lagoas (Abra et al., 2014). Portanto, o filtro decorrente da cobertura de macrófitas na entrada da lagoa determina baixa conectividade e pode dificultar a troca de organismos entre o rio e/ou o ecossistema lacustre. Por outro lado, a riqueza de espécies mais elevada neste ambiente (Barbosa) em ambos os períodos pode estar relacionada à grande heterogeneidade espacial interna devida a presença de zona ampla com grande cobertura de macrófitas composta por plantas enraizadas (*Myriophyllum aquaticum*) e flutuantes (*Eichhornia azurea*) no interior da lagoa. A arquitetura morfológica das macrófitas flutuantes oferece maior disponibilidade de habitat, alimento (Choi et al., 2014; Debastiani-Júnior et al., 2016) e um refúgio adicional contra a predação pelos peixes e invertebrados aquáticos (Montiel-Martínez et al., 2015).

A riqueza de espécies zooplanctônicas foi similar comparando os períodos amostrados, exceto na lagoa Coqueiral (ANOVA; período x lagoa) na qual foi observado um aumento significativo bem como da densidade da comunidade no período após o pulso. Uma defasagem de cerca de três meses ocorre entre o final do período de precipitações registradas na bacia de drenagem do reservatório de Jurumirim e níveis de água do rio Paranapanema mais elevados no ano, que determinam elevação da profundidade das lagoas marginais ao rio (Henry et al., 2011). Nadai & Henry (2009) sugerem que o aumento na riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica pode ser consequência da “lavagem” das macrófitas e remoção das espécies associadas à vegetação após o pulso de inundação do Rio Paranapanema. A mesma explicação é válida para o nosso estudo. Nas outras lagoas com conexão permanentes, esse efeito não foi evidente, devido à ausência aparente de compartimentos e também de ampla cobertura de macrófitas, como presente na lagoa Coqueiral (Martins & Henry, 2004).

A densidade total do zooplâncton mais elevada antes do pulso na lagoa Cavalos, em especial de espécies dominantes (e.g., *Bomina longirostris*, *Brachionus mirus*, *Keratella cochearis*), resultou provavelmente de grande disponibilidade de nutrientes e alimento. Para o período após o pulso, a redução da densidade do zooplâncton nesta lagoa pode estar relacionada à produção de ovos de resistência pelos organismos quando as condições ambientais são desfavoráveis, como uma alternativa para renovar o estoque de ovos nos sedimentos. Isto poderia explicar a queda na densidade do zooplâncton nesta lagoa no período após o pulso, pois detectamos nas amostras coletadas ovos de resistência de rotíferos.

Com relação à diversidade de espécies, diferença significativa na comunidade entre os períodos foi observada apenas na lagoa Panema. A diversidade mais baixa nesta lagoa no período após o pulso pode ter relação com a perda de conectividade com o rio (i.e., a lagoa tornou-se isolada) e a diminuição do nível de água da lagoa (i.e., lagoa em fase de seca). Deste modo, presume-se que as mudanças nas variáveis limnológicas e a menor disponibilidade de alimento evidenciado pela concentração de clorofila *a*, aumentaram as relações de competição entre as espécies.

A dominância de Rotifera seja em abundância e número de espécies em todas as lagoas marginais provavelmente está relacionada à conexão com o rio Paranapanema. Segundo Casanova (2000), a riqueza de espécies de rotíferos no Rio Paranapanema é significativamente mais elevada em relação às lagoas conectadas. Os rotíferos são organismos r-estrategistas, com rápida reprodução, curto ciclo de vida e se adaptam facilmente às condições ambientais, por consumir uma ampla variedade de alimento (Birky & Gilbert, 1971; Allan, 1976). Resultados similares foram verificados também em estudos desenvolvidos em lagos de planícies de inundação (Dembowska & Napiórkowski, 2015; Goździewska et al., 2016). Na lagoa isolada (Cavalos), o aumento na dominância de cladóceros no período após o pulso de inundação ocorreu em função das elevadas densidades de *Bosmina longirotris* (O. F. Müller, 1785).

A conectividade entre os habitats pode influenciar a diversidade beta (Gonzalez, 2009). Por exemplo, um aumento da conectividade hidrológica por inundação pode reduzir a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta em comunidades aquáticas (Bozeli et al., 2015). No presente estudo, os valores mais elevados de diversidade beta foram observado no período após o pulso de inundação nas lagoas isoladas. Geralmente, no período seco quando os ambientes são isolados e com pouca água (e.g., em eventos de secas), forças locais causam um aumento na heterogeneidade ambiental e biológica (Zhao et al., 2017). As lagoas isoladas (Panema e Cavalos) podem exibir maior variabilidade das condições ambientais, como observado em um estudo com zooplâncton na planície de inundação do rio Paraná (Simões et al., 2013), determinando assim um aumento da heterogeneidade ambiental e biológica. Outros estudos também encontraram alta diversidade beta em lagos isolados comparada aos conectados para outras comunidades aquáticas (Lansac-Tôha et al., 2016; Conceição et al., 2017; Liu & Wang, 2018).

Na lagoa Coqueiral também ocorreu valor elevado de diversidade beta. Essa lagoa com área maior em relação às demais, é conectada, heterogênea, altamente compartimentalizada e com elevada abundância em macrófitas (Abra et al., 2014). Assim,

é possível que na lagoa Coqueiral, a redução do nível de água no período após o pulso de inundação pode levar um aumento da diversificação de habitats.

O alto nível de turnover entre os habitats das lagoas marginais após o pulso de inundação sugere que a diversidade beta foi principalmente explicada pela variação na composição de espécies. A composição da comunidade de cladóceros e rotíferos nas lagoas pode exibir maior variabilidade com as condições ambientais. Por exemplo, Simões et al., (2013) observou que a clorofila *a* influenciou na variabilidade da composição de espécies do zooplâncton em lagoas isoladas. A variabilidade ambiental nas lagoas pode promover uma substituição de espécies devido a partição de nicho temporal (Shurin et al., 2010), permitindo portanto, que algumas espécies persistam no ambiente enquanto outras não conseguem desenvolver no ambiente.

A análise de escalonamento mostrou que a estrutura da comunidade de Rotifera e Cladocera nas lagoas marginais antes do pulso de inundação foi mais similar em relação àquela após a inundação. Após um pulso de inundação, a similaridade da comunidade zooplânctonica entre os ambientes conectados tende a aumentar (Thomaz et al., 2007; Bozeli et al., 2015), pois a homogeneização ocasionada pela inundação, promove a dispersão de espécies entre as lagoas. Enquanto no período seco, as comunidades locais são mais isoladas uma das outras e tendem a ser mais distintas e heterogêneas porque aumenta a formação de nichos (Zhao et al., 2017). Embora no presente estudo as lagoas estavam em fase de potamofase em ambos os períodos, a redução do nível de água após o pulso de inundação desencadeou algumas mudanças na estrutura da comunidade principalmente nas lagoas compartimentalizada (Coqueiral) e isolada (Cavalos), o que resultou em uma comunidade mais distinta comparado à situação anterior ao pulso.

Alguns estudos mostram que os cladóceros planctônicos *Bosminopsis deitersi* Richard, 1895 e *Moina minuta* Hansen, 1899 são frequentemente abundantes em rios (Matsumura-Tundisi et al., 2015; Branco et al., 2018). *Moina* consegue se alimentar em águas com elevadas concentrações de sólidos em suspensão, por isso tem ampla tolerância a turbidez (Hart, 1988). *Bosminopsis deitersi* pode utilizar as bactérias e detritos como alimento (Kim et al., 2000) e este gênero também consegue reproduzir-se em ambientes de água corrente (Saunders & Lewis Jr, 1988). Similarmente, a taxa de crescimento dos rotíferos *Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943 e *Keratella cochlearis* Gosse, 1851 não é modificada em águas túrbidas com altas concentrações de material em suspensão, independente da disponibilidade de alimento (Kirk & Gilbert, 1990). Deste modo, a ocorrência destas espécies nos dois períodos, sugere que pulsos de inundação do rio

Parapanema podem promover a dispersão dessas espécies entre as lagoas, uma vez que as lagoas estavam em fase de potamofase em nosso estudo. Os cladóceros *M. minuta* e *B. deitersi*, juntamente com os rotíferos *P. vulgaris* e *K. cochlearis* são comuns e abundantes nas lagoas marginais (Casanova et al., 2009; Panarelli et al., 2010; Mortari & Henry, 2016) e no Rio Parapanema (Casanova, 2000).

A estrutura da comunidade dos grupos estudados nas lagoas na situação anterior ao pulso de inundação foi influenciada por elevados teores de clorofila *a* e nutrientes na água (fósforo e nitrogênio total). O escoamento superficial de nutrientes em áreas adjacentes às lagoas e ao rio Parapanema, induzido pelos eventos de chuvas no período chuvoso anterior ao pulso de inundação pode aumentar as concentrações de nutrientes na água. A disponibilidade de nutrientes é o principal fator responsável pelo crescimento e desenvolvimento do fitoplâncton (Tilman et al. 1982). O enriquecimento de nutrientes principalmente o fósforo, promove um aumento em ambas, das biomassas (clorofila-*a*) e densidades do fitoplâncton e zooplâncton (Tavares et al. 2019) e, isso pode justificar as maiores densidades do zooplâncton nas lagoas no período anterior ao pulso de inundação. Já na situação após o pulso de inundação, a comunidade foi influenciada principalmente pela turbidez, transparência da água e profundidade. A ressuspensão de sedimento do fundo das lagoas por episódios de ventos fortes, aumenta a turbidez da água e reduz a penetração de luz. Esse processo pode impedir o crescimento do fitoplâncton e consequentemente reduzir a densidade do zooplâncton nas lagoas na situação posterior ao pulso.

Conclusão

Este estudo fornece uma visão da influência da conectividade de um rio represado sobre a distribuição e o funcionamento de metacomunidades de zooplâncton em lagoas marginais tropicais com conectividade hidrológica distinta. Foi observada diferenças significativas nos atributos ecológicos da comunidade entre os fatores lagoas, períodos analisados (exceto riqueza) e a interação (lagoa x período). Contudo, a hipótese inicial de que a riqueza e a diversidade de espécies em lagoas com conectividade permanentes são significativamente maiores no período antes do pulso de inundação não foi corroborada. As variações nos níveis de água em ambos os períodos analisados foram similares e os efeitos de homogeneização só podem ser evitados com eventos de isolamento, como verificado na lagoa com conectividade temporária (Panema).

A segunda hipótese do estudo foi corroborada, mostrando que lagoas isoladas têm alta diversidade beta no período após o pulso de inundação. A perda de conectividade ou isolamento das lagoas em relação ao rio na situação após o pulso impõe filtros ambientais locais e aumenta a dissimilaridade da comunidade zooplancônica. Em lagoas conectadas, heterogêneas e altamente compartimentalizadas, a redução do nível de água após o pulso pode resultar em diferenças na composição das comunidades em zooplâncton.

A estrutura da comunidade de zooplâncton nas lagoas no período anterior ao pulso de inundação foi influenciada por elevados teores de clorofila *a* e nutrientes na água enquanto no período depois do pulso de inundação foi determinada principalmente pela turbidez, transparência da água e profundidade. Em conclusão, a redução do nível de água e a perda da conectividade favorecem algumas espécies aptas a essa perturbação.

Referências Bibliográficas

- Abra, J., Castilho-Noll, M.S.M., Stephan, L. R., Henry, R. 2014. Estudo de longo prazo do zooplâncton em lagoas marginais ao rio Paranapanema. In: Henry, R. (ed). Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Hollos, Ribeirão Preto, p. 205- 226.
- Allan, J.D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110(971): 165-180.
- ANA (Agência Nacional de Águas). 2019. [Sistema de acompanhamento de reservatório]. Disponível em: <http://sar.ana.gov.br/MedicaoSin>
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1): 32-46.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, 9(6): 683-693.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- Angeler D.G. 2013. Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Diversity and Distributions*, 19(7): 772-781.
- Aoyagui, A.S., Bonecker, C.C. 2004. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia*, 522(1-3): 281-290

- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1): 134-143.
- Baselga, A., Orme, D., Villegger, S., Bortoli, J.D., Leprieur, F., Logez, M., Henriques-Silva, R. 2019. betapart: partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Disponível em: <<https://www.cran.r-project.org/web/packages/betapart/index>>. Acesso em: 7 de Junho, 2019.
- Birky Jr, C.W., Gilbert, J.J. 1971. Parthenogenesis in rotifers: the control of sexual and asexual reproduction. *American Zoologist*, 11(2): 245-266.
- Bozelli R.L, Thomaz S.M, Padial A.A, Lopes P.M, Bini L.M. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753(1):233-41.
- Casanova, S.M.C. 2000. Distribuição longitudinal da comunidade zooplanctônica na região de transição rio-reservatório (Rio Paranapanema-Represa de Jurumirim). Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu. 162 p.
- Casanova, S.M.C., Panarelli, E.A., Henry, R. 2009. Rotifer abundance, biomass, and secondary production after the recovery of hydrologic connectivity between a river and two marginal lakes (São Paulo, Brazil). *Limnologica*, 39(4): 292-301.
- Chaparro, G., Horváth, Z., O'Farrell, I., Ptacnik, R., Hein, T. 2018. Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater biology*, 63(4): 380-391.
- Choi, J.Y., Jeong, K.S., Kim, S.K., La, G.H., Chang, K.H., Joo, G. J. 2014. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological informatics*, 24: 177-185.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1): 117-143.
- Clarke, K., Warwick, R.M. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. National Environment Research Council, Plymouth
- Coelho, P.N., Braghin, L.S.M., Lansac-Tôha, F.A., Henry, R. 2019. Occurrence of concavities on the lorica of two species of *Testudinella* (Rotifera, Monogononta, Testudinellidae). *Biota Neotropica*, 19(2): e20180633.
- Conceição, E.D.O., Higuti, J., Martens, K. 2017. Variability in ostracod communities (Crustacea, Ostracoda) in connected and isolated tropical floodplain lakes. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 53: 325-332.

- DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo). 2019. [Hidrologia, Banco de dados hidrológicos]. Disponível em: <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>
- Debastiani-Júnior, J.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Nogueira, M.G. 2016. Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology*, 76(1): 93-100.
- Dembowska, E.A., Napiórkowski, P. 2015. A case study of the planktonic communities in two hydrologically different oxbow lakes, Vistula River, Central Poland. *Journal of limnology*, 74(2): 143-151.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília, 156 p.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 2020. Cladóceros do Brasil: famílias Chydoridae e Eurycercidae. Disponível pelo: <https://cladocera.wordpress.com/>(Acesso Jan. 2020), 2020.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific, London (vol 2).
- Gonzalez, A. 2009. Metacommunities: spatial community ecology. In: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester.
- Goździewska, A., Glińska-Lewczuk, K., Obolewski, K., Grzybowski, M., Kujawa, R., Lew, S., Grabowska, M. 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 774(1): 7-21.
- Granado, D.C., Henry, R. 2012. Changes in abiotic characteristics of water in the Paranapanema River and three lateral lagoons at mouth zone of the Jurumirim Reservoir during the flood period, São Paulo, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(1):79-89.
- Hart, RC. 1988. Zooplankton feeding rates in relation to suspended sediment content: potential influences on community structure in a turbid reservoir. *Freshwater Biology*, 19(1):123-39.
- Henry, R. 2005. The connectivity of the Paranapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim Reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 57-69.
- Henry, R., Carmo, C.F. 2014. Transporte de água e nutrientes via água subterrânea: interações entre uma lagoa marginal e o rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. In: Henry, R. (ed). *Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais*. Hollos, Ribeirão Preto, p. 59- 66.

- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127.
- 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(8):1559-77.
- Kirk, K.L, Gilbert, J.J. 1990. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. Ecology, 71(5):1741-55.
- Koste, W. 1978. Rotatoria: die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Gebruder Borntraeger, Berlin, 637 p.
- Lansac-Tôha, F.M., Meira, B.R., Segovia, B.T., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M. 2016. Hydrological connectivity determining metacommunity structure of planktonic heterotrophic flagellates. Hydrobiologia, 781(1): 81-94.
- Liu, X., Wang, H. 2018. Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. Conservation biology, 32(6): 1336-1345.
- Lopes, P.M, Bini, L.M, Declerck, S.A, Farjalla, V.F, Vieira, L.C, Bonecker, C.C, Lansac-Toha, F.A, Esteves, F.A, Bozelli, R.L. 2014. Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. PloS one, 9(10): e109581.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Titus Wilson & Son Ltd, London
- Madsen, JD, Chambers PA, James WF, Koch EW, Westlake DF. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. Hydrobiologia, 444(1-3):71-84.
- Montiel-Martínez, A., Ciroso-Pérez, J., Corkidi, G. 2015. Littoral zooplankton–water hyacinth interactions: habitat or refuge?. Hydrobiologia, 755(1): 173-182.
- Mortari, R.C, Henry R. 2016. Horizontal distribution of Cladocera in a subtropical lake marginal to a river. Journal of Limnology, 75(1):109-120.
- Nadai, R., Henry, R. 2009. Temporary fragmentation of a marginal lake and its effects on zooplankton community structure and organization. Brazilian Journal of Biology, 69(3): 819-835.
- Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. Interciencia, 15(6): 424-441.
- Nogrady, T., Segers, H. 2002. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lintiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Backhuys Publishers BV, DordrechtThe Netherlands

- Panarelli, E.A., Casanova, S.M., Henry, R. 2010. Secondary production and biomass of Cladocera in marginal lakes after the recovery of their hydrologic connectivity in a river–reservoir transition zone. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 15(4):319-34.
- Panarelli, E.A., Casanova, S.M.C., Henry, R. 2008. The role of resting eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(1): 73-88.
- Pompêo, M.L.M., Henry, R., Moschini-Carlos, V. 1999. Ecologia de *Echinochloa polystachya* na Represa de Jurumirim. In: Henry, R. (ed). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Gráfica Tipomic, Botucatu. pp. 735-768
- R Core Team, 2019. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing (version 3.5.3), Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org> (acesso 07.06.19).
- Saunders III, J. F., Lewis Jr, W.M. 1988. Zooplankton abundance in the Caura River, Venezuela. *Biotropica*, 20(3): 206-214.
- Segers, H. 1995. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6.*(HJ Dumont, T. Nogrady, eds). SPB Academic Publishing BV. 226 p.
- Serafim-Júnior, M., Perbiche-Neves, G., Lansac-Toha, F. 2019. An assessment of the factors determining rotifer assemblage in river-lake systems: the effects of seasonality and habitat. *Zoologia*, 36: e24191.
- Shurin, J.B., Winder, M., Adrian, R., Keller, W., Matthews, B., Paterson, A.M., Yan, N.D. 2010. Environmental stability and lake zooplankton diversity—contrasting effects of chemical and thermal variability. *Ecology Letters*, 13(4): 453-463.
- Silva, C.V., Henry, R. 2013. Aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 73(1): 149-1.
- Simões, N.R., Lansac-Tôha, F.A., Bonecker, C.C. 2013. Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *International Review of Hydrobiology*, 98(1): 24-33.
- Stephan, L.R., Castilho-Noll, M.S.M., Henry, R. 2017. Comparison among zooplankton communities in hydrologically different lentic ecosystems. *Limnetica*, 36(1): 99-112.

- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1960. A manual of seawater analysis. J. Fish Res. Board Can. 125: 1-18.
- Tavares, D.A., Lambrecht, R.W., Castilho, M.C.A., Henry, R., Ferragut, C. 2019. Epipelon responses to N and P enrichment and the relationships with phytoplankton and zooplankton in a mesotrophic reservoir. *Aquatic Ecology*, 53: 303-314.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579(1): 1-13.
- Tilman, D., Kilham, S.S., Kilham, P. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual review of Ecology and Systematics*, 13(1): 349-372.
- Ward, J.V., Stanford, J.A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research & management*, 11(1): 105-119.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3): 279-338.
- Zhang, K., Xu, M., Wu, Q., Lin, Z., Jiang, F., Chen, H., Zhou, Z. 2018. The response of zooplankton communities to the 2016 extreme hydrological cycle in floodplain lakes connected to the Yangtze River in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(23): 23286-23293.
- Zhao, K., Song, K., Pan, Y., Wang, L., Da, L., Wang, Q. 2017. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. *Ecological indicators*, 73: 96-104.

Material Suplementar



Figura S1- Visão geral das seis lagoas marginais localizadas na zona de desembocadura do reservatório de Jurumirim, Estado São Paulo, Brasil.

