



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Campus de São José do Rio Preto

Ligia Roma Stephan

Comunidades zooplanctônicas em ambientes lênticos tropicais:
influência da predação e das características físicas locais

São José do Rio Preto

2017

Ligia Roma Stephan

Comunidades zooplanctônicas em ambientes lênticos tropicais:
influência da predação e das características físicas locais

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CNPq

Orientador: Prof^a. Dr^a. Maria Stela Maioli
Castilho Noll

São José do Rio Preto
2017

Stephan, Ligia Roma.

Comunidades zooplanctônicas em ambientes lênticos tropicais : influência da predação e das características físicas locais / Ligia Roma Stephan. -- São José do Rio Preto, 2017
96 f. : il.

Orientador: Maria Stela Maioli Castilho Noll

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia das lagoas. 2. Limnologia. 3. Macrófitas aquáticas. 4. Peixe de água doce. 5. Predação (Biologia) I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título.

CDU – 577.472(28)

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Ligia Roma Stephan

Comunidades zooplanctônicas em ambientes lênticos tropicais:
influência da predação e das características físicas locais.

Tese apresentada como parte dos requisitos
para obtenção do título de Doutor em Biologia
Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação
em Biologia Animal, do Instituto de Biociências,
Letras e Ciências Exatas da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,
Campus de São José do Rio Preto.
Financiadora: CNPq

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Maria Stela Maioli Castilho Noll
UNESP – São José do Rio Preto - Orientador

Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa
Universidade Federal de Goiás - Anápolis

Prof. Dr. Carlos Iglesias Frizzera
Universidad de la República - Maldonado - Uruguai

Prof. Dr. Raoul Henry
UNESP – Botucatu

Prof. Dra. Denise de C. Rossa-Feres
UNESP – São José do Rio Preto

São José do Rio Preto
20 de Outubro de 2017

RESUMO

Neste estudo foi avaliada a importância das características limnológicas locais e da predação por peixes na estrutura das comunidades zooplanctônicas, sendo os objetivos e resultados apresentados em dois capítulos distintos: **Capítulo 1.** Tem por objetivo avaliar a influência dos pulsos de inundação na estrutura funcional e taxonômica das comunidades de microcrustáceos em lagoas marginais. Para atingir o objetivo proposto, foram determinadas a estrutura funcional e taxonômica das assembleias de microcrustáceos coletadas em lagoas marginais ao Rio Turvo em três estações distintas: seca, intermediária e chuvosa. Os resultados encontrados foram comparados entre lagoas e entre estações; também foram comparadas a estrutura das assembleias das lagoas marginais com amostras de microcrustáceos provenientes de ambientes lênticos com diferentes regimes hidrológicos. Neste estudo também foi avaliado se um período longo de estiagem pode influenciar as dinâmicas sazonais dos microcrustáceos. A estrutura das assembleias dos microcrustáceos com base na classificação funcional e taxonômica apresentaram variações entre lagoas e estações, assim como ambientes aquáticos que não sofrem influência dos pulsos de inundação apresentam uma maior uniformidade funcional. A dinâmica sazonal das assembleias foi afetada pelo período prolongado de estiagem, onde as variações na estrutura das comunidades que existem entre estações foram menos intensas no período de estiagem quando comparado ao ano chuvoso. Os resultados mostram que as características limnológicas das lagoas são influenciadas pelos pulsos de inundação e pelo regime hidrológico, bem como um período prolongado de estiagem é capaz de influenciar a dinâmica sazonal das assembleias de microcrustáceos em lagoas marginais. O estudo também mostra que há uma grande heterogeneidade funcional entre as lagoas, sugerindo que o padrão encontrado para a comunidade zooplanctônica revela mais a importância das características locais associadas ao pulso de inundação do que os efeitos deste sobre a comunidade de toda a planície. **Capítulo 2.** O segundo capítulo tem por objetivo avaliar se a predação por

peixes pode influenciar a estrutura funcional das assembleias de microcrustáceos. A influência da predação sobre a comunidade de microcrustáceos foi avaliada por meio de um experimento de mesocosmo e pela avaliação do conteúdo estomacal dos peixes provenientes das lagoas marginais ao Rio Turvo. A abundância e a estrutura funcional dos microcrustáceos foram influenciadas pela presença dos peixes e das macrófitas aquáticas no experimento, entretanto, para as análises realizadas nas lagoas marginais os resultados mostram que a predação não possui um efeito capaz de influenciar a estrutura das assembleias. Como conclusão, podemos inferir que a presença dos peixes pode ser um fator estruturador das comunidades, mas que em ambientes dinâmicos tais como as lagoas marginais, a influência exercida por alterações nas características locais pode ser um fator mais intenso na estruturação das assembleias de microcrustáceos do que a predação por peixes.

Palavras chave: ecologia das lagoas, limnologia, macrófitas aquáticas, peixe de água doce, predação.

ABSTRACT

In this study, the importance of local characteristics and predation by fish in the zooplankton community structure was evaluated. The objectives and results were separated in two distinct chapters: Chapter 1. Its objective is to evaluate the influence of flood pulses on the functional and taxonomic structure of microcrustacean communities in oxbow lakes. For the proposed objective, the functional and taxonomic structure of the microcrustacean assemblages from oxbow lakes to the Rio Turvo was determined in three seasons: dry, intermediate and rainy. The results were compared between oxbow lakes and between seasons, as well as between samples from environments with different hydrological regimes. In this study, it was also evaluated if a long period of drought can influence the seasonal dynamics of microcrustaceans. The structure of the microcrustacean assemblages based on the functional and taxonomic classification showed variations between oxbow lakes and seasons; a greater functional uniformity was found on the aquatic environments not influenced by the flood pulses. The seasonal dynamics of the assemblages was affected by the prolonged period of drought, where the variations in the structure of communities between seasons were less intense in the drought year when compared to the rainy year. Our results show the influence of flood pulses on limnological characteristics and on the functional and taxonomic assemblages of microcrustaceans in the oxbow lakes; we also observed that a prolonged period of drought is able to influence the seasonal dynamics of microcrustacean assemblages in oxbow lakes. Chapter 2. The second chapter aims to assess the influence of fish predation on the functional structure of microcrustacean assemblages. The influence of fish predation was evaluated through an mesocosm experiment, and through an evaluation of fish stomach contents sampled in the marginal lakes from Turvo River. In the experiment, the abundance and functional structure of the microcrustaceans were influenced by the presence of fish and aquatic macrophytes, however, results from the oxbow lakes show that predation does not have an effect capable to influence the structure of the microcrustaceans assemblages. As conclusion, fish predation should have a role in the

structure of the communities, although in dynamic environments such as oxbow lakes, the influence of the local characteristics may be a more important factor in the structuring of the microcrustacean assemblages than the fish predation.

Key words: oxbow lakes, limnology, aquatic macrophytes, freshwater fish, predation.

Índice

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
Capítulo I. Influência dos pulsos de inundação na estrutura funcional e taxonômica das comunidades de microcrustáceos em lagoas marginais.	6
Resumo.....	7
Abstract.....	8
Introdução	9
Objetivos	13
Material e métodos.....	13
Discussão.....	38
Referências Bibliográficas.....	45
Capítulo 2. Influência da predação por peixes na estrutura funcional das assembléias de microcrustáceos.....	48
Resumo.....	49
Introdução	51
Objetivos	54
Materiais e métodos.	54
Discussão.....	87
Referências Bibliográficas.....	93

INTRODUÇÃO GERAL

A disponibilidade de recursos e a predação são fatores locais que podem influenciar na composição de espécies zooplanctônicas. A predação por peixes pode levar à substituição de espécies maiores por menores (Iglesias, 2011) e exercer influência indireta na cascata trófica planctônica, levando a alterações na proporção de rotíferos, cladóceros e copépodes no ambiente (Beisner & Peres-Neto, 2009). A heterogeneidade na composição das algas, que representam um recurso para organismos zooplanctônicos, pode influenciar na diversidade funcional destes animais, onde, quanto mais heterogênea for a disponibilidade de recursos, maior será a diversidade funcional zooplanctônica (Barnett & Beisner, 2007). Desta forma, fatores que influenciem na heterogeneidade de recursos para o zooplâncton e na predação podem indiretamente, influenciar na composição de espécies zooplanctônicas.

Lagoas marginais, as quais estão sujeitas a pulsos de inundação regulares, podem ser consideradas um ambiente propício para estudos que busquem responder questões de como os organismos serão afetados por variações estruturais do ambiente. Lagoas marginais aos rios são ambientes dinâmicos e que podem sofrer alterações morfológicas, físicas, químicas e biológicas por interferência dos pulsos de inundação. Tais pulsos de inundação podem proporcionar variações nas características físicas do ambiente, via efeito de diluição, ou aumento das taxas de decomposição pelo influxo da água dos rios rica em matéria alóctone (Granado & Henry, 2012); podem também promover a troca de biota, matéria particulada e nutrientes entre o rio e as lagoas marginais (Ward et al., 1999). Como consequência da troca de biota, podem ocorrer alterações na composição dos predadores de topo entre períodos, uma vez que lagoas marginais são utilizadas como berçário para espécies migratórias de peixes (Esteves, 2000; Esteves et al., 2011; Luz et al., 2009).

Estas alterações do ecossistema, causadas pelo pulso de inundação, podem ser compreendidas como perturbações de origem natural, periódicas e de ordem biótica e abiótica. Variações entre lagoas podem fornecer pistas importantes dos fatores locais que alteram a composição das comunidades zooplanctônicas, pois lagoas próximas e conectadas ao mesmo rio podem apresentar comunidades zooplanctônicas diferenciadas, o que indica

que as características de cada lagoa podem atuar como filtro para o estabelecimento das espécies. Comparando lagoas com diferentes características morfológicas, físicas e químicas torna possível a identificação de quais são os fatores locais que vão influenciar no desempenho específico dos organismos zooplancônicos e alterar o funcionamento do ambiente.

Pensar na relação do funcionamento do ambiente e a composição de espécies remete à funcionalidade da espécie para o ambiente, tornando a diversidade funcional uma importante ferramenta para entender o funcionamento do ecossistema (Tilman et al., 1997). Barnett et al. (2007) conseguiram delimitar alguns traços que podem ser utilizados para separar os microcrustáceos planctônicos em grupos funcionais, podendo então, ser utilizados para estudos ecológicos. Para microcrustáceos planctônicos, os principais traços observados foram aqueles relacionados com o hábito alimentar, a forma de captura de alimento, o tamanho da comida e as taxas de crescimento específica. Desta forma, estudos sobre a diversidade funcional nos ecossistemas podem fornecer informações relevantes sobre as relações tróficas ali existentes.

Variações sazonais podem afetar a qualidade do alimento para os microcrustáceos via alterações na produção fitoplanctônica e via alterações nas proporções nutricionais disponíveis para produtores (Cebrian, 1998). Podem também ocorrer alterações na composição de predadores, sendo que estes podem selecionar indivíduos com características morfológicas distintas (McIntyre et al., 2004) ou com condições fisiológicas diferenciadas (Oufiero et al., 2011). Ou seja, podemos esperar variações nos quesitos essenciais para a modulação da diversidade funcional dos microcrustáceos entre locais que passam por períodos de inundação e os que se encontram isolados do rio, sendo que os pulsos de inundação das lagoas marginais podem ser considerados distúrbios intermediários (Ward et al., 1999), que influenciam no funcionamento do ambiente.

A predação por peixes e a interação com as macrófitas aquáticas foi extensamente estudada por diversos pesquisadores para organismos zooplancônicos (Lauridsen et al., 1996; Burks et al., 2002; Estlander et al., 2009) mas as cascatas tróficas existentes em regiões temperadas são diferenciadas das encontradas nas zonas tropicais. Estudos mostram que em lagos rasos em ambientes temperados, as macrófitas podem servir como refúgio para o zooplâncton (Lauridsen et al., 1996; Burks et al., 2002), interferindo na predação de

cladóceros de grande porte e podendo levar a alteração da transparência da água (Estlander et al., 2009). Já em ambientes subtropicais, o zooplankton tende a evitar as macrófitas (Meerhoff et al., 2006) uma vez que estas podem ser ocupadas por indivíduos jovens de peixes, que predam o zooplâncton (Iglesias et al., 2007); em ambientes tropicais a predação por larvas de *Chaoborus* pode ser intensa nas zonas limnéticas e levar ao decréscimo de populações de cladóceros (Castilho-Noll & Arcicfa, 2007). Todos estes fatores tornam imprescindíveis a investigação das interações entre macrófitas, peixes, invertebrados aquáticos e o zooplâncton em regiões tropicais, uma vez que os padrões encontrados para ambientes temperados podem não ser aplicáveis para regiões tropicais.

A proposta deste estudo é verificar se a diversidade funcional dos organismos será afetada pela variação das características limnológicas das lagoas, proporcionadas pelos pulsos de inundação, e como a predação por peixes irá alterar a estrutura funcional das assembleias de microcrustáceos planctônicos. O que se pretende responder é: 1. Existem variações na diversidade funcional dos organismos zooplanctônicos relacionada aos pulsos de inundação? 2. A predação por peixes exerce efeitos diferenciados na composição taxonômica e funcional das espécies planctônicas? As respostas a estas perguntas permitirão avaliar a contribuição dos fatores limnológicos e a predação para a composição de espécies zooplanctônicas em ambientes tropicais.

Referências Bibliográficas

- BARNETT, A. J., BEISNER, E. B. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v. 88, n. 7, p. 1675-1686, 2007.
- BARNETT, A. J., FINLAY, K., BEISNER, E. B. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 796–813, 2007.
- BEISNER, B. E. & PERES NETO, P. R. Seasonal trophic dynamics affect zooplankton community variability. **Freshwater Bioogy**, n. 54, p. 2351–2363, 2009.
- BURKS, R. L., LODGE, D. M., JEPPESEN, E., LAURIDSEN, T. L. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 343-365, 2002.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M. ARCIFA, M. S. *Chaoborus* diet in a tropical lake and predation of microcrustaceans in laboratory experiments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 2, p. 163-174, 2007.
- CÉBRIAN, J., WILLIAMS, M., MCCLELLAND, J. VALIELA, I. The dependence of heterotrophic consumption and C accumulation on autotrophic nutrient content in ecosystems. **Ecology Letters**, v. 1, p. 165-170, 1998.
- ESTEVES, K.E., SENDACZ, S., LÔBO, A.V.P., XAVIER, M.B. Características físicas, químicas e biológicas de três lagoas marginais do rio Mogi Guaçu (SP) e avaliação do seu papel como viveiro natural de espécies de peixes reofílicos. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 26, n. 2, p. 169-180, 2000.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª. Ed. Editora Interciência. Rio de Janeiro. 826 p, 2011
- ESTLANDER, S., NURMINEN, L., OLIN, M., VINNI, M. HORPPILA, J. Seasonal fluctuations in macrophyte cover and water transparency of four brown-water lakes: implications for crustacean zooplankton in littoral and pelagic habitats. **Hydrobiologia**, v. 620, n. 1, p. 109-120, 2009.
- GRANADO, D.C., HENRY, R. 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 Resource**, n. 40, v. 1, p. 79-89, 2012.
- IGLESIAS, C., GOYENOLA, G., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., RODÓ, E. JEPPESEN, E., Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting

multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 179-189, 2007.

IGLESIAS, C., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., LACEROT, G., CLEMENTE, J. M., SCASSO, F., KRUK, C., GOYENOLA, G., GARCIA-ALONSO, J., AMSINCK, S., PAGGI, J. C., PAGGI, S. J., JEPPESEN, E. High predation is of key importance for dominance of smallbodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish exclosures and surface sediments. **Hydrobiologia**, v. 667, p. 133–147, 2011.

LAURIDSEN, T. L., PEDERSEN, L. J., JEPPESEN, E. SONDERGAARD, M. The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. **Journal of Plankton Research**, n.18, v. 12, p. 2283-2294, 1996.

LUZ, S. C. S., EL-DEIR, A. C. A., FRANÇA, E. J. & SEVER, W. Estrutura da assembléia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, n. 9, v. 3, p. 117-129, 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?article+bn01809032009>>. Acesso em 16/09/2012,

MEERHOFF, M., FOSALBA, C., BRUZZONE, C., MAZZEO, N., NOORDOVEN, W. & JEPPESEN, E. An experimental study of habitat choice by *Daphnia*: plants signal danger more than refuge in subtropical lakes. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1320-1330, 2006.

MCINTYRE, P. B., BALDWIN, S., FLECKER, A. S. Effects of behavioral and morphological plasticity on risk of predation in a Neotropical tadpole. **Oecologia**, v. 141, p. 130-138, 2004.

OUFIERO, C. E., WALSH, M. R., REZNICK, N. D. & GARLAND, T. Swimming performance trade-offs across a gradient in community composition in Trinidadian killifish (*Rivulus hartii*). **Ecology**, v. 92, n. 1, p. 170-179, 2011.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M. SIEMAN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Process. **Science**, v. 277, p. 1300-1302, 1997.

WARD, J.V., TOCKNER, K., SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Rivers Research and Applications**, v.15, p. 125–139, 1999.

Capítulo I. Influência dos pulsos de inundação na estrutura funcional e taxonômica das comunidades de microcrustáceos em lagoas marginais.

Influência dos pulsos de inundação na estrutura funcional e taxonômica das comunidades de microcrustáceos em lagoas marginais.

Resumo

Lagoas marginais são ambientes dinâmicos influenciados pelos pulsos de inundação, que podem atuar como um agente regulador das comunidades ali existentes. Este estudo tem por objetivo avaliar se as variações nas características locais das lagoas proporcionadas pelos pulsos de inundação irão influenciar a estrutura funcional e taxonômica das assembleias de microcrustáceos. A estrutura das assembleias coletadas em seis lagoas marginais ao Rio Turvo em três estações -seca, intermediária e chuvosa - foi determinada utilizando-se os índices de riqueza, diversidade e uniformidade taxonômica e seus análogos para a diversidade funcional, riqueza, uniformidade e dispersão funcional. Os resultados foram comparados entre lagoas, entre estações, e com ambientes que não estão sujeitos aos pulsos de inundação, com o intuito de verificar se ambientes com regimes hidrológicos diferentes apresentam variações na estrutura de suas assembleias de microcrustáceos. Também foi avaliado se tais índices estão associados às características limnológicas locais. Foram observadas variações na composição taxonômica e funcional da comunidade entre estações e também grande variação na contribuição dos principais grupos funcionais e na substituição de espécies entre lagoas. Nos anos que apresentaram um maior volume de chuvas, houveram variações na composição das espécies enquanto que no ano de estiagem não foi possível observar alterações entre estações. Ambientes que não estão sujeitos à influência dos pulsos de inundação apresentam uma maior uniformidade de espécies. Estes resultados mostram que o regime hidrológico pode influenciar a estrutura funcional das comunidades, e que as características locais podem agir como um filtro ambiental, selecionando organismos com adaptações que os tornam capazes de permanecer no ambiente. Também podemos concluir que os níveis pluviométricos influenciam a dinâmica sazonal das assembleias de microcrustáceos, tornando sua estrutura dependente das características locais e da sazonalidade proporcionada pelos pulsos de inundação.

Palavras chave: lagoas marginais, pulsos de inundação, diversidade funcional, assembleias de microcrustáceos.

Abstract

Marginal lagoons are dynamic environments influenced by flood pulses, which can act as a regulating agent of the communities. This study aims to evaluate if the variations in the local characteristics of the lagoons provided by the flood pulses will influence the functional and taxonomic structure of microcrustacean assemblages. The structure of the assemblages collected in six marginal lagoons of Turvo River, in three seasons - dry, intermediate and rainy - was determined using the taxonomic indices of richness, diversity and uniformity and their analogues for the functional diversity, functional richness, functional uniformity and functional dispersion. Results were compared between lagoons and between seasons, and also with environments that are not subject to flood pulses, in order to verify if environments with different hydrological regimes present variations in the structure of their microcrustacean assemblages. It has also been assessed whether such indices are associated with local limnological characteristics. Differences were observed in the taxonomic and functional composition of the community between seasons, and in the contribution of the functional groups and species turnover between oxbow lakes. In the year presenting a greater volume of rainfall, the variations in the species composition were more representative when compared to the year of drought. Environments that are not subject to the influence of flood pulses have a greater uniformity of species. These results show that the hydrological regime can influence the functional structure of the communities, and that local characteristics can act as an environmental filter, selecting organisms with adaptations that allow them to resist in the environment. We can also conclude that rainfall levels influence the seasonal dynamics of microcrustacean assemblages, making their structure dependent on the local characteristics and the seasonality provided by the flood pulses.

Key words: oxbow lakes, flood pulses, functional diversity, microcrustacean assemblages.

Introdução

Em ecologia de comunidades busca-se por padrões na distribuição de espécies e responder quais são os processos relacionados à ocorrência das espécies em uma escala local, regional e global (Leibold et al., 2004). Em uma escala local dois são os fatores que podem interferir na estrutura das comunidades: a capacidade de dispersão entre manchas e a interação entre as espécies (Cottenie & De Meester, 2004) sendo que ambos os processos estão interconectados e representam basicamente a suscetibilidade da comunidade a novas invasões, bem como à capacidade das espécies em se dispersar e ocupar manchas vizinhas.

Sob esta perspectiva, os pulsos de inundação que ocorrem em planícies de inundação podem ser considerados fatores importantes na estruturação de comunidades zooplancônicas em lagoas marginais, uma vez que proporcionam alterações nas características limnológicas da água e conectam ambientes aquáticos que estão isolados durante o período de seca (Granado & Henry, 2008; Junk et al., 1989) proporcionando uma maior dispersão de espécies entre ambientes vizinhos. Estes processos tornam as lagoas marginais ambientes dinâmicos e com uma alta heterogeneidade espacial e sazonal.

Os pulsos de inundação acarretam alterações nas características limnológicas das lagoas devido ao influxo de água do rio, promovendo a diminuição da transparência da água, aumento de material em suspensão, redução da alcalinidade e condutividade elétrica e enriquecimento de nutrientes pela decomposição da matéria orgânica (Granado & Henry, 2012). Tais características limnológicas representam para as comunidades zooplancônicas as condições as quais as espécies terão que suportar para conseguir resistir no ambiente, e desta forma, podem funcionar como um distúrbio para as comunidades de microcrustáceos, removendo espécies competidoras superiores e oferecendo um nicho vago para ser ocupado por espécies presentes no pool regional (Ward et al, 1999).

Todas estas alterações sazonais nas características das lagoas oferecidas pelos pulsos de inundação tornam as lagoas marginais locais ideais para estudos que busquem responder como os gradientes ambientais, sejam estes proporcionados pela heterogeneidade espacial ou temporal, influenciam na estrutura das comunidades e na ocorrência das espécies. Para entender como as alterações do ambiente irão afetar as espécies podemos utilizar como ferramenta os traços funcionais, uma vez que estes representam as

características fisiológicas e morfológicas que tornam as espécies capazes de suportar as condições e os recursos oferecidos pelo nicho (Tilman et al., 1997).

Ao observarmos a estrutura da comunidade com base nos traços funcionais podemos identificar quais são os filtros impostos pelas alterações do ambiente proporcionados pelos pulsos de inundação, uma vez que se as condições ou os recursos são restritivos, serão selecionadas na comunidade espécies que possuem traços específicos que as tornam capazes de resistir a tais restrições impostas pelo ambiente (Lavorel, 2008). Para as lagoas, isto se torna uma importante ferramenta para entender a dinâmica sazonal das comunidades, pois embora sejam ambientes conectados durante os períodos de chuvas e inundação, as lagoas podem apresentar características locais distintas, proporcionadas por: diferenças em sua conectividade com o rio, em sua morfologia, na composição de espécies zooplanctônicas e de predadores e também na distância entre lagoas. Tais diferenças certamente irão afetar a estrutura das comunidades zooplanctônicas, e desta forma, podemos esperar diferenças nos traços funcionais encontrados não somente entre estações, mas também entre lagoas marginais.

Os níveis de nutrientes das lagoas marginais são afetados pelos pulsos de inundação via efeito de diluição (Granado & Henry, 2012), sendo que tais alterações podem influenciar indiretamente a qualidade do alimento para os microcrustáceos via alterações na produção fitoplanctônica e via alterações nas proporções nutricionais disponíveis para produtores (Cebrian, 1998). Uma vez que a quantidade e a qualidade do alimento pode influenciar no tamanho corporal dos indivíduos (Melão, 1999) e, consequentemente, a estrutura de tamanho da comunidade, podemos esperar que os pulsos de inundação poderão indiretamente, afetar o tamanho corporal apresentado pelas espécies da comunidade de microcrustáceos.

Outro fator que pode influenciar no tamanho corporal do microcrustáceos é a composição de predadores na comunidade. Durante os períodos de inundação, podem ocorrer nas lagoas marginais a entrada de peixes para a desova, sendo que os peixes predam visualmente e selecionam presas de maior tamanho (Iglesias et al., 2011), levando consequentemente, a uma comunidade composta por espécies de menor tamanho. Ao contrário dos peixes, as larvas do Diptera pertencentes ao gênero *Chaoborus* possuem

preferência por indivíduos menores e que se adequam ao tamanho de sua abertura bucal (Castilho-Noll & Arcifa, 2007) excluindo da comunidade as espécies menores e permitindo a ocorrência de espécies com maior tamanho. Considerando que os pulsos de inundação podem promover o aumento da densidade de predadores vertebrados e que a composição dos predadores invertebrados podem ser diferente entre lagoas, podemos esperar que os predadores podem selecionar nas comunidades de microcrustáceos das lagoas marginais espécies com diferentes táticas de escape do predador e tamanho corporal.

Os microcrustáceos são organismos que apresentam uma alta plasticidade relacionada à capacidade de ocupar diferentes tipos de habitats, bem como explorar os recursos oferecidos pelos ambientes bentônicos e a coluna d'água. Algumas espécies, tais como as pertencentes à família Daphniidae (Cladocera), possuem apêndices modificados o que as possibilitam capturar partículas em suspensão presentes na coluna d'água (Fryer, 1991), motivo pelo qual são encontradas somente em locais mais profundos com a presença de uma coluna d'água. As espécies de Chydoridae, por sua vez, são animais que possuem seus apêndices modificados em forma de pá, e são utilizados para raspar o perifíton ou escavar o substrato em busca de detrito (Fryer, 1968), de forma que estes são animais adaptados a viver em ambientes bentônicos ou com a presença de macrófitas aquáticas (Debastiani-Júnior et al., 2016). Desta forma, se as lagoas marginais apresentarem diferenças em sua profundidade ou na presença de macrófitas aquáticas, sejam estas diferenças proporcionadas entre lagoas ou entre estações, isto certamente será um fator que poderá selecionar as espécies de acordo com sua capacidade para explorar os recursos oferecidos pelo tipo de habitat encontrado.