Tabela S1. Média e desvio padrão (n = 6) das variáveis limnológicas nas lagoas marginais do Rio Paranapanema medidas antes e após o pulso de inundação.

	Antes					
	Barbosa	Coqueiral	Poço da Pedra	Panema	Cavalos	Camargo
Temperatura (°C)	22,79 ± 0,14	25,25 ± 0,08	23,32 ± 0,09	24,15 ± 0,19	25,20 ± 0,20	24,96 ± 0,35
pH	6,80 ± 0,12	6,79 ± 0,05	8,17 ± 0,10	7,26 ± 0,52	7,36 ± 0,07	7,87 ± 0,24
Condutividade (µS/cm)	53,91 ± 1,53	58,41 ± 0,37	60,82 ± 0,59	81,03 ± 0,38	56,79 ± 0,60	58,78 ± 2,25
Turbidez (NTU)	6,78 ± 1,13	3,29 ± 0,22	9,82 ± 1,10	15,33 ± 2,54	5,69 ± 0,32	11,38 ± 0,56
Oxigênio dissolvido (mg/l)	5,62 ± 0,46	4,10 ± 0,21	8,69 ± 0,38	5,37 ± 0,19	5,13 ± 0,59	8,30 ± 0,78
Profundidade (m)	2,97 ± 1,09	2,69 ± 1,03	2,24 ± 0,23	1,00 ± 0,38	1,86 ± 0,86	3,19 ± 0,18
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	1,29 ± 0,71	0,96 ± 0,21	5,57 ± 0,87	3,80 ± 2,44	6,01 ± 0,33	2,19 ± 0,73
Transparência (m)	1,27 ± 0,22	1,63 ± 0,09	0,64 ± 0,06	0,57 ± 0,11	1,03 ± 0,06	0,73 ± 0,02
Fósforo total (µg/L)	18,82 ± 4,19	17,65 ± 6,59	27,71 ± 3,22	19,70 ± 3,73	50,06 ± 7,95	34,95 ± 11,0
Nitrogênio total (µg/L)	442,32 ± 15,52	346,83 ± 51,49	514,70 ± 49,41	606,12 ± 27,86	1406,42 ± 65,95	976,82 ± 44,16
	Após					
	Barbosa	Coqueiral	Poço da Pedra	Panema	Cavalos	Camargo
Temperatura (°C)	25,73 ± 0,15	25,67 ± 0,14	24,47 ± 0,12	26,41 ± 0,24	25,53 ± 0,15	26,58 ± 0,23
pH	7,03 ± 0,05	6,89 ± 0,08	6,92 ± 0,20	6,80 ± 0,04	7,55 ± 0,09	7,17 ± 0,07
Condutividade (µS/cm)	49,06 ± 0,47	56,93 ± 0,53	55,63 ± 1,11	93,28 ± 1,07	46,52 ± 0,85	54,36 ± 0,27
Turbidez (NTU)	4,15 ± 0,47	4,42 ± 0,66	16,50 ± 1,93	15,98 ± 0,81	9,77 ± 0,27	8,23 ± 0,73
Oxigênio dissolvido (mg/l)	3,92 ± 0,49	2,43 ± 0,40	6,23 ± 0,42	5,00 ± 0,11	7,03 ± 0,52	5,98 ± 0,38
Profundidade (m)	2,87 ± 0,84	2,25 ± 0,43	2,24 ± 0,56	0,87 ± 0,17	1,50 ± 0,56	2,53 ± 0,43
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	2,22 ± 0,23	0,44 ± 0,26	0,11 ± 0,02	0,16 ± 0,09	0,53 ± 0,19	0,44 ± 0,26
Transparência (m)	1,27 ± 0,22	1,18 ± 0,12	0,54 ± 0,03	0,60 ± 0,03	0,78 ± 0,08	1,03 ± 0,07
Fósforo total (µg/L)	17,81 ± 21,43	13,69 ± 7,11	14,45 ± 4,41	8,02 ± 3,02	39,08 ± 4,41	14,35 ± 3,92
Nitrogênio total (µg/L)	666,26 ± 164,56	342,25 ± 43,32	320,42 ± 45,81	367,13 ± 50,63	648,80 ± 35,42	448,72 ± 39,73

Capítulo 2

Distribuição de rotíferos ao longo de um gradiente entre a zona litorânea e pelágica de um lago tropical: um foco sobre a diversidade taxonômica e funcional

Distribuição de rotíferos ao longo de um gradiente entre a zona litorânea e pelágica de um lago tropical: um foco sobre a diversidade taxonômica e funcional

Resumo: Os rotíferos são componentes da comunidade zooplancônica com ampla ocorrência em lagos. A distribuição deste grupo nos ambientes aquáticos difere entre as regiões pelágica e litorânea, sendo que neste último compartimento maior riqueza e abundância é encontrada. Contudo, ainda são desconhecidas as funções que as espécies de Rotifera exercem no funcionamento de ecossistema lacustre, principalmente nos compartimentos litorâneos e pelágicos. Este estudo investigou a distribuição de rotíferos em um gradiente de vegetação, desde a zona litorânea até a pelágica, em um lago tropical, com base na diversidade taxonômica e funcional. A hipótese testada neste trabalho é que maior diversidade taxonômica e funcional predominaria na zona litorânea do lago dominado por macrófitas. A diversidade taxonômica foi determinada pela riqueza de espécies e abundância de rotíferos e a diversidade funcional, calculada pelos índices de equitabilidade funcional (FEve), riqueza funcional (FRic) e composição funcional (CWM). Análise de redundância (RDA) foi aplicada para ordenar a diversidade taxonômica e funcional em ambos os compartimentos do lago. A diversidade taxonômica foi mais elevada no ecótono, local de transição entre a zona litorânea e a pelágica, enquanto a diversidade funcional foi mais elevada na região litorânea do lago. A RDA diferenciou as duas regiões do lago, com ocorrência de rotíferos perifíticos na zona litorânea (e.g., *Lecane monostyla*, *Euchlanis dilatata*) e de espécies planctônicas, independentes de substratos para a fixação, na região pelágica (e.g., *Pompholix complanata*, *Conochilus natans*). Em relação à composição funcional, houve resposta distinta entre as duas regiões do lago para todos os traços funcionais (forma de alimentação, corona, tipo de mástax, resposta de defesa contra predador), exceto para o grupo trófico. Em síntese, a zona litorânea da lagoa com presença de macrófitas submersas e flutuantes abriga maior diversidade funcional, evidenciada por espécies de rotíferos com traços funcionais distintos, enquanto a zona de transição da lagoa sustenta maior abundância e riqueza de espécies de rotíferos.

Palavras-chave: macrófitas, traços funcionais, biodiversidade, Rotifera

Introdução

Rotifera é um grupo de organismos componente da comunidade zooplancônica presente em diversos ecossistemas aquáticos, inclusive lagos (Segers, 2008). Uma das principais funções do grupo no ambiente é realizar a transferência de energia para os demais níveis da teia trófica e participar da reciclagem de nutrientes. Esses organismos também respondem rapidamente às mudanças ambientais devido a sua alta taxa de reprodução e ciclo de vida rápido (Allan, 1976; Sládeček, 1983). Por esse motivo, esse grupo é muito utilizado em diversos estudos ecológicos com a finalidade de avaliar os efeitos dos impactos antrópicos no ambiente (e.g., Piscia et al., 2012; Schith et al., 2018; Souza et al., 2019).

A distribuição espacial dos rotíferos nos ecossistemas aquáticos pode variar conforme as condições locais. Por exemplo, na região litorânea é encontrada maior riqueza de espécies de rotíferos em relação à zona pelágica devido à heterogeneidade de habitats (Paggi et al., 2012). A presença e o tipo fisionômico das macrófitas são fatores importantes que alteram a diversidade e abundância de rotíferos na região litorânea porque podem influenciar na disponibilidade e qualidade do alimento (Basińska & Kuczynska-Kippen, 2009; Kuczynska-Kippen, 2018). Mudanças nas variáveis físicas e químicas da água (e.g., temperatura, nutrientes) também podem controlar a ocorrência de determinadas espécies de rotíferos. Por exemplo, *Brachionus calyciflorus* é geralmente encontrada em ambientes mais eutrofizados (Sládeček, 1983) porque esta espécie pode consumir vários itens alimentares, inclusive algas de baixo valor nutricional, como as cianobactérias (Soares et al., 2010). Portanto, dentro de um lago, existem diferenças na distribuição entre as regiões litorâneas e pelágicas ou até mesmo preferências dos rotíferos por certas espécies de macrófitas.

Entre os estudos ecológicos desenvolvidos com rotíferos e outras comunidades biológicas, a maioria se baseia em medidas tradicionais da diversidade taxonômica através da riqueza de espécies, abundância e de cálculos de índices de diversidades. Porém, essas medidas, muitas vezes, não correspondem às diferentes funções que as espécies podem exercer no funcionamento do ecossistema. Deste modo, um caminho para preencher essa lacuna é examinar a diversidade funcional da comunidade de organismos.

A diversidade funcional (DF) estima a diversidade de características funcionais (i.e., traços funcionais) presente em determinado ecossistema (Petchey & Gaston, 2002). Os traços funcionais são características morfológicas, fisiológicas e comportamentais dos

organismos (e.g., tamanho do corpo, reprodução, forma de captura do alimento, mecanismos de defesa) que influenciam indiretamente o “fitness” dos indivíduos (Violle et al., 2007; Litchman et al., 2013). Essa abordagem, em outras palavras, define qual o papel de cada espécie no hábitat e permite avaliar as interações das espécies com o ambiente, como por exemplo, na ciclagem de nutrientes e na transferência trófica (Tilman, 2001).

Os traços funcionais foram abordados em diversos estudos de rotíferos, por exemplo, para determinar a dinâmica sazonal do grupo em lagos (Lokko et al., 2017; Jiménez-Santos et al., 2019), comparar ambientes aquáticos com características distintas (Lokko & Virro, 2014; Wen et al., 2017; Obertegger & Flaim, 2018) e analisar a aplicabilidade dos traços funcionais como bioindicadores da qualidade da água em reservatórios (Oh et al., 2017). Porém, poucos estudos têm abordado a diversidade funcional de rotíferos nos compartimentos litorâneos e pelágicos dos ambientes aquáticos, sendo, portanto, uma abordagem ainda pouco compreendida.

Com base no acima exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar a diversidade taxonômica e funcional da comunidade de rotíferos ao longo de um gradiente de vegetação, desde a zona litorânea até a pelágica, em um lago tropical. As hipóteses testadas foram que na zona litorânea do lago dominada por macrófitas predominaria: (i) maior diversidade taxonômica (evidenciada pela riqueza e densidade de rotíferos) e (ii) maior diversidade funcional devido à maior disponibilidade de nichos.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este trabalho foi realizado na lagoa do Barbosa (23°30'18.01"S; 48°37'37.97"O), localizada marginalmente na região da zona de desembocadura do Rio Paranapanema, no reservatório de Jurumirim, estado São Paulo, Brasil (Figura 1). O lago possui uma área de 0,226 km², com 1,111 km de comprimento e 0,235 km de largura. Sua profundidade média é de 1,96 m.

A Lagoa do Barbosa tem uma formato semelhante a letra “U”. Esse formato permite diferenciar a lagoa em dois compartimentos (i.e., ambientes), sendo o primeiro mais amplo e paralelo ao Rio Paranapanema (área = 0,133 km²) e o outro, compreende uma região (área=0,093 km²) com extenso banco de macrófitas aquáticas colonizadas por

plantas enraizadas e flutuantes. Esta lagoa apresenta conexão permanente com o rio Paranapanema, sendo que o canal de conexão com o rio é coberto por um extenso banco mono-específico da macrófita *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchcock, localizado no primeiro compartimento.

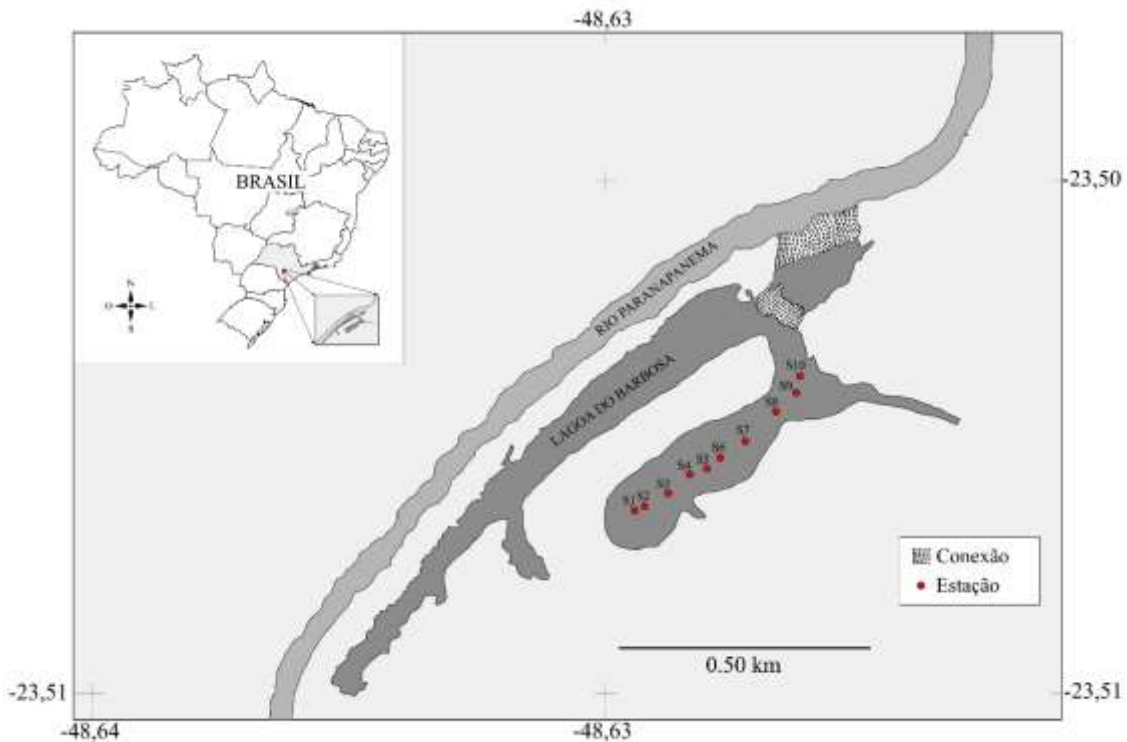


Fig. 1. Localização das estações de amostragem (S1 a S10) ao longo do gradiente longitudinal zona litorânea - pelágica, na Lagoa do Barbosa (Estado São Paulo, Brasil). Zona litorânea: S1 a S5 e zona pelágica: S6 a S10.

Procedimento de amostragem

A amostragem foi realizada no compartimento da Lagoa do Barbosa, colonizado por macrófitas, ao longo de um transecto longitudinal, com início na parte mais rasa da lagoa, próximo a margem (zona de macrófitas) e estendendo até a zona pelágica. A zona litorânea da lagoa compreende uma área colonizada por macrófitas dominada por *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (planta submersa) e *Eichhornia azurea* Kunth (planta flutuante) enquanto a pelágica representa a parte mais profunda (>2 m), ausente de vegetação aquática. O transecto longitudinal tem aproximadamente 500 metros de extensão no qual foram estabelecidos dez estações de amostragem, resultando em duas

zonas diferentes: a litorânea (L) - S1 a S5 e a pelágica (P) – S6 a S10 (ver Figura 1). A distribuição dos sítios de amostragem no transecto foi aproximadamente a mesma distância entre um ponto e outro consecutivo. As amostras foram coletadas no início da estação chuvosa, em 11 de outubro de 2016.

Análise das variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas foram medidas na superfície da coluna d'água. A temperatura e o pH da água foram determinados, respectivamente, com um termômetro e um pHmetro Micronal B-380. A concentração de oxigênio dissolvido foi obtida através da metodologia descrita por Golterman et al. (1978). A profundidade do local de coleta foi obtida por sondagem utilizando uma corda enumerada de 5cm em 5cm e a transparência da água com um disco de Secchi. As análises das concentrações de nitrogênio e fósforo total foram realizadas seguindo metodologias descritas em Mackereth et al. (1978) e Strickland & Parsons (1960), respectivamente. Para a determinação da concentração de clorofila *a* foi utilizado o método de extração com acetona 90% a frio (Golterman et al. 1978).

Amostragem

Os organismos foram coletados nas duas zonas (L e P) da lagoa, ao longo do gradiente zona litorânea –pelágica. Os rotíferos foram capturados com auxílio de uma rede de plâncton (50 μ m) em amostra integrada por meio de arrastos verticais até atingir um volume final de 100 L. O cálculo do volume filtrado foi realizado de acordo com a equação $V = \pi \cdot r^2 \cdot d$, onde r = raio da abertura da boca da rede e d corresponde à profundidade da coluna d'água. Os organismos amostrados foram anestesiados com água gaseificada e posteriormente, as amostras foram fixadas com solução formaldeído 4%.

A contagem de Rotifera foi realizada em subamostras de 1 mL, em câmara Sedgwick-Rafter e examinados em microscópico óptico. Um mínimo de 120 indivíduos para cada amostra foi contado. A identificação dos organismos foi realizada seguindo bibliografias especializadas (Koste, 1978; Segers, 1995; Nogrady & Segers, 2002).

A diversidade funcional dos rotíferos foi calculada baseada em seis traços funcionais determinados a nível de gênero ou espécie: grupo trófico, tipo de alimento, defesa do predador, tipo de lóricas, tipo de corona e tipo de mástax. Os traços funcionais

selecionados foram aqueles apresentados em Obertegger et al., (2011) e Obertegger & Flaim (2015). As informações e valores dos traços funcionais de cada espécie foram extraídos na literatura (Tab. S1 - suplementar).

O grupo trófico engloba organismos herbívoros, detritívoros, bacterívoros, onívoros e carnívoros. O tipo de alimentação representa a maneira como os organismos capturam os alimentos e os rotíferos foram classificados em raptoriais e filtradores micrófagos (Obertegger et al., 2011). A defesa do predador representa a forma em que os organismos evitam os predadores e os organismos foram selecionados em resposta ativa e passiva. A lórica é uma carapaça rígida que protege os rotíferos contra a predação e neste trabalho o tipo de lórica dos organismos foi selecionado em: iloricado (ausência de lórica), loricado (presença lórica) e lórica com presença de espinhos.

A corona dos rotíferos é utilizada para locomoção e auxilia na captura do alimento. Este atributo funcional foi classificado em sete categorias: Tipo-*Asplanchna*, Tipo-*Conochilus*, Tipo-*Euchlanis/Brachionus*, Tipo-*Notommata*, Tipo-*Philodina*, Tipo-*Hexarthra* e Tipo-*Collotheca* (Edmonson, 1959; Obertegger & Flaim, 2015). O mástax representa o aparelho mastigador dos rotíferos e sua classificação está relacionada à forma de captura e ao tipo de alimento ingerido (Salt et al., 1978). Os principais tipos de mástax utilizado neste estudo foram: incudato, maleato, virgato, ramato, forcipato e maleoramato.

Análise dos dados

A diversidade taxonômica foi calculada usando o número de espécies e da densidade de rotíferos. O índice de composição funcional (CWM) foi utilizado para caracterizar a comunidade de Rotifera com base nos traços funcionais e na distribuição das espécies em cada sítio de amostragem. O índice foi calculado a partir da média ponderada dos traços funcionais e da abundância relativa de cada espécie (Pla et al., 2012).

Os índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic) e equitabilidade funcional (FEve) foram determinados usando os seis atributos funcionais da comunidade zooplânctônica (descritos acima). O FRic estima a quantidade de espaço no nicho ocupada pela comunidade e o FEve é uma medida da distribuição da abundância relativa das espécies ao longo de um espaço multidimensional funcional (Villenger et al., 2008). O FRic foi padronizado para uma amplitude de variação entre 0 e 1.

Os índices de diversidade e a composição funcional foram calculados por meio de uma matriz de dissimilaridade utilizando o método da distância de Gower modificado por Pavoine et al. (2009). Todas as medidas de diversidade funcional (índices e CWM) foram calculadas usando o pacote FD (Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010) do programa R Cran Project (2019).

A análise de redundância (RDA) foi aplicada para visualizar a relação entre as variáveis limnológicas e a composição taxonômica de rotíferos. Uma segunda RDA foi realizada para caracterizar a comunidade de rotíferos por meio dos valores da composição funcional (CWM) e das variáveis limnológicas. Os dados foram transformados em Log (x+1) e o resultado foi mostrado em um gráfico triplot. Teste de permutação de análise de variância (ANOVA) para RDA com 999 permutações foi realizado para verificar a significância das restrições do modelo (nível de confiança de $p < 0,05$). A RDA foi realizada no software R Cran Project utilizando o pacote vegan.

Resultados

Variáveis limnológicas

Na zona litorânea foram registrados valores mais elevados de nitrogênio total e condutividade elétrica enquanto a região pelágica é um local mais profundo, com água mais oxigenada e concentração de clorofila *a* mais alta (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis limnológicas nos sítios de amostragem ao longo do transecto zona litorânea –pelágica. L = litorânea, P = pelágica, Prof = profundidade, Tr = transparência da água, Temp = temperatura da água, pH = pH, Turb = turbidez, Od = oxigênio dissolvido, Clor = concentração de clorofila *a*, Ms= material em suspensão, Nt = nitrogênio total e Pt = fósforo total.

Zona	Sítios	Prof (m)	Tr (m)	Temp (°C)	pH	Turb (ntu)	Od (mg.L ⁻¹)	Cond (µS.cm ⁻¹)	Clor (µg.L ⁻¹)	Ms (mg.L ⁻¹)	Nt (µg.L ⁻¹)	Pt (µg.L ⁻¹)
L	S1	1.30	1.30	22.85	6.61	3.70	4.18	60.89	0.39	6.76	757.05	10.25
L	S2	1.30	1.30	22.98	6.62	3.20	4.57	58.79	0.31	6.02	748.83	7.76
L	S3	1.37	1.37	23.10	6.62	2.70	4.96	56.69	0.22	5.28	740.60	5.27
L	S4	1.4	1.4	22.68	6.64	4.20	4.68	55.51	0.97	4.66	481.68	8.07
L	S5	1.50	1.43	22.95	6.64	3.90	4.33	56.67	0.53	4.88	494.45	8.68
P	S6	1.70	1.50	22.40	6.64	4.50	5.03	54.35	1.40	4.44	468.90	7.47
P	S7	1.70	1.30	22.68	6.64	4.20	4.68	55.51	0.97	4.66	481.68	8.07
P	S8	2.32	1.76	22.60	6.69	5.10	5.93	52.84	1.46	3.98	406.70	9.90
P	S9	3.54	1.40	22.58	6.75	5.45	5.97	53.08	1.91	5.78	439.33	14.43
P	S10	4.70	1.20	22.55	6.81	5.80	6.00	53.31	2.36	7.58	471.95	18.95

Zooplâncton

Um total de 56 táxons de Rotifera pertencentes a 18 famílias e 26 gêneros foi encontrado na Lagoa do Barbosa (Tabela A1 - apêndice 1). Ao longo do gradiente zona litorânea – pelágica a riqueza de espécies e a densidade de indivíduos tendem a aumentar até atingir um valor máximo no sítio S4 (37 espécies) e S5 (219.155 indivíduos.m⁻³), na zona litorânea (Fig. 2a). É possível observar também que entre os sítios de amostragem S4 até atingir o S8 a riqueza de espécies e densidade de organismos foram mais elevados. Na zona pelágica (P) a riqueza de espécies e a densidade de indivíduos diminuíram com o aumento da profundidade dos locais, sendo que os sítios S9 e S10 foram encontrados baixos valores para ambos os atributos analisados.

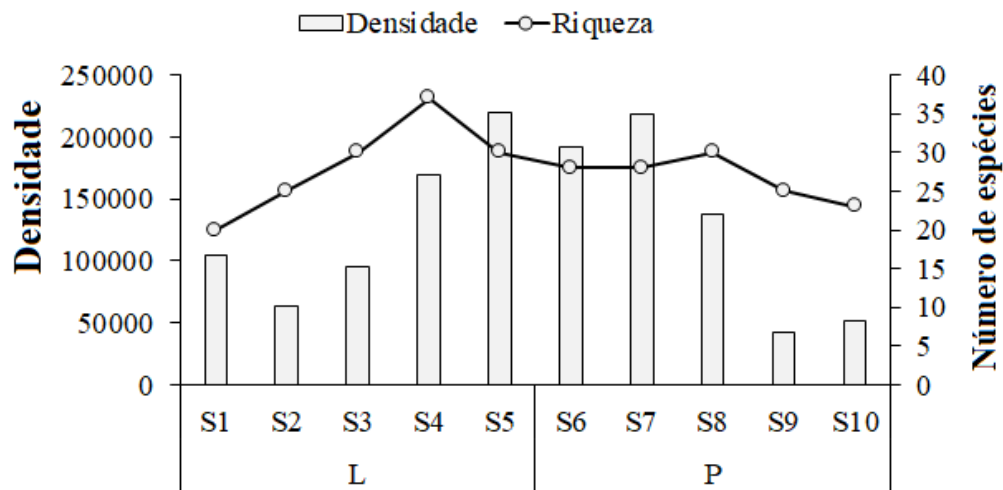


Fig. 2. Riqueza de espécies e densidade de Rotifera (ind.m⁻³) ao longo do gradiente horizontal zona litorânea até a pelágica em um lago tropical (São Paulo, Brasil).

Os valores da composição funcional (CWM) de Rotifera mostraram uma diferenciação em alguns traços funcionais ao longo do “transect” zona litorânea – pelágica (Fig. 3). O grupo trófico dominante das espécies foi o nível herbívoro (Fig. 3a). O tipo de alimentação dominante na zona litorânea foi raptorial nos sítios S1 a S3 e para o restante do transecto houve prodomínio dos filtradores micrófagos (Fig. 3b). A capacidade de defesa do predador para os rotíferos foi representada predominantemente pela resposta passiva, porém foram observados maiores valores para a resposta ativa nos sítios S1 a S3 do transecto da lagoa (Fig. 3c). Em relação ao tipo de lóricas e a forma da

corona, os organismos iloricados e com corona do tipo *Asplanchna* predominaram na região litorânea nos sítios S1 até S3 enquanto os indivíduos com espinhos na lóricica e com corona do tipo *Brachionus/Euchlanis* foram dominantes na região pelágica da lagoa (Fig. 3d e 3e). Similarmente, o mástax dominante na zona litorânea foi virgato para os sítios S1 a S3 do transecto e o maleato predominou no compartimento pelágico (Fig. 3f).

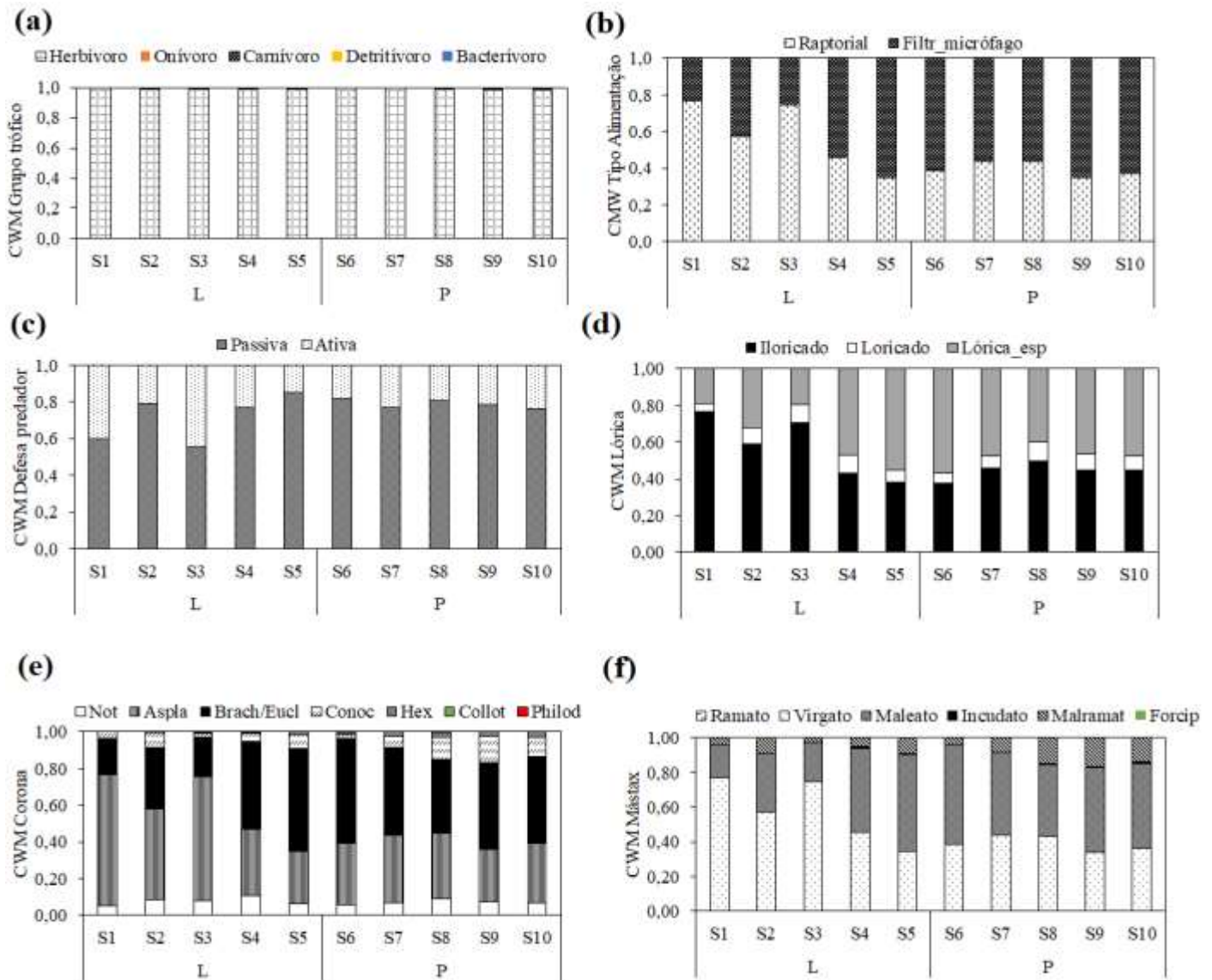


Fig 3. Valores médios da composição funcional (CWM) da comunidade de Rotifera na lagoa do Barbosa (Estado São Paulo, Brasil), em outubro de 2016. (a) Grupo trófico (herbívoros, detritívoros, bacterívoros, onívoros e carnívoros); (b) Tipo alimentação (raptorial e filtração micrófago); (c) Defesa predador (resposta passiva e ativa); (d) Tipo de lóricica (iloricado, loricado e lóricica com espinhos); (e) Tipo de corona (*Notommata*, *Asplanchna*, *Brachionus/Euchlanis*, *Conochilus*, *Hexarthra*, *Collotheca* e *Philodina*); (f) Tipo de mástax (ramato, virgato, maleato, incudato, maleoramato e forcipato).

A RDA explicou 45,49% da variabilidade dos dados da composição taxonômica de rotíferos, sendo 25,5% no primeiro eixo e 19,99% no segundo, com diferença significativa (ANOVA; $F=1,8968$; $df=7$; $p=0,002$). A análise da composição taxonômica indicou dois grupos de variáveis e espécies de rotíferos (Fig. 4). O primeiro grupo envolvendo as espécies de rotíferos *Monommata cf. dentata*, *Macrochaetus collinsi collinsi*, *Scaridium longicaudum*, *Plationus patulus*, *Lepadella patella patella*, *Euchlanis dilatata dilatata* e representantes do gênero *Lecane* (e.g., *L. bulla*, *L. quadridentata*, *L. cornuta*, *L. monostyla*) foi correlacionado aos maiores valores de condutividade elétrica e temperatura da água na zona litorânea do transecto na lagoa. O segundo grupo, que incluíram os rotíferos *Synchaeta pectinata*, *Ascomorpha saltans*, *Anuraeospsi fissa*, *Pompholix complanata*, *Conochilus natans* e *Gastropus hyptopus* foi observado em águas mais profundas, transparentes e oxigenadas indicado pela zona pelágica.

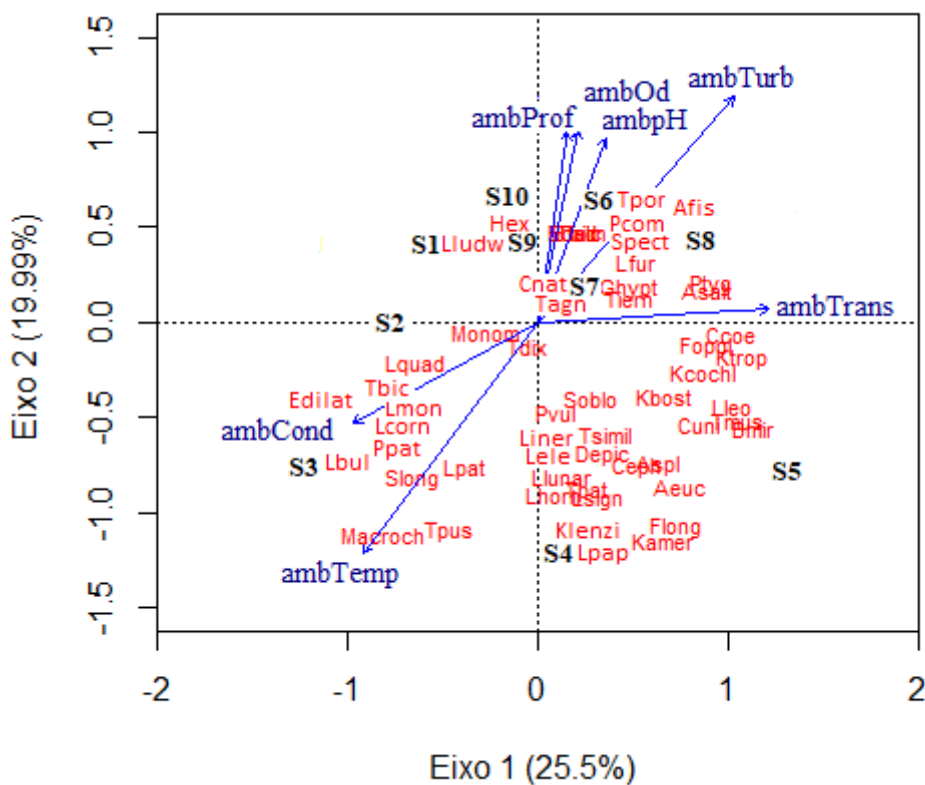


Fig. 4. Triplot da análise de redundância (RDA) entre a relação da composição taxonômica de rotíferos e as variáveis limnológicas. Os vetores em azul representam as variáveis limnológicas. Códigos das espécies ver Tabela A1 (apêndice 1).

Siglas das variáveis limnológicas (ambProf – profundidade; ambTrans - transparência da água; ambTemp - temperatura da água; ambCond – condutividade elétrica; ambpH – pH;

ambTurb - turbidez, ambOd - oxigênio dissolvido, Clor - concentração de clorofila *a*; Ms - material em suspensão).

Para as características funcionais (Fig. 5), a RDA explicou ao todo 74,37% da variabilidade dos dados, sendo 57,9% no primeiro componente e 16,47% no segundo (Figura 5). No primeiro componente, as espécies de rotíferos lorícados, filtradores micrófagos, corona tipo *Hexarthra* e *Conochilus* e o mástax incudato e maleoramato foram correlacionados com a concentração de oxigênio dissolvido, profundidade, transparência da água e concentração de clorofila *a* na zona pelágica. No segundo componente, a zona litorânea foi correlacionada com os rotíferos raptoriais, iloricados, resposta de fuga ativa, corona tipo *Asplanchna*, mástax virgato e maior condutividade elétrica e temperatura da água.

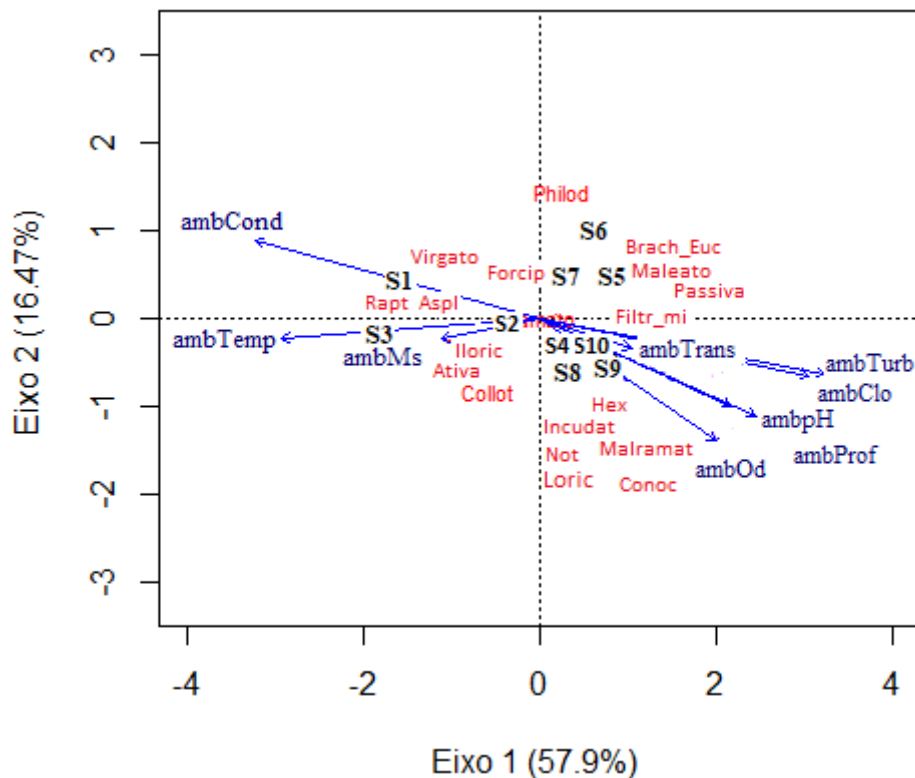


Fig. 5. RDA da composição funcional da comunidade de rotíferos. Os vetores em azul representam as variáveis limnológicas (siglas: ver legenda Fig 3). Siglas dos traços funcionais (Rapt - raptorial; Filtr_mi - filtrador micrófago; Ativa - ativa e Passiva – passiva; Iloric – iloricado; Loric – lorícado; Philod – *Philodina*; Not – *Notommata*; Aspl – *Asplanchna*; Brach_Euc – *Brachionus/Euclanis*; Collot – *Collotheca*; Hex-*Hexarthra*;

Virgato – virgato; Forcip – forcipato; maleato – maleato; Incudat – incudato; Malramat - maleoramato).

O índice de riqueza funcional dos rotíferos foi mais elevado nos locais S3 (0,89) e S5 (0,93) da zona litorânea (Fig. 6a) e para a equitabilidade funcional (FEve) não houve variação espacial entre os dois compartimentos da lagoa (Fig. 6b).

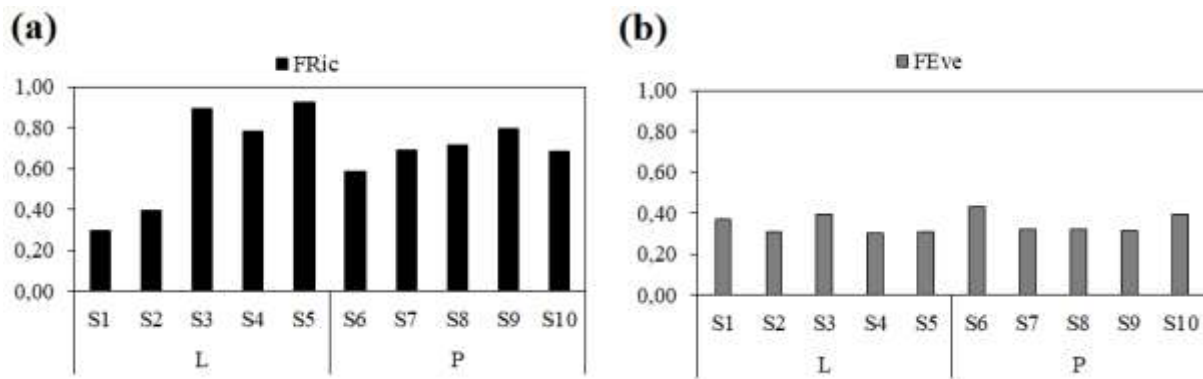


Fig. 6. Índices de Riqueza funcional (a) e Equitabilidade funcional (b) de rotíferos ao longo de um gradiente zona litorânea – pelágica na lagoa do Barbosa.