Todas estas diferenças encontradas nas características locais e na composição de grupos funcionais das lagoas podem ser dependentes da sazonalidade oferecida pelos pulsos de inundação e consequentemente, podem ser influenciados pelo regime pluviométrico existente na estação chuvosa. Os pulsos de inundação irão influenciar nas características locais durante a estação chuvosa somente se houver o fluxo da água do rio para as lagoas, o que só é possível se o volume de água proporcionado pelas chuvas for o suficiente para que haja um extravasamento lateral das águas do rio, tornando possível a conexão entre ambientes vizinhos e consequentemente, a troca de matéria química e biota entre habitats.

A dinâmica sazonal entre os períodos de seca e inundação podem ser alterados se houver um período de estiagem muito grande, tal como o apresentado entre os anos de 2013 e 2014. Nestes anos, o Estado de São Paulo passou por um período de estiagem que baixou o nível dos reservatórios levando à escassez de água em boa parte da região da grande São Paulo (Marengo et al., 2015). No local estudado, os pontos amostrais apresentaram grande diminuição dos níveis de água, sendo que a maioria das lagoas permaneceu parcialmente ou completamente seca durante a estação seca, o que pode ter influenciado a dinâmica existente entre as estações (CIIAGRO, 2017). Nos anos que se seguiram, entre 2015 e 2016, as chuvas intensas foram capazes de reestabelecer os níveis de água do rio, inundando a planície e conectando os ambientes que haviam permanecido isolados durante o período de estiagem. Desta forma, é possível supor que a dinâmica sazonal entre as estações seca e chuvosa certamente apresentarão variações entre os períodos de grande estiagem e os períodos que se seguiram, com altos níveis de chuva (CIIAGRO, 2017).

Todas estas dinâmicas sazonais oferecidas pelos pulsos de inundação tornam as lagoas marginais locais ideais para estudos que busquem responder como os gradientes ambientais, sejam estes proporcionados pela heterogeneidade espacial ou temporal, influenciam a estrutura das comunidades e a ocorrência das espécies. A proposta deste capítulo é verificar como as alterações sazonais, proporcionadas pelos pulsos de inundação, influenciam a estrutura das comunidades, sob uma perspectiva taxonômica e funcional. O que se pretende responder é: 1. As características locais de cada lagoa influenciam na estrutura e na composição de espécies de microcrustáceos? 2. A estrutura das comunidades planctônicas nas lagoas marginais está associada aos pulsos de inundação? 3. A dinâmica das comunidades zooplanctônicas durante as estações seca e chuvosa foi influenciada pelo período de estiagem? As respostas a estas perguntas certamente irão aumentar o conhecimento sobre os padrões observáveis nos ambientes aquáticos existentes em planícies de inundação, um ambiente dinâmico e que pode abrigar grande diversidade de fauna e flora.

Objetivos

Avaliar como as características locais e a dinâmica dos pulsos de inundação influenciam a estrutura das comunidades zooplanctônicas em lagoas marginais em planícies de inundação.

Para tanto, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

1. Verificar se as características locais das lagoas marginais e os pulsos de inundação influenciam a estrutura taxonômica e funcional das assembléias dos microcrustáceos litorâneos e pelágicos.

2. Verificar se as alterações na estrutura das assembléias estão associadas aos parâmetros limnológicos das lagoas marginais.

3. Verificar se um evento de seca extrema pode afetar a dinâmica sazonal das assembleias de microcrustáceos;

4. Verificar se ambientes aquáticos sujeitos a diferentes regimes hidrológicos apresentam diferenças na estrutura funcional e taxonômica das assembléias de microcrustáceos.

Material e métodos

1. Influência dos fatores locais e do pulso de inundação na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

1.1 Caracterização do local de estudo:

Para a realização deste estudo foram selecionados ambientes com características que permitem a avaliação de como as variações das características locais proporcionadas pelos pulsos de inundação influenciam na estrutura das comunidades zooplanctônicas. Lagoas marginais ao rio se enquadram nesta proposta, pois são submetidas aos períodos de instabilidade proporcionada pelos pulsos de inundação do rio entre as estações seca e chuvosa, permitindo, assim, a avaliação da influência das variáveis limnológicas na estrutura das assembléias de microcrustáceos. Além disso, embora sejam ambientes próximos e que permitem a dispersão de espécies pela calha do rio, as lagoas apresentam algumas variações em suas características locais, entre elas: distância até a calha do rio,

profundidade média, área e presença de macrófitas aquáticas (Tabela 1), o que as tornam ambientes propícios para ser avalada a influência das características locais na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

Tabela 1. Localização e caracterização geral das lagoas da planície de inundação RioTurvo.

Lagoas	Características
Moças	(20°13'49.3" S e 49°24'31.1" W) localiza-se a uma distância de 150 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 1,5m, e 1500 m ² de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas enraizadas e flutuantes.
Arizona	(20°8'38.9" S e 49°18'43.1" W) localiza-se a uma distância de 10 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,8m, e 18000 m ² de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas flutuantes.
Kaco	(20°13'57.6" S e 49°26'55.3" W) localiza-se a uma distância de 5 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,6 m, e 4500 m ² de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas flutuantes.
Federal	(20°23'05.5" S e 49°16' 33.3" W) localiza-se a uma distância de 50 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,8 m, e 10000 m ² de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas flutuantes.
Parente	(20°21'27 S e 49°16' 45.3" W) localiza-se a uma distância de 20 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 1,2 m, e 2000 m ² de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas enraizadas e flutuantes.
Mazer	(20°20'20.3" S e 49°17' 19.4" W) localizada à 500m das margens do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,4 m, e 3000 m ² de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas enraizadas e flutuante

O Rio Turvo é um rio que nasce na cidade de Monte Alto no Estado de São Paulo, percorre as regiões norte e noroeste do Estado, na UGRHI 15 – Turvo-Grande, e deságua no Rio Grande próximo à cidade de Cardoso (Figura 1). Representa um dos mais importantes recursos hídricos da região, sendo que, em seu trecho médio e inferior, apresenta muitas lagoas marginais formando uma extensa planície de inundação. As lagoas marginais onde o estudo foi desenvolvido estão localizadas próximas ao km 12 da rodovia BR-153 entre as cidades de Nova Granada e Icém (20°25'S e 49°16'W). A vegetação original era constituída por floresta estacional semidecidual e savana, tendo sido, ao longo dos anos, quase que totalmente substituída por pastagens e plantações.

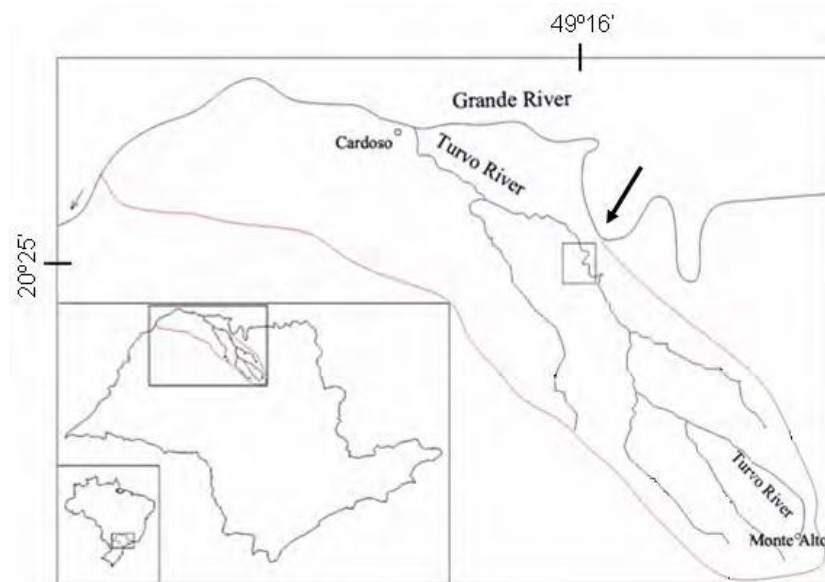


Figura 1. Mapa do Estado de São Paulo com destaque para a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos UGRHI 15 Turvo-Grande, onde se encontra o Rio Turvo. A seta indica a localização das lagoas marginais onde o estudo foi desenvolvido.

1.2 Coleta dos organismos

Amostragens da comunidade zooplanctônica foram realizadas por meio de arrastos verticais com rede de plâncton de 45 μ m de malha. Os organismos foram anestesiados com água gaseificada e fixados com formol a 4%. As amostras foram armazenadas em frascos etiquetados.

A identificação dos organismos zooplanctônicos foi realizada sob microscópio óptico, utilizando chaves específicas de identificação (Sendacz & Kubo, 1982; Reid, 1985; Williamson & Reid, 2001; Elmoor-Loureiro, 1997; Silva & Matsumura-Tundisi, 2005). As contagens foram realizadas em três subamostras de 1 ml, obtidas com pipeta Stempel, colocadas em placas de Petri quadriculada e examinadas sob microscópio estereoscópico ou em lâminas de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico.

1.3 Descrição da estrutura das assembléias de microcrustáceos

Índice de Constância

Para a comunidade zooplanctônica foi calculado o Índice de Constância de ocorrência (Dajoz, 1983), que classifica as espécies de acordo com suas porcentagens de

ocorrência nas amostras coletadas: espécies presentes em mais de 50% das amostras = espécies constantes; espécies presentes em 25 a 50% das amostras = espécies acessórias; espécies presentes em menos de 25% das amostras = espécies acidentais.

Índices de diversidade com base na classificação taxonômica das espécies.

Os índices de diversidade para os dados com base na categorização taxonômica das espécies de microcrustáceos incluíram: riqueza de espécies (S), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equabilidade(J'). Estes índices foram calculados com base nos dados de abundância (# / L) a partir das contagens das amostras. Todos os índices de diversidade taxonômica foram calculados usando o pacote Vegan disponível no programa R de estatística (R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria).

Índices de diversidade com base na classificação funcional das espécies.

Para as análises da estrutura funcional da comunidade, utilizamos os seguintes índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis). A riqueza funcional (FRic) representa o volume do espaço multidimensional funcional ocupado pela comunidade, enquanto que a uniformidade funcional (FEve) é a regularidade de abundância neste volume (Villéger et al., 2008). A dispersão funcional (FDis) representa a distância média das espécies no espaço multidimensional de traços funcionais para o centroide de todas as espécies, sendo que esta medida pode levar em consideração as abundâncias relativas das espécies, deslocando a posição do centroide entre as espécies mais abundantes e, em seguida, ponderar as distâncias das espécies por sua abundância relativa (Laliberté & Legendre, 2010). A matriz de distância utilizada para os cálculos dos índices funcionais foi Gower. Todos os índices funcionais foram calculados usando o pacote FD disponível no programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

Traços utilizados para a classificação funcional da comunidade.

A estratégia alimentar, tamanho corporal médio, preferência de habitat e grupo trófico são características que podem ser utilizadas para análises de diversidade funcional (Barnett et al., 2007). A caracterização dos atributos funcionais das espécies com base nos traços funcionais foi feita com base na literatura disponível.

Estratégia alimentar: Este traço captura a maneira pela qual as espécies obtêm seu alimento (Tabela2). É a característica mais complexa e algumas melhorias foram feitas a partir classificação proposta por Barnett et al. (2007), porque os ambientes tropicais têm uma maior diversidade de espécies, e conseqüentemente, uma maior variedade de tipos de alimentação. DeMott e Kerfoot (1982) classificaram os tipos de alimentação de cladóceros como: filtração do tipo Daphnia, quando a filtração ocorre em uma posição estacionária com os aparelhos de filtração na terceira e quarta pernas; tipo Sida, que é semelhante ao tipo Daphnia, mas o aparelho está localizado nas primeiras cinco pernas; e tipo Bosmina, que se caracteriza pela natação horizontal ativa e por um aparelho de filtração menos desenvolvido nos apêndices torácicos. Os copépodes podem ser classificados em dois tipos: raptorial, para os animais que capturam e matam ativamente duas presas; e suspensão estacionária, para organismos que são mais passivos e nadam menos. Neste estudo também foram incluídos mais dois tipos de alimentação: os escavadores e os fixadores. Os organismos escavadores escavam o substrato para se alimentar de perifíton ou detritos sobre a lama, sendo a maioria destes animais pertencentes ao grupo dos chydorídeos (Fryer, 1968; Dole-Olivier et al., 2000). As anexadoras se fixam em substratos, tais como as macrófitas, a partir das quais filtram água para se alimentar (Orlova-Bienkowskaja, 2001).

Tamanho do corpo: o tamanho médio do corpo é uma característica contínua (Tabela2) e foi determinada de acordo com a literatura.

Preferência do habitat: a preferência do habitat para os microcrustáceos foi dividida em três categorias gerais: bênticos, para organismos que possuem a preferência em ocupar o habitat bentônico; águas abertas, para organismos que ocupam essencialmente a coluna d'água; e vegetação, para aqueles que vivem associados com as macrófitas nos ambientes litorâneos (Tabela2). Algumas espécies, como por exemplo *Moina minuta*, ocupam habitats tanto cobertos por macrófitas como também as águas abertas da coluna d'água, sendo assim, classificadas em uma categoria com dois traços combinados, sendo esta vegetação-águas abertas.

Grupo trófico: Dividimos as principais categorias tróficas baseadas em fontes de presas primárias: herbívoros, omnívoros, carnívoros e detritívoros (Tabela2). Para as espécies com preferências alimentares que abrangem mais de um tipo de presa, foram criados grupos combinados: omnívoros-carnívoros e herbívoros-detritívoros.

Tática de escape do predador: Este traço representa a forma no qual os organismos alteram seus movimentos natatórios para evitar a predação. Existem três categorias principais: natação reduzida, pausa e salto e natação rápida (Tabela 2)

Tabela 2. Traços utilizados para a categorização funcional das espécies, seus respectivos grupos e códigos.

Traçofuncional	Grupofuncional	Código
Tamanho corporal	Traço contínuo, sem categorização em grupo funcional	tamanho.corporal
Estratégia para captura de alimento	Escavadores	escavador
	Filtradores do tipo boscina	filtr.b
	Filtradores do tipo daphnia	filtr.b
	Filtradores do tipo sida	filtr.s
	Anexador de superfícies	anexador
	Raptorais que predam ativamente sua presa	raptorial
Tática de escape do predador	Suspensão estacionária	susp.est
	Pausa e salto	pausa.salto
	Natação reduzida	natação.reduzida
	Natação rápida	natação.rápida
Preferência de habitat	Bentônicos	bêntico
	Pelágicos	águas.abertas
	Macrófitas aquáticas	vegetação
Grupotrófico	Herbívoros	herb
	Detritívoros	detr
	Onívoros	onívoros
	Carnívoros	carnívoros

1.3 Influência das características locais e sazonais na estrutura das comunidades.

1.3.1 Caracterização funcional das assembleias nos pontos amostrais.

A descrição da composição funcional das assembleias dos microcrustáceos para cada ponto amostral foi realizada utilizando-se a média ponderada dos traços funcionais: CWM (Community Weighted Mean). O CWM é um índice que dá o peso do traço para a

comunidade, e pode ser utilizado para verificar qual o traço apresenta maior peso para a composição funcional de um dado local. O cálculo pode ser definido como a média dos valores dos traços presentes na comunidade ponderados pela abundância relativa da espécie que possui o traço (Lavorel et al., 2008) com sua fórmula dada por: $CWM = \sum_{i=1}^n p_i * \text{traço}_i$ onde: p_i = contribuição relativa da espécie i na comunidade, traço_i = valor do traço i na comunidade. Quanto maior o valor, maior foi a contribuição do traço para a composição funcional da lagoa amostrada.

Diversidade beta temporal

A diversidade beta temporal foi determinada para cada ponto amostral, ou seja, para cada lagoa marginal, para determinar quais lagoas apresentam maior substituição temporal de espécies entre períodos amostrais. A diversidade beta temporal foi determinada pelo índice de Sorensen, sendo que os dois componenets, turnover e aninhamento de espécies, também foram calculados tanto para a composição taxonômica quanto funcional. A metodologia utilizada no cálculo da diversidade beta foi descrita por Baselga & Orme (2012), onde o turnover indica substituição de espécies e aninhamento indica a perda ou ganho não aleatória de espécies na comunidade. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o pacote betapart, disponível no programa R de estatística (R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria).

1.3.2 Variações na composição de espécies entre estações.

Para verificar se há associação entre a estruturação taxonômica e funcional das assembléias de microcrustáceos e os pulsos de inundação, foram comparados os resultados das coletas dos organismos realizadas em seis lagoas marginais na estação seca, e na chuvosa, sendo que estas amostras foram realizadas entre os anos de 2013 e 2016. O clima da região onde estão situadas as lagoas é classificado como tropical, quente e chuvoso (Aw Köppen), com uma estação seca de Abril a Setembro e uma estação chuvosa de Outubro a Março. Na estação chuvosa podemos observar a inundação das áreas adjacentes ao rio com grande conexão com as lagoas marginais, caracterizando o pulso de inundação, enquanto que na estação seca o nível de água do rio é baixo e as lagoas possuem pouca ou nenhuma conexão com o rio.

A composição de espécies foi comparada entre estações por meio de uma análise de similaridade (ANOSIM), onde a matriz de dados relativos à abundância das espécies de microcrustáceos foi utilizada para a comparação com base nas categorias taxonômicas, e os valores de CWM para cada traço funcional foi utilizado para a comparação com base nas categorias funcionais. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o pacote *vegan*, disponível no programa R de estatística (R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria).

2. Influência dos parâmetros físicos e químicos da água na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

2.1 Variáveis limnológicas.

As variáveis limnológicas utilizadas para o monitoramento sazonal das características locais das lagoas marginais por influência dos pulsos de inundação foram: profundidade, transparência, oxigênio dissolvido, pH, temperatura. A seguir, estão listadas as respectivas metodologias aplicadas para obtenção dos dados:

- Profundidade da água utilizando disco de Secchi;
- Os parâmetros limnológicos da água (oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH) utilizando aparelhos multiparâmetros YSI 60, 55 e 30.

2.2 Variação dos fatores físicos e químicos entre lagoas e estações.

Uma análise de ordenação (PCoA) utilizando-se a distância euclidiana foi realizada com o intuito de verificar quais são as lagoas marginais que apresentaram maior similaridade em suas características limnológicas, bem como avaliar em quais estações ou anos amostrais as lagoas apresentaram as variáveis limnológicas mais similares. Para tanto, uma análise de ordenação (PCoA) foi realizada com as amostragens feitas na estação seca e chuvosa, mas para uma melhor visualização dos dados, estes foram separados em duas análises distintas, uma para cada período de anos que apresentaram diferenças marcantes quanto à precipitação. O primeiro foi composto por amostras realizadas nas estações seca e

chuvosa de 2013 e 2014, período que foi denominado de “Ano de Estiagem”, pois ocorreu forte estiagem; e o segundo composto pelas amostragens realizadas nas estações seca e chuvosa de 2015 e 2016, o qual foi denominado de “Ano Chuvoso”, quando não foi observada forte estiagem e houve maior precipitação. As análises de ordenação foram realizadas com o auxílio do pacote Vegan, disponível no programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

2.3 Relação entre as variáveis limnológicas e a composição de espécies

Para verificar a influência dos fatores físicos e químicos na composição das espécies de zooplâncton, dados físicos e químicos da água foram correlacionados com as espécies de zooplâncton e locais de amostragem por meio de uma análise de redundância (RDA), utilizando dados de presença e ausência das espécies, utilizando-se o pacote Vegan, disponível no programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

3. Influência do evento de extrema seca na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

Durante o período em que as coletas foram realizadas foi possível observar alterações no volume de chuvas entre os anos amostrais. O clima da região Noroeste do Estado de São Paulo se caracteriza por duas estações distintas: a seca, que compreende os meses de Abril à Setembro, e a chuvosa, que compreende os meses de Outubro a Março. Entre os anos de 2013 e 2014, o Estado de São Paulo passou por um período de estiagem, onde os níveis de chuvas durante a estação chuvosa (entre os meses de Outubro a Março) foram muito abaixo da média esperada para o período, levando à falta de água nos reservatórios das principais cidades do Estado (Marengo et al., 2015).

Nas lagoas marginais, o período de estiagem proporcionou a diminuição dos níveis de água, permanecendo algumas lagoas parcial ou totalmente secas durante a estação seca. Além disso, por conta da forte estiagem, na estação chuvosa o volume de água das chuvas não foi suficiente para proporcionar o extravasamento lateral da água do rio para as lagoas, e desta forma, a conexão que pode existir entre lagoas e as alterações das características locais que ocorrem durante os períodos do pulso de inundação foram menos intensas quando comparadas a um período chuvoso com os níveis pluviométricos dentro da média

esperada para o período. A partir do ano de 2015 a estiagem cessou, e nos meses que correspondem à estação chuvosa, de Outubro à Abril de 2016, os níveis de chuvas foram acima da média esperada, reestabelecendo os níveis de água das lagoas marginais que também receberam a inundação do rio, permitindo desta forma, a conexão destes dois tipos de ambientes e a homogeneização dos parâmetros físicos e químicos, caracterizando, o pulso de inundação.

Por apresentarem variações nas dinâmicas sazonais, os dados e análises referentes a estes dois períodos amostrais foram separados em duas categorias distintas, sendo estas: “Ano de Estiagem”, correspondente aos dados das coletas realizadas entre os anos de 2013 e 2014, período em que ocorreu a forte estiagem, e uma segunda categoria, denominada “Ano Chuvoso”, para os dados referentes aos anos de 2015 e 2016, quando foi possível observar os níveis pluviométricos acima da média para a estação chuvosa.

Todas as análises estatísticas aplicadas para as comparações sazonais foram realizadas separadamente, para os anos de Estiagem e Chuvoso, permitindo desta forma, avaliar se as dinâmicas sazonais existentes entre os períodos de seca e chuva foram influenciadas pelo período prolongado de estiagem nos anos de 2013 e 2014. A comparação das médias dos índices de diversidade com base na classificação funcional e taxonômica foram feitas por meio de test-t, no caso de dados paramétricos ou Mann-Whitney, no caso de dados não paramétricos. O nível de significância foi dado pelo valor de $P < 0,05$.

4. Comparação da estrutura das comunidades de microcrustáceos em ambientes sujeitos à diferentes regimes hidrológicos.

Com o intuito de verificar se o regime hidrológico afeta a estrutura das comunidades zooplanctônicas, características destas comunidades provenientes de dois diferentes tipos de ambientes aquáticos foram comparadas, sendo estes: 1. Lagoas marginais sujeitas ao pulso de inundação do rio (Lagoas marginais) e 2. Açudes isolados situados em propriedade rural (Açudes).

1. Lagoas marginais: caracterizadas por estarem localizadas em planícies de inundação, sujeitas aos pulsos de inundação do rio, apresentando um regime hidrológico dinâmico e bem marcado nas estações seca e chuvosa. Foram utilizados dados de 11 lagoas

provenientes da planície de inundação do rio Turvo e da planície de inundação do rio Paranapanema (estes últimos foram coletados durante o desenvolvimento dos projetos Programa Biota-Fapesp - processos nº 2004/04820-3 e nº 2007/05134-4)

2. Açudes: pequenos reservatórios artificiais formados pelo represamento de rios de pequenas ordens em áreas rurais, não estando sujeitos ao pulso de inundação. Foram utilizados dados de 10 açudes amostrados nas bacias Turvo-Grande, São José dos Dourados ou Baixo Tietê em projetos anteriores (Programa Biota-Fapesp - processos nº 2004/04820-3 e nº 2007/05134-4).

Para verificar se há diferenças estatisticamente significativas entre os ambientes sujeitos à diferentes regimes hidrológicos, a estrutura das comunidades provenientes destes ambientes foi comparada com base nos índices de diversidade funcional e taxonômico por meio de test-t, no caso de dados paramétricos, ou Mann-Whitney, no caso de dados não paramétricos. O nível de significância foi dado pelo valor de $P < 0,05$.

Resultados

1. Influência dos fatores locais e do pulso de inundação na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

1.1 Descrição da estrutura das assembléias de microcrustáceos.

No total foram encontradas 45 espécies, sendo 37 espécies pertencentes ao grupo dos cladóceros e 8 pertencentes ao grupo de copépodes (Tabelas 3 e 4). A maioria das espécies encontradas pode ser considerada acidental, com um índice de constância abaixo de 50% nos locais amostrados. Os maiores índices de constância foram encontrados para as espécies pertencentes ao grupo dos cladóceros, sendo estes *Diaphanosoma brevireme*, *Moina minuta*, *Ilyocryptus spinifer*, enquanto que para o grupo dos copépodes, todas as espécies foram acidentais.

Tabela 3. Lista de espécies de cladóceros com seu respectivo código e índice de constância.

Cladocera		Código	Índice de
Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i>	sp.58	9.52
	<i>Diaphanosoma brevireme</i>	sp.15	28.57
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	sp.17	4.76
	<i>Diaphanosoma polypina</i>	sp.16	4.76
	<i>Pseudosida bidentata</i>	sp.41	4.76
	<i>Sida cristallina</i>	sp.42	4.76
Bosminidae	<i>Bosmina tubicen</i>	sp.7	9.52
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	sp.8	19.05
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	sp.9	4.76
	<i>Ceriodaphnia richardi</i>	sp.10	9.52
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	sp.11	9.52
	<i>Simocephalus daphnoides</i>	sp.43	4.76
	<i>Simocephalus cf. kerhervei</i>	sp.44	4.76
	<i>Simocephalus vetuloides</i>	sp.45	4.76
Moinidae	<i>Moina micrura</i>	sp.33	23.81
	<i>Moina minuta</i>	sp.32	33.33
	<i>Moina reticulata</i>	sp.34	19.05
Macrothricidae	<i>Macrothrix paulensis</i>	sp.28	4.76
	<i>Macrothrix spinosa</i>	sp.29	9.52
	<i>Macrothrix squamosa</i>	sp.30	4.76
	<i>Macrothrix superaculeata</i>	sp.31	23.81
	<i>Macrothrix elegans</i>	sp.27	4.76
	<i>Grimaldina brazzai</i>	sp.21	14.29
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	sp.22	33.33
Chydoridae	<i>Alona intermedia</i>	sp.2	9.52
	<i>Anthalona verrucosa</i>	sp.57	4.76
	<i>Chydorus eurinotus</i>	sp.12	9.52
	<i>Chydorus pubescens</i>	sp.14	4.76
	<i>Ephemeroporus hybridus</i>	sp.18	4.76
	<i>Ephemeroporus tridentatus</i>	sp.19	4.76
	<i>Euryalona brasiliensis</i>	sp.20	9.52
	<i>Euryalona orientalis</i>	sp.59	9.52
	<i>Kurzia longirostris</i>	sp.23	9.52
	<i>Kurzia polypina</i>	sp.24	9.52
	<i>Leberis davidi</i>	sp.25	14.29
	<i>Notoalona sculpta</i>	sp.38	9.52
	<i>Nicsmirnovius incredibilis</i>	sp.37	4.76

Tabela 4. Lista de espécies de copépodes com seus respectivos códigos e índice de constância.