Discussão

Os índices de diversidade taxonômica (riqueza e densidade de rotíferos) foram mais elevados na região de transição entre a zona litorânea e pelágica, especificamente entre os sítios de amostragens S4 e S8 do transecto da lagoa. Em região de ecótono, geralmente a riqueza de espécies e densidade de organismos são mais elevados porque nesses locais os organismos podem encontrar condições mais adequadas e com maior heterogeneidade espacial, indisponíveis nos compartimentos adjacentes (i.e., zona litorânea e pelágica).

A análise de redundância da composição taxonômica mostrou associação de variáveis ambientais que permitiu caracterizar dois compartimentos distintos na lagoa. As espécies *Macrochaetus collinsi collinsi*, *Euchlanis dilatata dilatata*, *Platyonus patulus* e representantes do gênero *Lecane* (e.g., *L. bulla*, *L. cornuta*, *L. monostyla*) ocorreram na zona litorânea e foram associadas com temperatura e condutividade elétrica elevada. Esses organismos foram restritos à vegetação porque possuem adaptações como por exemplo, pés desenvolvidos e órgãos adesivos que permite sua fixação em substratos da vegetação (Duggan, 2001). *Euchlanis dilatata dilatata* é uma espécie encontrada na

região de vegetação dos ecossistemas aquáticos e que geralmente deposita seus ovos nos substratos (i.e., macrófitas) presente no compartimento litorâneo dos lagos (Walsh, 1989). *Plationus patulus*, *Macrochaetus collinsi collinsi* e as espécies representantes da família Lecanidae (e.g., *L. bulla*, *L. monostyla*, *L. cornuta*) também são comumente encontradas em áreas rasas com vegetação e vivem associadas ao perifíton dos ambientes aquáticos (Koste & Shiel, 1990; Pejler & Bērziņš, 1994). Estudos anteriores também encontraram espécies epifíticas de rotíferos, como *Lecane* e *Euclanis dilatata*, em ambientes de água doce dominados por macrófitas (Duggan et al., 2001; Paggi et al., 2012; Choi et al., 2014).

Para a zona pelágica, a análise de redundância mostrou associação das espécies *Ascomorpha saltans*, *Anuraeospsi fissa*, *Pompholix complanata*, *Conochilus natans* e *Gastropus hyptopus* com águas mais profundas e transparentes. Todos os gêneros representantes das espécies mencionadas anteriormente são plânctônicos e geralmente independentes do fundo ou substratos (Koste & Shield 1987). Por exemplo, as espécies representantes da família Gastropodidae (e.g., *Ascomorpha saltans*, *Gastropus hyptopus*) têm o formato do corpo oval, em forma de saco ou balão e são lateralmente achatadas (Koste, 1978). Essa característica permite a flutuação e/ou natação livre das espécies desta família ao longo da coluna d'água em regiões limnéticas.

Em relação à composição funcional da comunidade de Rotifera, a análise de ordenação (RDA) também mostrou distinção entre as duas zonas da lagoa. No gradiente zona litorânea–pelágica foi observado o predomínio de espécies herbívoras. A maioria das espécies de rotíferos alimenta-se principalmente de algas, detritos e bactérias; e desempenham uma importante função ecológica na reciclagem dos nutrientes em ambientes aquáticos. Por exemplo, espécies do gênero *Conochilus*, podem ingerir pequenos fragmentos de algas (Edmonson & Litt, 1987) e bactérias (Ooms-Wilms et al., 1995). *Polyarthra* e *Synchaeta* são espécies especialistas e alimentam-se preferencialmente de algas de tamanho maiores (Bogdan & Gilbert, 1984). Outras espécies (e.g., *Asplanchna brightwelli*, *Dicranophorus*) são carnívoras e podem preda outros rotíferos (Pourriot, 1977; Sarma et al., 1993). Portanto, o predomínio de espécies herbívoras de rotíferos na lagoa foi relacionado principalmente, à elevada abundância de *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta oblonga* e das espécies do gênero *Conochilus*.

O tipo de alimentação é uma estratégia que permite distinguir como o zooplâncton captura seu alimento no ambiente. No presente estudo, os rotíferos raptorais dominaram na zona litorânea, especificamente nos sítios S1 até S3, enquanto os filtradores micrófagos predominaram na zona pelágica do lago. Os rotíferos raptorais ingerem

partículas de maior tamanho enquanto os micrófagos preferem alimentar de algas pequenas e bactérias de menor tamanho (15- 20 μm) em ambientes aquáticos (Pourriot, 1977). Além disso, Tavsanoğlu & Akbulut (2019) têm relatado que os rotíferos filtradores micrófagos possuem relação direta com a concentração de clorofila *a*. Portanto, as maiores concentrações de clorofila *a* observada na zona pelágica, indicam maior disponibilidade de alimento para os filtradores micrófagos, o que pode explicar a dominância do grupo nesse compartimento do lago.

Em geral, a suscetibilidade de fuga do zooplâncton é determinada com base na presença de predadores vertebrados ou invertebrados (Allan, 1976). As espécies do gênero *Polyarthra* possuem apêndices especializados que permitem detectar rapidamente o predador, aumentar seu movimento natatório e deslocar-se em salto por longas distâncias com a finalidade de evitar ser capturado pelos invertebrados predadores (Gilbert & Williamson, 1978; Gilbert, 1985). Os gêneros *Hexarthra* e *Filinia* também apresentam uma resposta ativa contra os predadores (Brandl, 2005). Na lagoa estudada, a contribuição funcional ativa dos rotíferos nos sítios S1 a S3 na zona litorânea pode ser atribuída à alta densidade de *Polyarthra vulgaris*.

Muitos estudos tem mostrado que a lóricas dos rotíferos fornece proteção contra os predadores (Stemberger, 1985; Roche et al., 1987). Algumas espécies do grupo, como *Brachionus calyciflorus* e *Keratella tropica*, também tem a capacidade de desenvolver espinhos laterais no corpo que podem fornecer uma defesa eficaz contra os predadores (Gilbert, 2013). Na zona litorânea da lagoa, principalmente nos três primeiros sítios de amostragem, houve o predomínio de rotíferos iloricados enquanto na zona pelágica dominaram os organismos loricados com presença de espinhos na lóricas. É possível que a maior abundância de rotíferos iloricados na região litorânea esteja relacionada à presença das macrófitas. Esses organismos são mais suscetíveis à predação porque possuem corpo mole e podem ser facilmente ingeridos por predadores como copépodes (Stemberger, 1985). Portanto, uma forma de evitar a predação seria utilizar as macrófitas como refugio e proteção. Em contrapartida, os rotíferos loricados são mais difíceis de ser ingeridos por predadores porque sua lóricas é mais dura, rígida e a presença de espinhos na lóricas fornecem uma proteção adicional aos organismos (Williamson, 1987).

Em relação à corona e mástax dos organismos, os tipos *Asplanchna* e *virgato* foram característicos na zona litorânea da lagoa (sítios S1 a S3). Corona do tipo *Brachionus/Euchlanis* e mástax maleato foram assinaladas na região de transição (S4 até S8) e na zona pelágica da lagoa. Na zona litorânea, a corona tipo *Asplanchna* e o mástax

virgato estavam claramente relacionados à maior abundância de *Polyarthra vulgaris* e *Synchaeta oblonga*. Na zona de transição e na região pelágica da lagoa, *Brachionus/Euchlanis* e o mástax maleato foram devidos à dominância das espécies *Brachionus mirus*, *K. bostoniensis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis* e *K. lenzi*. Nos sítios S8 até S10 observamos também um aumento na abundância de organismos com corona do tipo *Conochilus* e mástax maleoramato. Este achado foi associado ao predomínio das espécies *Conochilus coenobasis* e *C. natans*. Entre todas as espécies mencionadas, *Kellicottia bostoniensis* é nativa da América do Norte e possivelmente sua introdução na lagoa esteja relacionada com as atividades de aquicultura (Coelho et al., 2017) ou a dispersão dos ovos de resistência por aves migratórias (Lopes et al., 1997). Portanto, a alta abundância da espécie na lagoa pode causar efeitos negativos na dinâmica das comunidades biológicas, como competição por recursos alimentares entre a espécie não nativa e as comunidades microbianas (Oliveira et al., 2019).

Considerando os índices de diversidade funcional, a riqueza funcional (FRic) foi mais elevada na zona litorânea da lagoa. A região de vegetação dos ambientes aquáticos geralmente é mais diferenciada, com maior diversidade de espécies de rotíferos (Kuczyńska-Kippen, 2007). Este resultado pode estar relacionado a vários fatores. Por exemplo, as macrófitas fornecem maior heterogeneidade de habitats e alimento para a colonização dos rotíferos (Choi et al., 2014; Kuczynska-Kippen & Basińska, 2014). A complexidade do habitats fornecida pela arquitetura morfológica das macrófitas, como por exemplo no caso do *Myriophyllum*, pode proporcionar maior abundância e diversidade de espécies (Lucena-Moya & Duggan, 2011). As macrófitas também podem agir como refúgio contra os predadores (Walsh, 1995), aumentando assim a sobrevivência dos rotíferos. Portanto, o presente estudo mostra que a zona litorânea da lagoa colonizada por plantas submersas e flutuantes abriga espécies de rotíferos com traços funcionais distintos. Para o índice de Equitabilidade funcional, os valores foram baixos e similares nos dois compartimentos da lagoa. Isso significa que a abundância da comunidade varia de maneira irregular no espaço funcional.

Com base no resultado deste estudo, é possível concluir que a diversidade taxonômica de rotíferos foi mais elevada no ecótono, local de transição entre a zona litorânea e a pelágica. As análises multivariadas mostram que na zona litorânea ocorrem espécies epifíticas de rotíferos que se alimentam principalmente de detritos e de perifíton; e são dependentes do substrato (macrófitas). Na zona pelágica da lagoa predominam espécies plânctônicas e geralmente independentes do fundo ou substratos.

Em relação aos índices de diversidade funcional, a riqueza funcional (FRic) foi mais alta na zona litorânea da lagoa. A composição funcional da comunidade de rotíferos diferiu ao longo do gradiente zona litorânea – pelágica para todos os traços funcionais analisados (tipo de alimentação, resposta de fuga ao predador, lórica, tipo de corona e mástax), com exceção do grupo trófico. Na zona litorânea da lagoa predominaram organismos com as seguintes características funcionais: rotíferos raptoriais iloricados, com resposta ativa de fuga ao predador, corona tipo *Asplanchna* e mástax virgato enquanto a zona pelágica foi representada por organismos micrófagos loricados, resposta passiva, corona *Brachionus/Euchlanis* e mástax maleato.

A hipótese inicial de que a diversidade taxonômica e funcional seria maior na zona litorânea foi parcialmente corroborada. Maior riqueza funcional (FRic) foi observado na zona litorânea da lagoa, porém, a diversidade taxonômica foi maior na região de transição, entre a zona litorânea e pelágica da lagoa. Em síntese, este estudo fornece uma visão sobre o papel ecológico das espécies de rotíferos nos compartimentos litorâneo e pelágico de um ecossistema aquático tropical. Futuros estudos com traços funcionais poderiam elucidar a dinâmica temporal da comunidade de Rotifera nas regiões litorâneas e pelágicas dos ecossistemas aquáticos.

Referências Bibliográficas

- Allan, J.D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110(971): 165-180.
- Basińska, A., Kuczyńska-Kippen, N. 2009. Differentiated macrophyte types as a habitat for rotifers in small mid-forest water bodies. *Biologia*, 64(6): 1100.
- Brandl, Z. 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia*, 546(1): 475-489.
- Bogdan, K.G., Gilbert, J.J. 1984. Body size and food size in freshwater zooplankton. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 81(20): 6427-6431.
- Choi, J.Y., Jeong, K.S., Kim, S.K., La, G.H., Chang, K.H., Joo, G.J. 2014. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological informatics*, 24: 177-185.
- Coelho, P.N., Henry, R. 2017. The small foreigner: new laws will promote the introduction of non-native zooplankton in Brazilian aquatic environments. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 29: e7

- Duggan, I.C. 2001. The ecology of periphytic rotifers. *Hydrobiologia*, 444 (446): 139-148.
- Duggan, I.C., Green, J.D., Thompson, K., Shiel, R.J. 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biology*, 46(6): 777-786.
- Edmondson, W.T. 1959. The Rotifera. In: Ward and Whipple's *Freshwater Biology*. 2nd Ed. Wiley, New York.
- Edmondson, W.T., Litt, A.H. 1987. *Conochilus* in Lake Washington. *Hydrobiologia*, 147(1): 157-162.
- Gilbert, J.J., Williamson, C.E. 1978. Predator-prey behavior and its effect on rotifer survival in associations of *Mesocyclops edax*, *Asplanchna girodi*, *Polyarthra vulgaris*, and *Keratella cochlearis*. *Oecologia*, 37(1): 13-22.
- Gilbert, J.J. 1985. Escape response of the rotifer *Polyarthra*: a high-speed cinematographic analysis. *Oecologia*, 66(3): 322-331.
- Gilbert, J.J. 2013. The cost of predator-induced morphological defense in rotifers: experimental studies and synthesis. *Journal of Plankton Research*, 35(3): 461-472.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific, London (vol 2).
- Hammer, O.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9.
- Jiménez-Santos, M.A., Sarma, S.S.S., Nandini, S., Wallace, R.L. 2019. Sessile rotifers (Rotifera) exhibit strong seasonality in a shallow, eutrophic Ramsar site in Mexico. *Invertebrate Biology*, 138:e12270
- Koste, W. 1978. *Rotatoria*: die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Gebruder Borntraeger, Berlin, 637 p.
- Koste, W., Shiel, R. J. 1987. Rotifera from Australian inland waters. II. Epiphanidae and Brachionidae (Rotifera: Monogononta). *Invertebrate Systematics*, 1(7): 949-1021.
- Kuczyńska-Kippen, N. 2007. Habitat choice in rotifera communities of three shallow lakes: impact of macrophyte substratum and season. *Hydrobiologia*, 593(1): 27-37.
- Kuczyńska-Kippen, N. 2018. The use of bdelloids in reference to rotifer biocoenotic indices as an indicator of the ecological state of small field water bodies: The effect of macrophytes, shading and trophic state of water. *Ecological indicators*, 89: 576-583.
- Kuczyńska-Kippen, N., Basińska, A. 2014. Habitat as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of Hydrobiology*, 99(1-2): 58-64.

- Laliberté, E., Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1): 299-305.
- Litchman, E., Ohman, M.D., Kiørboe, T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35(3): 473-484.
- Lokko, K., Virro, T. 2014. The structure of psammic rotifer communities in two boreal lakes with different trophic conditions: Lake Võrtsjärv and Lake Saadjärv (Estonia). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43(1): 49-55.
- Lokko, K., Virro, T., Kotta, J. 2017. Seasonal variability in the structure and functional diversity of psammic rotifer communities: role of environmental parameters. *Hydrobiologia*, 796(1): 287-307.
- Lopes, R.M., Lansac-Tôha, F.A., Vale, R.D., Serafim-Júnior, M. 1997. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, Eduem, 39-60.
- Lucena-Moya, P., Duggan, I. C. 2011. Macrophyte architecture affects the abundance and diversity of littoral microfauna. *Aquatic Ecology*, 45(2), 279-287.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Titus Wilson & Son Ltd, London
- Nogrady, T., Segers, H. 2002. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Backhuys Publishers BV, DordrechtThe Netherlands.
- Obertegger, U., Flaim, G. 2015. Community assembly of rotifers based on morphological traits. *Hydrobiologia*, 753(1): 31-45.
- Obertegger, U., Smith, H.A., Flaim, G., Wallace, R.L. 2011. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia*, 662(1): 157-162.
- Obertegger, U., Flaim, G. 2018. Taxonomic and functional diversity of rotifers, what do they tell us about community assembly?. *Hydrobiologia*, 823(1): 79-91.
- Oh, H.J., Jeong, H.G., Nam, G.S., Oda, Y., Dai, W., Lee, E.H., Kong, D., Hwang, S., 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. *Animal cells and systems*, 21(2): 133-140.
- Oliveira, F.R., Lansac-Tôha, F.M., Meira, B.R., Segovia, B. T., Cochak, C., Velho, L.F.M. 2019. Effects of the exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) on the microbial food web components. *Aquatic Ecology*, 53(4): 581-594.

- Ooms-Wilms, A.L., Postema, G., Gulati, R.D. 1995. Evaluation of bacterivory of Rotifera based on measurements of in situ ingestion of fluorescent particles, including some comparisons with Cladocera. *Journal of Plankton Research*, 17(5): 1057-1077.
- Paggi, S.B.J., Muñoz, S., Frau, D., Paggi, J.C., Scarabotti, P., Devercelli, M., Meerhoff, M. 2012. Horizontal distribution of rotifers in a subtropical shallow lake (Paraná floodplain, Argentina). *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 180(4): 321-333.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.B., Gachet, S., Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118(3): 391-402.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology letters*, 5(3): 402-411.
- Pejler, B., Bērziņš, B. 1994. On the ecology of *Lecane* (Rotifera). *Hydrobiologia*, 273(2): 77-80.
- Piscia, R., Guilizzoni, P., Fontaneto, D., Vignati, D.A., Appleby, P.G., Manca, M. 2012. Dynamics of rotifer and cladoceran resting stages during copper pollution and recovery in a subalpine lake. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 48(2): 151-160
- Pla, L., Casanoves, F., Di Rienzo, J. 2012. Functional diversity indices. In: Pla, L.; Casanoves, F.; Di Rienzo (eds). *Quantifying Functional Biodiversity*, pp. 27-51. Springer, Dordrecht.
- Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. *Archiv fur Hydrobiologie Beihefte*, 8: 243-260.
- R Core Team, 2019. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing (version 3.5.3), Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, Diponível em: <http://www.R-project.org> (acesso 26.01.19).
- Roche, K.F. 1987. Post-encounter vulnerability of some rotifer prey types to predation by the copepod *Acanthocyclops robustus*. In *Rotifer Symposium IV* (pp. 229-233). Springer, Dordrecht.
- Sarma, S.S. S. 1993. Feeding responses of *Asplanchna brightwelli* (Rotifera): laboratory and field studies. *Hydrobiologia*, 255(1): 275-282.
- Segers, H. 1995. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6.*(HJ Dumont, T. Nogrady, eds). SPB Academic Publishing BV. 226 p.
- Segers, H. 2008. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 49-59.

- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1): 169-201.
- Soares, M.C.S., Lürling, M., Huszar, V.L. 2010. Responses of the rotifer *Brachionus calyciflorus* to two tropical toxic cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa*) in pure and mixed diets with green algae. *Journal of Plankton Research*, 32(7): 999-1008.
- Souza, C.A.D., Vieira, L.C.G., Legendre, P., Carvalho, P.D., Velho, L.F.M., Beisner, B.E. 2019. Damming interacts with the flood pulse to alter zooplankton communities in an Amazonian river. *Freshwater Biology*, 64(5): 1040-1053.
- Stemberger, R.S. 1985. Prey selection by the copepod *Diacyclops thomasi*. *Oecologia*, 65(4): 492-497.
- Stich, H.B., Schumann, M., Brinker, A. 2018. Dynamics of pelagic rotifers subject to trophic fluctuations in Upper Lake Constance (1963–2012). *Journal of Plankton Research*, 40(2): 118-128.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1960. A manual of seawater analysis. *J. Fish Res. Board Can.* 125: 1-18.
- Tavsanoglu, U.N., Akbulut, N.E. 2019. Seasonal Dynamics of Riverine Zooplankton Functional Groups in Turkey: Kocaçay Delta as a Case Study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 20(1): 69-77.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1): 109-120.
- Villéger, S., Mason, N.W., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882-892.
- Walsh, E.J. 1989. Oviposition behavior of the littoral rotifer *Euchlanis dilatata*. *Hydrobiologia*, 186(1): 157-161.
- Walsh, E.J. 1995. Habitat-specific predation susceptibilities of a littoral rotifer to two invertebrate predators. In: *Rotifera VII* (pp. 205-211). Springer, Dordrecht.
- Wen, X., Zhai, P., Feng, R., Yang, R., Xi, Y. 2017. Comparative analysis of the spatio-temporal dynamics of rotifer community structure based on taxonomic indices and functional groups in two subtropical lakes. *Scientific reports*, 7(1): 578.
- Williamson, C.E. 1987. Predator-prey interactions between omnivorous diaptomid copepods and rotifers: The role of prey morphology and behavior 1. *Limnology and Oceanography*, 32(1): 167-177.