Copepoda			
Cyclopoida		Código	Constância
Cyclopinae	<i>Acanthocyclops robustus</i>	sp.46	4.76
	<i>Mesocyclops ellipticus</i>	sp.48	4.76
	<i>Mesocyclops longisetus</i>	sp.50	4.76
	<i>Mesocyclops meridianus</i>	sp.49	9.52
	<i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i>	sp.52	23.81
Eucyclopinae	<i>Paracyclops</i> sp	sp.60	4.76
Calanoida			
Diaptomidae	<i>Notodiaptomus iheringi</i>	sp.39	14.29
	<i>Notodiaptomus conifer</i>	sp.53	4.76

Foi possível identificar, com base nos valores de CWM - community weighting mean- (Tabelas 5 e 6), que as lagoas possuem distintas composições de traços funcionais. As lagoas Moças e Federal se assemelham nos traços dominantes da comunidade, sendo que estas comunidades apresentaram a dominância de indivíduos com traços característicos de espécies que podem ocupar a coluna d'água e as macrófitas aquáticas: filtração tipo sida, filtração tipo bosmina e suspensão estacionária para o modo de captura do alimento e águas abertas e vegetação para a preferência de habitat (Tabelas 5 e 6).

As lagoas das Moças e Parente foram as únicas que apresentaram variações nos principais grupos tróficos encontrados entre estações, sendo os onívoros como grupo principal na estação seca na lagoa Moças e carnívoros como traço dominante na estação chuvosa na lagoa Parente (Tabelas 5 e 6). Com exceção dos dois casos citados acima para as lagoas Moças e Parente, em todas as lagoas e estações os herbívoros e detritívoros foram os grupos tróficos dominantes (Tabelas 5 e 6).

As lagoas Parente, Mazer e Arizona apresentaram a dominância de traços característicos de espécies bentônicas, sendo escavadoras para estratégia alimentar e benthicas para preferência de habitat. A lagoa do Kaco, por sua vez, foi a única que apresentou certa variação na dominância de traços, apresentando filtração tipo daphnia e

escavadoras como principal estratégia alimentar e águas abertas e bênticas como preferência de habitat (Tabelas 5 e 6).

Quanto ao tamanho corporal, os maiores tamanhos foram encontrados nas lagoas do Mazer e Parente, enquanto que a lagoa Moças apresentou dominância dos menores tamanhos corporais, sendo que todos os maiores e menores tamanhos corporais foram encontrados na estação chuvosa (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5. Lista com CWM - (community weighting mean) dos traços funcionais para o Ano de Estiagem.

Média ponderada dos traços funcionais para o Ano de Estiagem (2013/2014)						
Lagoa	Estação	Estratégia alimentar	Tática de escape do predador	Preferência de habitat	Grupo trófico	Tamanho corporal
Arizona	Seca	escavador	pausa.salto	bêntico	herb.detr	0.76
	Chuvosa	escavador	pausa.salto	bêntico	herb.detr	0.77
Federal	Seca	filt.d	natação.rápida	águas.abertas.vegetação	herb	0.60
	Chuvosa	filt.d	natação.rápida	águas.abertas.vegetação	herb	0.70
Kaco	Seca	filt.d	natação.rápida	águas.abertas.vegetação	herb	0.67
	Chuvosa	filt.d	natação.rápida	águas.abertas.vegetação	herb	0.64
Mazer	Seca	escavador	pausa.salto	bêntico	herb.detr	0.57
	Chuvosa	escavador	pausa.salto	bêntico	herb.detr	0.98
Moças	Seca	susp.est	pausa.salto	águas.abertas	onivoros	0.92
	Chuvosa	filtr.b	natação.reduzida	águas.abertas	herb	0.43
Parente	Seca	escavador	pausa.salto	bênticos	herb.detr	0.68
	Chuvosa	escavador	pausa.salto	bênticos	herb.detr	0.64

Tabela 6. Lista com CWM - (community weighting mean) dos traços funcionais para o Ano Chuvoso.

Média ponderada dos traços funcionais para o Ano Chuvoso (2015/2016)						
Lagoa	Estação	Estratégia alimentar	Tática de escape do predador	Preferência de habitat	Grupo trófico	Tamanho corporal
Arizona	Seca	***	***	***	***	***
	Chuvosa	escavador	pausa.salto	bêntico	herb.detr	0.67
Federal	Seca	filt.d	natação.rápida	águas.abertas.vegetação	herb	0.90
	Chuvosa	filtr.s	natação.rápida	vegetação	herb	0.83
Kaco	Seca	escavador	pausa.salto	bêntico	herb.detr	0.67
	Chuvosa	***	***	***	***	***
Mazer	Seca	***	***	***	***	***
	Chuvosa	escavador	natação.rápida	bêntico	herb	1.03
Moças	Seca	filtr.b	natação.reduzida	águas.abertas	herb	0.57
	Chuvosa	filtr.s	natação.rápida	vegetação	herb	0.71
Parente	Seca	raptorial	pausa.salto	bênticos	omnivorocar nivoros	1.06
	Chuvosa	filtr.s	natação.rápida	vegetação	herb	0.73

*** Lagoas que estavam secas durante o período amostral ou que apresentou apenas uma espécie de microcrustáceo.

As lagoas apresentaram grande variação em sua estrutura taxonômica e funcional entre as estações e os anos amostrados (Figura 2), mas estas variações na estrutura da comunidade não seguiram um mesmo padrão.

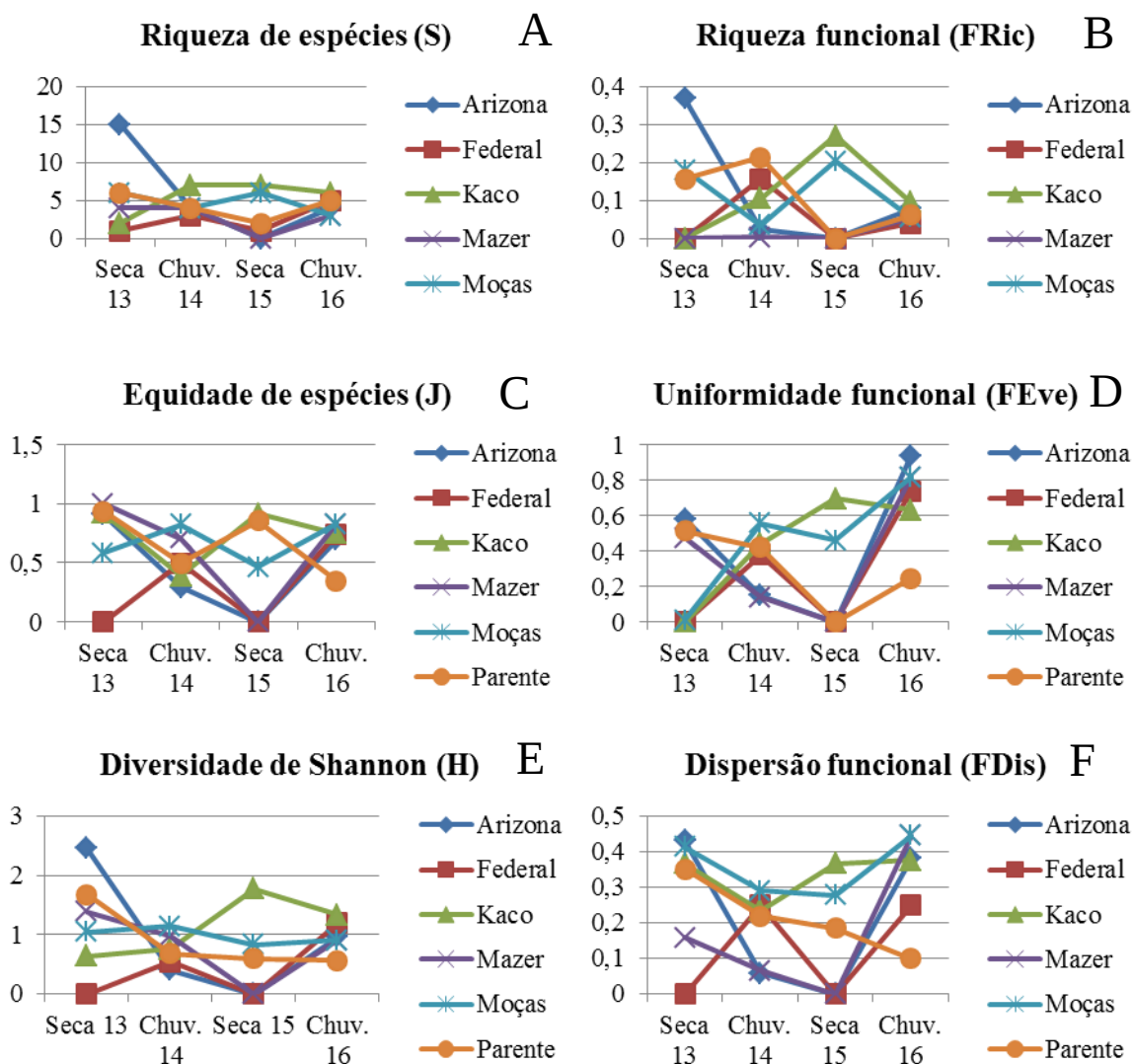


Figura 2. Índices de diversidade taxonômica e funcional encontrados nos diferentes períodos amostrais (seca de 2013, chuvosa de 2014, seca de 2015 e chuvosa de 2016), para cada lagoa. A. Riqueza de espécies (S); B. Riqueza funcional (Ri); C. Equidade de espécies (J), D. Uniformidade Funcional (D), E. Diversidade de Shannon (H), F. Dispersão funcional (FDis).

1.2 Diversidade beta temporal.

Os valores de diversidade beta temporal com base na classificação taxonômica das espécies apresentaram elevados valores de diversidade beta total e de turnover, mostrando que há uma elevada substituição de espécies entre anos amostrais (Tabela 7).

Para os índices de diversidade beta com base na classificação funcional, foi possível identificar algumas variações existentes entre as lagoas, sendo que a lagoa Federal e Parente foram as que apresentaram maiores valores de diversidade beta total e de turnover funcional (Tabela 7). As lagoas Arizona e Mazer também apresentaram elevados valores de diversidade beta total, mas com o aninhamento funcional sendo maior do que o turnover, enquanto que a lagoa Moças apresentou valores intermediários de diversidade beta total, mas também com maior valor de aninhamento. A lagoa Kaco foi a que apresentou o menor valor de diversidade beta total funcional, mas com uma maior contribuição do turnover para os valores de diversidade beta total.

Tabela 7. Valores de diversidade beta temporal, com base na classificação funcional e taxonômica das espécies, para as lagoas amostradas.

Lagoa	Tipo de índice	Turnover	Aninhamento	Div. Beta total
Arizona	Taxonômico	0.88	0.06	0.94
	Funcional	0.19	0.55	0.75
Federal	Taxonômico	0.8	0.08	0.88
	Funcional	0.98	0.01	0.99
Kaco	Taxonômico	0.84	0.04	0.89
	Funcional	0.26	0.02	0.29
Mazer	Taxonômico	0.8	0.09	0.89
	Funcional	0.25	0.57	0.83
Moças	Taxonômico	0.74	0.03	0.78
	Funcional	0.13	0.35	0.49
Parente	Taxonômico	0.84	0.03	0.88
	Funcional	0.78	0.07	0.85

1.3 Variações na composição de espécies entre estações.

A análise de similaridade (ANOSIM) mostrou que no Ano de Estiagem não ocorreram variações significativas na composição funcional e taxonômica das espécies entre as estações seca e chuvosa (Figura 3), enquanto que no Ano Chuvoso (Figura 4) ocorreram variações na composição funcional e taxonômica entre as estações seca e chuvosa.

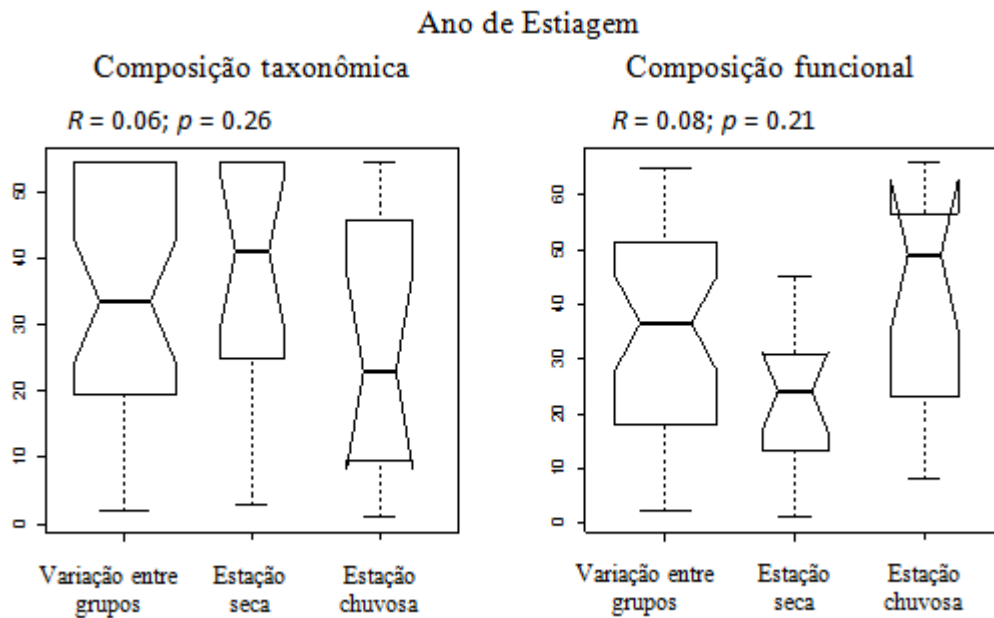


Figura 3. ANOSIM para a comparação da composição de espécies com base na classificação taxonômica e funcional no Ano de Estiagem.

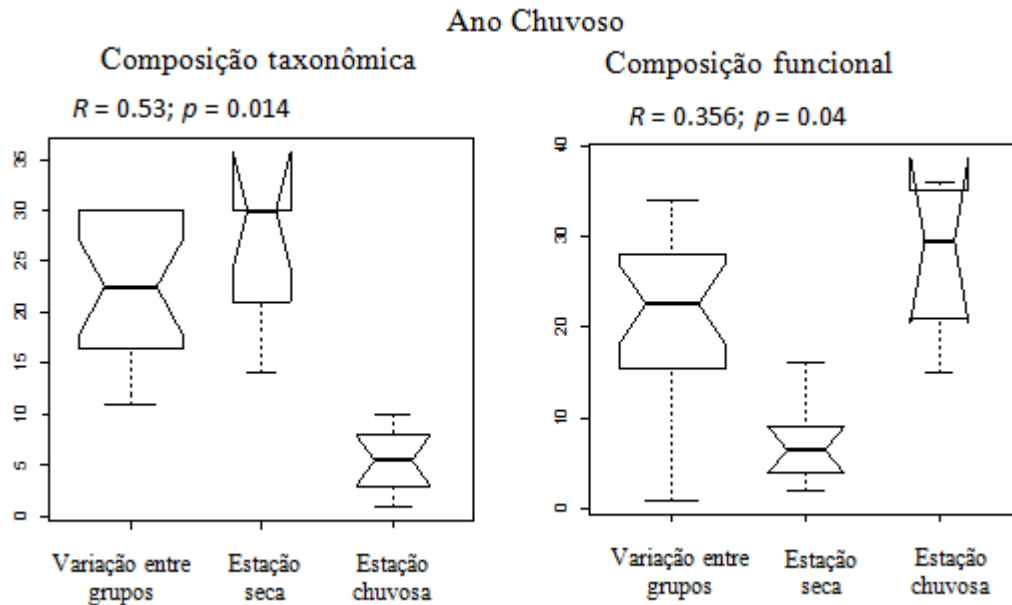


Figura 4. ANOSIM para a comparação da composição de espécies com base na classificação taxonômica e funcional no Ano Chuvoso.

2. Influência dos parâmetros físicos e químicos da água na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

As variáveis limnológicas da água estão descritas na Tabela 8. A análise de ordenação para os pontos amostrais mostrou a formação de dois agrupamentos, sendo estes representados pelas amostras realizadas nos períodos de seca e de chuva, nos anos de Estiagem e Chuvoso (Figura 5). Também foi possível identificar que, quando comparado ao Ano de Estiagem, o Ano Chuvoso apresentou um distanciamento maior dos pontos amostrais na estação seca, enquanto que na chuvosa as lagoas apresentaram grande semelhança em suas variáveis limnológicas.

Tabela 8. Lista dos parâmetros físicos da água nas estações seca e chuvosa para o Anos deEstiagem e o Ano Chuvoso.

Lagoa	Ano amostral	Estação	Profundidade (Prof.)	Temperatura (Temp.)	pH	Transparência (Transp)	OD	Código
Arizona	Estiagem	Chuvosa	0.76	26.0	6.87	0.19	5.77	ariz.raí.2.14
		Seca	0.56	16.7	6.93	0.24	3.00	ariz.dry.14
Federal		Chuvosa	0.91	25.2	6.88	0.68	14.32	fed.raí.2.14
		Seca	0.60	20.9	6.80	0.26	8.99	fed.dry.14
Kaco		Chuvosa	0.47	26.8	6.67	0.47	2.31	kac.raí.2.14
		Seca	0.87	15.3	6.80	0	8.76	kac.dry.14
Mazer		Chuvosa	0.35	23.9	6.17	0.35	2.31	maz.raí.2.14
		Seca	0.35	21.1	6.60	0.35	7.53	maz.dry.13
Moças		Chuvosa	1.70	27.4	6.37	0.75	1.61	moc.raí.2.14
		Seca	1.40	20.7	6.75	1.40	12.04	moc.dry.13
Parente		Chuvosa	0.91	24.3	6.57	0.45	3.93	par.raí.2.14
		Seca	1.34	19.0	6.36	1.0	9.41	par.dry.13
Arizona	Chuvoso	Chuvosa	3.13	29.58	6.00	0.45	1.96	ari.raí.16
		Seca	***	***	***	***	***	***
Federal		Chuvosa	1.83	31.09	6.14	0.55	3.03	fed.raí.16
		Seca	0.74	22.44	5.92	0.33	5.43	fed.dry.15
Kaco		Chuvosa	***	***	***	***	***	***
		Seca	0.42	17.50	5.80	0.42	7.96	kac.dry.15
Mazer		Chuvosa	1.60	29.13	6.24	0.56	0.51	mas.raí.16
		Seca	***	***	***	***	***	***
Moças		Chuvosa	1.82	28.52	7.02	0.57	2.60	moç.raí.16
		Seca	1.24	23.60	5.32	1.24	11.01	moç.dry.15
Parente		Chuvosa	2.55	27.98	6.67	0.70	1.49	par.raí.16
		Seca	0.30	21.60	5.60	0	3.89	par.dry.15

*** Lagoas que estavam secas durante o período amostral ou que apresentou apenas uma espécie de microcrustáceo.

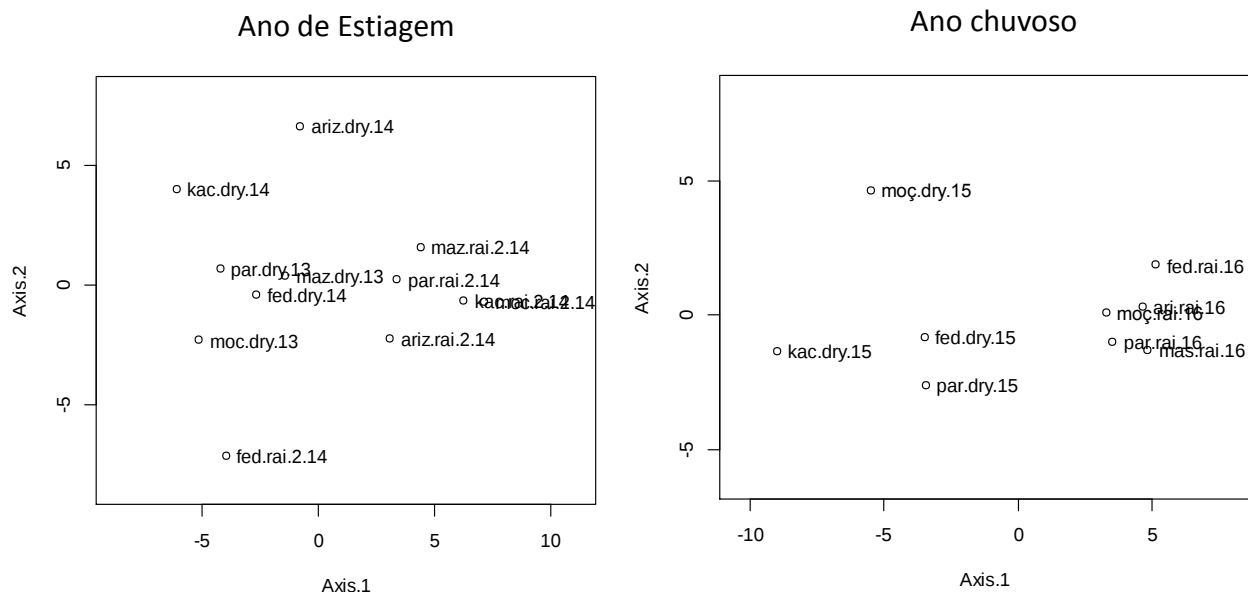


Figura 5. Análise de ordenação (PCoA) das lagoas com base nos parâmetros físicos e químicos da água nas estações seca e chuvosa para o Anos de Estiagem e Ano Chuvoso. Códigos como descritos na Tabela 8.

A análise de redundância (Figura 6) mostrou que a ocorrência das espécies é influenciada pelas variáveis limnológicas da água ($p\text{-value} < 0.05$; *variância do resíduo*: 2.7; *valor de F*: 1.7). Na estação chuvosa do ano de 2016 as lagoas apresentaram os maiores valores de profundidade, favorecendo a ocorrência das espécies *Moina reticulata* (sp 34) e *Diaphanosoma brevireme* (sp 15). A espécie *Macrothrix superaculeata* (sp 31) está associada aos maiores valores de OD, que foram encontrados nas estações chuvosa do ano de 2014 nas lagoas Arizona, Federal e Kaco, enquanto que a lagoa Mazer também apresentou maiores valores de OD na estação seca de 2014. A espécie *Moina micrura* (sp 33) está associada a locais com maiores valores de temperatura.

amostral, não foram encontradas variações sazonais na estrutura das assembléias de microcrustáceos.

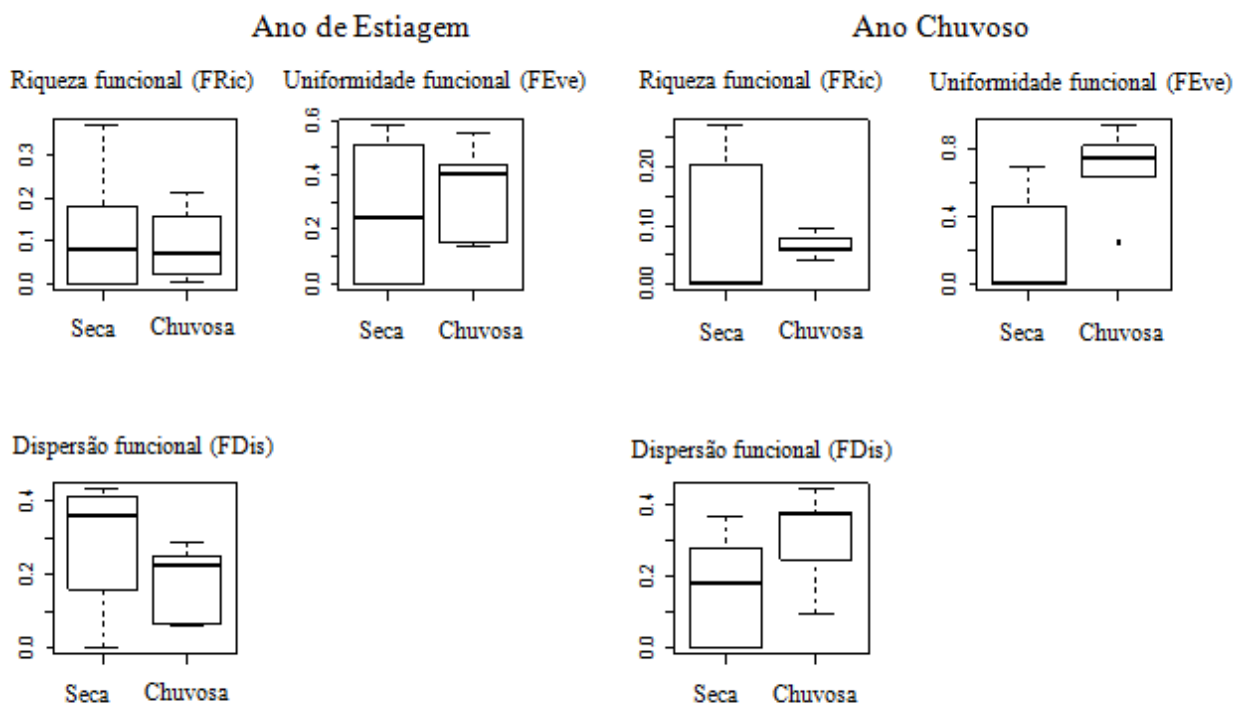


Figura 7. Comparação dos índices de diversidade com base na classificação funcional das espécies entre as estações seca e chuvosa no Ano de Estiagem e no Ano Chuvoso.