Material Suplementar

Tabela S1 - Espécies de Rotifera identificados na Lagoa do Barbosa e seus respectivos traços funcionais incluindo fontes da literatura em números sobrescritos. *traço derivado a nível de família ou gênero.

Espécie	Código	Grupo trófico	Traços funcionais				
			Estratégia alimentar	Defesa predador	Lórica	Tipo corona	Tipo mástax
Bdelloidea	Bdeim	Detritívoro ⁽⁷⁾	Micrófago ^{(1)*}	Passiva	iloricado ⁽¹⁰⁾	<i>Philodina</i> ⁽⁶⁾	ramato ^{(12)*}
<i>Ascomorpha eucadis</i> Perty, 1850	Aeuc	Herbívoros ^{(5)*}	Raptorial ^{(1)*}	Passiva ⁽⁸⁾	loricado ^{(10,11)*}	<i>Notommata</i> ⁽⁸⁾	virgato ^{(12)*}
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	Asalt	Herbívoros ^{(3)*}	Raptorial ^{(1)*}	Passiva ^{(8)*}	loricado ^{(10,8)*}	<i>Notommata</i> ^{(8)*}	virgato ^{(12)*}
<i>Anuraeospsi fissa</i> Gosse, 1851	Afis	Herbívoros- Bacterívoro ^(3, 4)	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ^{(9)*}	loricado ^{(11)*}	<i>Asplanchna</i> ^{(12)*}	maleato ^{(12)*}
<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850	Aspl	Carnívoro ^{(5)*}	Raptorial ^{(1)*}	Passiva ^{(8)*}	iloricado ^{(8)*}	<i>Asplanchna</i> ^{(8)*}	incudato ^{(12)*}
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	Bfalc	Herbívoros ^{(7)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ^{(8)*}	loricado-espinho ^{(10,8)*}	<i>Brachionus/Euchanis</i> ^{(8)*}	maleato ^{(12)*}
<i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905	Bmir	Herbívoros ^{(7)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ^{(8)*}	loricado-espinho ^{(10,8)*}	<i>Brachionus/Euchanis</i> ^{(8)*}	maleato ^{(12)*}
<i>Cephalodella</i> spp.	Ceph	Herbívoros ^{(3)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ⁽⁸⁾	loricado ^{(8)*}	<i>Notommata</i> ^{(8)*}	virgato ^{(12)*}
<i>Conochilus natans</i> (Seligo, 1900)	Cnat	Herbívoros ^{(6)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ^{(8)*}	iloricado ^{(11)*}	<i>Conochilus</i> ^{(12)*}	maleoramato
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	Ccoe	Herbívoros ^{(6)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ^{(9)*}	iloricado ^{(11)*}	<i>Conochilus</i> ^{(12)*}	maleoramato
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	Cuni	Herbívoros- Bacterívoro ^{(4,6)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ^{(9)*}	iloricado ^{(11)*}	<i>Conochilus</i> ^{(12)*}	maleoramato
<i>Dicranophorus</i> cf. <i>epicharis</i> Haring & Myers, 1928	Depic	Carnívoro ^{(5)*}	Raptorial ^{(1)*}	Passiva	iloricado ^{(11)*}	<i>Notommata</i> ^{(10)*}	forcipato ^{(8)*}
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> Ehrenberg, 1832	Edilat	Herbívoros ^{(7)*}	Micrófago ^{(1)*}	Passiva ⁽⁸⁾	loricado ^{(8)*}	<i>Brachionus/Euchanis</i> ⁽⁸⁾	maleato ^{(12)*}
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	Flong	Onívoro ^{(3)*}	Micrófago ^{(1)*}	Ativa ⁽⁸⁾	iloricado ⁽⁸⁾	<i>Conochilus</i> ⁽⁸⁾	maleoramato ^{(13)*}
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	Fopol	Herbívoros ^{(3)*}	Micrófago ^{(1)*}	Ativa ^{(8)*}	iloricado ^{(8)*}	<i>Conochilus</i> ^{(8)*}	maleoramato ^{(13)*}
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	Ghypt	Herbívoros ^{(5)*}	Raptorial ^{(1)*}	Passiva ^{(8)*}	iloricado ^{(8)*}	<i>Notommata</i> ^{(8)*}	virgato ^{(12)*}

<i>Hexarthra intermedia intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	Hex	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Ativa (9)*	iloricado (11)*	<i>Hexarthra</i> (10)*	maleoramato (13)*
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	Kbost	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva (9)*	loricado-espinho (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	Kamer	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado-espinho (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	Kcochl	Herbívoro-Detritívoro (2)	Micrófago (1)*	Passiva (8)	loricado-espinho (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Keratella lenzi</i> Hauer, 1053	Klenzi	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado-espinho (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	Ktrop	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado-espinho (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	Lbul	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	Lcorn	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane elegans</i> Harring, 1914	Lele	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)	Lfur	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834)	Lhorn	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane inermis</i> (Bryce, 1892)	Liner	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane leontina</i> (Turner 1892)	Lleo	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	Lludw	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	Llunar	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)	Lmon	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	Lpap	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830)	Lquad	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	Lsign	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Lepadella patella patella</i> (Müller, 1786)*	Lpat	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)*	loricado (10,8)*	<i>Collotheca</i> (8)	maleato (12)*
<i>Macrochaetus collinsi collinsi</i> (Gosse, 1867)	Macroch	Herbívoro-Detritívoro (2)*	Micrófago (1)*	Passiva	loricado (11)*	<i>Notommata</i> (12)*	maleato (12)*
<i>Monommata cf. dentata</i> Wulfert, 1940	Monom	Herbívoro (3)*	Raptorial (1)*	Passiva	loricado (11)*	<i>Notommata</i> (12)*	virgato (12)*

<i>Mytilina ventralis ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)*	Myti	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva	loricado (11)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Plationus patulus macracanthus</i> (Daday, 1905)	Ppat	Herbívoro-Detritívoro (2)	Micrófago (1)*	Passiva	loricado-espinho (10)*	<i>Brachionus/Euchanis</i> (8)*	maleato (12)*
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	Pvul	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Ativa (8)*	iloricado (8)*	<i>Asplanchna</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Pompholix complanata</i> Gosse, 1951	Pcom	Herbívoro- Bacterívoro (3,4)*	Micrófago (1)*	Passiva	loricado (11)*	<i>Hexarthra</i> (10)*	maleoramato (13)*
<i>Ptygura</i> sp.	Ptyg	Herbívoro (20)	Micrófago (1)*	Passiva	iloricado (11)*	<i>Hexarthra</i> (10)*	maleoramato
<i>Scaridium longicaudum</i> (Müller, 1786)	Slong	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva	loricado (11)*	<i>Notommata</i> (12)*	virgato (12)*
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832	Soblo	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	iloricado (8)*	<i>Asplanchna</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	Spect	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)	iloricado (8)	<i>Asplanchna</i> (8)	virgato (12)*
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	Tpat	Herbívoro (3)*	Micrófago (1)*	Passiva (8)	loricado (8)	<i>Hexarthra</i> (8)	maleoramato (13)*
<i>Trichocerca</i> cf. <i>agnatha</i> Wulfert, 1939	Tagn	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	Tbic	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	Tbid	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca</i> cf. <i>dixonnutalli</i> (Jennings, 1903)	Tdix	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca iernis</i> (Gosse, 1887)	Tiern	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca</i> cf. <i>mus</i> Hauer, 1938	Tmus	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse, 1851)	Tporc	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca</i> cf. <i>pusilla</i> (Jennings, 1903)	Tpus	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*
<i>Trichocerca similis grandis</i> Hauer, 1965	Tsimil	Herbívoro (5)*	Raptorial (1)*	Passiva (8)*	loricado (8)*	<i>Notommata</i> (8)*	virgato (12)*

Referências Bibliográficas

1. Obertegger, U., Smith, H.A., Flaim, G., Wallace, R.L. 2011. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia*, 662(1): 157-162.
2. Koste, W. 1978. Rotatoria die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight. Monogononta. Gebrüder B, Berlin
3. Pourriot, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. *Archiv fur Hydrobiologie Beihefte*, 8: 243-260.
4. Ooms-Wilms, A.L., Postema, G., Gulati, R.D. 1995. Evaluation of bacterivory of Rotifera based on measurements of in situ ingestion of fluorescent particles, including some comparisons with Cladocera. *Journal of plankton research*, 17(5): 1057-1077.
5. Pourriot, R., 1980. Rotifles. In: J.R. Durand & C. Leveque (eds): Flora et faune aquatiques de l'Afrique Sahelo-soudanienne 1. Initiat. Doc. Techn. off. Rech. Sci.Tech. Outre-Mer 44: 219-244.
6. Edmondson, W.T., Litt, A.H. 1987. *Conochilus* in Lake Washington. *Hydrobiologia*, 147(1):157-162.
7. Duggan, I.C. 2001. The ecology of periphytic rotifers. In *Rotifera IX* (pp. 139-148). Springer, Dordrecht.
8. Obertegger, U., Flaim, G. 2015. Community assembly of rotifers based on morphological traits. *Hydrobiologia*, 753(1): 31-45.
9. Brandl, Z. 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia*, 546(1): 475-489.
10. Wallace R.L, Snell T.W, Ricci C, Nogrady T. 2006. *Rotifera: biology, ecology and systematics*, Vol. 1, 2nd ed. Leiden: Backhuys Publishers.
11. Edmonson, W.T. 1959. *Freshwater Biology* 2nd Edition. John Wiley and Sons. Inc. New York. 1248pp.

12. Segers, H.1995. Rotifera. International Training Course on Zooplankton: A tool in lake management. University of Ghent, Belgium. Mimeograph.
13. Sørensen MV, Giribet G. A. 2006. Modern approach to rotiferan phylogeny: combining morphological and molecular data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 40(2): 585-608.

Capítulo 3

Grupos funcionais de microcrustáceos em um gradiente horizontal em uma lagoa marginal colonizada por macrófitas

Grupos funcionais de microcrustáceos em um gradiente horizontal em uma lagoa marginal colonizada por macrófitas

Resumo: As macrófitas são encontradas na região litorânea das lagoas marginais e oferecem diversos microhábitats para a colonização dos microcrustáceos. Neste estudo, a distribuição dos microcrustáceos foi analisada ao longo de um gradiente horizontal desde a zona litorânea e na pelágica de uma lagoa marginal, considerando a diversidade taxonômica e funcional. As hipóteses testadas neste estudo foram que na zona litorânea ocupada por macrófitas, a diversidade taxonômica e funcional seria mais alta porque a cobertura de macrófita oferece maior disponibilidade de nichos para os microcrustáceos. A coleta dos microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) foi realizada em dez estações de amostragem ao longo de um “transecto” horizontal desde a zona litorânea até a zona pelágica da lagoa. Foram utilizadas duas medidas clássicas para determinar a diversidade taxonômica (riqueza e abundância de organismos) e dois índices para a diversidade funcional (riqueza funcional e equitabilidade funcional). A riqueza de espécies foi mais alta na zona litorânea e a abundância decresceu com o aumento da profundidade da lagoa. Os copépodes foram dominantes na zona litorânea e cladóceros, especialmente *Bosmina longirostris* e *Bosminopsis deitersi*, na zona pelágica da lagoa. As formas jovens (náuplios) de Copepoda Cyclopoida predominaram na zona litorânea da lagoa e os adultos, houve um aumento sutil nos três últimos sítios de amostragem, na região pelágica. A comunidade de microcrustáceos foi dividida em seis grupos funcionais, com predomínio dos bosminídeos na lagoa. Os valores dos índices de riqueza e equitabilidade funcional foram mais elevados na zona litorânea. As macrófitas submersas e flutuantes tiveram forte influência na diversidade taxonômica e funcional da comunidade por oferecer alta disponibilidade de nichos ecológicos e maior complexidade de hábitats para os microcrustáceos. Por fim, a diversidade taxonômica e funcional da comunidade de microcrustáceos foi mais alta no compartimento litorâneo da lagoa.

Palavras-chave: zooplâncton, zona litorânea, zona pelágica, vegetação submersa e flutuante, diversidade funcional.

Introdução

As lagoas marginais são ambientes complexos laterais a rios. Esses ambientes são formados pelo acúmulo de água em depressões do terreno, devido as precipitações, ao aumento do nível de água do rio durante os períodos de cheias e pela entrada via água subterrânea (e.g., Henry & Carmo, 2014). Algumas dessas lagoas podem ser formadas também por processos de sedimentação e erosão pelos rios, que na escala geológica mudam o seu curso e acabam deixando braços desconectados em formato de ferradura (Allen, 1965). As lagoas marginais desempenham uma importante função ecológica para a comunidade zooplanctônica, pois sustentam alta diversidade e abundância de organismos (Ferrareze & Nogueira, 2011).

As macrófitas são encontradas na região litorânea das lagoas marginais e são importantes para a cadeia trófica e para a manutenção da biodiversidade aquática. Ambientes aquáticos com vegetação oferecem diversos microhabitats para a colonização do zooplâncton, como por exemplo, substratos para as espécies epifíticas e recursos alimentares (Choi et al., 2014). Alguns estudos têm relatado que a complexidade do habitat devida à arquitetura morfológica das macrófitas submersas e flutuantes proporciona grande abundância e riqueza de invertebrados (Thomaz et al., 2008; Debastiani-Júnior et al., 2016) e também oferece refúgio para as espécies de zooplâncton contra possíveis predadores (Meerhoff et al., 2007).

A zona litorânea difere da zona pelágica não só pela quantidade de alimento, mas também pelas características locais determinadas pelos fatores abióticos (temperatura, condutividade elétrica, pH, concentração de oxigênio dissolvido) e bióticos (competição, predação) que podem afetar a estrutura e composição da comunidade de zooplâncton (Kuczybska-Kippen & Joniak, 2010; Adamczuk, 2014). Por exemplo, os copépodes ciclopóides são mais abundantes em habitats com vegetação enquanto os calanóides preferem habitats mais profundos, como a zona pelágica dos ecossistemas aquáticos (Reid & Williamson, 2010). Os cladóceros filtradores (e.g., *Daphnia*) tem preferência pela zona pelágica, pois com o seu aparato de filtração conseguem explorar recursos neste compartimento da lagoa (Fryer, 1991). As espécies desse gênero podem realizar a migração vertical em ambientes mais profundos, na zona pelágica, e ocasionalmente, a migração horizontal entre macrófitas a fim de procurar refúgio contra a predação visual por peixes (Burks et al., 2001).

Apesar de muitos estudos atribuírem alta riqueza de microcrustáceos na zona litorânea dos ecossistemas aquáticos (Castilho-Noll et al., 2010; Perbiche-Neves et al., 2014), o conhecimento da diversidade e biologia do grupo neste compartimento ainda é escasso em relação aos trabalhos realizados na zona pelágica, devido as dificuldades na identificação taxonômica dos cladóceros, principalmente dos representantes da família Chydoridae (Elmoor-Loureiro, 2020), que vivem associados a vegetação.

Estudos recentes têm sugerido que elevada cobertura de macrófitas submersas, aumenta a diversidade funcional, por aumentar a disponibilidade de nichos para a comunidade de zooplâncton (Bolduc et al., 2016). O mesmo resultado foi observado para os microcrustáceos em experimentos feitos em mesocosmos testando efeitos da presença e ausência de determinada macrófita flutuante (Shephan et al., 2019). Apesar do crescente número de estudos utilizando a abordagem funcional com zooplâncton (Gomes et al., 2019), ainda não existe estudo comparando a diversidade funcional de microcrustáceos na zona litorânea e pelágica em lagoas marginais de água doce.

O objetivo deste estudo foi determinar a diversidade taxonômica e funcional dos microcrustáceos ao longo de um gradiente horizontal, envolvendo a zona litorânea e a zona pelágica de uma lagoa. As hipóteses do estudo foram que: (i) na zona litorânea ocupada por macrófitas serão encontradas maior riqueza de espécies e densidade de organismos; (ii) a diversidade funcional da comunidade de microcrustáceos será mais alta na zona litorânea da lagoa porque a cobertura de macrófita oferece maior disponibilidade de nichos para os microcrustáceos.

Materiais e Métodos

Área de estudo e procedimento de amostragem

A lagoa do Barbosa é um ambiente raso (profundidade média 1,96 m; coordenadas: 23°30'18.01"S; 48°37'37.97"O) marginal ao Rio Paranapanema, tributário do Rio Paraná, estado São Paulo, Brasil (Fig. 1). A lagoa está localizada na foz do rio, no reservatório de Jurumirim. Este ambiente é composto de duas regiões distintas. A primeira é ausente de vegetação aquática e a segunda apresenta plantas aquáticas próxima à margem da lagoa, composta de *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchcock, *Eichhornia azurea* Kunth (planta flutuante) e *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (planta submersa) (Fig. S1).

O estudo foi realizado na segunda região da lagoa, colonizada por plantas aquáticas. Dez estações de amostragem ao longo de um transecto horizontal iniciando na zona litorânea (próximo à margem) até a zona pelágica foram amostradas na lagoa do Barbosa. O “transecto” horizontal tem aproximadamente 500 metros de extensão e a distribuição dos sítios de amostragem no transecto foi de 50 metros de distância um do outro. A zona litorânea (L) compreende a área colonizada por plantas aquáticas (S1 a S5) enquanto a pelágica (P; S6 a S10) representa a parte mais profunda, ausente de vegetação (Fig. 1).

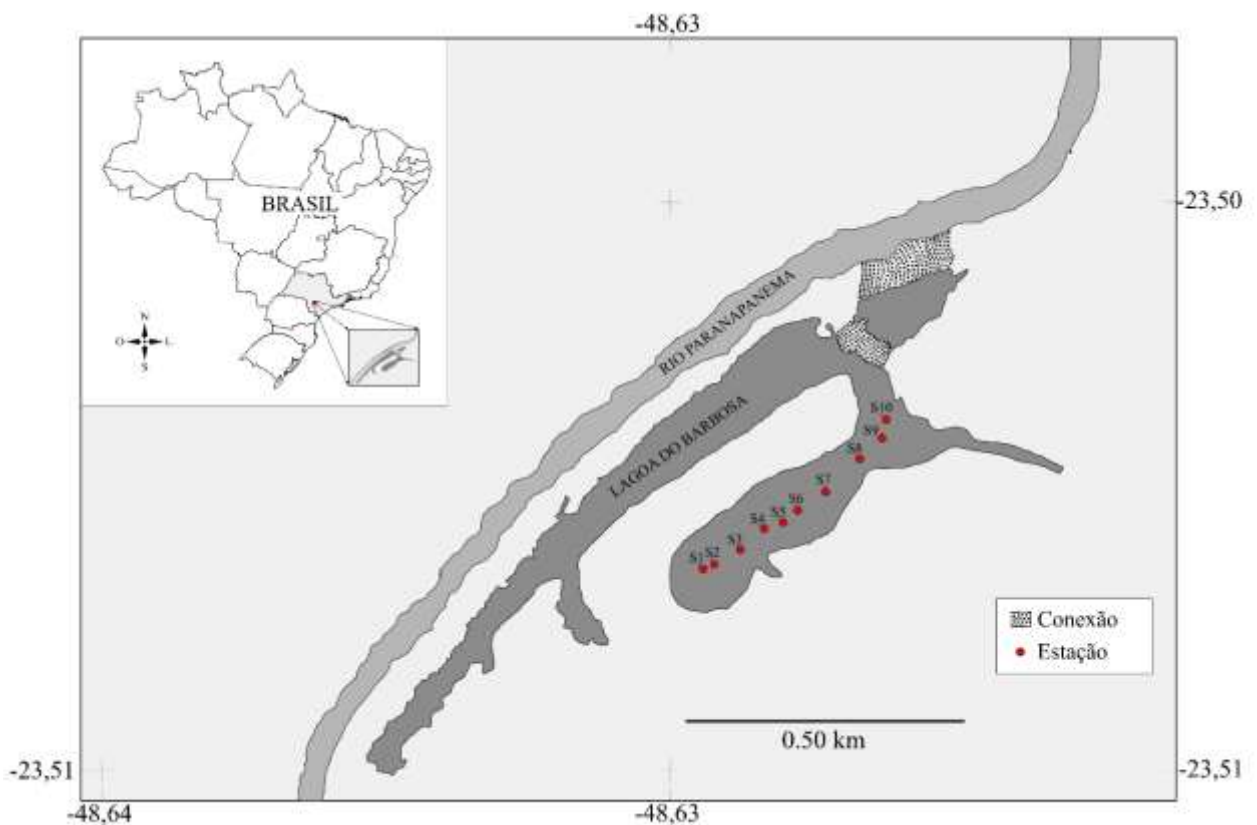


Fig. 1. Mapa das estações de amostragem no transecto horizontal na Lagoa do Barbosa (Estado São Paulo, Brasil). Zona litorânea: S1 a S5 e zona pelágica: S6 a S10. (Reproduzido do capítulo 2)

Amostragem das variáveis físicas e químicas da água e dos microcrustáceos

As amostragens foram feitas em outubro de 2016. As variáveis limnológicas (pH, temperatura da água, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, profundidade, turbidez, nitrogênio total, fósforo total, transparência da água) e biológicas

(concentração de clorofila *a*) foram determinadas na superfície da coluna d'água conforme metodologia descrita no capítulo 2.

Em cada estação de amostragem, as amostras de microcrustáceos foram obtidas filtrando 100 L de água da lagoa por meio de arrastos verticais, através de uma rede de plâncton (50 µm). Na zona litorânea, os organismos foram coletados próximos das plantas aquáticas e posteriormente, foram anestesiados com água gaseificada. As amostras foram fixadas com solução formaldeído 4%, saturado com açúcar.

A análise dos microcrustáceos foi realizada sob microscópio estereoscópico e óptico, com aumento de até 50x e 100x, respectivamente. A contagem dos organismos foi feita em placa quadriculada, utilizando subamostras. Um mínimo de 120 indivíduos para cada amostra foi contado. A identificação dos organismos foi realizada usando bibliografias especializadas (Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Holynska et al., 2003; Perbiche-Neves et al., 2015; Sousa & Elmoor-Loureiro, 2019; Elmoor-Loureiro, 2020).

Para quantificar a diversidade funcional da comunidade de microcrustáceos, foi utilizado cinco traços funcionais (habitat, grupo trófico, tipo de alimento, tamanho corporal e resposta de fuga do predador) que foram selecionados conforme sugerido por Barnett et al., (2007) e Litchman et al., (2013). Os traços funcionais foram extraídos da literatura e definidos a nível de gênero e espécie (Tab. S1, suplementar).

O habitat que o organismo pode ser encontrado foi classificado em pelágico (vivem em áreas abertas, preferencialmente na coluna d'água), litorâneo (aderidos a substratos de vegetação aquática ou sedimento) e adição de litorâneo-pelágico. Essa terceira categoria foi usada para distinguir os copépodes que possuem habitat litorâneo e pelágico. O grupo trófico inclui três níveis: herbívoros, detritívoros e onívoros (neste caso, os organismos alimentam-se de algas e outros organismos como rotíferos e cladóceros). O tipo de alimentação corresponde a forma em que o organismo captura o alimento e os microcrustáceos foram caracterizados em raspadores (alimentam-se de partículas aderidas a macrófitas ou sedimentos), suspensívoros (a busca de alimento é passiva e os organismos nadam menos) raptorais (são os predadores, aqueles que capturam suas presas) e filtradores. Neste atributo, os cladóceros filtradores foram classificados em: filtração tipo *Daphnia* -D, filtração tipo *Bosmina* - B e filtração tipo *Sida* – S (Barnett et al., 2007).

Para a medida do tamanho corporal dos organismos, foi utilizado dados encontrados em literatura (Reid 1985; Braghin et al., 2018). A tática de escape do predador é uma categoria que está relacionada à maneira como o organismo evita ou reduz o ataque

do predador. Essa característica está relacionada ao comportamento natatório dos microcrustáceos. Os cladóceros e copépodes foram classificados em natação reduzida, natação rápida e pausa e salto (Barnett et al., 2007). Para os copépodes, essa categoria foi determinada a nível de família devido a escassez de informações disponíveis na literatura para os gêneros e espécies de copépodes identificados na lagoa.

Análise dos dados

A riqueza de espécies e a densidade de microcrustáceos foram utilizadas para definir a diversidade taxonômica da comunidade. Os grupos funcionais da comunidade de microcrustáceos foram definidos a partir de uma análise de cluster, que foi visualizada em um dendrograma (Pla et al., 2012). O cluster foi construído a partir de uma matriz de dissimilaridade pelo método da distância euclidiana. O método de agrupamento utilizado para a definição dos grupos funcionais pela análise de cluster hierárquico foi ward.D2 (Murtagh & Legendre, 2014). As formas jovens (náuplios e copepoditos) de copépodes não foram incluídas na análise, somente os adultos identificados a nível de espécie.

A diversidade funcional da comunidade de microcrustáceos foi definida pelos índices de riqueza funcional (FRic) e equitabilidade funcional (FEve), usando os cinco atributos funcionais da comunidade. Todas as análises de diversidade funcional foram calculadas no programa R Cran Project (2019), por meio do pacote FD (Villéger et al., 2008).

Uma análise de redundância (RDA) foi aplicada para avaliar a relação das variáveis limnológicas com a composição taxonômica de microcrustáceos. Uma segunda RDA foi realizada para correlacionar as variáveis físicas e químicas da água com os grupos funcionais e os sítios de amostragem. Os dados foram transformados em Log (x+1) e o resultado foi mostrado em um gráfico triplot. A RDA foi elaborada também no software R Cran Project (2016), com o pacote vegan.

Resultados

Variáveis físicas e químicas da água

Durante o período de estudo a profundidade da lagoa foi menor na zona litorânea (1,30- 1,43) em relação à região pelágica (1,70-4,70). Águas mais transparentes foram

observadas na zona pelágica e a temperatura da água variou de 22,4°C na zona pelágica a 23,10°C na zona litorânea. O pH da água variou entre 6,61 (L – zona litorânea) e 6,81 (P – zona pelágica). A condutividade elétrica e a concentração de nitrogênio total foram mais altas na zona litorânea da lagoa (60,89 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e 757,05 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente). Águas mais oxigenadas e elevadas concentrações de clorofila *a* foram obtidas na zona pelágica da lagoa (Tab. 1).

Tab. 1. Variáveis físicas e químicas da água nos sítios de amostragem estudados ao longo do transecto horizontal zona litorânea e pelágica na Lagoa do Barbosa. Prof = profundidade, Transp = transparência da água, Temp = temperatura da água, pH = pH, Turb = turbidez, Od = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade elétrica, Clor = concentração de clorofila *a*, Ms= material em suspensão, Nt = nitrogênio total e Pt = fósforo total. (Extraído do capítulo 2).

Sítios	Litorânea					Pelágica				
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
Prof (m)	1,30	1,30	1,37	1,4	1,50	1,70	1,70	2,32	3,54	4,70
Transp (m)	1,30	1,30	1,37	1,4	1,43	1,50	1,30	1,76	1,40	1,20
Temp (°C)	22,85	22,98	23,10	22,68	22,95	22,40	22,68	22,60	22,58	22,55
pH	6,61	6,62	6,62	6,64	6,64	6,64	6,64	6,69	6,75	6,81
Turb (ntu)	3,70	3,20	2,70	4,20	3,90	4,50	4,20	5,10	5,45	5,80
Od (mg.L ⁻¹)	4,18	4,57	4,96	4,68	4,33	5,03	4,68	5,93	5,97	6,00
Cond ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	60,89	58,79	56,69	55,51	56,67	54,35	55,51	52,84	53,08	53,31
Clor ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,39	0,31	0,22	0,97	0,53	1,40	0,97	1,46	1,91	2,36
Ms (mg.L ⁻¹)	6,76	6,02	5,28	4,66	4,88	4,44	4,66	3,98	5,78	7,58
Nt ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	757,05	748,83	740,60	481,68	494,45	468,90	481,68	406,70	439,33	471,95
Pt ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	10,25	7,76	5,27	8,07	8,68	7,47	8,07	9,90	14,43	18,95

Microcrustáceos

Um total de 24 táxons de microcrustáceos foi identificado na Lagoa do Barbosa, com 18 e 6 espécies de Cladocera e de Copepoda, respectivamente (Tabela A1 - apêndice 1). A maior riqueza de espécies foi observada na zona litorânea, especificamente nos sítios S3 (12 espécies), S4 (13), S5 (13) e início da zona pelágica, na estação de amostragem S6, com 13 espécies (Fig. 2). Por outro lado, a densidade dos microcrustáceos diminuiu com o aumento da profundidade dos locais, com exceção do sítio S5. Em outras palavras, a densidade também foi mais elevada na zona litorânea da lagoa (Fig 2).

Em geral, a comunidade de microcústáceos foi dominada principalmente por Copepoda na zona litorânea e Cladocera na zona pelágica (Fig. 3a). Para o Copepoda, houve predomínio das formas larvais de náuplio de Cyclopoida em todo o transecto. Nos três últimos sítios de amostragem (S8, S9 e S10), na zona pelágica da lagoa, foi observado um aumento sutil das formas adultas (Fig. 3b).

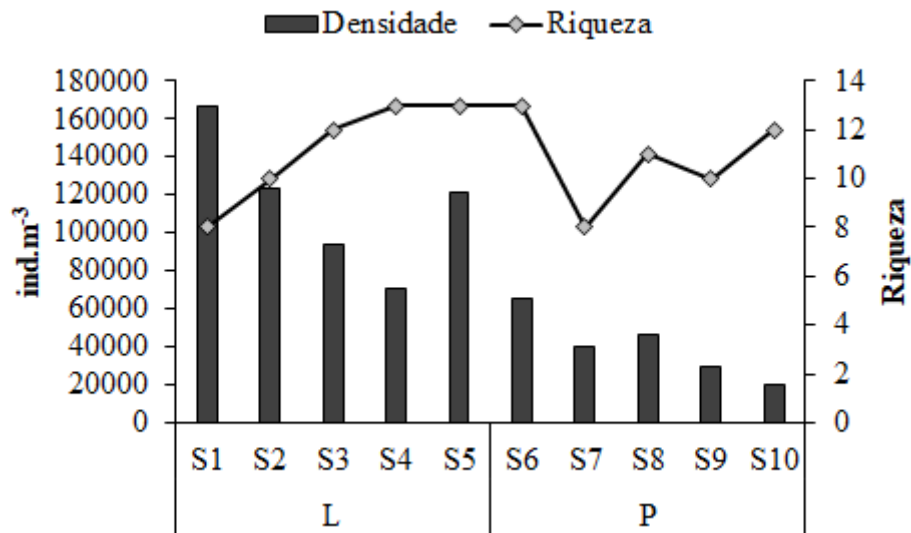


Fig. 2. Riqueza de espécies e a densidade da comunidade de microcústáceos ao longo do gradiente zona litorânea (L) até a pelágica (P) em um lago tropical (São Paulo, Brasil).

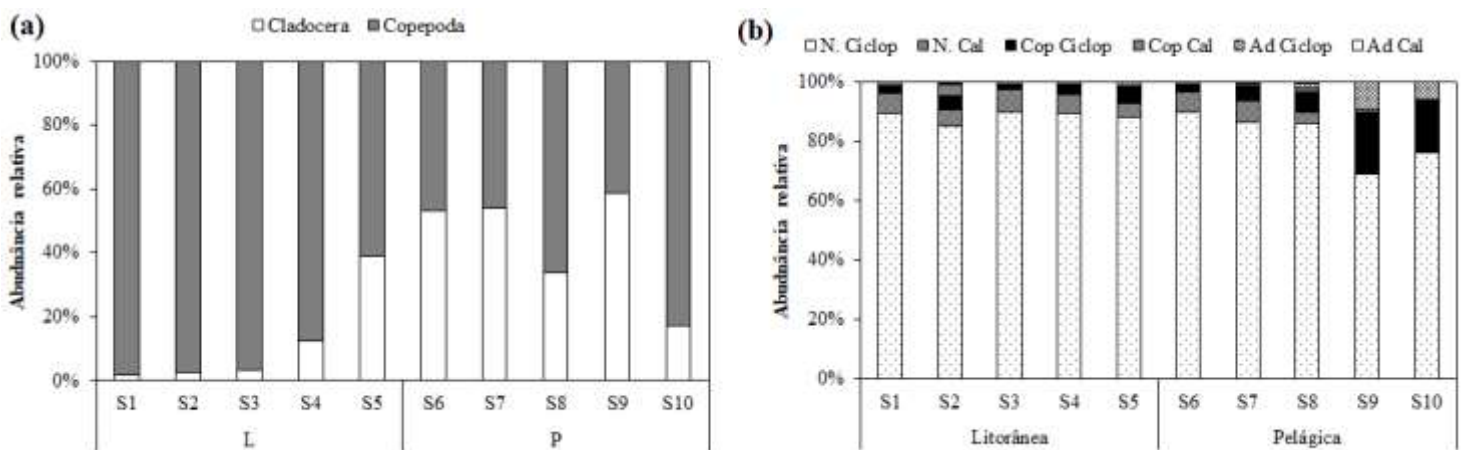


Fig. 3. Abundância relativa (a) da comunidade de microcústáceos e os (b) estágios larvais de Copepoda ao longo do gradiente horizontal zona litorânea até a pelágica em um lago tropical (São Paulo, Brasil). Siglas: N.Ciclop – náuplio Cyclopoida; N. Cal – náuplio Calanoida; Cop Ciclop – copepodito Cyclopoida; Cop Cal – copepodito Calanoida; Ad Ciclop – adulto Cyclopoida; Ad Cal – adulto Calanoida.

A análise de redundância explicou 40,8% da variabilidade dos dados da composição taxonômica da comunidade de microcrustáceos e indicou dois grupos de variáveis e espécies (Fig. 4). O primeiro grupo, constituído pelas espécies de Cladocera *Ilyocryptus spinifer*, *Macrothrix elegans*, *Acroperus tupinamba*, *Laberis davidi* e o copépode *Eucyclops serrulatus* foi correlacionado às maiores concentrações de nitrogênio total, condutividade elétrica e temperatura da água na zona litorânea na lagoa. O segundo grupo, que envolve os cladóceros *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma fluviatile*, *D. birgei*, *Bosmina longirostris* juntamente com os copépodes *Thermocyclops inversus* e *Notodiaptomus henseni* foi observado em águas mais transparentes e oxigenadas indicada pela zona pelágica.

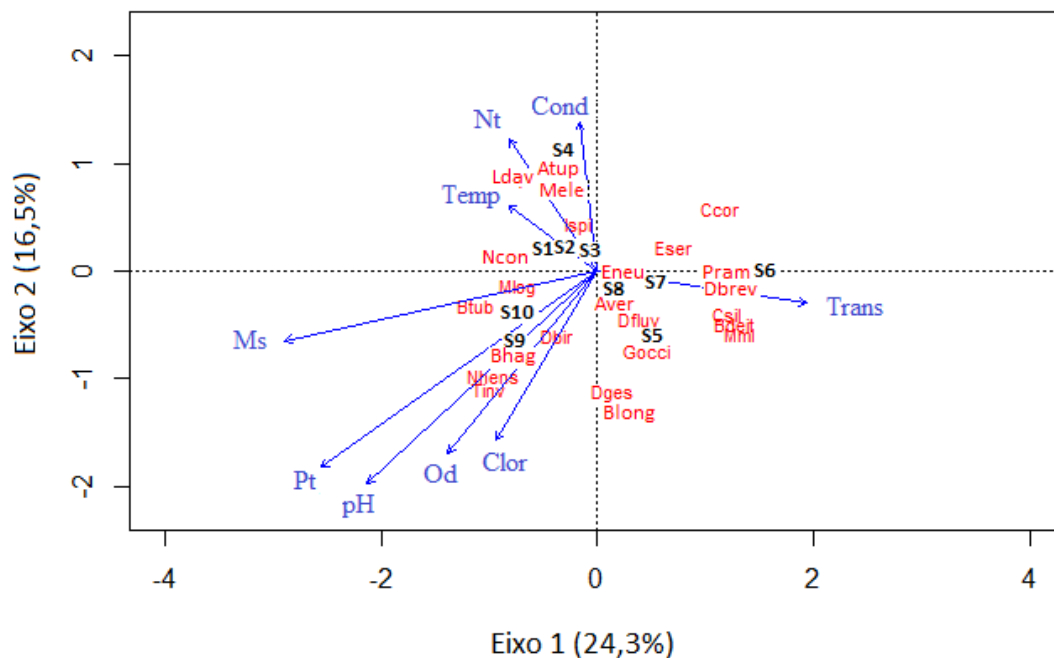


Fig. 4. Triplot da análise de redundância (RDA) da composição taxonômica da comunidade de microcrustáceos na Lagoa do Barbosa. Zona litorânea: S1 a S5 e zona pelágica: S5 a S10. Os vetores em azul representam as variáveis físicas e químicas da água (Tr - transparência da água; Temp - temperatura da água; pH – pH; Od - oxigênio dissolvido; Clor - concentração de clorofila *a*; Ms - material em suspensão; Nt - nitrogênio total; Pt - fósforo total e Cond – condutividade elétrica). Códigos das espécies ver Tabela S1 (suplementar).

O dendograma funcional de microcrustáceos mostrou a formação de seis grupos funcionais (Fig. 5). G1 é composto de espécies litorâneas das famílias Macrothricidae,

Ilyocryptidae e Chydoridae, raspadores de algas e detritos. G2 é composto por pequenos herbívoros pelágicos e filtradores (bosminídeos). A família Daphniidae e a família Moinidae foram agrupadas junto com G3. Esse grupo representa os organismos pequenos e grandes, pelágicos, herbívoros e filtradores, com comportamento natatório rápido e reduzido em resposta a um predador. G4 é constituído por copépodes Ciclopóida de tamanho médio e grande, pelágicos e litorâneos, onívoros e raptorais. G5 é caracterizado por organismos grandes, herbívoros, pelágicos e suspensívoros, com natação pausa e salto em resposta ao ataque de predador (copépodes Calanoida). A família Sididae foi representada pelo G6, com espécies de tamanho corporal médio, pelágicas, herbívoras e filtradores, com natação em salto em resposta a presença do predador.

Em geral, G2 foi o grupo funcional mais abundante em ambos os compartimentos da lagoa (Fig. 6). Na zona litorânea, as estações S1, S2 e S3 foram representadas principalmente pelos grupos funcionais G2, G4 e G5 e para a zona pelágica; as estações S8, S9 e S10 foram constituídas pelos grupos G2, G3 e G4.

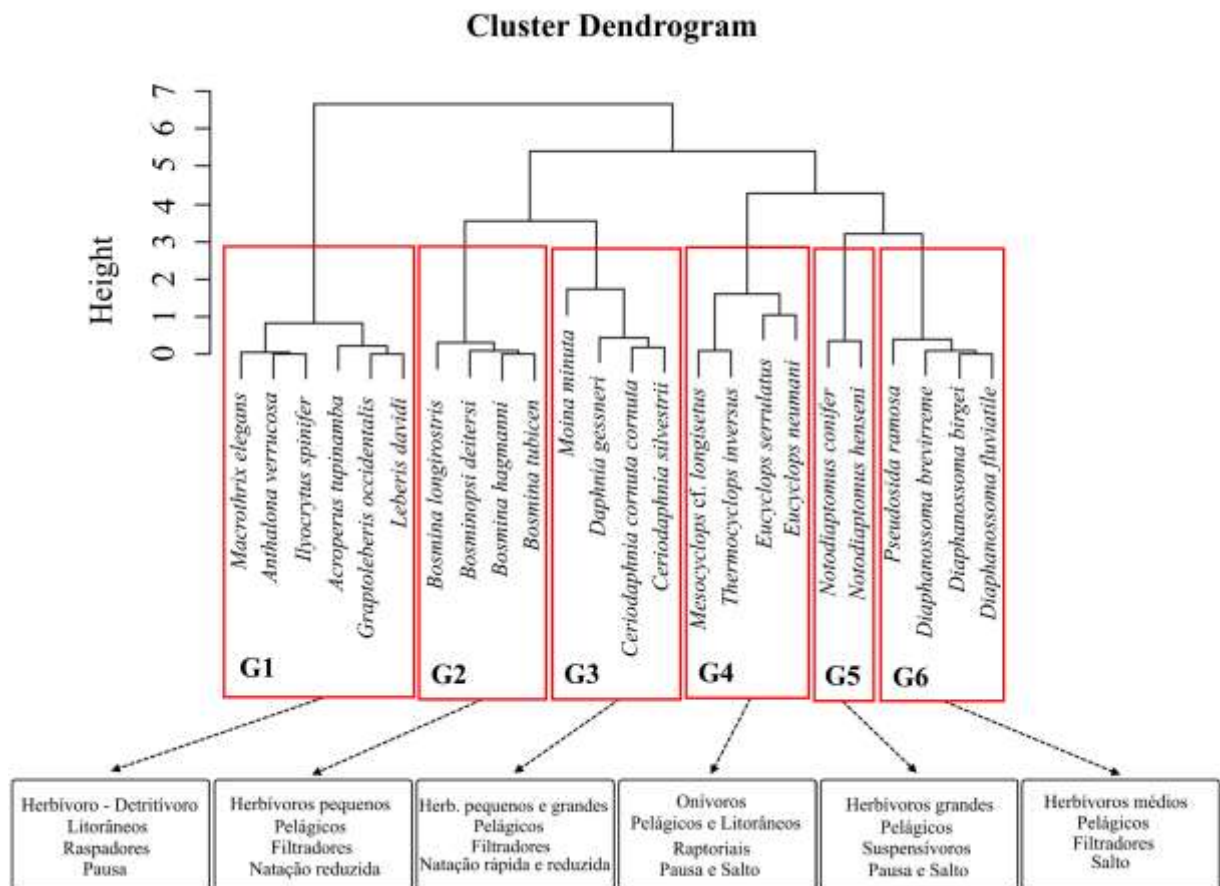


Fig. 5. Dendrograma dos grupos funcionais (G1 a G6) de microcrustáceos registrados na Lagoa do Barbosa, Estado de São Paulo, Brasil.