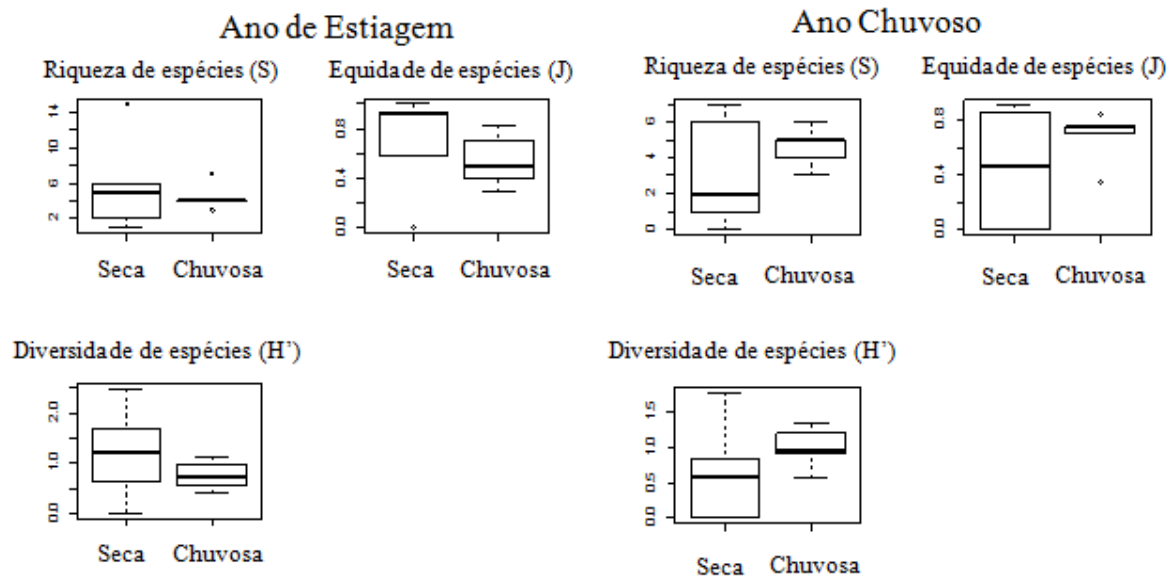


Figura 8. Comparação dos índices de diversidade com base na classificação taxonômica das espécies no Ano de Estiagem e no Ano Chuvoso.

4. Comparação da estrutura das comunidades de microcrustáceos em ambientes sujeitos à diferentes regimes hidrológicos.

A estrutura das comunidades dos açudes apresentaram variações em relação às lagoas marginais (Figura 9). A riqueza funcional, a uniformidade funcional e a riqueza de espécies foram semelhantes entre os dois tipos de ambientes, entretanto, a uniformidade funcional foi maior nos açudes quando comparados às lagoas ($p < 0,05$).

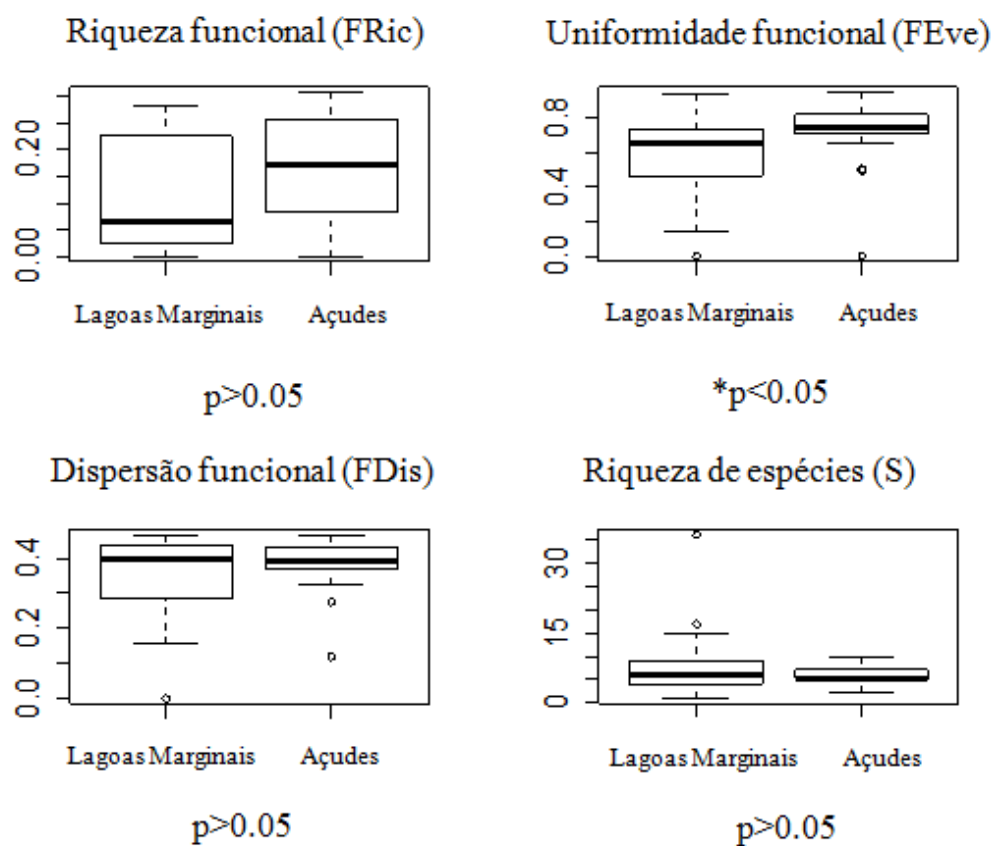


Figura 9. Comparação dos índices com base na classificação funcional e riqueza de espécies entre lagoas marginais e açudes.

Discussão.

As espécies que são consideradas pelágicas ou que são capazes de explorar os recursos existentes na coluna d'água tiveram todos os seus apêndices modificados para a natação ou para a captura de partículas em suspensão (Fryer, 1991), motivo pelo qual foram encontradas em grande abundância somente nos ambientes onde foi possível identificar uma coluna d'água ou um ambiente de águas abertas. As lagoas das moças e federal são lagoas que possuem uma grande extensão, sendo as mais estáveis em termos de profundidade de água. Independente do evento de grande estiagem, estas lagoas permaneceram cheias nos períodos de chuvas, caracterizando em suas partes mais profundas, uma coluna d'água. Estas características refletiram nas abundâncias dos traços funcionais relacionados à preferência de habitat, uma vez que foi possível observar uma maior contribuição, para estas duas comunidades, de espécies que possuem a preferência de habitats por águas abertas e macrófitas.

A elevada abundância de microcrustáceos que são adaptados a viver associados às macrófitas aquáticas nas lagoas das Moças e Federal pode ser explicada pela ocorrência das espécies pertencentes aos gêneros *Bosmina* e *Diapahanosoma*. Estas espécies possuem preferência de habitats de águas abertas, mas também possuem algumas adaptações para utilizar o habitat oferecido pelas macrófitas aquáticas. No caso das espécies pertencentes ao gênero *Bosmina*, os apêndices que são utilizados para a captura de alimento possuem adaptações que permitem uma manipulação mais refinada dos alimentos (Demot & Keeford, 1982), permitindo explorar recursos que não sejam característicos de águas abertas, ou neste caso, utilizar os espaços intersistiais existentes nas partes submersas das macrófitas. No caso dos Sididae, família onde está inserido o gênero *Diaphanosoma*, as macrófitas são utilizadas como um substrato para a fixação, onde a filtragem da água é feita em uma posição estática (Orlova-Bienkowskaja, 2001). Desta forma, as espécies que foram consideradas características de ambientes abertos também são capazes de ocupar a vegetação presente nas zonas litorâneas das lagoas das Moças e Federal, ou como refúgio contra a predação exercida por peixes (Estlander et al., 2009; Lauridsen et al., 1996) ou como uma alternativa de recursos alimentares oferecida pela zona limnética.

As condições existentes nas lagoas Parente, Mazer e Arizona podem ter favorecido a dominância de espécies que possuem traços característicos de espécies bentônicas. As lagoas Mazer e Arizona possuem uma grande extensão, baixa profundidade e uma grande abundância de

macrófitas aquáticas. Além disso, durante os períodos de extrema seca apresentaram uma profundidade muito baixa (abaixo dos 30 centímetros). A ausência de uma região com áreas abertas pode ter restringido, nestas lagoas, a ocorrência de espécies que são filtradoras características de zonas pelágicas e favorecido a dominância de espécies com traços bentônicos, tais como as escavadoras para a estratégia alimentar e bênticas para a preferência de habitat. Os microcrustáceos que são característicos de zonas bentônicas, tais como os pertencentes às famílias Chydoridae, Machrotrichidae e Ilyocryptidae, possuem os seus apêndices modificados com um formato de pá e que são utilizados para escavar o substrato ou raspar as raízes das macrófitas para obter o seu alimento (Fryer, 1968). Estas espécies possuem uma preferência alimentar mais ampla, conseguindo se alimentar ou do perifíton ou do detrito presente no substrato (Debastiani-Júnior et al., 2016). Desta forma, mesmo com as lagoas apresentando uma profundidade baixa, estas espécies conseguem encontrar no substrato dos ambientes ou nas macrófitas aquáticas recursos para sua subsistência.

Na lagoa do Kaco, podemos identificar que houve uma substituição de espécies com estratégia alimentar semelhante às *Daphnias* e características de águas abertas para a dominância de espécies que possuem traços bentônicos, tais como os escavadores para estratégia alimentar e bênticos para preferência de habitat. Como citado anteriormente, a baixa profundidade da lagoa durante o evento de extrema seca pode restringir a ocorrência de espécies que são típicas filtradoras, permitindo somente a ocorrência daquelas espécies que são adaptadas à explorar os recursos oferecidos pelo substrato ou as macrófitas aquáticas.

As diferenças encontradas nos tamanhos corporais para os microcrustáceos entre lagoas pode ter sido ocasionado por alterações na composição de predadores entre pontos amostrais, uma vez que a predação exercida por peixes e larvas de inseto podem selecionar diferentemente os tamanhos corporais de uma comunidade de microcrustáceos. Os predadores invertebrados, tais como as larvas do diptera *Chaoborus*, podem favorecer a dominância de espécies maiores, uma vez que as larvas de *Chaoborus* possuem a preferência por presas de menor tamanho e que se adequam ao tamanho de sua abertura bucal (Castilho-Noll & Arcifa, 2007). Os peixes, por sua vez, predam visualmente e selecionam presas de maior tamanho, o que pode levar a uma dominância de espécies de menor tamanho na comunidade (Lynch, 1980; Iglesias et al., 2011).

Podemos supor então, que alterações na composição de predadores esteja provocando alternâncias de tamanho corporal dos microcrustáceos entre pontos amostrais e entre estações.

Cada lagoa apresentou uma dinâmica sazonal diferenciada para a variação da estrutura da comunidade entre os períodos de amostragem. Não foi possível identificar um padrão na estrutura da comunidade para todas as lagoas, sendo que este, muito provavelmente, foi o motivo pelo qual não foram encontrados resultados significativos na comparação dos índices de diversidade entre estações seca e chuvosa, irrespectivamente ao ano amostral estudado. Este resultado mostra que as características locais são distintas, e que o efeito dos pulso de inundação na estrutura da comunidade de cada lagoa não é homogêneo e pode depender das características bióticas e abióticas de cada lagoa estudada., tais como: tipo de conexão com o rio e com outras lagoas, presença e abundância de macrófitas, formato da lagoa, entre outros.

Os valores de diversidade beta taxonômica foram semelhantes para todas as lagoas, onde foram encontrados altos valores de diversidade beta total com uma elevada substituição de espécies. As comunidades zooplancônicas são dinâmicas e, por se tratarem de organismos que possuem um ciclo de vida curto e sendo extremamente sensíveis à alterações das características locais (Cottenie & De Meester, 2004), podemos esperar uma substituição de espécies entre períodos amostrais, uma vez que as lagoas marginais amostradas apresentaram grande variação de suas características limnológicas entre as estações seca e chuvosa. Outro fator que também pode ter sido responsável pela alta substituição de espécies entre períodos amostrais é a dispersão facilitada das espécies pela calha do rio durante os pulsos de inundação.

Todas as lagoas apresentaram valores similares nos índices de diversidade beta temporal com base na categorização taxonômica, entretanto, com base na categorização funcional foi possível identificar algumas diferenças nas dinâmicas sazonais de cada lagoa. Os elevados valores de diversidade beta total e de turnover funcional para as lagoas Federal e Parente mostram que as comunidades ali presentes foram as mais suscetíveis às alterações nas características limnológicas promovidas pelos pulsos de inundação. A heterogeneidade de recursos entre períodos amostrais pode ter favorecido a ocorrência de novos traços funcionais nestas comunidades, uma vez que ambientes com recursos mais heterogêneos permitem a ocorrência de espécies com diferentes traços para explorar os recursos (Vogt et al., 2013). Também podemos inferir que os recursos foram mais heterogêneos entre períodos amostrais para

estas duas lagoas uma vez que a substituição funcional não veio acompanhada de uma perda de traços na comunidade, mostrando que as alterações sazonais permitiram um incremento de novos traços na comunidade mas sem restringir os recursos para as espécies já estabelecidas anteriormente.

Foi possível observar que a lagoa do Kaco apresenta uma certa variação na dominância dos traços funcionais entre períodos, entretanto, com as análises de diversidade beta funcional foi possível identificar que estas alterações não foram suficientes para modificar a composição de espécies entre períodos amostrais. As lagoas Kaco e Moças foram os pontos amostrais que apresentaram os menores valores de diversidade beta funcional, um indício de que nestes locais a substituição de espécies ocorre entre grupos que possuem os mesmos traços funcionais. Esta pode ser uma característica de ambientes mais estáveis e que não apresentam, durante os pulsos de inundação, alterações em suas características locais capazes de influenciar na composição funcional da comunidade. Desta forma, se as características locais não se alteram entre períodos amostrais, estes ambientes se tornam homogêneos temporalmente, permitindo a substituição de espécies mas somente entre grupos que possuem os mesmos traços ou adaptações para consumir os mesmos tipos de recursos.

As lagoas Arizona e Mazer, por sua vez, apresentaram elevados valores de diversidade beta funcional, mas com uma contribuição elevada do aninhamento de espécies para os valores de diversidade beta, mostrando que nestes locais a substituição de traços funcionais entre períodos amostrais veio acompanhada de uma perda significativa no número de traços na comunidade. Comunidades aninhadas podem ser características de locais que apresentam um filtro ambiental capaz de selecionar apenas algumas espécies que possuem traços específicos que as tornam capazes de suportar as condições ali existentes (Bordignon et al., 2015). Estas duas lagoas apresentaram grande variação em suas características físicas entre períodos amostrais, uma vez que durante os períodos de seca apresentaram valores muito baixos de profundidade, enquanto que nos períodos de chuvas no ano chuvoso, os níveis de água se re-estabeleceram e permitiram a ocorrência de uma coluna d'água. Desta forma, o elevado valor de aninhamento funcional mostra que as restrições ambientais impostas pelos períodos de seca extrema podem ter sido mais intensos para estas comunidades, promovendo desta forma, uma perda de grupos funcionais entre períodos amostrais.

Com base nos resultados das análises de ordenação foi possível verificar que os pulsos de inundação são capazes de alterar as características limnológicas de cada lagoa, e que as alterações dos parâmetros físicos da água entre estações foi diferente para os anos amostrais, mostrando que o período de estiagem nos primeiros anos amostrais foi capaz de influenciar na dinâmica sazonal das características locais proporcionadas pelos pulsos de inundação. No ano de extrema seca, a dispersão dos pontos amostrais irrespectivamente à estação amostrada foi maior quando comparado ao ano de extrema chuva, o que pode ser explicado pela ausência de um pulso de inundação com a intensidade suficiente para extravazar a calha do rio e consequentemente, ser capaz de homogeneizar os ambientes vizinhos. Uma vez isoladas na estação seca, as lagoas marginais podem adquirir características de ambientes lânticos, a chamada limnofase, onde podemos encontrar uma maior heterogeneidade nas características limnológicas entre lagoas (Casanova & Henry, 2004; Ward et al., 1999).

No ano de extrema chuva, por sua vez, conseguimos identificar o efeito dos pulsos de inundação na homogeneização das variáveis limnológicas. Neste ano foi possível observar uma grande dispersão dos pontos amostrais somente durante a estação seca, quando o isolamento das lagoas tornam os ambientes com características limnológicas heterogêneas e proporcionam uma maior dispersão dos pontos amostrais. Durante o período chuvoso, foi possível observar o agrupamento das lagoas, o que pode ser típico de ambientes que sofreram com o efeito de homogeneização proporcionado pelos pulsos de inundação, onde o extravazamento das águas da calha do rio transformam as lagoas desconectadas em um ambiente com características de ambientes lóticos, conectados e com as características limnológicas da água homogêneas entre as lagoas (Granado & Henry, 2012).

Considerando que ocorreram variações na dominância de traços funcionais na comunidade de microcrustáceos das lagoas entre os períodos amostrais, é possível inferir que as alterações nas características limnológicas das lagoas proporcionadas pelos pulsos de inundação são capazes de influenciar na composição funcional de espécies. No ano de extrema seca, não foram observadas variações na composição de espécies entre as estações seca e chuvosa, mostrando que as alterações locais oferecidas pelos pulsos de inundação não foram suficientes para provocar uma alteração significativa na composição das comunidades. Durante o ano de extrema chuva, por sua vez, houve um grande extravazamento de água do rio para as lagoas, onde

foi possível detectar um pulso de inundação capaz de homogeneizar as características locais e desta forma, levar à uma alteração na composição de espécies entre as estações seca e chuvosa. Tais resultados mostram como os pulsos de inundação são importantes nas dinâmicas sazonais dos ambientes, uma vez que podem alterar a composição local das espécies de microcrustáceos irrespectivamente às características de cada comunidade local.

As variáveis limnológicas da água influenciaram a ocorrência de algumas espécies, como era esperado. As espécies *Moina reticulata* e *Diaphanosoma brevireme*, como dito anteriormente, são espécies que possuem apêndices adaptados para a filtragem de partículas em suspensão e adaptados para a exploração dos recursos existentes na coluna d'água (Demott & Kerfoot, 1982), e desta forma, podemos inferir que a associação entre estas espécies e os ambientes mais profundos, durante a estação chuvosa, pode ser explicado pelas adaptações que estes animais possuem para explorar os recursos existentes em ambientes que possuem uma maior profundidade.

As comparações entre a estrutura da comunidade de ambientes com hidrodinâmicas diferentes – lagoas marginais e açudes -, mostram que os pulsos de inundação não representam um distúrbio capaz de enriquecer significativamente as funções em ambientes como as lagoas marginais, como proposto por Stephan et al. (2017). Entretanto, a menor uniformidade funcional observada nas lagoas mostra que as diferenças locais entre as lagoas contribui para que grupos funcionais distintos se sobreponham a outros, sendo difícil encontrar um padrão que demonstre o pulso de inundação atuando da mesma forma e intensidade em cada lagoa. As alterações existentes nas características locais em ambientes com uma maior instabilidade hidrológica podem estar atuando como um filtro e selecionando espécies com traços específicos que as tornam capazes de resistir às restrições ambientais e, desta forma, proporcionando o agrupamento das abundâncias em um determinado traço funcional e diminuindo a uniformidade na comunidade.

As lagoas marginais apresentaram variações sazonais na estrutura da comunidade, na composição de espécies e de traços funcionais, mostrando que os pulsos de inundação podem influenciar na dinâmica das comunidades de microcrustáceos. Entretanto, a oscilação dos índices funcionais entre períodos amostrais não seguem um padrão para todas as lagoas. Os resultados encontrados mostram que há uma grande heterogeneidade funcional entre os diferentes pontos

amostrais e que, embora as lagoas marginais sejam ambientes geograficamente próximos, sujeitas ao distúrbio representado pelo pulso de inundação, também são ambientes com características locais distintas, o que pode levar a diferenças na composição de espécies e na dinâmica sazonal na estruturação da comunidade entre lagoas. Devido às grandes variações proporcionadas pelas características da planície, tais como proximidade das lagoas com o rio, formato das lagoas, tipo de conexão com o rio, abundância de macrófitas, entre outras, o distúrbio representado pelo pulso de inundação, não atua da mesma forma sobre todas as lagoas. Desta forma, o padrão encontrado para a comunidade zooplanctônica neste estudo revela mais a importância das características locais associadas ao pulso de inundação do que os efeitos deste sobre a comunidade de toda a planície

Referências Bibliográficas

- BARNETT, A. J., FINLAY, K., BEISNER, E. B. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 796–813, 2007.
- BASELGA, A., OLRME, C. D. L. betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, p. 808–812, 2012.
- BORDIGNON, C. R., CASATTI, L., PÉREZ-MAYORGA, M. A., TERESA, F. B., BREJÃO, G. J. Fish complementarity is associated to forests in Amazonian streams. **Neotropical Ichthyology**, n. 13, v. 3, p. 579–590, 2015.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M. ARCIFA, M. S. Chaoborus diet in a tropical lake and predation of microcrustaceans in laboratory experiments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 2, p. 163–174, 2007.
- CÉBRIAN, J., WILLIAMS, M., MCCLELLAND, J. VALIELA, I. The dependence of heterotrophic consumption and C accumulation on autotrophic nutrient content in ecosystems. **Ecology Letters**, v. 1, p. 165–170, 1998.
- CIIAGRO online. Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br/>. Acesso em 25/03/2016.
- COTTENIE, K., DE MEESTER, L. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. **Ecology**, n. 85, p. 114–119, 2004.
- CASANOVA, S. M., HENRY, R. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema River and Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 11–26, 2004.
- DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Vozes, Petrópolis, 1983. 472p.
- DEBASTIANI-JÚNIOR J. R., ELMOOR-LOUREIRO L. M. A., NOGUEIRA, M. G. Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 93–100, 2016.
- DEMOTT, W., KERFOOT, W. C. Competition among cladocerans: nature of the interaction between Bosmina and Daphnia. **Ecology**, v. 63, 1949–1966, 1982.
- DOLE-OLIVIER M. J., GALASSI D. M. P., MARMONIER, P., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 63–91, 2000.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**, Editora Universa. Universidade Católica de Brasília. Brasília, 1997. 155p.
- ESTLANDER, S., NURMINEN, L., OLIN, M., VINNI, M., HORPPILA, J. Seasonal fluctuations in macrophyte cover and water transparency of four brown-water lakes: implications for

crustacean zooplankton in littoral and pelagic habitats. **Hydrobiologia**, v. 620, n. 1, p. 109-120, 2009.

FRYER, G. Evolution and the 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**, v. 254, p. 221-382+ p. 384-385, 1968.

FRYER G. 1991. Functional Morphology and the Adaptive Radiation of the Daphniidae (Branchopoda: Anomopoda). **Philosophical Transactions: Biological Sciences**, v. 331, p. 1-99.

GRANADO, D. C., HENRY, R. The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, n. 20, v. 4, p. 265–275, 2008.

GRANADO, D.C., HENRY, R. 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**, v. 40, n. 1, p. 79-89, 2012.

IGLESIAS, C., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., LACEROT, G., CLEMENTE, J. M., SCASSO, F., KRUK, C., GOYENOLA, G., GARCIA-ALONSO, J., AMSINCK, S., PAGGI, J. C., PAGGI, S. J., JEPPESEN, E. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. **Hydrobiologia**, v. 667, p. 133–147, 2011.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R. The flood pulse concept in river-floodplain system. In: D.P. Dodge (ed.) **Proceedings of the International Large River Symposium**. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 1989. p. 127.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299-305, 2010.

LAURIDSEN, T. L., PEDERSEN, L. J., JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M. The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. **Journal of Plankton Research**, v. 18, p. 2283-2294, 1996.

LAVOREL, S., GRIGULIS, K., MCINTYRE, S., WILLIAMS, N. S. G., GARDEN, D., JOSH, D., BERMAN, S., QUÉTIER, F., TRÉBAULT, A., BONIS, A. Assessing functional diversity in the field - methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, p. 134-147, 2008.

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

LYNCH, M. 1980. The evolution of cladoceran life histories. **The Quarterly Review of Biology**, v. 55, p. 23-42.

MARENGO, J. A., NOBRE, C. A., SELUCHI, M. E., CUARTAS, A., ALVES, L. M., MENDIONDO, E. M., OBRÉCON, G., SAMPAIO, G. A seca e a crise hídrica de 2014 - 2015 em São Paulo. **Revista USP São Paulo**, v. 106, p. 31-44, 2015.

MELÃO, M. G. G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladoceros e copepodos de águas continentais brasileiras. In: POMPEO, M.L.M. (ed.) **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. 198 p.

ORLOVA-BIENKOWSKAJA, M. Y. Cladocera: Anomopoda, Daphniidae: Genus Simocephalus. In: Drumont HJF (Ed.), **Guides to identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World**. The Netherlands: Backhuys Publishers. 2001. 127 p.

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

SENDACZ, S., KUBO, E. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 9, p. 51-89, 1982.

SILVA, W. M., MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 521-531, 2005.

STEPHAN, L. R., CASTILHO-NOLL, M. S. M.C., HENRY, R. Comparison among zooplankton communities in hydrologically different lentic ecosystems. **Limnetica**, v. 36, n. 1, p. 99-112, 2017.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M. SIEMAN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Process. **Science**, v. 277, p. 1300-1302, 1997.

VILLÉGER S, MASON N. W. H., MOUILLOT D. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290-2301, 2008.

VOGT R. J, PERES-NETO P, BEISNER B. E. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. **Oikos**, v. 000, p. 001-010, 2013.

WARD, J.V., TOCKNER, K., SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Rivers Research and Applications**, v. 15, p. 125-139, 1999.

WILLIAMSON, C. E. & REID, J., 2001. Copepoda. In: JAMES, T., and COVICH, A. P. (eds) **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**, San Diego: Academic Press. 954 p.

Capítulo 2. Influência da predação por peixes na estrutura funcional das assembléias de
microcrustáceos

Influência da predação por peixes na estrutura funcional das assembleias de microcrustáceos.

Resumo

A predação e as características locais são dois fatores que podem influenciar a estrutura das assembleias de microcrustáceos litorâneos e limnéticos. Este trabalho tem por objetivo avaliar se a predação por peixes pode influenciar a estrutura funcional das assembleias de microcrustáceos, e se a presença das macrófitas interfere nas interações tróficas entre peixes e microcrustáceos. Para avaliar a influência da predação sobre a estrutura das assembleias de microcrustáceos e sua relação com as macrófitas aquáticas, foi realizado um experimento pela implementação de mesocosmos. Os índices da diversidade funcional utilizados para avaliar a estrutura das assembleias foram riqueza funcional, uniformidade funcional e dispersão funcional, bem como as densidades dos grupos funcionais foram comparadas entre tratamentos. A abundância e a estrutura funcional dos microcrustáceos foi influenciada pela presença dos peixes e das macrófitas aquáticas no experimento, onde foram encontrados maiores valores de riqueza funcional nos mesocosmos com a presença de peixes e macrófitas, enquanto que a uniformidade e a dispersão funcional diminuíram nos mesocosmos com a presença dos peixes e das macrófitas. Nas lagoas marginais, não foram encontradas associações entre a estrutura funcional dos microcrustáceos e a predação por peixes. Com este estudo conseguimos mostrar que a presença dos peixes e das macrófitas aquáticas são fatores que podem influenciar na estrutura das assembleias de microcrustáceos, entretanto, em ambientes naturais a estrutura das assembleias não se relacionam com as taxas de predação, a influência exercida por alterações nas características locais, como os efeitos do pulso de inundação, pode ser um fator mais intenso na estruturação das assembleias de microcrustáceos do que a predação por peixes.

Palavras chave: lagoas marginais, diversidade funcional, predação por peixes, macrófitas aquáticas.

Abstract

Predation and local characteristics are two factors that can influence the structure of littoral and limnetic microcrustaceans assemblages. This work aims to evaluate whether fish predation may influence the functional structure of microcrustacean assemblages and whether the presence of macrophytes interferes in the trophic cascades between fish and microcrustaceans. In order to evaluate the influence of predation on the structure of microcrustacean assemblages and their relationship with aquatic macrophytes, an experiment was carried out by the implementation of mesocosmos. The indexes of functional diversity used to evaluate the structure of the assemblies were functional richness, functional uniformity and functional dispersion, as well as functional group densities were compared between treatments. The abundance and functional structure of microcrustaceans was influenced by the presence of fish and aquatic macrophytes in the experiment, where higher values of functional richness were found in the mesocosmos with the presence of fish and macrophytes, whereas the uniformity and the functional dispersion decreased in the mesocosmos with of fish and macrophytes. In marginal lagoons, no association was found between the functional structure of microcrustaceans and fish predation. With this study we show that the presence of aquatic fishes and macrophytes are factors that can influence the structure of microcrustacean assemblages; however, in natural environments, the assemblage structure is not related to predation rates and the influence exerted by changes in local characteristics, as the effects of the flood pulse, may be a more important factor structuring the microcrustacean assemblages when compared to fish predation.

Key words: Oxbow lakes, functional diversity, fish predation, aquatic macrophytes

Introdução

As comunidades zooplanctônicas são resistentes a novas invasões de espécies, indicando que sua estrutura depende das interações interespecíficas relacionadas à competição e às taxas de predação (Shurin, 2000). Em ambientes tropicais, os peixes e as larvas de *Chaoborus* são considerados predadores importantes e que podem selecionar na comunidade de suas presas indivíduos ou espécies com diferentes características. Os peixes predam visualmente e possuem preferência por espécies de maior tamanho (Lynch, 1980), enquanto que as larvas de *Chaoborus* possuem percepção mecânica e preferência por presas menores, e que se enquadram no tamanho de sua abertura bucal (Ward & Whipple, 1959; Castilho-Noll et al, 2007). Deste modo, a estrutura das comunidades de microcrustáceos pode ser influenciada pela abundância e composição dos predadores presentes no ambiente.

A seletividade dos peixes e larvas de *Chaoborus* em relação às presas poderá atuar como um filtro ambiental selecionando, na comunidade de microcrustáceos, espécies com características distintas (Neill, 1981; Elser et al., 1987; Arcifa, 2000), sendo que, tais características ou adaptações determinam a capacidade da presa em resistir no ambiente mesmo sob eventos de intensa predação. Estas características podem ser utilizadas como traços funcionais e para este tipo de classificação, são consideradas como traços resposta, uma vez que refletem a resposta das espécies aos gradientes ambientais (Lavorel et al., 2008), sejam estes oferecidos pela predação ou outras características locais que afetam a estrutura das comunidades.

Os traços que se adequam para serem utilizados na classificação funcional dos microcrustáceos são: tática de escape do predador, tamanho corporal, estratégia alimentar, preferência de habitat e grupo trófico (Barnet et al., 2007), sendo que, dentre estes, apenas a tática de escape do predador e o tamanho corporal podem ser associados de forma direta como traços resposta à predação. No caso do tamanho corporal, as larvas de *Chaoborus* possuem preferência por indivíduos menores e que se enquadram no tamanho de sua abertura bucal (Castilho-Noll & Arcifa, 2007), enquanto que os peixes predam visualmente e possuem preferência por presas de maior tamanho (Iglesias et al., 2011). Entre as espécies de peixes também são encontradas variações em relação à sua seletividade por tamanhos que podem depender de fatores ontogenéticos, como no caso da tilápia, que exercem a predação visual sobre os microcrustáceos somente em suas fases larvais, passando a consumir espécies que possuem uma menor motilidade

em sua fase adulta através da filtragem realizada pelas suas brânquias (Ibrahim et al., 2015). Desta forma, a predação sobre os grupos funcionais de microcrustáceos podem depender da composição dos predadores e de sua fase de desenvolvimento e das espécies presentes na comunidade.

O grupo trófico, estratégia alimentar e preferência de habitat de microcrustáceos são traços que não estão relacionados de forma direta à predação. Entretanto, uma vez que a diversidade funcional reflete os diferentes recursos e as condições às quais as espécies estão sujeitas na comunidade (Tilman et al., 1997; Villéger et al., 2008; Laliberté and Legendre, 2010), a utilização destes traços pode ser útil para fornecer respostas de quais serão as dimensões do nicho vagas oferecidas pela remoção das espécies através da predação. Ao observarmos quais são as presas preferenciais e quais são os recursos utilizados por estas mesmas presas poderemos inferir qual será o espaço ou nicho vago proporcionado pela predação que estará disponível para ser utilizado por outras espécies na comunidade. Neste sentido, a predação poderá atuar como um agente estabilizador ou perturbador da comunidade, dependendo do nicho utilizado pelas espécies que estão sendo predadas.

Se a predação por peixes ou larvas de *Chaoborus* ocorrer sobre espécies que utilizam diferentes dimensões do nicho, ela pode atuar como um agente facilitador, uma vez que predadores podem indiretamente, facilitar a invasão por espécies de níveis tróficos mais baixos que seriam excluídos por interações com suas presas (Shurin & Allen, 2001). Por sua vez, se a predação for muito intensa e sobre apenas uma espécie ou grupo funcional, ela poderá diminuir a riqueza local e os traços da comunidade. Na diversidade funcional, podemos inferir que a predação que ocorre sobre um grupo funcional específico pode diminuir a dispersão e a uniformidade dos traços na comunidade, uma vez que retira da comunidade traços que poderiam estar presentes e agrupam espécies com as adaptações semelhantes que as permitem escapar dos predadores presentes. Este mesmo agrupamento de traços pode levar a uma menor complementariedade de nichos, uma vez que estará sendo utilizada apenas uma parte dos recursos disponíveis (Manson et al., 2013).

Existem determinadas alterações associadas à composição de peixes nas lagoas marginais que são dependentes dos pulsos de inundação e que de forma indireta, poderá influenciar nas taxas de predação dos principais grupos funcionais de microcrustáceos. As espécies migratórias

de peixes utilizam as lagoas como berçários naturais, uma vez que a abundância de organismos planctônicos e a presença de macrófitas significam refúgio e alimento para as fases iniciais de desenvolvimento durante a limnofase (Esteves, 2011). Durante os períodos de seca, os indivíduos jovens de peixes se desenvolvem nas lagoas e o retorno aos sistemas fluviais ocorre após a reconexão das lagoas marginais com o rio (Esteves et al., 2000). Desta forma, podemos esperar que durante o período de seca, a elevada abundância dos indivíduos jovens de peixes poderá acarretar em alterações nas taxas de predação dos principais grupos funcionais dos microcrustáceos.

Neste sentido, a presença das macrófitas aquáticas pode ser considerada um fator que influenciará nas relações tróficas que existem entre peixes e microcrustáceos. Para as zonas temperadas, foram encontrados indícios de que as macrófitas aquáticas são utilizadas como refúgio pelos microcrustáceos pelágicos em um movimento de migração horizontal diário (Lauridsen et al., 1996; Burks et al., 2002). Para as zonas subtropicais, entretanto, a influência das macrófitas nas relações tróficas entre peixes e microcrustáceos é mais complexa, uma vez que, por se reproduzirem durante todo o ano e serem muito sujeitos à predação por peixes piscívoros nas zonas limnéticas, indivíduos jovens de peixes podem ocupar as macrófitas como refúgio aumentando nas zonas litorâneas, as taxas predação sobre os microcrustáceos (Iglesias et al., 2007, Meerhoff et al., 2006). Sendo assim, os padrões existentes nas relações tróficas entre os peixes e a comunidade de microcrustáceos podem ser diferentes nas zonas tropicais quando comparadas às zonas temperadas.

Como dito anteriormente, a competição interespecífica e a predação são dois fatores importantes na estruturação das comunidades de microcrustáceos, portanto, o objetivo geral deste trabalho é investigar se a predação por peixes influencia na diversidade funcional das assembleias de microcrustáceos e se as macrófitas aquáticas podem influenciar nas relações tróficas existentes entre presa e predador. Sendo assim, temos as seguintes hipóteses: 1. A predação por peixes influencia a estrutura funcional das comunidades de microcrustáceos, e esta influência pode variar com a presença de macrófitas flutuantes. 2. O pulso de inundação altera as taxas de consumo dos cladóceros por peixes, influenciando na abundância dos principais grupos funcionais e alterando a estrutura funcional das assembleias.

Objetivos

Para conseguir responder às hipóteses do estudo, a influência da predação sobre as comunidades será testada por meio de um experimento e por coletas realizadas em ambientes naturais. Para tanto, os seguintes objetivos específicos foram delimitados para a realização do trabalho:

1. Verificar, por meio de experimento, quais os grupos funcionais que são presas preferenciais dos peixes, na presença e ausência das macrófitas aquáticas.
2. Verificar a influência da predação por peixes na composição funcional das comunidades de microcrustáceos litorâneos e limnéticos, na presença e na ausência das macrófitas aquáticas.
3. Identificar quais são os grupos funcionais de cladóceros consumidos nas lagoas marginais.
4. Verificar se há variações nas taxas de predação dos principais grupos funcionais dos cladóceros associadas aos pulsos de inundação.

Materiais e métodos.

1. Influência dos peixes e macrófitas sobre a estrutura funcional dos microcrustáceos

Para verificar a influência dos peixes e das macrófitas aquáticas na estrutura funcional dos microcrustáceos um experimento foi realizado utilizando a implementação de mesocosmos no ambiente, seguindo a metodologia descrita por Arcifa & Guagnoni (2003) e Caltinho-Noll & Arcifa (2007).

1.1 Área de estudo

O experimento foi realizado em um açude localizado na Fazenda Experimental do Pólo Regional Centro Norte na cidade de Pindorama, Estado de São Paulo, Brasil (48° 55' 41.5" W and 21° 13' 31.4" S). O local de estudo se localiza em uma região tropical, com um inverno seco (Alvares et al., 2013). A comunidade aquática deste açude possui espécies zooplancônicas pertencentes a diferentes gêneros, com diferentes tamanhos, tais como *Simocephalus*, *Daphnia*, *Machrotrix*, *Ilyocryptus*, além das larvas predadoras de *Chaoborus* e peixes do gênero *Astyanax* (Câmara, 2011; Câmara et al., 2012).

1.2 Design experimental.

O experimento foi realizado em conjunto com outro projeto, sendo a metodologia a seguir descrita em acordo com Santos (2017). Os mesocosmos foram montados por meio de uma estrutura plástica aberta em sua parte superior e inferior, com anéis de alumínio servindo de sustentação para o plástico. Estes anéis foram anexados em sua parte superior à boias e na parte inferior foram anexados à poitas, de forma a criar um cilindro isolado e fixo, mas que possibilitasse o acesso dos animais ao sedimento. Apresentaram 1.3 m de diâmetro e volume médio de 5.63 m³ (± 0.65) e, para prevenir a entrada de peixes, foi anexada no fundo rede de malha de 1 cm. Foram inseridos na zona limnética do açude compreendendo toda a coluna d'água, da superfície até o fundo (Figuras 1 e 2).

O experimento teve duração de 6 semanas e consistiu em 3 tratamentos, contendo 4 réplicas (Tabela 1 e Figura 1). As comunidades de microcrustáceos foram provenientes do próprio açude e já foram descritas por Câmara et al. (2012). O peixe utilizado no experimento, *Astyanax lacustris* Lütken, 1875, possuía média de tamanho de 6.38 cm (± 0.83) e foram adicionados na densidade de 3 ind./m³. As macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms (1883) foram obtidas também no próprio açude e inseridas de forma a cobrirem 50% da superfície dos mesocosmos. Durante o experimento, a quantidade de macrófitas foi controlada no intuito de manter a mesma porcentagem de cobertura.

Tabela 1. Descrição dos tratamentos utilizados no experimento.

Tratamento	Zooplâncton	<i>Chaoborus</i>	Peixes	Plantas aquáticas
Controle (I)	X	X		
Peixes (II)	X	X	<i>Astyanax lacustris</i>	
Peixes + macrófitas (III)	X	X	<i>Astyanax lacustris</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>

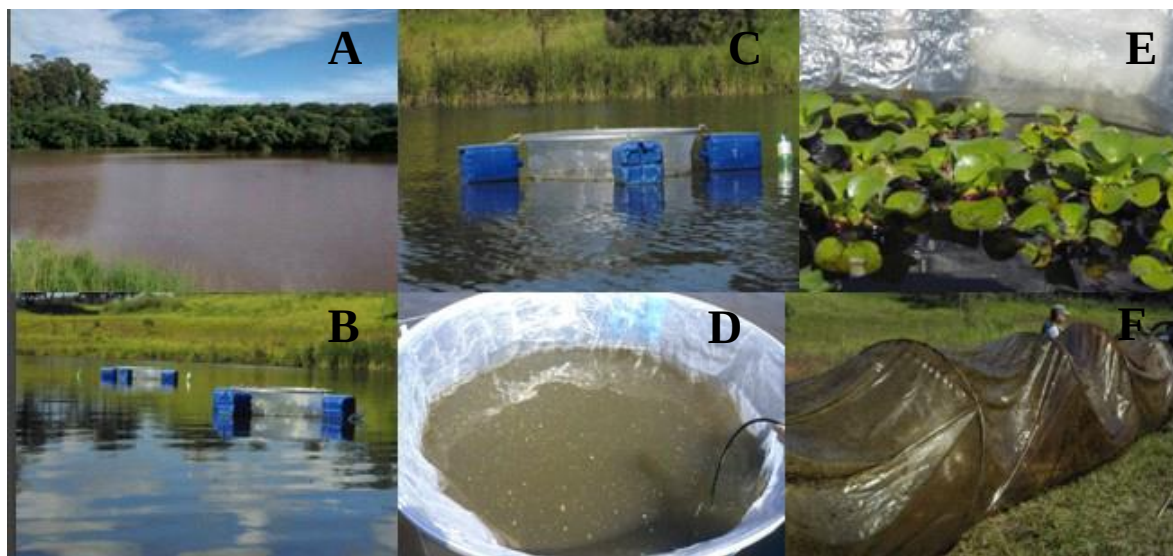


Figura 1. Imagens dos mesocosmos. Em A, B e C estão demonstrados os mesocosmos implementados no ambiente; em D, E e F a estrutura dos cilindros; em D e E, os tratamentos sem e com macrófitas, respectivamente.

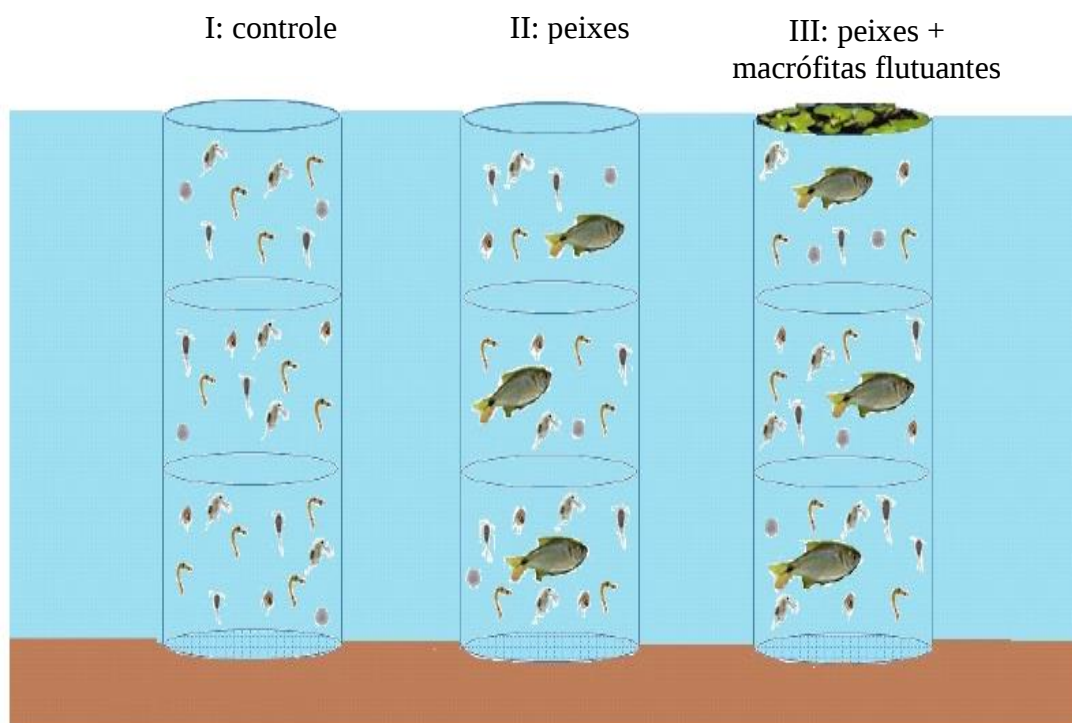


Figura 2. Design experimental.

1.3 Descrição das espécies utilizadas.

Eichhornia crassipes (C. Mart.) Solms (1883)



Figura 3. Espécie de macrófita aquática utilizada para avaliar a influência das macrófitas aquáticas na estrutura das assembleias de microcrustáceos e sua influência nas relações tróficas entre peixes e microcrustáceos.

Eichhornia crassipes, também conhecida como aguapé, é uma planta aquática da família Pontederiaceae, nativa da Bacia Amazônica e ocorre em todo o território brasileiro, com distribuição nas zonas tropicais e subtropicais entre 39 ° N e 39 ° S (Téllez et al., 2008). Recentemente, foi introduzida nas regiões temperadas como uma planta ornamental, devido à beleza de suas flores (Amaral, 2008). A temperatura é um dos fatores principais para o seu crescimento, junto com o pH entre 6 e 8, altas concentrações de nitrato e outros fatores. Condições favoráveis promovem o seu rápido desenvolvimento e proliferação, causando grandes impactos nos ambientes aquáticos (Téllez et al., 2008).

Astyanax lacustris Lütken, 1875



Figura 4. Espécie de peixe utilizada para avaliar a influência da predação por peixes nas assembleias de microcrustáceos.

O gênero *Astyanax* é um dos mais comuns e diversificados da família Characidae nas regiões tropicais. O gênero possui centenas de espécies que são abundantes nas bacias brasileiras (Garutti & Britski, 2000). Em outros estudos foi mostrado que a espécie *Astyanax lacustris*, também conhecido como lambari de cauda amarela, possui uma plasticidade alimentar que pode ser considerada onívora e/ou zooplantivora (Lucena & Soares, 2016; Esteves & Galleti, 1995; Arcifa et al., 1991).

1.3 Estrutura funcional da comunidade

Para as análises da estrutura funcional da comunidade, utilizamos os seguintes índices análogos de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (Eve) e dispersão funcional (FDis). A riqueza funcional (FRic) representa o volume do espaço funcional ocupado pela comunidade, enquanto que a uniformidade funcional (FEve) é a regularidade de abundância neste volume (Villéger et al., 2008). A dispersão funcional (FDis) representa a distância média das espécies no espaço multidimensional de traços funcionais para o centroide de todas as espécies, sendo que esta medida pode levar em consideração as abundâncias relativas das espécies, deslocando a posição do centroide entre as espécies mais abundantes e, em seguida, ponderar as distâncias das espécies por sua abundância relativa (Laliberté & Legendre, 2010),

sendo que, a distância das espécies foi calculada utilizando-se o coeficiente de dissimilaridade de Gower. Todos os índices funcionais foram calculados usando o pacote FD disponível o programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

1.3.1. Traços utilizados para a classificação funcional da comunidade.

O tipo de alimentação, tamanho corporal médio, preferência de habitat e grupo trófico são características que podem ser prontamente utilizadas para análises de diversidade funcional (Barnett et al., 2007). A classificação das espécies com base nos traços funcionais foi feita com base na literatura disponível. Na tabela 2 estão listados todos os traços funcionais utilizados para a classificação das espécies e suas respectivas siglas utilizadas nas análises estatísticas.

a. Estratégia alimentar: Este traço captura a maneira pela qual as espécies ou grupos funcionais obtêm seu alimento (Tabela 2). É a característica mais complexa e algumas melhorias foram feitas a partir classificação proposta por Barnett et al. (2007), porque os ambientes tropicais têm uma maior diversidade de espécies, e consequentemente, uma maior variedade de tipos de alimentação. DeMott e Kerfoot (1982) classificaram os tipos de alimentação de cladóceros como: filtração do tipo Daphnia, quando a filtragem ocorre em uma posição estacionária com os aparelhos de filtragem na terceira e quarta pernas; tipo Sida, que é semelhante ao tipo Daphnia, mas o aparelho está localizado nas primeiras cinco pernas; e tipo Bosmina, que se caracteriza pela natação horizontal ativa e por um aparelho de filtração menos desenvolvido nos apêndices torácicos. Os copépodes podem ser classificados em dois tipos: raptorial, para os animais que capturam e matam ativamente suas presas; e suspensão estacionária, para organismos que são mais passivos e nadam menos. Neste estudo também foram incluídos mais dois tipos de alimentação: os escavadores e os anexadores. Os organismos escavadores escavam o substrato para se alimentar de perifíton ou detritos sobre a lama, sendo a maioria destes animais pertencentes ao grupo dos chydorídeos (Fryer, 1968; Dole-Olivier et al., 2000). As anexadoras se fixam em substratos, tais como as macrófitas, a partir das quais filtram água para se alimentar (Orlova-Bienkowskaja, 2001).

b. Tamanho do corpo: o tamanho médio do corpo é uma característica contínua (Tabela 2) e foi determinada de acordo com a literatura.

c. Preferência do habitat: a preferência do habitat para microcrustáceos foi dividida em três categorias gerais: bênticos, para organismos que possuem a preferência em ocupar o habitat bentônico; águas abertas, para organismos que ocupam essencialmente a coluna d'água; e

vegetação, para aqueles que vivem associados com as macrófitas nos ambientes litorâneos (Tabela 2). Algumas espécies, como por exemplo *Moina minuta* ocupam habitats tanto cobertos por macrófitas como também as águas abertas da coluna d'água, sendo assim, classificadas em uma categoria com dois traços combinados, sendo esta vegetação-águas abertas.

d. Grupo trófico: Dividimos as principais categorias tróficas baseadas em fontes de presas primárias: herbívoros, omnívoros, carnívoros e detritívoros (Tabela2). Para as espécies com preferências alimentares que abrangem mais de um tipo de presa, foram criados grupos combinados: omnívoros-carnívoros e herbívoros-detritívoros.

e. Tática de escape do predador: Este traço representa a forma pela qual os organismos alteram seus movimentos natatórios para evitar a predação. Existem três categorias principais: natação reduzida, pausa e salto e natação rápida (Tabela 2)

Tabela 2. Traços utilizados para a categorização funcional das espécies, seus respectivos grupos e códigos.

Traço funcional	Grupo funcional	Código
Tamanho corporal	Traço contínuo, sem categorização em grupo funcional	tamanho.corporal
Estratégia para captura de alimento	Escavadores	escavador
	Filtradores do tipo bosmina	filtr.b
	Filtradores do tipo daphnia	filtr.b
	Filtradores do tipo sida	filtr.s
	Anexadoras de superfícies	anexadoras
	Raptorais que predam ativamente sua presa	raptorial
	Suspensão estacionária	susp.est
Tática de escape do predador	Pausa e salto	pausa.salto
	Natação reduzida	natação.reduzida
	Natação rápida	rapid.swim
Preferência de habitat	Bentônicos	bêntico
	Pelágicos	águas.abertas
	Macrófitas aquáticas	vegetação
Grupo trófico	Herbívoros	herb
	Detritívoros	detr
	Onívoros	onívoros
	Carnívoros	carnívoros

1.3.2. Média ponderada dos traços funcionais: CWM (Community Weigthed Mean)

O CWM é um índice que dá o peso do traço para a comunidade, e pode ser utilizado para verificar qual o traço apresenta maior peso para a composição funcional de um dado local. O cálculo pode ser definido como a média dos valores dos traços presentes na comunidade ponderados pela abundância relativa da espécie que possui o traço (Lavorel et al., 2008) com sua fórmula dada por: $CWM = \sum_{i=1}^n p_i \times \text{traço}_i$ (onde: p_i = contribuição relativa da espécie i na comunidade, traço_i = valor do traço i na comunidade). Quanto maior o valor, maior foi a contribuição do traço para a composição funcional do local amostrado.

1.4 Análises estatísticas

Com o intuito de verificar se há alterações na densidade dos grupos funcionais entre tratamentos uma análise de variância para medidas repetidas foi realizada utilizando a densidade dos grupos funcionais amostrados em cada mesocosmo como variável resposta. As análises foram realizadas utilizando o pacote *vegan*, disponível no programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

A análise da estrutura funcional das comunidades de microcrustáceos foi realizada utilizando os seguintes índices da diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), e dispersão funcional (FDis). A comparação dos índices da diversidade funcional entre tratamentos foi realizada por meio de uma Análise de Variância para Medidas Repetidas, utilizando o pacote *vegan*, disponível no programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

A comparação da composição funcional dos microcrustáceos entre tratamentos foi realizada por meio de um procedimento de permutação multi resposta (MRPP), uma vez que esta análise é indicada para avaliar variações na composição de espécies quando há mais de dois grupos para serem avaliados. Como variável resposta, foram utilizados os valores da CWM (Community Weigthed Mean), sendo que esta medida representa a contribuição de cada grupo funcional na comunidade. Para a realização desta análise foi utilizado o pacote *vegan* disponível no programa estatístico R (R para Computação Estatística, Viena, Áustria).