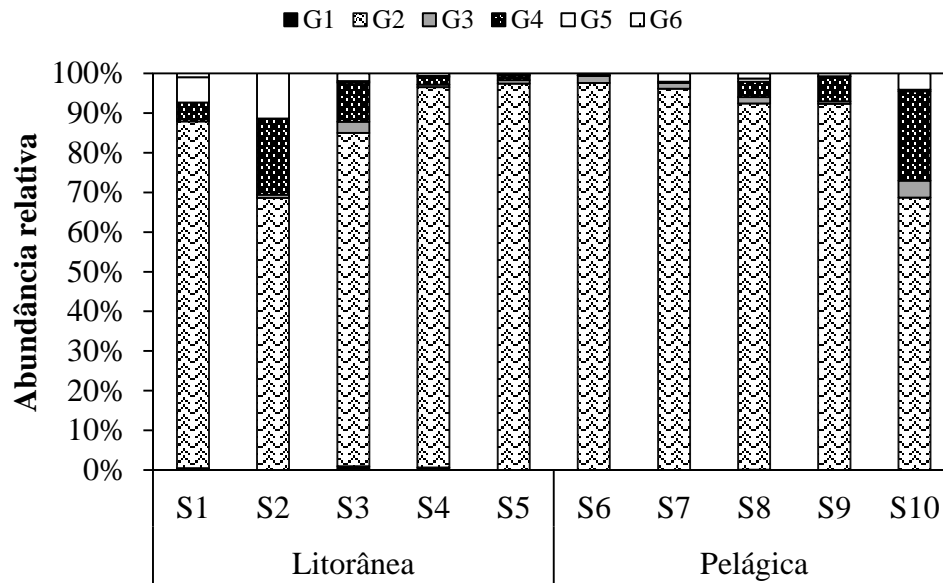


Fig. 6. Abundância relativa (%) dos grupos funcionais (G1 a G6) de microcrustáceos ao longo do gradiente horizontal zona litorânea até a pelágica em um lago tropical. Siglas dos grupos funcionais ver Fig. 5.

A análise de RDA para os grupos funcionais explicou 70% da variabilidade dos dados, com 44,4% no primeiro componente e 25,6% no segundo (Fig. 7). No primeiro componente, o grupo funcional G1 foi correlacionado com valores elevados de condutividade elétrica, concentrações de nitrogênio e temperatura da água na zona litorânea da lagoa. Para o segundo componente, os grupos funcionais G2, G3, G4, G5 e G6 foram relacionados com pH, material em suspensão, maiores concentrações de oxigênio dissolvido, clorofila *a* e fósforo total na zona pelágica da lagoa.

O índice de riqueza funcional (FRic) foi mais elevado nas estações de amostragem S1 (0,78), S3 (0,84), S4 (0,78) e S5 (0,70), indicada pela zona litorânea da lagoa (Fig. 8). Em geral, os valores do índice de equitabilidade funcional (FEve) também foram mais elevados na zona litorânea da lagoa (Fig. 8)

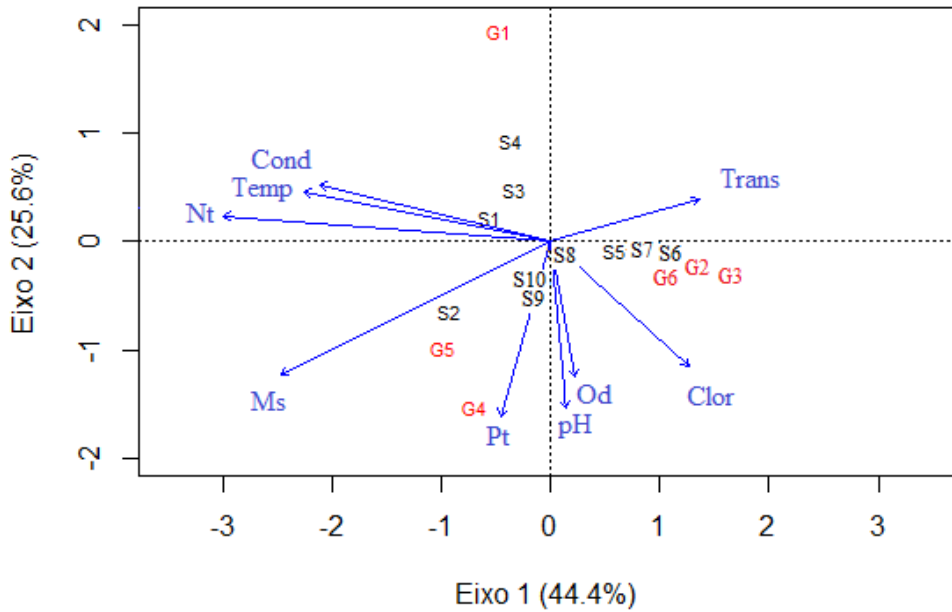


Fig. 7. Análise de redundância (RDA) para os grupos funcionais da comunidade de microcrustáceos na Lagoa do Barbosa. Zona litorânea: S1 a S5 e zona pelágica: S6 a S10. Os vetores em azul representam as variáveis físicas e químicas da água (Transp = transparência da água, Temp = temperatura da água, pH = pH, Od = oxigênio dissolvido, Cond = condutividade elétrica, Clor = concentração de clorofila *a*, Ms= material em suspensão, Nt = nitrogênio total e Pt = fósforo total). Para as siglas dos grupos funcionais (G1 a G6 - em vermelho) ver Fig. 5.

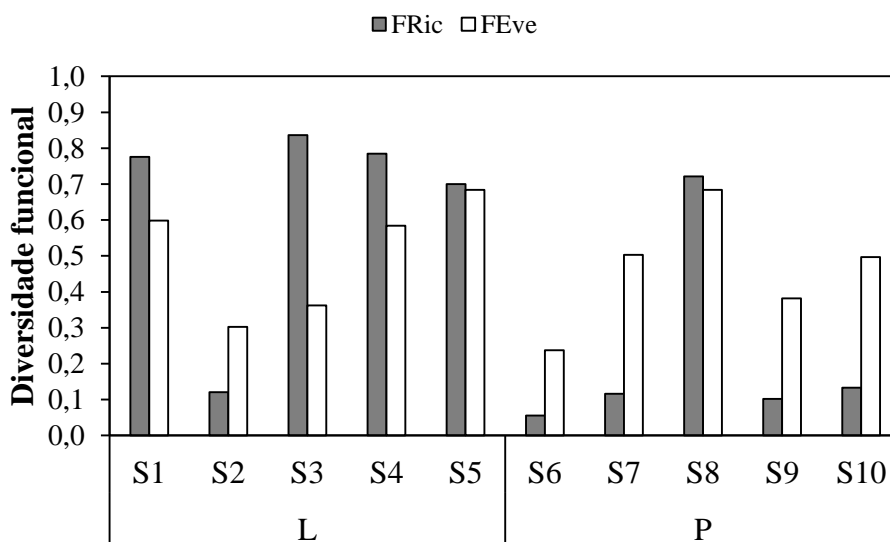


Fig. 8. Índices de Riqueza funcional (FRic) e Evenness funcional (FEve) da comunidade de microcrustáceos ao longo de um gradiente horizontal zona litorânea até a pelágica na lagoa do Barbosa.

Discussão

Os resultados deste estudo mostram que a comunidade de microcrustáceos difere comparando a zona litorânea com a pelágica da lagoa, tanto em termos taxonômico quanto dos grupos funcionais. No presente estudo, a maior riqueza de espécies e densidade de microcrustáceos foi registrada na região litorânea da lagoa. Este resultado está relacionado à maior diversidade de nichos ecológicos encontrados na zona litorânea, fornecida principalmente, pelas macrófitas submersas e flutuantes presentes na lagoa. É bem conhecida a importância das macrófitas para a comunidade zooplânctonica, por fornecer alta disponibilidade de alimento às espécies perífíticas ou bentônicas (Masclaux et al., 2012) e refúgio contra os predadores (Burks et al., 2001). Por esse motivo, diversos estudos (e.g., Castilho-Noll et al., 2010; Perbiche-Neves et al., 2014; Karpowicz et al., 2016; Strzalek & Koperski, 2019) tem mostrado que a zona litorânea com macrófitas nos ambientes aquáticos, possui maior riqueza e abundância de microcrustáceos em relação ao compartimento pelágico. Portanto, a primeira hipótese deste estudo foi comprovada.

O predomínio de Copepoda Cyclopoida na zona litorânea da lagoa foi principalmente associado aos estágios jovens (náuplios). Por outro lado, os cladóceros constituídos principalmente pelas espécies *Bosmina longirostris* e *Bosminopsis deitersi* predominaram na região pelágica da lagoa. Essas espécies são abundantes e frequentes no compartimento pelágico dos ambientes aquáticos porque possuem apêndices adaptados para alimentação neste compartimento da lagoa. É importante destacar que *Bosmina longirostris* também pode ser encontrada em menor abundância, na zona litorânea com macrófitas dos ambientes aquáticos, para esconder-se de predadores como os peixes planctônicos (Cazanelli et al., 2008).

A alta abundância de náuplios observada na zona litorânea e um ligeiro aumento de adultos na zona pelágica da lagoa indicam que a zona de macrófitas é um local importante para a reprodução das espécies de Copepoda, mais protegido contra ataques de predadores e com maior disponibilidade de alimentos. O mesmo comportamento foi observado também em lagoas dominadas por macrófitas, marginais ao corpo principal do reservatório do Rosana (Ferrareze & Nogueira, 2011).

A análise de redundância mostra uma clara diferença da composição taxonômica da comunidade de microcrustáceos entre a zona litorânea e pelágica da lagoa. As espécies de cladóceros *Ilyocryptus spinifer* e *Macrothrix elegans* presentes na zona litorânea, possuem algumas adaptações, como por exemplo, diversas cerdas que facilitam a

retenção de detritos e permitem viver em ambientes rasos, aderidos junto ao sedimento (Fryer, 1974). Outros cladóceros da família Chydoridae (e.g., *Acroperus tupinamba*, *Leberis davidi*) mostram segregação por ambientes com macrófitas submersas (Adamczuk, 2014) e também utilizam a matéria orgânica junto à vegetação como fonte de alimento. O Copepoda *Eucyclops serrulatus* também foi observado na zona litorânea da lagoa. Essa espécie é comum em ambientes aquáticos com macrófitas (Perbiche-Neves et al., 2014). Por outro lado, na zona pelágica, *Daphnia gessneri* foi associada à transparência da água. Este Cladocera é especializado em filtrar algas em suspensão na coluna d'água. Portanto, em ambientes com águas menos transparentes e altas concentrações de partículas poderiam afetar o processo de filtração (e.g., obstruir o seu aparelho de filtração) o que reduziria sua abundância no ambiente.

A comunidade de microcrustáceos foi dividida em seis grupos funcionais de acordo com os seus respectivos traços funcionais, porém o tipo de alimentação, habitat e o comportamento de defesa contra ataque de predador foram os fatores determinantes em agrupar as espécies. A maioria das espécies de cladóceros possui como principal fonte de alimento as algas. Contudo, algumas espécies da família Macrothricidae, Ilyocriptidae e Chydoridae (G1) podem ingerir perifíton e detritos associados à vegetação ou escavar os sedimentos (Fryer, 1974). Os bosminídeos vivem preferencialmente em áreas abertas porém, estes organismos são capazes de explorar habitats com vegetação por utilizar uma estratégia diferenciada que os permitem manipular o alimento e ingerir diversos recursos alimentares (DeMott & Kerfoot, 1982). A este fato, foram atribuídas as elevadas abundâncias do grupo funcional G2 na lagoa.

O tamanho do corpo é uma característica importante em zooplâncton que pode estar associado à alimentação (Bonfim et al., 2018) e à predação (Brooks & Dodson, 1965). Neste estudo, alta disponibilidade de alimento no ambiente pode resultar em elevada taxa de reprodução e abundância de organismos, com dominância de indivíduos menores. Além disso, a lagoa estudada detém a presença de muitas espécies de peixes (Castro et al. 2018), sendo que algumas podem preda organismos zooplânctônicos de grande tamanho. Formas adultas, imaturas, ou larvas de várias espécies de peixes que ocorrem na lagoa, como, por exemplo, *Astyanax lacustris* (Lütken, 1875) (Castro et al., 2018), alimentam-se de zooplâncton (Soares et al., 2017). A este fato, assim como já abordado por outros autores (e.g., Gliwicz 1994; Iglesias et al., 2011), pode-se atribuir o predomínio de cladóceros de menor tamanho (bosminídeos – G2), devido à maior pressão de predação dos peixes por indivíduos maiores como espécies de *Daphnia* e de

Copepoda Calanoida (G5). Outros autores também sugerem que a baixa abundância de copépodes calanóides e cladóceros grandes (*Daphnia*) em contraste com a dominância de copépodes ciclopóides e cladóceros pequenos pode indicar forte pressão de predação por peixes planctívoros (Bowszys et al., 2012; Strzalek & Koperski, 2019).

As principais características comportamentais de defesa do zooplâncton contra seus predadores podem estar associadas ao tamanho do corpo dos organismos (Brooks & Dodson, 1965), taxa de locomoção/natação (Ohaman, 1988) e visibilidade da presa (Zaret 1972). Por exemplo, cladóceros planctônicos de maior tamanho corporal (e.g., *Daphnia*, *Ceriodaphnia* – G3) geralmente nadam mais rápido ao visualizar o predador enquanto os outros (e.g., Chydoridae – G1) param a sua movimentação para evitar que sejam predados (Chang & Hanazato, 2003). Espécies de cladóceros do gênero *Moina* tendem a reduzir o comportamento de natação para evitar serem detectados pelos predadores, quando expostas a água com caimônios de peixes (Gu et al., 2017). Os copépodes calanóides da família Diaptomidae (G5) são mais facilmente detectáveis pelo predador quando executam saltos na água (Wong, 1986). Portanto a diminuição na frequência dos saltos é um mecanismo de defesa que reduz o encontro da presa com o predador.

A análise de ordenação para os traços funcionais da comunidade zooplânctônica mostrou distinção entre as duas zonas da lagoa. A distribuição das espécies do grupo funcional G1 foi associada à temperatura da água e concentração de nitrogênio na zona litorânea. Os cladóceros raspadores e espécies com hábitos litorâneos/bentônicos (G1) são adaptados a viver na vegetação aquática ou nos sedimentos (fundo) dos ambientes aquáticos. A preferência da família Chydoridae pela zona litorânea com vegetação aquática está relacionada aos seus hábitos alimentares. Por exemplo, os representantes dessa família utilizam os apêndices para raspagem de alimentos (perífiton e detritos) aderidos à vegetação (Fryer, 1968). Portanto, a temperatura da água juntamente com a concentração de nitrogênio são dois fatores importantes que promovem o crescimento do perífiton, que serve de alimento para os cladóceros da família Chydoridae.

Para a zona pelágica, a RDA mostrou que os grupos funcionais G2, G3 e G6 foram correlacionados com maiores concentrações de clorofila *a*. As espécies representantes desses grupos são geralmente planctônicas e independentes do fundo. O modo de natação e a alimentação por filtração tipo *Daphnia* (G3) e *Bosmina* (G2) é mais rápido que os Chydoridae (G1) e seus organismos são adaptados a explorar recursos por meio da filtração de partículas em suspensão na coluna d'água (Fryer, 1991). Por exemplo, os cladóceros do gênero *Bosmina* geralmente ingerem partículas pequenas em relação aos

cladóceros de grande tamanho, como os indivíduos de *Daphnia* que alimentam-se de algas maiores (DeMott, 1982). Os filtradores tipo *Daphnia* e *Sida* também são mais seletivos e ingerem partículas de maior tamanho enquanto os bosminídeos podem se alimentar de bactérias e protozoários (Tóth & Kato, 1997). Essa característica permite a coexistência dos bosminídeos (G2) com os filtradores seletivos *Daphnia* (G3) e *Sida* (G6) na zona pelágica da lagoa. Em relação aos copépodes, G5 foi correlacionado com a concentração de material em suspensão na zona pelágica da lagoa. Os copépodes diatomídeos são planctônicos e filtradores (Boxshall & Defaye, 2008), portanto baixa profundidade e elevada concentrações de material em suspensão são alguns fatores que afetam negativamente as populações desse grupo. Essa explicação justifica a ocorrência do grupo na zona pelágica da lagoa.

Os valores de riqueza funcional (FRic) foram mais altos na zona litorânea da lagoa. Esse resultado está relacionado à maior diversidade de habitats encontradas em locais com macrófitas, como mencionado anteriormente. Alguns estudos mostram uma relação positiva da presença de macrófitas com a diversidade funcional de microcrustáceos (Bolduc et al., 2016, Shephan et al., 2019), ou seja, em ambientes com elevada cobertura de macrófitas submersas e flutuantes, a diversidade funcional é mais elevada. Adicionalmente, foi observado que o Evenness funcional (FEve) também foi mais alto na zona litorânea. De acordo com Mason et al., (2005), esse índice é geralmente usado para indicar como os recursos estão sendo explorados pelas espécies e quais as consequências para o funcionamento do ecossistema. No presente estudo, as espécies estão explorando de forma eficaz os recursos disponíveis no ambientes e isso pode resultar em maior produtividade e menor oportunidades para possíveis invasores. Em contrapartida, em ambientes eutrofizados e com dominância de cianobactérias, a diversidade funcional do zooplâncton é reduzida (Josué et al., 2019; Krztoń et al., 2019) o que pode comprometer o funcionamento do ecossistema. Portanto, a segunda hipótese do estudo também foi aceita.

Conclusões

Os resultados deste estudo validaram as hipóteses de que a zona litorânea da lagoa tem alta riqueza e abundância de microcrustáceos, em termos taxonômicos. Similarmente, a diversidade funcional da comunidade também foi maior no compartimento litorâneo. Também foi evidenciado como os grupos funcionais da comunidade foram distribuídos

ao longo do gradiente horizontal - zona litorânea e pelágica - da lagoa. Finalmente, o estudo também mostrou a forte influência das macrófitas submersas e flutuantes na comunidade de microcrustáceos, tanto em termos taxonômico como funcional.

Referências Bibliográficas

- Adamczuk, M. 2014. Niche separation by littoral-benthic Chydoridae (Cladocera, Crustacea) in a deep lake-potential drivers of their distribution and role in littoral-pelagic coupling. *Journal of Limnology*, 73(3): 490-501.
- Allan, J.D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110(971): 165-180.
- Allen, J.R. 1965. A review of the origin and characteristics of recent alluvial sediments. *Sedimentology*, 5(2): 89-191.
- Barnett, A.J., Finlay, K., Beisner, B.E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52(5): 796-813.
- Braghin, L.S.M., Almeida, B.D.A., Amaral, D.C., Canella, T.F., Gimenez, B.C.G., Bonecker, C.C. 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 63(7): 721-730.
- Bolduc, P., Bertolo, A., Pinel-Alloul, B. 2016. Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. *Hydrobiologia*, 778(1): 151-165.
- Bomfim, F.F., Braghin, L.S.M, Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A. 2018. High food availability linked to dominance of small zooplankton in a subtropical floodplain. *International Review of Hydrobiology*, 103(1-2): 26-34.
- Boxshall, G.A., Defaye, D. 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiology*, 595: 195-207.
- Bowszys, M., Wziątek, B., Górska, E. 2012. Feeding of small-sized European perch, *Perca fluviatilis*, in a littoral zone of a restored lake. *Ecology and Hydrobiology*, 12(3): 243-251.
- Brooks, J.L., Dodson, S.I. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150(3692): 28-35.
- Burks, R.L., Jeppesen, E., Lodge, D.M. 2001. Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography*, 46(2): 230-237.
- Castilho-Noll, M.S.M., Câmara, C.F., Chicone, M.F., Shibata, É.H. 2010. Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 10(1): 21-30.