2. Influência dos pulsos de inundação nas taxas de predação dos peixes sobre os grupos funcionais de cladóceros

Os dados referentes à influência da predação sobre os microcrustáceos são provenientes de outro projeto de doutorado realizado em parceria com este estudo (Paternina, 2016) que objetivou avaliar a importância dos cladóceros para a alimentação dos peixes, motivo pelo qual os dados apresentados neste trabalho referem-se à influência da predação por peixes sobre aspectos funcionais apenas dos cladóceros. Para verificar se há associação entre os pulsos de inundação e as taxas de predação dos peixes sobre os grupos funcionais de cladóceros, foram avaliados os conteúdos estomacais dos peixes coletados em lagoas marginais ao rio, em três períodos distintos: na estação seca, intermediária e chuvosa. Na estação chuvosa podemos observar a inundação das áreas adjacentes ao rio com grande conexão com as lagoas marginais, o que denominamos pulso de inundação, enquanto que na estação seca a água do rio se encontra em nível baixo e as lagoas possuem pouca ou nenhuma conexão com o rio. Foram realizadas coletas periódicas de peixes, em três períodos distintos para que fosse possível um monitoramento periódico do local com o intuito de identificar o início e o término dos períodos de inundação. As coletas correspondentes à estação seca, intermediária e chuvosa foram realizadas no mês de agosto de 2013, novembro de 2013 e abril de 2014, respectivamente.

2.1 Caracterização dos ambientes

O Rio Turvo é um rio que nasce na cidade de Monte Alto no Estado de São Paulo, percorre as regiões norte e noroeste do Estado, na UGRHI 15 – Turvo-Grande, e deságua no Rio Grande próximo à cidade de Cardoso (Figura 5). Representa um dos mais importantes recursos hídricos da região, sendo que, em seu trecho médio e inferior, apresenta muitas lagoas marginais formando uma extensa planície de inundação. O estudo foi desenvolvido em lagoas marginais (Tabela 3) localizadas próximas ao km 12 da rodovia BR-153 entre as cidades de Nova Granada e Icém (20°25'S e 49°16'W). O clima da região é classificado como tropical, quente e chuvoso (Alvares et al., 2013), com uma estação seca de Abril a Setembro e uma estação chuvosa de Outubro a Março. A vegetação original era constituída por floresta estacional semidecidual e savana, tendo sido, ao longo dos anos, quase que totalmente substituída por pastagens e plantações.

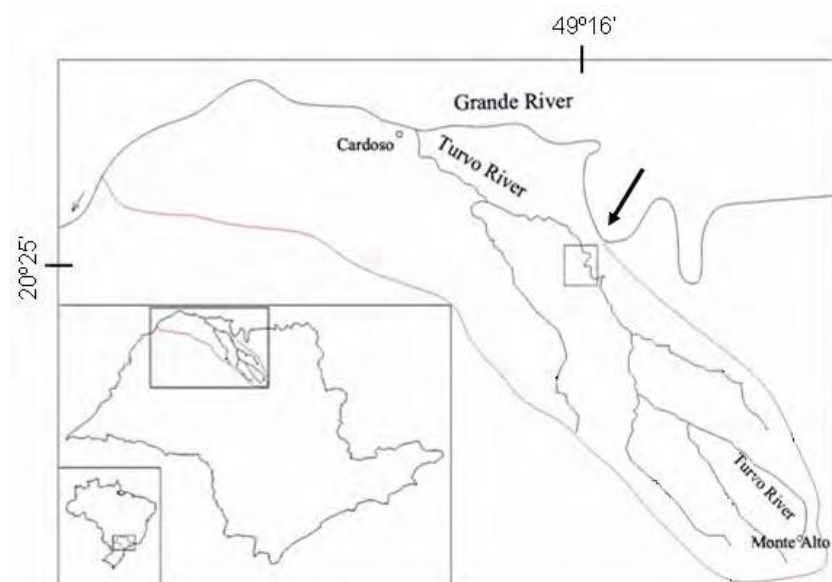


Figura 5. Mapa do Estado de São Paulo com destaque para a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos UGRHI 15 Turvo-Grande, onde se encontra o Rio Turvo. A seta indica a localização das lagoas marginais onde será desenvolvido o projeto.

Tabela 3. Localização e caracterização geral das lagoas da planície de inundação Rio Turvo.

Lagoas	Características
Moças	(20o13'49.3" S e 49o24'31.1" W) localiza-se a uma distância de 150 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 1,5m, e 1500 m2 de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas enraizadas e flutuantes.
Arizona	(20o8'38.9" S e 49o18'43.1" W) localiza-se a uma distância de 10 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,8m, e 18000 m2 de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas flutuantes.
Kaco	(20o13'57.6" S e 49o26'55.3" W) localiza-se a uma distância de 5 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,6 m, e 4500 m2 de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas flutuantes.
Federal	(20o23'05.5" S e 49o16' 33.3 W) localiza-se a uma distância de 50 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,8 m, e 10000 m2 de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas flutuantes.
Parente	(20o21'27 S e 49o16' 45.3" W) localiza-se a uma distância de 20 m do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 1,2 m, e 2000 m2 de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas enraizadas e flutuantes.
Mazer	(20o20'20.3" S e 49o17' 19.4" W) localizada à 500m das margens do rio Turvo. Apresenta profundidade média de 0,4 m, e 3000 m2 de área. A região litorânea apresenta bancos de macrófitas enraizadas e flutuante

2.2 Amostragem de Peixes

Foram realizadas amostragens de peixes utilizando redes de espera com malhagem de 4, 7, 8, e 11 cm, colocadas em vários pontos das lagoas, por um período de 3 horas. Além das redes, também foram utilizadas peneiras para coletar peixes nas zonas litorâneas com macrófitas. O esforço amostral foi padronizado em todas as lagoas estudadas. Posteriormente, foram obtidos os dados de comprimento total em cm e peso total em gramas. Os estômagos foram retirados e fixados em formol a 5%. Os exemplares foram depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP, São José do Rio Preto (DZSJRP).

2.3 Análise dos conteúdos estomacais

Os conteúdos estomacais dos peixes amostrados foram analisados sob microscópio estereoscópico e cada amostra foi colocada em uma placa de Petri quadriculada. Para cada item alimentar foi calculado o volume ocupado, de acordo com Hyslop (1980), sendo que o conteúdo total de cada estômago foi considerado como 100%. O cálculo foi realizado segundo Zaret & Rand (1971).

A identificação dos cladóceros foi feita com ajuda de chaves taxonômicas de Elmoor-Loureiro (1997) e para determinar o consumo dos cladóceros foi utilizado o método numérico (%N) (Hyslop, 1980), onde a contribuição de um determinado item corresponde à percentagem entre o número de indivíduos daquele item e o número total dos indivíduos de todos os itens.

$$N\% = n * \frac{100}{N}$$

Onde:

%N= percentagem numérica do item amostrado;

n = nº de indivíduos de uma determinada presa;

N = nº total de indivíduos.

A quantificação dos cladóceros foi feita através de uma contagem total dos organismos consumidos pelos peixes.

2.4 Análises estatísticas

Para determinar se ocorreram variações no consumo de cladóceros entre as estações seca, intermediária e chuvosa, foi realizado um teste qui quadrado utilizando-se como variável resposta a percentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal.

$$P\% = p * \frac{100}{P}$$

Onde:

P% = percentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal.

p = quantidade de peixes com cladóceros em seu conteúdo amostral.

P = quantidade total de peixes amostrados.

Para verificar se a predação por peixes sobre os principais grupos de cladóceros variou entre estações, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM), onde foram calculados os valores de CWM para cada traço funcional utilizando como matriz os dados relativos aos cladóceros predados, sendo que os valores de CWM encontrados para cada traço e em cada ponto amostral foram utilizados na matriz para a comparação dos dados. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o pacote *vegan*, disponível no programa R de estatística (R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria).

Para verificar se a predação por peixes influencia na estrutura funcional das comunidades de microcrustáceos foi realizada uma análise de regressão simples (Pearson) entre a porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal e os índices de diversidade funcional, sendo estes: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e dispersão funcional (FDis).

Resultados

1. Influência dos peixes e de macrófitas sobre a estrutura funcional dos microcrustáceos

1.1 Ocorrência de espécies e traços funcionais na comunidade.

Ao todo foram encontradas 10 espécies de microcrustáceos, sendo 6 espécies pertencentes ao grupo dos cladóceros e 4 espécies pertencentes ao grupo dos copépodes (Tabela 4). Estas espécies foram categorizadas em 14 grupos funcionais, sendo que a ocorrência dos grupos funcionais para cada mesocosmo está descrita na tabela 5.

Tabela 4. Lista de ocorrência das espécies por mesocosmo (m.).

Espécie	Símbolo	Controle	Peixes	Peixes + Macrófitas
<i>Daphnia laevis</i>	daplae	X	X	X
<i>Macrothrix spinose</i>	macspi	X	X	X
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	ilyspi			X
<i>Simocephalus latirostris</i>	simlat	X	X	X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	diaspi			X
<i>Alona glabra</i>	alogab			X
<i>Thermocyclops decipiens</i>	thedecm	X	X	X
<i>Tropocyclops prasinus</i>	troparm	X	X	X
<i>Paracyclops chiltoni</i>	parchif	X	X	X
<i>Ectocyclops rubescens</i>	spf			X

Tabela 5. Ocorrência dos traços funcionais nos mesocosmos estudados.

Grupo funcional	Controle	Peixes	Peixes + Macrófitas
Tamanho corporal	X	X	X
Escavador	X	X	X
Filtração tipo daphnia	X	X	X
Filtração tipo sida			X
Raptorais	X	X	X
Anexadores	X	X	X
Pausa e salto	X	X	X
Natação rápida	X	X	X
Bênticos	X	X	X
Águas abertas	X	X	X
Macrófitas aquáticas	X	X	X
Herbívoros detritívoros	X	X	X
Herbívoros	X	X	X
Onívoros	X	X	X

1.2 Influência dos peixes e das macrófitas aquáticas na abundância dos grupos funcionais.

Os grupos funcionais composto por aquelas espécies que apresentaram a estratégia alimentar de filtração do tipo daphnia, escavadores e raptoriais foram as que apresentaram variações em sua densidade entre tratamentos (Tabela 6). O grupo funcional com a filtração do tipo daphnia apresentou uma diminuição em sua densidade nos tratamentos II (peixes) e III (peixes + macrófitas), enquanto que os raptoriais apresentaram um aumento de sua densidade nestes mesmos tratamentos. Para os escavadores, por sua vez, foi possível identificar um aumento em sua densidade somente nos mesocosmos com as macrófitas (Figura 6).

Os grupos funcionais representados pelas espécies que possuem filtração tipo daphnia apresentaram variações temporais em sua densidade, sendo que em ambos os casos foi possível identificar que houve um aumento na densidade na última semana do experimento (Tabela 6, Figura 6). Os indivíduos que possuem filtração tipo *Sida* ocorreram em apenas um mesocosmo (mesocosmo 8, semana 5), e não apresentaram resultados significativos nas análises estatísticas, motivo pelo qual não foram apresentados os gráficos para este grupo funcional.

Tabela 6. Valores do teste estatístico para a comparação dos grupos funcionais relacionados à estratégia alimentar.

Estratégia Alimentar		Por Tratamento	Por Semana
Filtração tipo	Valor de F	6.16	4.17
<i>Daphnia</i>	p-value	0.003 **	0.0051 **
Escavadoras	Valor de F	12.12	1.51
	p-value	> 0.001 ***	0.21
Filtração tipo	Valor de F	1	1
<i>Sida</i>	p-value	0.37	0.41
Anexadoras	Valor de F	0.86	3.42
	p-value	0.48	0.01 *
Raptoriais	Valor de F	6.32	1.68
	p-value	0.003 **	0.16

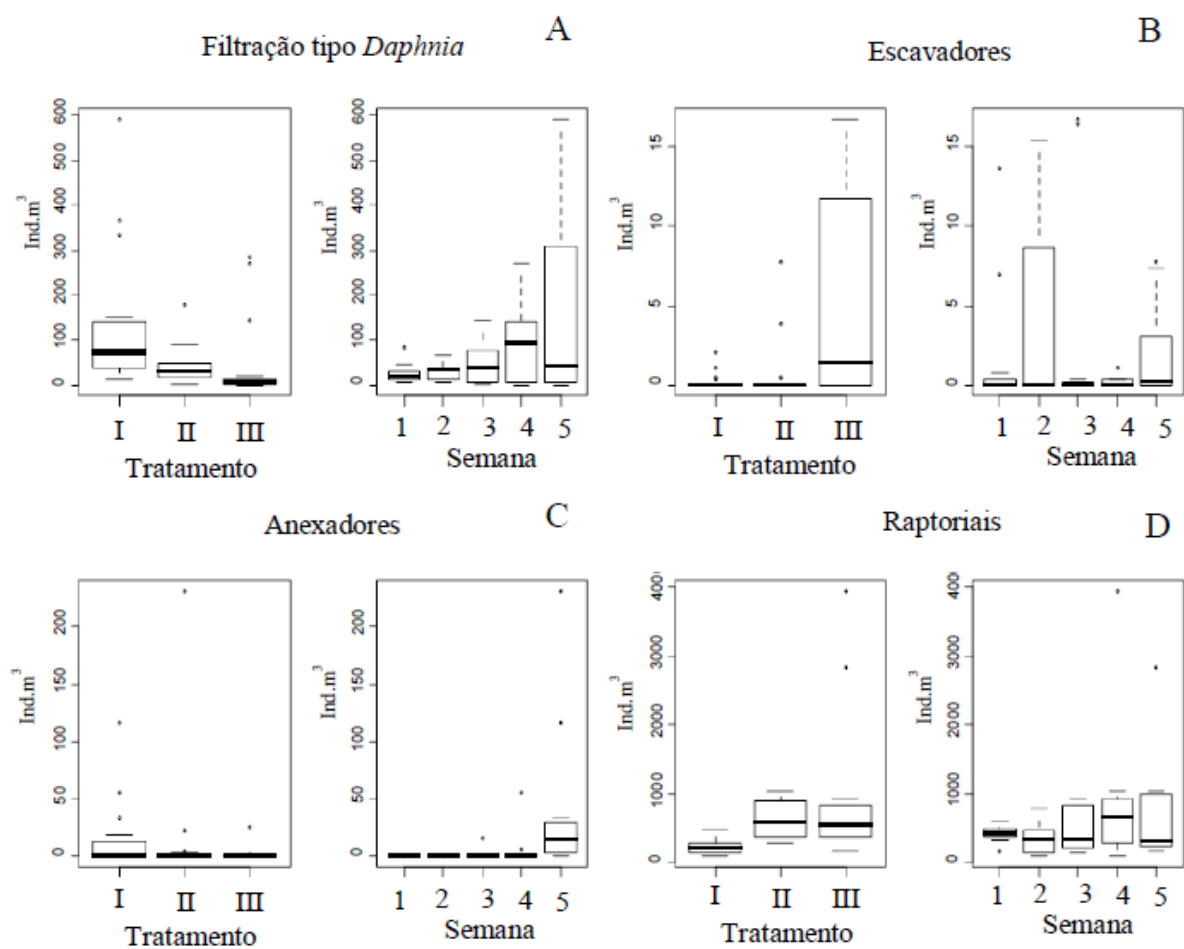


Figura 6. Comparação da densidade dos grupos funcionais pertencentes ao traço estratégia alimentar entre tratamentos e entre semanas de experimento, onde: I = (controle); II = (peixes); III = (peixes + macrófitas aquáticas); A=Filtração tipo *Daphnia*, B=Escavadores, C=Anexadores e D=Raptorais.

Para a tática de escape do predador, ambos os grupos funcionais, pausa e salto e natação rápida apresentam variações de sua densidade entre tratamentos (Tabela 7). Para o grupo dos pausa e salto houve um aumento em sua densidade nos tratamentos II (peixes) e III (peixes + macrófitas), enquanto que para o grupo dos nadadores rápidos houve uma diminuição gradativa entre tratamentos, apresentando uma maior densidade no tratamento I (controle), média densidade no tratamento II (peixes) e baixa densidade no tratamento III (peixes + macrófitas). Os nadadores rápidos foram os únicos que apresentaram variações temporais em sua densidade (Tabela 7), sendo que esta aumentou entre a primeira e a quinta semana do experimento (Figura 7).

Tabela 7. Valores do teste estatístico para a comparação dos grupos funcionais relacionados à tática de escape do predador.

Tática de escape predador		Por Tratamento	Por Semana
Pausa e salto	Valor de F	6.43	1.67
	p-value	0.003 **	0.17
Natação rápida	Valor de F	5.98	5.99
	p-value	0.004**	0.0004 ***

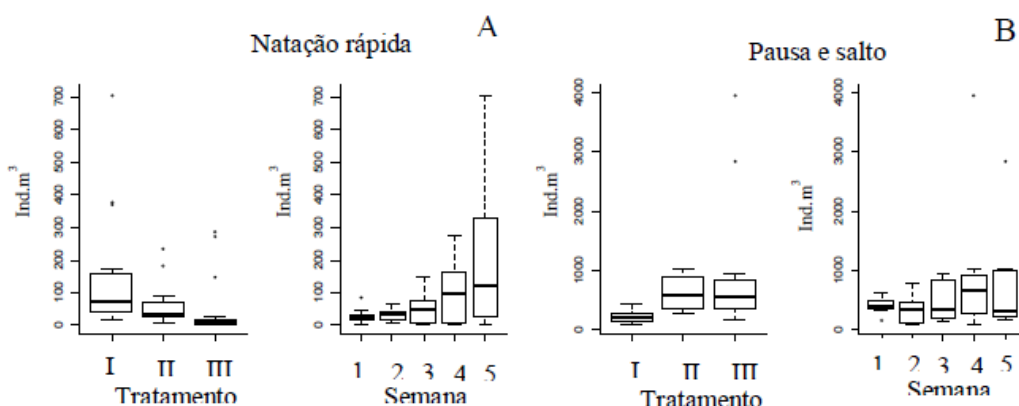


Figura 7. Comparação da densidade dos grupos funcionais pertencentes ao traço tática de escape do predador entre tratamentos e entre semanas de experimento, onde: I = (controle); II = (peixes); III = (peixes + macrófitas aquáticas); A=Natação rápida, B=Pausa e salto.

O grupo funcional composto pelas espécies que possuem a preferência de habitat por águas abertas apresentou maior densidade no tratamento com peixes, enquanto que a densidade do grupo funcional composto pelos organismos que possuem a preferência por habitats bentônicos cresceu gradativamente entre os tratamentos I (controle), II (peixes) e III (peixes e macrófitas) (Tabela 8, Figura 8). O grupo funcional vegetação foi o único que apresentou variações significativas entre semanas, sendo que a maior densidade do grupo foi encontrada na quinta semana do experimento (Figura 8).

Tabela 8. Valores do teste estatístico para a comparação dos grupos funcionais relacionados à preferência de habitat.

Preferência do Habitat		Por Tratamento	Por Semana
Águas abertas	Valor de F	8.60	1.99
	p-value	< 0.001 ***	0.10
Vegetação	Valor de F	0.80	3.39
	p-value	0.4	0.01 *
Bênticos	Valor de F	5.11	1.32
	p-value	0.009 **	0.27

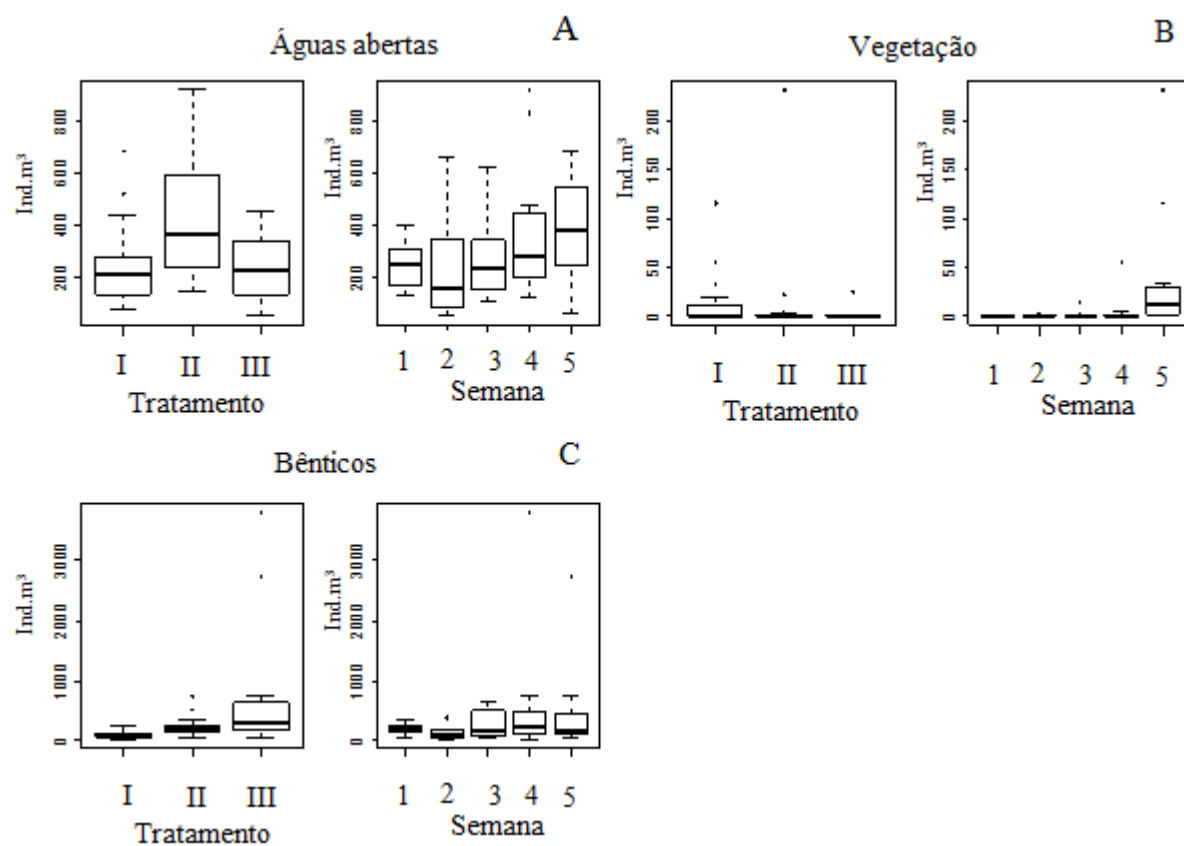


Figura 8. Comparação da densidade dos grupos funcionais pertencentes a preferência de habitat entre semanas e entre tratamentos, onde: I = (controle); II = (peixes); III = (peixes + macrófitas aquáticas), A=Águas abertas, B=Vegetação, C=Bênticos.

Os herbívoros apresentaram variações em sua abundância entre tratamentos e semanas, onde sua densidade foi maior no tratamento I (controle) e decresceu gradativamente nos tratamentos II (peixes) e III (peixes + macrófitas). Para as semanas, houve um aumento gradativo entre a primeira e a quinta semana do experimento (Tabela 9, Figura 9). A densidade do grupo dos herbívoros detritívoros foi maior no tratamento III, enquanto que o grupo dos onívoros apresentou um aumento de sua abundância entre os tratamentos I, II e III, respectivamente (Tabela 9, Figura 9).

Tabela 9. Valores do teste estatístico para a comparação dos grupos funcionais relacionados ao grupo trófico.

Grupo trófico		Por Tratamento	Por Semana
Herbívoro detritívoro	Valor de F	12.12	1.51
	p-value	< 0.001***	0.21
Herbívoro	Valor de F	5.98	5.99
	p-value	0.004 **	<0.001 ***
Onívoros	Valor de F	6.32	1.68
	p-value	0.003 **	0.16

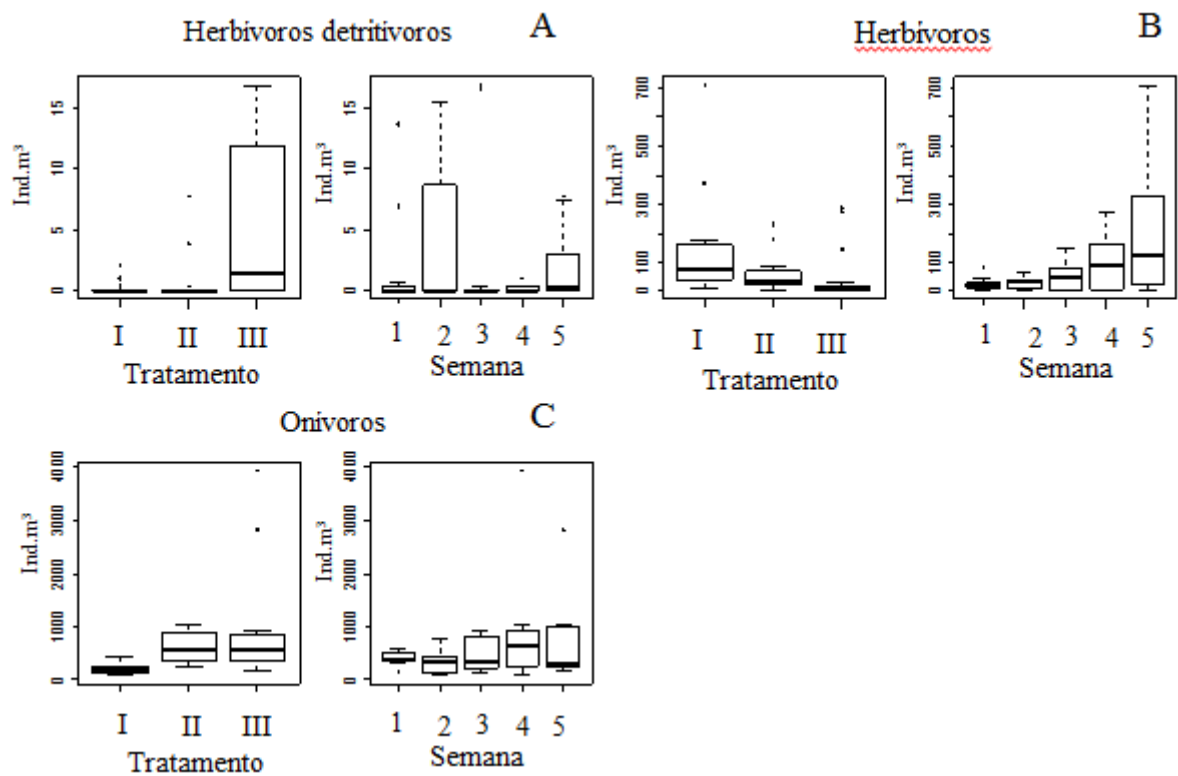


Figura 9. Comparação da densidade dos grupos funcionais pertencentes ao grupo trófico entre semanas e tratamentos, onde: I = (controle); II = (peixes); III = (peixes + macrófitas aquáticas); A=Herbívoros detritívoros, B=Detritívoros, C=Onívoros.

A contribuição das diferentes faixas de tamanho variou entre tratamentos ($F = 39.75$; $p < 0.001$) mas não apresentou variações significativas entre semanas ($F = 2.35$; $p = 0.06$), sendo que foi possível observar que houve uma diminuição gradativa nas faixas de tamanho entre os tratamentos I, II e III (Figura 10).

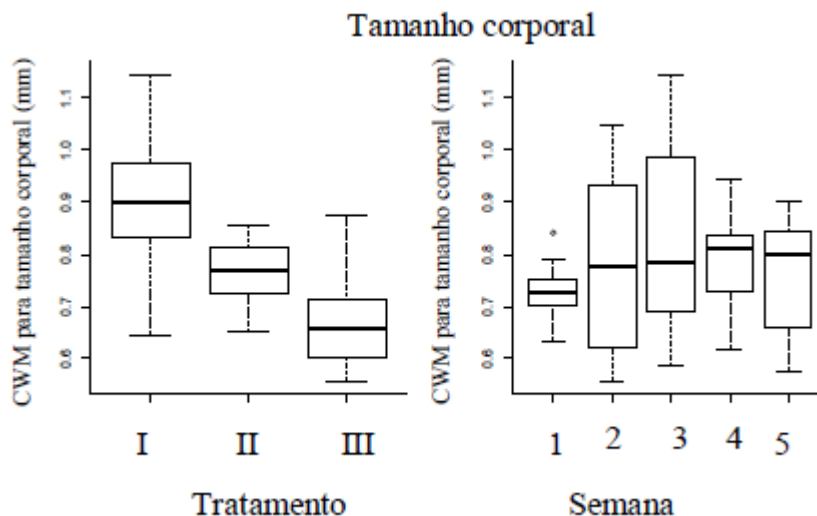


Figura 10. Comparação das médias de tamanho das comunidades entre tratamentos e semanas, onde: I = (controle); II = (peixes); III = (peixes + macrófitas aquáticas).

1.3 Influência dos peixes e das macrófitas sobre a diversidade funcional das comunidades de microcrustáceos.

Os três índices de diversidade funcional, a riqueza (FRic), uniformidade (FEve) e dispersão (FDis) apresentaram diferenças significativas entre tratamentos (Figura 11 a 12), mostrando que a presença dos peixes e das macrófitas influenciam na estrutura funcional da comunidade. A riqueza funcional foi maior nos mesocosmos com a presença de peixes e macrófitas, enquanto que o resultado inverso foi encontrado para a uniformidade e a dispersão funcional, que diminuiram nos mesocosmos com a presença dos peixes e das macrófitas. Para as comparações dos índices funcionais entre semanas, somente a dispersão funcional (FDis) apresentou variações significativas, sendo que foi possível observar que houve uma diminuição da dispersão funcional entre a primeira e as demais semanas do experimento (Figuras 11 a 13).

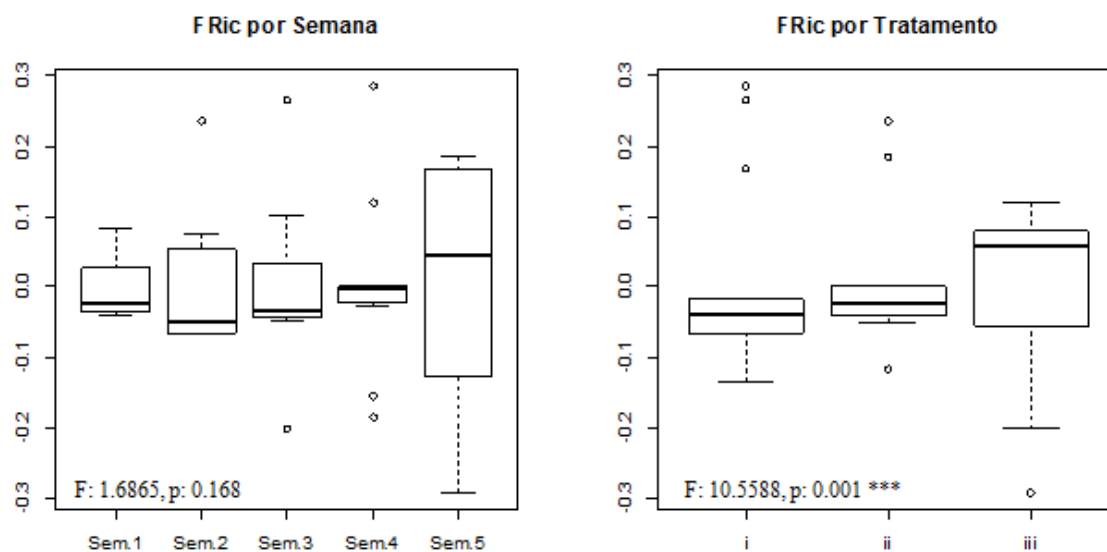


Figura 11. Comparação da Riqueza Funcional (FRic) entre os tratamentos e entre as semanas.

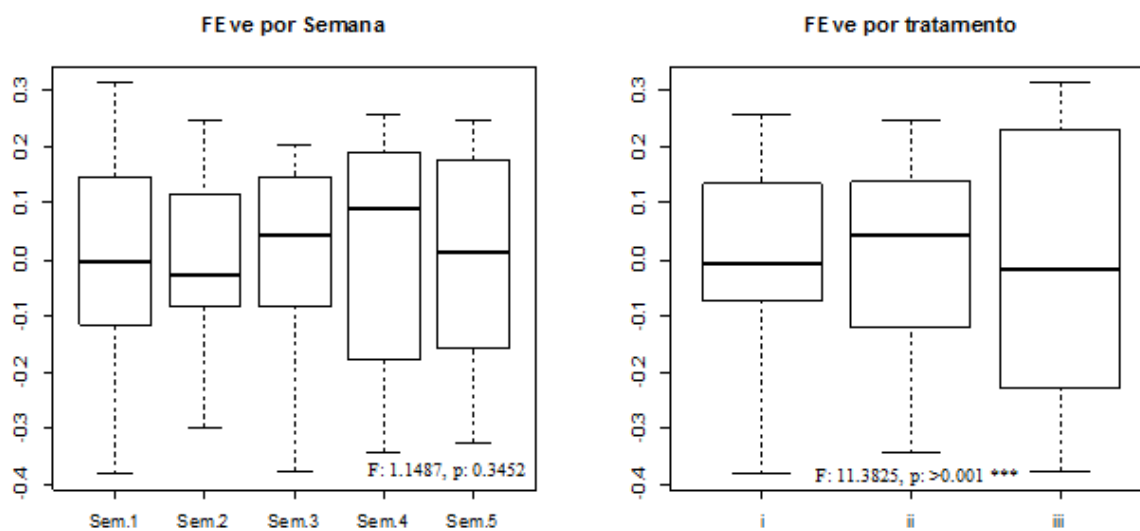


Figura 12. Comparação da Uniformidade Funcional (FEve) entre os tratamentos e entre as semanas.

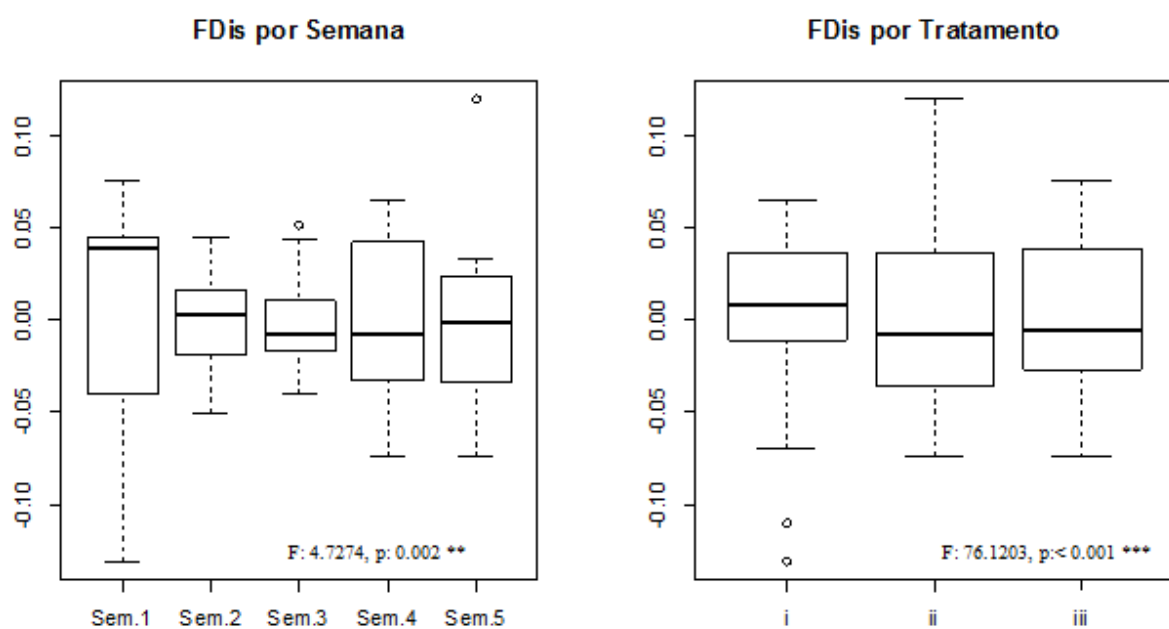


Figura 13. Comparação da Dispersão Funcional (FDis) entre os tratamentos e entre as semanas.

Na quinta semana, houve variações significativas na composição funcional das comunidades entre os tratamentos (valor de $p = 0.006$), onde foi possível identificar que o grupo formado pelos organismos do tratamento controle (Figura 14), sem a presença dos peixes e das macrófitas (Tratamento I) foi o que apresentou uma maior distância em relação aos outros dois tratamentos, com a presença dos peixes (Tratamento II) e com a presença de peixes + macrófitas (Tratamento III).

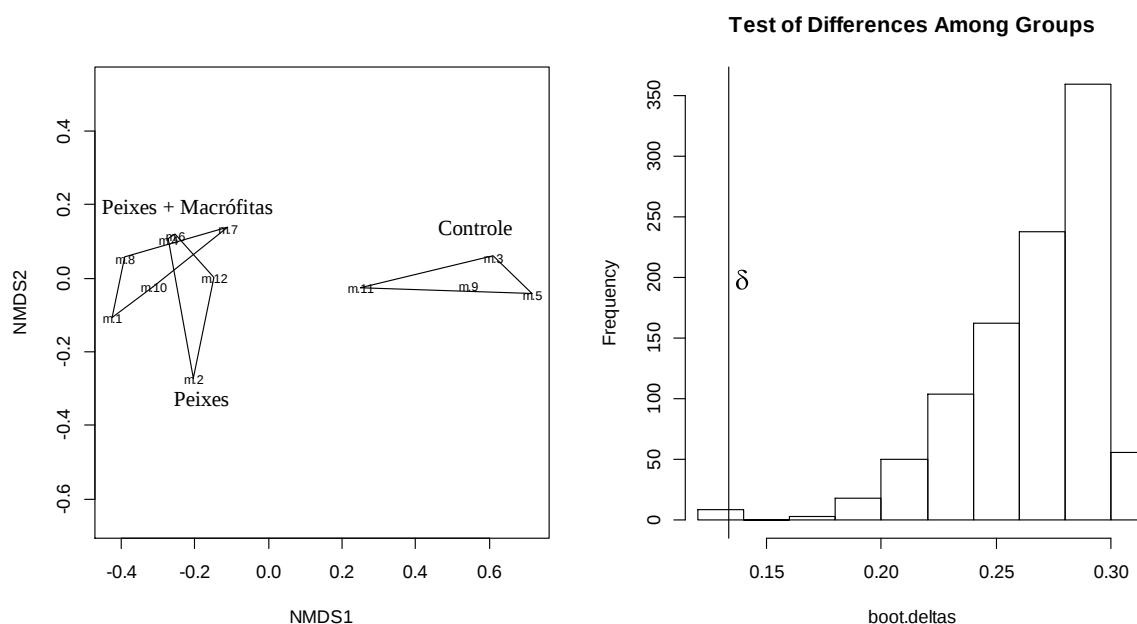


Figura 14. Análise de permutação multi resposta (MRPP) para a comparação da composição dos traços funcionais entre os tratamentos. Delta observado = 0.1334; delta estimado = 0.2662; $A = 0.4988$; significância do valor do delta = 0.006 **.

2. Influência da predação na estrutura das comunidades das lagoas marginais.

2.1 Ocorrência de peixes nas lagoas marginais.

Foram encontradas, no total, 37 espécies de peixes nas lagoas estudadas, sendo que dentre estas espécies, apenas 17 apresentaram cladóceros em seu conteúdo estomacal (Tabela 10).

Tabela 10. Ocorrência de peixes nas lagoas estudadas (Paternina, 2016).

Espécies	Arizona	Federal	Kaco	Mazer	Moças	Parente	Sp. Com cladóceros no estômago
<i>Astyanax fasciatum</i>						X	
<i>Astyanax altiparanae</i>	X	X	X		X	X	X
<i>Astyanax schubarti</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>			X		X		
<i>Brachyhypopomus</i> sp				X	X		X
<i>Serrapinnus heterodon</i>			X	X	X	X	X
<i>Serrapinnus notomelas</i>				X	X	X	X
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	X		X	X		X	X
<i>Erythrinus erythrinus</i>						X	X
<i>Gymnocorymbis ternetzi</i>						X	
<i>Pamphorichthys hollandi</i>						X	
<i>Laetacara araguaiae</i>		X		X	X	X	X
<i>Poecilia reticulata</i>				X		X	
<i>Hyphessobrycon eques</i>	X			X	X	X	X
<i>Prochilodus lineatus</i>		X	X	X	X	X	X
<i>Aphyocheiرون hemigrammus</i>					X		X
<i>Moenkhausia intermedia</i>		X	X	X	X		X
<i>Serrasalmus maculatus</i>					X		
<i>Synbranchus marmoratus</i> ff	X	X	X	X			
<i>Gymnotus carapo</i>				X			
<i>Clarias gariepinus</i>				X			X
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i>	X	X	X	X		X	
<i>Gymnotus cff sylvius</i>	X	X	X				X
<i>Brachyhypopomus cff pinnicaudatus</i>	X	X		X	X		X
<i>Oreochromis niloticus</i>	X	X	X	X			X
<i>Pimelodella avanhandavae</i>				X		X	
<i>Serrasalmus marginatus</i>		X			X		
<i>Leporinus</i> sp					X	X	
<i>Cyphocharax modestus</i>	X					X	
<i>Cyphocharax</i> sp			X				
<i>Salminus brasiliensis</i>			X				
<i>Hoplias cff malabaricus</i>			X				
<i>Cheirodon stenodon</i>			X				
<i>Leporinus friderici</i>			X				
<i>Steindachnerina insculpta</i>			X				
<i>Hoplosternum litoralle</i>	X						
<i>Leporinus octofasciatus</i>	X						

2.2 Variação nas taxas de consumo entre estações.

A porcentagem de peixes que consumiram cladóceros variou entre as estações seca, intermediária e chuvosa (chi-square test = 37.608; valor de $p > 0.001$). A estação seca foi a que apresentou a maior porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal (48.8%), seguida pela estação chuvosa (14.5%) e intermediária (9.5%).

2.3 Descrição dos grupos funcionais de cladóceros consumidos nas lagoas marginais e nas estações intermediária e seca.

A comparação dos grupos funcionais consumidos nas estações seca e chuvosa mostrou que não há diferenças estatisticamente significativas entre os grupos funcionais consumidos (valor de $p > 0.05$). Na estação chuvosa apenas um indivíduo de cladóceros foi consumido pelos peixes, motivo pelo qual a descrição dos dados foi realizada apenas para as estações intermediárias e seca.

Na estação intermediária, mais de 90% dos itens consumidos possuíam filtração tipo daphnia, natação rápida como escape do predador, preferência por habitats de águas abertas e herbívoras (Figura 16). Houve uma inversão dos grupos preferenciais na estação seca, onde houve uma preferência pelas espécies que são escavadoras, possuem pausa e salto como escape do predador, preferência por habitats bênticos e que são herbívoras detritívoras.

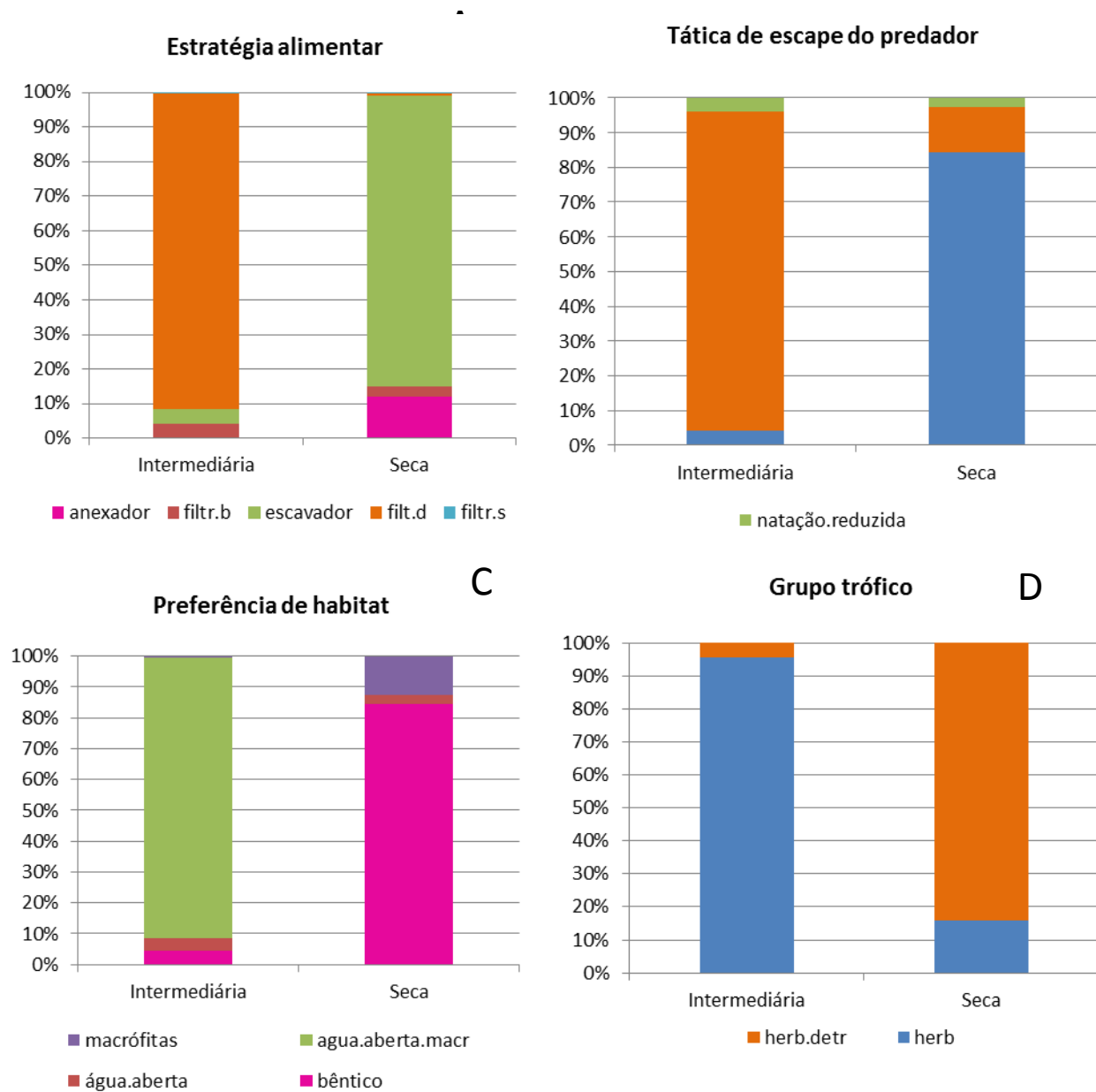


Figura 16. Contribuição dos grupos funcionais (%) das espécies de cladóceros consumidas pelos peixes coletados em cada estação.

As lagoas Kaco e Federal foram as mais similares nos traços preferenciais dos cladóceros consumidos pelos peixes, onde as espécies que possuem estratégia alimentar do tipo daphnia, natação rápida, preferência de habitats por águas abertas e pertencentes ao grupo trófico dos herbívoros foram os itens alimentares mais consumidos (Figura 17). Na lagoa Arizona, houve um predomínio no conteúdo dos peixes de espécies escavadoras, que apresentam pausa e salto como tática de escape do predador, com preferência de habitats bênticos e herbívoras detritívoras. Na lagoa Mazer, não foi possível identificar a preferência por um grupo funcional de presa, estando as porcentagens bem distribuídas entre as espécies que são escavadoras e apresentam filtração tipo daphnia, pausa e salto e natação rápida como tática de escape do predador, preferência por habitats de águas abertas e bênticos e pertencentes ao grupo trófico dos herbívoros e herbívoros detritívoros. As lagoas Moças e Parente apresentaram uma alta porcentagem no consumo das espécies de microcrustáceos que são escavadoras, com pausa e salto para tática de escape do predador, bênticas e herbívoras detritívoras.

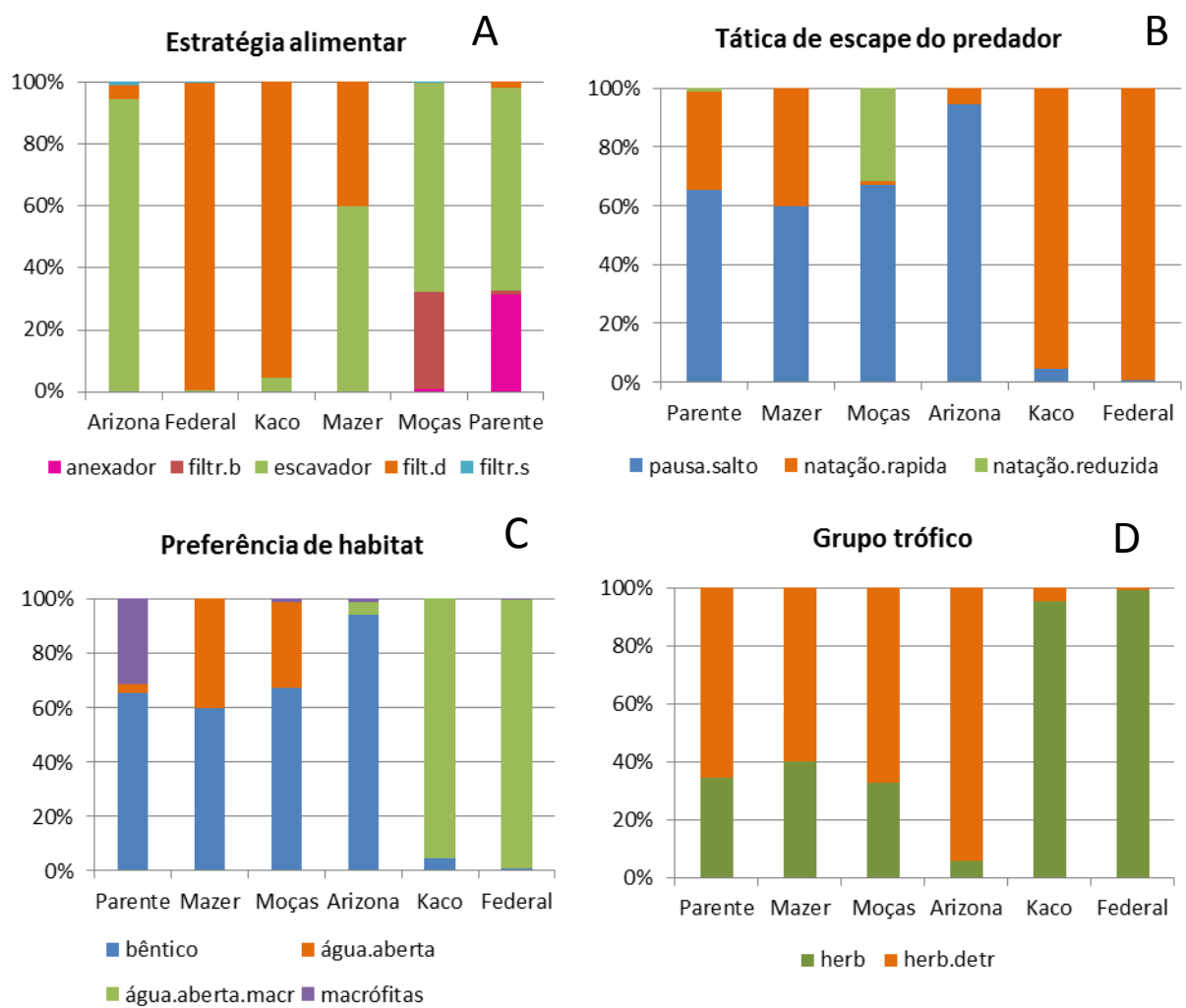


Figura 17. Contribuição dos grupos funcionais (%) das espécies de cladóceros consumidas pelos peixes coletados em cada lagoa.

2.3 Relação entre as taxas de consumo dos cladóceros e a estrutura funcional dos microcrustáceos.

Não foram encontradas associações significativas entre a porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal e a diversidade funcional de microcrustáceos (Figuras 18 a 20).