- Castro, R.J.D., Henry, R., Ferragut, C., Casartelli, M. 2018. Comparing lacustrine environments: the importance of the kind of habitat on the structure of fishes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30: e303.
- Cazzanelli, M., Warming, T.P., Christoffersen, K.S. 2008. Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia*, 605(1): 113-122.
- Chang, K.H., Hanazato, T. 2003. Vulnerability of cladoceran species to predation by the copepod *Mesocyclops leuckarti*: laboratory observations on the behavioural interactions between predator and prey. *Freshwater Biology*, 48(3): 476-484.
- Choi, J.Y., Jeong, K.S., Kim, S.K., La, G.H., Chang, K.H., Joo, G.J. 2014. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological informatics*, 24: 177-185.
- Debastiani-Júnior, J.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., Nogueira, M.G. 2016. Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology*, 76(1): 93-100.
- DeMott, W.R. 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, 27(3): 518-527.
- DeMott, W.R., Kerfoot, W.C. 1982. Competition among cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology*, 63(6): 1949-1966.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília, 156 p.
- Elmoor-Loureiro, L.M.A. 2020. Cladóceros do Brasil: famílias Chydoridae e Euryercidae. Disponível pelo: <https://cladocera.wordpress.com/>(Acesso Jan. 2020), 2020.
- Ferrareze, M., Nogueira, M.G. 2011. Importance of lateral lagoons for the zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda) in a large tropical reservoir. *Oecologia Australis*, 15(3): 522-536.
- Fryer, G. 1968. Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 254(795): 221-384.
- Fryer, G. 1991. Functional morphology and the adaptive radiation of the Daphniidae (Branchiopoda: Anomopoda). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 331(1259): 1-99.
- Gliwicz, Z.M. 1994. Relative significance of direct and indirect effects of predation by planktivorous fish on zooplankton. *Hydrobiologia*, 272(1-3): 201-210.

- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Blackwell Scientific, London (vol 2).
- Gomes, L.F., Pereira, H.R., Gomes, A.C.A.M., Vieira, M.C., Martins, P.R., Roitman, I., Vieira, L.C.G. 2019. Zooplankton functional-approach studies in continental aquatic environments: a systematic review. *Aquatic Ecology*, 53(2): 191-203.
- Henry, R., Carmo, C.F. 2014. Transporte de água e nutrientes via água subterrânea: interações entre uma lagoa marginal e o rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. In: Henry, R. (ed). *Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais*. Hollos, Ribeirão Preto, p. 59- 66.
- Holynska, M., Reid, J.W., Ueda, H. 2003. Genus *Mesocyclops* Sars, 1914. In: Ueda H., Reid, J.W. (eds.), *Copepoda: Cyclopoida. Genera Mesocyclops and Thermocyclops*. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, 20: 1-213. (Backhuys Publishers, Leiden)
- Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Lacerot, G., Clemente, J.M., Scasso, F., Kruk, C., Goyenola, G., García-Alonso, J., Amsinck, S.L., Paggi, J. C., Jeppensen, E. 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(1), 133-147.
- Josué, I.I., Cardoso, S.J., Miranda, M., Mucci, M., Ger, K.A., Roland, F., Marinho, M.M. 2019. Cyanobacteria dominance drives zooplankton functional dispersion. *Hydrobiologia*, 831(1): 149-161.
- Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J., Strzałek, M. 2016. Biodiversity of zooplankton (Rotifera and Crustacea) in water soldier (*Stratiotes aloides*) habitats. *Biologia Bratislava*, 71(5): 563-573.
- Krztoń, W., Kosiba, J., Pocięcha, A., Wilk-Woźniak, E. 2019. The effect of cyanobacterial blooms on bio-and functional diversity of zooplankton communities. *Biodiversity and Conservation*, 28(7): 1815-1835.
- Kuczyńska-Kippen, N., Joniak, T. 2010. The impact of water chemistry on zooplankton occurrence in two types (field versus forest) of small water bodies. *International Review of Hydrobiology*, 95(2): 130-141.
- Litchman, E., Ohman, M.D., Kiørboe, T. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35(3): 473-484.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Titus Wilson & Son Ltd, London
- Masclaux, H., Bec, A., Bourdier, G. 2012. Trophic partitioning among three littoral microcrustaceans: relative importance of periphyton as food resource. *Journal of Limnology*, 71(2): e28-e28.

- Mason, N.W., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1): 112-118.
- Meerhoff, M., Iglesias, C., De Mello, F.T., Clemente, J.M., Jensen, E., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, 52(6): 1009-1021.
- Murtagh, F., Legendre, P. 2014. Ward's hierarchical agglomerative clustering method: which algorithms implement Ward's criterion?. *Journal of Classification*, 31(3): 274-295.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.B., Gachet, S., Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118(3): 391-402.
- Perbiche-Neves, G., Boxshall, G.A., Previattelli, D., Nogueira, M.G., Rocha, C.E. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of "de la Plata" River Basin (South America). *ZooKeys*, 497: 1-111.
- Perbiche-Neves, G., Rocha, C.E., Nogueira, M.G. 2014. Estimating cyclopoid copepod species richness and geographical distribution (Crustacea) across a large hydrographical basin: comparing between samples from water column (plankton) and macrophyte stands. *Zoologia (Curitiba)*, 31(3): 239-244.
- Pla, L., Casanoves, F., Di Rienzo, J. 2012. Functional diversity indices. In: Pla, L.; Casanoves, F.; Di Rienzo (eds). *Quantifying Functional Biodiversity*, pp. 27-51. Springer, Dordrecht.
- R Core Team, 2019. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing (version 3.5.3), Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org> (acesso 26.01.19).
- Reid, J.W. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sul americanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, v.9: 17-143.
- Reid, J.W., Williamson, C.E. 2010. Copepoda. In: Thorp, J.H., Covich, A.P. (eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, v. 3, pp. 829-899. Elsevier, New York.
- Soares, C.M., Hayashi, C., Faria-Soares, A.C.E., Galdioli, E.M., Soares, T. 2017. Diet of fish (Characiformes: Characidae) during early developmental stages in the Upper Paraná river basin, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 39(4): 407-416.
- 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*, 59: e20195924-e20195924.

- Stephan, L.R., Beisner, B.E., Oliveira, S.G., Castilho-Noll, M.S.M. 2019. Influence of *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on a tropical microcrustacean community based on taxonomic and functional trait diversity. *Water*, 11: 2423.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1960. A manual of seawater analysis. *J. Fish Res. Board Can.* 125: 1-18.
- Strzałek, M., Koperski, P. 2019. The effect of dense patches of *Stratiotes aloides* L. on the spatial structure of microcrustacean assemblages in an oxbow lake. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(1): 75-82.
- Tóth LG, Kato K. 1997. Size-selective grazing of bacteria by *Bosmina longirostris*—an image-analysis study. *Journal of Plankton Research*, 19(10):1477-1493
- Villéger, S., Mason, N.W., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882-892.
- Wong, C.K., Ramcharan, C.W., Sprules, W.G. 1986. Behavioral responses of a herbivorous calanoid copepod to the presence of other zooplankton. *Canadian Journal of Zoology*, 64(7): 1422-1425
- Zaret, T.M. 1972. Predators, Invisible Prey, and the Nature of Polymorphism in the Cladocera (class CRUSTACEA) ¹. *Limnology and Oceanography*, 17(2): 171-184.

Material Suplementar



Figura S1 - Visão geral da zona litorânea da Lagoa do Barbosa, Estado São Paulo, Brasil.

Tabela S1 - Espécies de microcrustáceos identificadas na Lagoa do Barbosa e seus respectivos traços funcionais incluindo fontes da literatura em números sobrescritos. *traço derivado em nível de família ou gênero.

Classe/espécie	Código	Tamanho corporal (µm)	Traços funcionais			
			Habitat	Grupo trófico	Estratégia alimentar	Tática escape predador
Cladocera						
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	Atup	900.0 ⁽¹⁾	Litorâneo ^{(2,4)*}	Herbívoro-Detritívoro ^{(2)*}	Raspador ^{(2)*}	Pausa
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	Aver	250.0 ⁽¹⁾	Litorâneo ^{(2,4)*}	Herbívoro-Detritívoro ^{(2)*}	Raspador ^{(2)*}	Pausa
<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1776)	Blong	227.13 ⁽¹⁾	Pelágico ^(4,8)	Herbívoro ^(7,10)	Filtração - B ⁽⁸⁾	Natação reduzida ⁽⁸⁾
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	Bhag	301.18 ⁽¹⁾	Pelágico ^{(4,8)*}	Herbívoro ^{(7,11)*}	Filtração - B ⁽⁸⁾	Natação reduzida ^{(8)*}
<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953	Btub	294.54 ⁽¹⁾	Pelágico ^{(4,8)*}	Herbívoro ^{(7,11)*}	Filtração - B ⁽⁸⁾	Natação reduzida ^{(8)*}
<i>Bosminospsi deitersi</i> Richard, 1895	Bdeit	227.13 ⁽¹⁾	Pelágico ⁽⁸⁾	Herbívoro ^{(7,11)*}	Filtração - B ⁽⁸⁾	Natação reduzida ^{(8)*}
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> Sars, 1886	Ccor	289.11 ⁽¹⁾	Pelágico ^(4,8)	Herbívoro ^{(9)*}	Filtração - D ⁽⁸⁾	Natação rápida ^{(8,12)*}
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	Csil	104,00 ⁽⁵⁾	Pelágico ^{(4,8)*}	Herbívoro ⁽⁴⁾	Filtração - D ⁽⁸⁾	Natação rápida ^{(8,12)*}
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	Dges	598.22 ⁽¹⁾	Pelágico ^(4,8)	Herbívoro ^{(7)*}	Filtração - D ⁽⁸⁾	Natação rápida ^{(8,12)*}
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	Dbir	506.42 ⁽¹⁾	Pelágico ^{(4,8)*}	Herbívoro ^{(10)*}	Filtração - S ⁽⁸⁾	Salto ^{(12)*}
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901	Dbrev	612.50 ⁽¹⁾	Pelágico ^{(4,8)*}	Herbívoro ^{(10)*}	Filtração - S ⁽⁸⁾	Salto ^{(12)*}
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen, 1899	Dfluv	538.28 ⁽¹⁾	Pelágico ^{(4,8)*}	Herbívoro ^{(10)*}	Filtração - S ⁽⁸⁾	Salto ^{(12)*}
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901	Gocci	700.00 ^{(2)*}	Litorâneo ^{(2,4)*}	Herbívoro-Detritívoro ^{(2)*}	Raspador ^{(2)*}	Pausa
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882	Isp	265.97 ⁽¹⁾	Litorâneo ^{(3,4)*}	Herbívoro-Detritívoro ^{(3)*}	Raspador ^{(3)*}	Pausa

<i>Leberis davidi</i> (Richard, 1895)	Ldav	670.0 ⁽¹⁾	Litorâneo ⁽⁴⁾	Herbívoro-Detritívoro ^{(2)*}	Raspador ^{(2)*}	Pausa
<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901	Mele	300.00 ⁽¹⁾	Litorâneo ^{(3,4)*}	Herbívoro-Detritívoro ^{(3)*}	Raspador ^{(3)*}	Pausa
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	Mmi	385.67 ⁽¹⁾	Pelágico ^{(4)*}	Herbívoro ^{(9)*}	Filtração - D ⁽⁸⁾	Natação reduzida ^{(21)*}
<i>Pseudosida ramosa</i> (Daday, 1904)	Pram	216.0 ⁽⁶⁾	Pelágico ⁽⁶⁾	Herbívoro ⁽⁶⁾	Filtração - S ⁽⁸⁾	Salto ^{(12)*}
Copepoda						
<i>Notodiaptomus conifer</i> (Sars, 1901)	Ncon	1548.00 ⁽¹³⁾	Pelágico ⁽¹³⁾	Herbívoro ⁽¹⁸⁾	Suspensívoro ⁽⁸⁾	Pausa e Salto ^{(19)*}
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1981)	Nhens	1208.07 ⁽¹⁾	Pelágico ⁽¹³⁾	Herbívoro	Suspensívoro ⁽⁸⁾	Pausa e Salto ^{(19)*}
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	Eser	700.00 ⁽¹⁾	Litorâneo ⁽¹⁴⁾	Onívoro ⁽¹⁶⁾	Raptorial ⁽⁸⁾	Pausa e Salto ^{(20)*}
<i>Eucyclops neumani</i> (Pesta, 1927)	Eneu	1040.00 ⁽¹⁴⁾	Litorâneo ⁽¹⁴⁾	Onívoro ⁽¹⁷⁾	Raptorial ⁽⁸⁾	Pausa e Salto ^{(20)*}
<i>Mesocyclops cf. longisetus</i> (Thiébaud, 1914)	Mlog	1517.00 ⁽¹⁾	Litorâneo-Pelágico ⁽¹⁵⁾	Onívoro ^{(22)*}	Raptorial ⁽⁸⁾	Pausa e Salto ^{(20)*}
<i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936)	Tinv	600.00 ⁽¹⁴⁾	Litorâneo-Pelágico ⁽¹⁵⁾	Onívoro	Raptorial ⁽⁸⁾	Pausa e Salto ^{(20)*}

Referências Bibliográficas

1. Braghin, L.S.M., Almeida, B.D.A., Amaral, D.C., Canella, T.F., Gimenez, B.C.G., Bonecker, C.C. 2018. Effects of dams decrease zooplankton functional β -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 63(7): 721-730.
2. Fryer, G. 1968. Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 254(795): 221-384.
3. Fryer, G. 1974. Evolution and adaptive radiation in the Macrothricidae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(898): 137-274.
4. Lynch, M. 1980. The evolution of cladoceran life histories. *The Quarterly Review of Biology*, 55(1): 23-42.

5. Fonseca, A.L., Rocha, O. 2004. The life-cycle of *Ceriodaphnia silvestrii* Daday, 1902, a Neotropical endemic species (Crustacea, Cladocera, Daphnidae). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(4): 319-328.
6. Freitas, E. C., Rocha, O. 2006. The life cycle of *Pseudosida ramosa*, Daday 1904, an endemic Neotropical cladoceran. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(34): 293-303.
7. DeMott, W. 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, 27: 518-527.
8. Barnett, A.J., Finlay, K., Beisner, B. E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52(5): 796-813.
9. Fryer G. 1991. Functional morphology and the adaptive radiation of the Daphniidae (Branchiopoda: Anomopoda). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 331(1259):1-99.
10. Brandl, Z. 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia*, 546(1): 475-489.
11. Bleiwas, A.H.; Stokes, P.M., 1985. Collection of large and small food particles by *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, 30(5): 1090-1092.
12. Chang, K. H., Hanazato, T. 2003. Vulnerability of cladoceran species to predation by the copepod *Mesocyclops leuckarti*: laboratory observations on the behavioural interactions between predator and prey. *Freshwater Biology*, 48(3): 476-484.
13. Perbiche-Neves, G., Boxshall, G.A., Previattelli, D., Nogueira, M.G., Da Rocha, C.E.F. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). *ZooKeys*, 497: 1-111.
14. Reid, J.W. 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia, Universidade de São Paulo*, 9: 17-143
15. Reid, J.W. 1993. The harpacticoid and cyclopoid copepod fauna in the cerrado region of central Brazil. 2. Community structures. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 6: 59- 68.

16. Nandini, S., Sarma, S.S.S. 2007. Effect of algal and animal diets on life history of the freshwater copepod *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851). *Aquatic Ecology*, 41(1): 75-84.
17. Soto, E., Oyarce, G., Inzunza, B., Bay-Schmith, E. 2003. Acute toxicity of organic and inorganic compounds on the freshwater cyclopoid copepod *Eucyclops neumani neumani* (Pesta, 1927). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(5): 1017-1021.
18. Espíndola, E.L.G., Niselli, R. 1996. Análise da dinâmica populacional de *Notodiaptomus conifer*, Sars, 1901 (Copepoda Calanoida): uma abordagem experimental. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 1-12.
19. Wong, C.K., Ramcharan, C.W., Sprules, W.G. 1986. Behavioral responses of a herbivorous calanoid copepod to the presence of other zooplankton. *Canadian Journal of Zoology*, 64(7): 1422-1425.
20. Strickler, J.R. 1975. Swimming of planktonic *Cyclops* species (Copepoda, Crustacea): pattern, movements and their control. In: Wu, T.Y.T, Brokaw, C.J., Brennen, C. (eds). *Swimming and flying in nature*. Boston: Springer, p. 599-613.
21. Gu, L., Lyu, K., Dai, Z., Fan, M., Zhu, X., Wang, J., Wang, X., Yang, Z. 2017. Predator-specific responses of *Moina macrocopa* to kairomones from different fishes. *International Review of Hydrobiology*, 102(3-4): 83-89.
22. Williamson, C.E. 1986. The swimming and feeding behavior of *Mesocyclops*. *Hydrobiologia*, 134(1): 11-19.

Conclusões

A fauna da comunidade de zooplâncton nas lagoas marginais localizadas na zona de desembocadura do reservatório de Jurumirim é muito rica e diversificada, com predomínio principalmente de Rotifera seja em abundância como em número de espécies. Entre os seis ambientes lacustres analisados, maior riqueza de espécies de Rotifera e Cladocera foi registrada na lagoa Barbosa devido à grande heterogeneidade espacial interna relacionada à elevada abundância de macrófitas submersas e flutuantes no interior da lagoa. Contudo, não existem diferenças entre os atributos ecológicos da comunidade zooplancônica desta lagoa antes e após o pulso de inundação, pois a conectividade da lagoa do Barbosa com o rio é permanente. O seu local de conexão caracteriza-se pela presença de um banco de macrófitas flutuantes, diferentemente dos locais de associação rio e outras lagoas.

As lagoas marginais possuem diferentes níveis de conectividade com o rio Paranapanema e a conectividade hidrológica exerce grande influência na estrutura da comunidade de zooplâncton, especialmente na diversidade beta. A estrutura de comunidade de Rotifera e Cladocera nas lagoas tende a ser mais distinta após o pulso de inundação do rio Paranapanema.

A diversidade beta da comunidade de cladóceros e rotíferos foi mais elevada nas lagoas isoladas (Cavalos e Panema), após o pulso de inundação. A perda de conectividade ou isolamento das lagoas em relação ao rio na situação posterior ao pulso impõe filtros ambientais locais, e determina um aumento na heterogeneidade ambiental e biológica da comunidade. Maior diversidade beta na comunidade foi encontrada também em uma lagoa conectada, heterogênea, altamente compartimentalizada e com elevada abundância em macrófitas (Coqueiral). A redução do nível de água após o pulso de inundação aumenta a diversificação de habitats na lagoa o que resulta em uma comunidade mais distinta, quando comparado à situação anterior ao pulso.

Antes do pulso de inundação a comunidade foi influenciada por elevados teores de clorofila *a* e nutrientes na água e após o pulso de inundação foi afetada principalmente pela turbidez, transparência da água e profundidade.

As macrófitas aquáticas desempenha uma importante função ecológica para o zooplâncton, principalmente por fornecer maior disponibilidade de nichos ecológicos, maior complexidade de habitats e proteção contra ataques de predadores visuais, como

os peixes planctívoros. Essas peculiaridades da lagoa são fatores que podem explicar a maior diversidade funcional verificada na zona litorânea da lagoa para a comunidade zooplanctônica.

Em relação à diversidade taxonômica, a riqueza e a densidade de microcrustáceos também foram mais elevadas na zona litorânea da lagoa. Entretanto, para os rotíferos, esses atributos ecológicos foram mais altos na zona de transição, entre o compartimento litorâneo e pelágico da lagoa.

Futuros estudos deverão contemplar a dinâmica temporal da comunidade de zooplâncton nas regiões litorâneas e pelágicas dos ecossistemas aquáticos, utilizando a abordagem com traços funcionais.