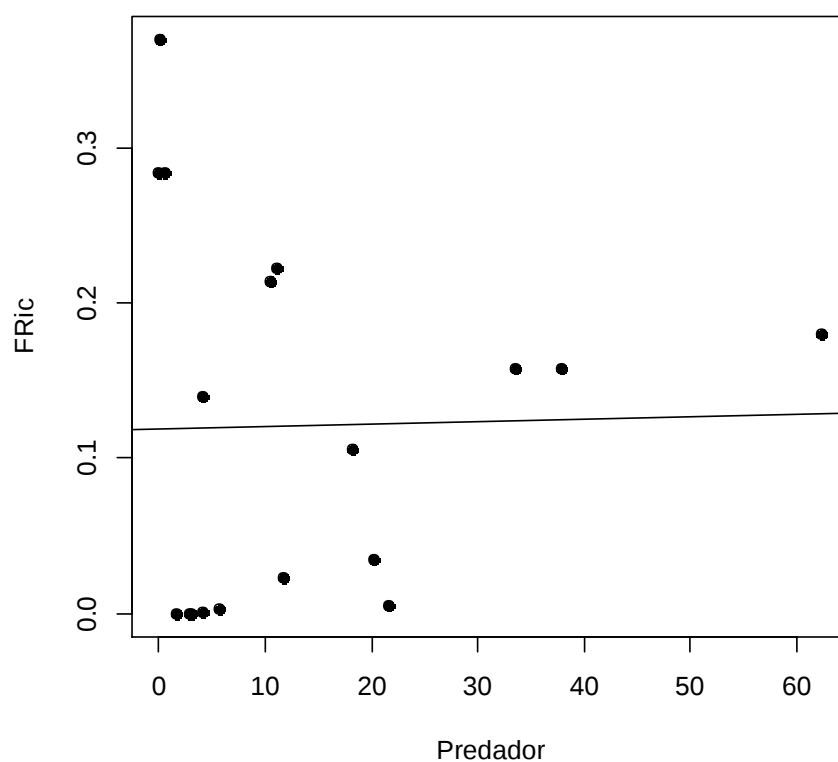


Figura 18. Relação entre riqueza funcional (FRic) e a porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal (Predador), $\text{adj-R}^2 = -0.06$; $F_{1,16} = 0.9279$; $p = 0.927$.

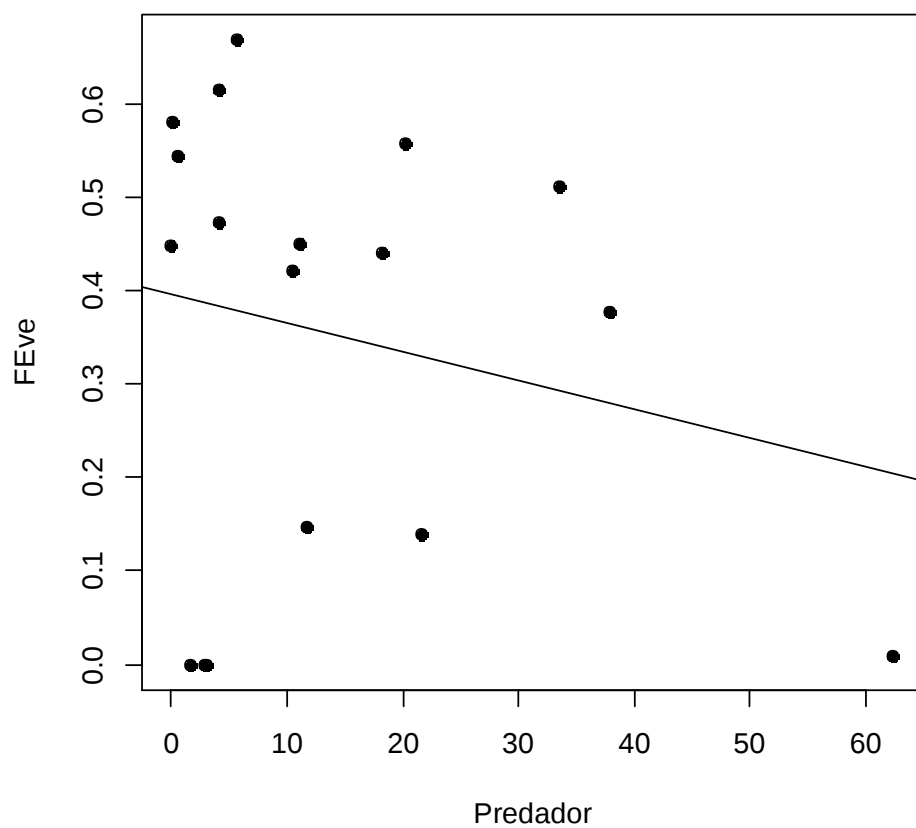


Figura 19. Relação entre uniformidade funcional (FEve) e a porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal (Predador), $\text{adj-R}^2 = -0.01$; $F_{1,16} = 0.7824$; $p = 0.389$.

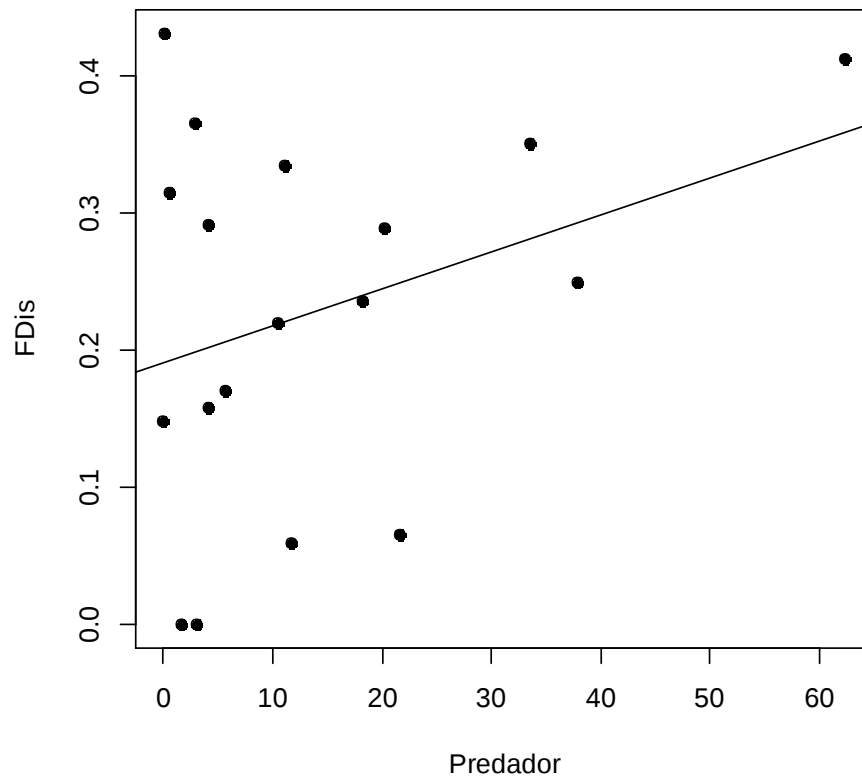


Figura 20. Relação entre dispersão funcional (FDis) e a porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal (Predador), $\text{adj-R}^2 = -0.1$; $F_{1,16} = 1.964$; $p = 0.18$.

Discussão.

No experimento, apenas três grupos funcionais dentre todos utilizados para classificar as espécies não apresentaram variações significativas em sua abundância entre tratamentos, indicando que a presença dos peixes e das macrófitas são fatores que influenciam na estrutura funcional da comunidade de microcrustáceos. Entretanto, a resposta dos grupos funcionais à presença dos peixes e das macrófitas variou, demonstrando que os traços funcionais podem determinar a capacidade das espécies em utilizar os recursos oferecidos pelas estruturas submersas das macrófitas e também sua capacidade de resistir ao efeito da predação por peixes.

Na presença das macrófitas aquáticas houve um aumento da abundância daquelas espécies que são escavadoras de substrato, possuem os ambientes bênticos como preferência de habitat e fazem parte do grupo trófico dos onívoros. Estes são traços de espécies que possuem hábito essencialmente bentônico, tais como os Macrothricidae, Chydoridae e Ilyocryptidae, e possuem todos os seus apêndices torácicos na forma de pá, o que os tornam adaptados para escavar o sedimento ou raspar o perifíton (Fryer, 1968). Estas características tornam estes grupos funcionais aptos a explorar os recursos disponibilizados com a presença das macrófitas, uma vez que as suas estruturas submersas podem ser utilizadas como substrato para a locomoção, acúmulo de detritos e substrato para o perifíton, representando novos e mais diversificados recursos alimentares quando comparados aos ambientes de águas abertas (Debastiani-Junior et al., 2016). Desta forma, as estruturas submersas das macrófitas aquáticas podem enriquecer a estrutura do habitat e os recursos para estes grupos funcionais aumentando, assim, sua abundância.

Daphnia laevis foi uma espécie constante e sua abundância foi afetada pela presença dos peixes e das macrófitas nos mecososmos (Santos, 2017). Por ser uma espécie herbívora com filtração tipo daphnia, podemos associar a diminuição de sua abundância à diminuição destes traços na comunidade. Daphnias são mais suscetíveis à predação por peixes quando comparadas aos outros microcrustáceos, por possuírem em média maiores tamanhos corporais, o que as tornam mais visíveis e vulneráveis à predação visual exercida pelos peixes (Iglesias et al., 2011). Desta forma, a seletividade dos peixes sobre esta espécie pode ter diminuído sua abundância e a dos traços funcionais associados à ela nos mesocosmos onde os peixes foram inseridos.

As espécies que possuem filtração tipo daphnia são consideradas especializadas na captura de algas planctônicas e na utilização dos ambientes de águas abertas (DeMott & Kefoot, 1982; Fryer, 1991), de forma que a presença das macrófitas também pode ter influenciado na diminuição de sua abundância. O acúmulo de matéria orgânica pelas raízes submersas das macrófitas pode aumentar a quantidade de material em suspensão no ambiente e obstruir os apêndices filtradores destes cladóceros (Moghraby, 1977), enquanto que o sombreamento exercido por suas partes emersas pode diminuir a densidade de algas planctônicas afetando a quantidade e a qualidade do alimento (Burks et al., 2002). Desta forma, a presença das macrófitas pode influenciar negativamente na captura, na quantidade e na qualidade de recursos alimentares

para os organismos que possuem filtração tipo daphnia e levar à uma diminuição de suas abundâncias nos mesocosmos onde as macrófitas foram inseridas.

A presença dos peixes foi um fator que aumentou a abundância dos microcrustáceos que possuem o ambiente de águas abertas como preferência de habitat, sendo que neste experimento este grupo funcional está representado pelas espécies *Daphnia laevis* e *Thermocyclops decipiens*, e podemos levantar algumas hipóteses que explicam o aumento da abundância destes organismos mesmo sob a pressão exercida pelos peixes. Como dito anteriormente, as daphniassão presas preferenciais dos peixes quando comparadas às outras espécies de cladóceros, sendo que este gênero é extremamente especializado na exploração dos recursos das zonas limnéticas e podem inclusive, excluir espécies menores de microcrustáceos herbívoros que não possuem uma taxa alta de captura de algas planctônicas (Fryer, 1991; DeMott & Kerfoot, 1982). Uma vez que os peixes estão excluindo as daphnias do ambiente podemos supor que os recursos que seriam utilizados pelas daphnias estão disponíveis para outras espécies de cladóceros ou copépodes. Desta forma, a predação por peixes poderia neste caso, estar atuando como um fator regulador das espécies que são competidoras superiores e favorecendo a utilização dos recursos por espécies de microcrustáceos herbívoros menos especializados na captura de algas planctônicas e que seriam excluídas da comunidade na presença das daphnias.

O tamanho corporal dos microcrustáceos diminuiu gradativamente na presença dos peixes e macrófitas aquáticas, o que era esperado, uma vez que os peixes predam visualmente e excluem da comunidade indivíduos que possuem menores tamanhos (Lynch, 1980; Iglesias et al., 2011). Além disso, a presença das macrófitas pode aumentar a abundância daquelas espécies que são fitófilas e vivem associadas às suas raízes submersas (Debastiani-Júnior et al., 2016), sendo que estas espécies possuem um tamanho corporal inferior às espécies que são pelágicas e filtradoras de partículas em suspensão, tais como as daphnias e os cyclopoides. Todos estes fatores podem ter contribuído para uma maior abundância dos tamanhos menores nos tratamentos onde foram inseridos os peixes e as macrófitas aquáticas.

Houve um aumento da riqueza funcional dos microcrustáceos na presença das macrófitas, indicando que, independente das taxas de predação, as macrófitas influenciam a riqueza funcional da comunidade. Inúmeros são os fatores associados à presença das macrófitas e que podem enriquecer os recursos e o habitat para serem explorados pelos microcrustáceos, dentre os quais:

as raízes submersas das macrófitas podem ser utilizadas como substrato, seja para raspar o perifíton ou servir de base para aquelas espécies que aderem às superfícies sólidas e realizam a filtração em uma posição estacionária (Dole-Olivier et al., 2000; Orlova- Bienkowskaja, 2001); o acúmulo de detritos e a presença de organismos associados às raízes oferecem maior heterogeneidade de recursos alimentares para serem utilizados por espécies onívoras e detritívoras (Debastiani-Júnior et al., 2016); as macrófitas oferecem refúgio contra a predação por peixes para os microcrustáceos pelágicos (Estlander et al., 2009; Lauridsen et al., 1996). Todos estes fatores podem ter enriquecido os nichos disponíveis para os microcrustáceos nos mesocosmos com as macrófitas, aumentando a ocorrência de traços funcionais na comunidade e consequentemente, aumentando a riqueza funcional.

Para a uniformidade funcional foi possível observar um ligeiro aumento nos mesocosmos com a presença apenas dos peixes, reforçando a hipótese de que os peixes podem servir como agente facilitador para os microcrustáceos que são menos especialistas na comunidade. Uma maior uniformidade funcional indica que a distância entre as espécies no espaço multidimensional é mais homogênea (Villéger et al., 2008), e pode ser consequência da remoção de espécies dominantes na comunidade, possuindo os mesmos traços. Se os peixes estiverem removendo da comunidade espécies que ocupam um grande espaço no nicho disponível, este espaço poderá ser utilizado por outros grupos funcionais menos especializados e que são semelhantes, mas não idênticos funcionalmente.

Por serem índices que medem diferentes aspectos da diversidade funcional, a dispersão funcional apresentou um resultado diferente da uniformidade, diminuindo nos tratamentos com a presença dos peixes. A dispersão funcional se diferencia na uniformidade por utilizar também a abundância ao avaliar a distribuição dos traços na comunidade (Laliberté & Legendre, 2010), de forma que a sua diminuição nos mesocosmos onde os peixes foram inseridos pode ser consequência da seletividade do predador, neste caso os peixes, que remove indivíduos pertencentes a um mesmo grupo funcional e deixa as abundâncias das presas agrupadas no espaço funcional. Para a tática de escape do predador, por exemplo, foi possível observar que na presença dos peixes ocorreu um aumento na abundância daqueles indivíduos que possuem a pausa e salto e uma diminuição daqueles indivíduos com natação rápida, indicando que os peixes estão predando aquelas presas que se movimentam mais rapidamente. A maioria dos traços

funcionais tiveram suas abundâncias modificadas na presença dos peixes, o que corrobora a hipótese de que a predação atua na estrutura da comunidade, selecionando indivíduos com características específicas que permitem às espécies persistirem no ambiente mesmo com eventos de predação.

A composição dos traços funcionais variou entre tratamentos, mostrando que além da abundância, a presença dos peixes e das macrófitas aquáticas pode influenciar também na composição funcional da comunidade. Como dito anteriormente, a presença das macrófitas por oferecer uma maior heterogeneidade de habitats pode aumentar os traços na comunidade, enquanto que os peixes podem diminuir a abundância de espécies com traços específicos. Desta forma, estes dois fatores, macrófitas e presença dos peixes, podem modificar a ocorrência dos traços e, conseqüentemente, a composição funcional na comunidade, como visto no experimento. Entretanto, os efeitos da presença das macrófitas e da predação por peixes podem atuar de forma diferenciada nos componentes da diversidade funcional.

Nas lagoas marginais, a estação seca foi a que apresentou a maior porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal, demonstrando que a pressão exercida pelos peixes sobre os microcrustáceos pode variar entre estações. Durante a estação seca, os níveis de água são mais baixos provocando no ambiente, um efeito de concentração dos organismos planctônicos (Granado & Henry, 2008). Desta forma, este efeito de concentração pode aumentar a oferta de organismos planctônicos para os peixes, aumentando conseqüentemente, o seu consumo sobre os cladóceros. Por outro lado, na estação intermediária houve uma diminuição na porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal, o que segundo Paternina (2016) pode ser justificado pela diminuição da alimentação dos peixes durante o período reprodutivo e também devido á diminuição da densidade dos cladóceros nas lagoas durante os períodos intermediário e chuvoso, proporcionado pelo efeito de diluição.

Não foram encontradas variações significativas na composição dos principais grupos funcionais de cladóceros consumidos entre estações, indicando que o consumo dos peixes sobre os grupos funcionais nas lagoas marginais ocorre de maneira generalista e não é influenciada pelos pulsos de inundação. Os peixes encontrados neste estudo apresentam uma alta plasticidade alimentar (Paternina, 2016) sendo assim, as alterações encontradas nas porcentagens dos principais grupos funcionais consumidos nas diferentes estações e lagoas podem estar associadas

à composição funcional da comunidade de microcrustáceos, onde serão consumidos aqueles grupos funcionais mais abundantes nas comunidades. Estes dados mostram que as alterações nas características limnológicas das lagoas marginais promovidas pelos pulsos de inundação serão mais importantes na estruturação das comunidades de microcrustáceos quando comparado à predação por peixes.

A ausência de resultados significativos para as associações entre a porcentagem de peixes com cladóceros em seu conteúdo estomacal e os índices de diversidade funcional corroboram a hipótese de que em lagoas marginais a pressão exercida pela predação por peixes sobre os microcrustáceos pode não ser o principal fator regulador da estrutura funcional das comunidades. Nas lagoas marginais, as comunidades de microcrustáceos estão sujeitas às alterações severas nas características físicas do habitat promovidas pelos pulsos de inundação, de forma que a predação por peixes pode não ser um filtro tão intenso quanto o proporcionado pelas variações nas características do habitat entre as estações seca e chuvosa. Além disso, nas lagoas marginais existe uma maior heterogeneidade de recursos alimentares para os peixes, o que pode diminuir o consumo de microcrustáceos quando comparada ao observado no experimento.

Com este estudo foi possível observar que a predação por peixes e a presença das macrófitas aquáticas podem influenciar na estrutura funcional das comunidade zooplânctônicas. Entretanto, em ambientes naturais, e especialmente aqueles que apresentam outros tipos de perturbação, o efeito da predação por peixes sobre o zooplâncton pode não ser o principal fator estruturador da diversidade funcional. Nas lagoas marginais, existem alterações no consumo dos principais grupos funcionais entre lagoas, entretanto, os resultados indicam que os peixes amostrados possuem uma alta plasticidade alimentar, e que as alterações nos parâmetros limnológicos da água proporcionados pelos pulsos de inundação podem ser mais importantes do que a predação por peixes na estruturação funcional da comunidade.

Referências Bibliográficas

- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES, G., LEONARDO, J., SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AMARAL, M. D. C. E. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo**. São Paulo: Holos Editora, 2008. 452 p.
- ARCIFA, M. S., NORTHCOTE, T. G., & FROELICH, O. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, n. 2, p. 257-268, 1991.
- ARCIFA, M. S. Feeding habits of Chaoboridae larvae in a tropical Brazilian reservoir. **Revista Brasileira de Biologia**, n. 60, v. 4, p. 591-597, 2000.
- ARCIFA, M. S., GUAGNONI, W. A new model of enclosure for experiments in lentic water. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, n. 1, p. 75-79, 2003.
- BARNETT AJ, FINLAY KB, BEISNER E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 796-813, 2007
- BURKS, R. L., LODGE, D. M., JEPPESEN, E., LAURIDSEN, T. L. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 343-365, 2002.
- COTTENIE, K., DEMESTER, L. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. **Ecology**, v. 85, n. 1, p. 114-119, 2004.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M., ARCIFA, M. S. Mesocosm experiment on the impact of invertebrate predation on zooplankton of a tropical lake. **Aquatic Ecology**, v. 41, n. 4, p. 587-598, 2007.
- CÂMARA, Carolina Figueira. **Caracterização da comunidade de microcrustáceos zooplancônicos e avaliação de potenciais predadores vertebrados e invertebrados em dois reservatórios na região nordeste do Estado de São Paulo**. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado - Programa de Pós Graduação em Biologia Animal – UNESP. São José do Rio Preto, 2011.
- CÂMARA, C. F., CASTILHO-NOLL, M. S. M., ARCIFA, M. S. Predation on microcrustaceans in evidence: the role of chaoborid larvae and fish in two shallow and small Neotropical reservoirs. **Nauplius**, v. 20, n. 1, p. 1-14, 2012.
- DEBASTIANI-JÚNIOR, J. R., ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A., NOGUEIRA, M. G. Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 93-100, 2016.

DEMOTT, W., KERFOOT, W. C. Competition among cladocerans: nature of the interaction between Bosmina and Daphnia. **Ecology**, v. 63, p. 1949-1966, 1982.

DOLE-OLIVIER, M. J., GALASSI, D. M. P., MARMONIER, P., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. **Freshwater Biology**, v. 44, p. 63-91, 2000.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Editora Universa - Universidade Católica de Brasília. 1997. 155p.

ELSER, M. M., ENDE, C. N. V., SORRANO, P., CARPENTER, S. R. Chaoborus populations: response to food web manipulation and potential effects on zooplankton communities. **Canadian Journal of Zoology**, v. 65, n. 12, p. 2846 - 2852, 1987.

ESTLANDER, S., NURMINEN, L., OLIN, M., VINNI, M., HORPPILA, J. Seasonal fluctuations in macrophyte cover and water transparency of four brown-water lakes: implications for crustacean zooplankton in littoral and pelagic habitats. **Hydrobiologia**, v. 620, n. 1, p. 109-120, 2009.

ESTEVEZ, K. E., & GALETTI JR, P. M. Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. **Environmental Biology of Fishes**, v. 42, n. 4, p. 375-389, 1995.

ESTEVEZ, K.E., SENDACZ, S., LÔBO, A.V.P., XAVIER, M. B. Características físicas, químicas e biológicas de três lagoas marginais do rio Mogi Guaçu (SP) e avaliação do seu papel como viveiro natural de espécies de peixes reofílicos. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 26, n. 2, p. 169-180, 2000.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª. Ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. 826 p.

FRYER, G. Evolution and the 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**, v. 254, p. 221-382+ p. 384-385, 1968.

FRYER, G. Functional Morphology and the Adaptive Radiation of the Daphniidae (Branchiopoda: Anomopoda). **Philosophical Transactions: Biological Sciences**, v. 331, p. 1-99, 1991.

GARUTTI, V., & BRITSKI, H. A. Descrição de uma espécie nova de Astyanax (Teleostei: Characidae) da bacia do alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na bacia. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, v. 13, p. 65-88, 2000.

GRANADO, D. C., HENRY, R. The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 20, n. 4, p. 265-275, 2008.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 41 1-429, 1980.

IGLESIAS, C., GOYENOLA, G., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., RODÓ, E., JEPPESEN, E. Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 179-189, 2007.

IGLESIAS, C., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., LACEROT, G., CLEMENTE, J., SCASSO, F., KRUK, C., GOYENOLA, G., GARCÍA-ALONSO, J., AMSINCK, S. L., PAGGI, J. C., & JEPPESEN, E. High predation is the key factor for dominance of small-bodied zooplankton in warm lakes—evidence from lakes, fish enclosures and surface sediment. **Hydrobiologia**, v. 667, p. 133-147, 2011.

IHBRAHIM, A. N. A. F, CASTILHO-NOLL, M. S. C, VALENTI, W. C. Zooplankton capturing by Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Teleostei: Cichlidae) throughout post-larval development. **Zoologia**, v. 32, n. 6, p. 469-475, 2015.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299-305, 2010.

LAVOREL, S., GRIGULIS, K., MCINTYRE, S., WILLIAMS, N. S. G., GARDEN, D., JOSH, D., BERMAN, S., QUÉTIER, F., TRÉBAULT, A., BONIS, A. Assessing functional diversity in the field - methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, p. 134-147, 2008.

LAURIDSEN, T. L., PEDERSEN, L. J., JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M. The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. **Journal of Plankton Research**, v. 18, n. 12, p. 2283-2294, 1996.

LUCENA, C. D., & SOARES, H. G. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti & Langeani (Characiformes, Characidae) from the rio La Plata and rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. **Zootaxa**, v. 4072, n. 1, p. 101-125, 2016.

LYNCH, M. The evolution of cladoceran life histories. **The Quarterly Review of Biology**, v. 55, p. 23-42, 1980.

MANSON, N. W. H., BELLO, F., MOUILLOT, D., PAVOINE, S., DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 794–806, 2013.

MEERHOFF, M., FOSALBA, C., BRUZZONE, C., MAZZEO, N., NOORDOVEN, W., JEPPESEN, E. An experimental study of habitat choice by *Daphnia*: plants signal danger more than refuge in subtropical lakes. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1320-1330, 2006.

MORGRHABY, A. J. A study on diapauses of zooplankton in a tropical river - The Blue Nile. **Freshwater Biology**, v. 7, p. 207-212, 1977.

NEILL, W. E. Impact of Chaoborus predation upon the structure and dynamics of a crustacean zooplankton community. **Oecologia**, v. 48, n. 2, p. 164-177, 1981.

ORLOVA-BIENKOWSKAJA, M.Y. Cladocera: Anomopoda, Daphniidae: Genus Simocephalus. In: Drumont HJF (Ed.), **Guides to identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World**. The Netherlands: Backhuys Publishers, 2001. 127 p.

PATERNINA, A. M. O. **Contribuição dos cladóceros como fonte de alimento para os peixes que ocorrem na planície de inundação do Rio Turvo**. Originalmente apresentada como Tese de Doutorado – Programa de Pós Graduação em Biologia Animal – UNESP. São José do Rio Preto, 2016.

SANTOS, N. G. **Macrófitas flutuantes influenciam as interações entre peixes predadores e zooplâncton em ambientes tropicais?** – Dissertação de Mestrado – Programa de Pós Graduação em Biologia Animal – UNESP. São José do Rio Preto, 2017.

SHURIN, J. B. Dispersal limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. **Ecology**, n. 81, v. 11, p. 3074-3086, 2000.

SHURIN, J. B., Allen, E. G. Effects of Competition, Predation and Dispersal on Species Richness at Local and Regional Scales. **The American Naturalist**, v. 158, n. 6, p. 624-637, 2001.

TÉLLEZ, T. R., LÓPEZ, E. M. D. R., GRANADO, G. L., PÉREZ, E. A., LÓPEZ, R. M., GUZMÁN, J. M. S. The water hyacinth, Eichhorniacrassipes: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). **Aquatic Invasions**, v. 3, n. 1, p. 42-53, 2008.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M. SIEMAN, E. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Process. **Science**, v. 277, p. 1300-1302, 1997.

VILLÉGER, S., MASON N. W. H., MOUILLOT, D. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. **Ecology**, n. 89, p. 2290-2301, 2008.

WARD, H. B., WHIPPLE, G. C. W. T Edmondson. **Fresh Water Biology**. New York: John Wiley and Sons, 1959. 1276 p.

ZARET, T.M., RAND, A.S. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**, v. 52, n. 2, p. 336-342, 1971.