

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

VANESSA GRACIELE TIBÚRCIO

**Predizendo os efeitos de tanques-rede sobre a estrutura da comunidade de microcrustáceos planctônicos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório neotropical**

Maringá

2019

VANESSA GRACIELE TIBÚRCIO

**Predizendo os efeitos de tanques-rede sobre a estrutura da comunidade de microcrustáceos planctônicos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório neotropical**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Biologia das Interações Orgânicas.

**Orientadora:** Prof. Dra. Claudia Costa Bonecker

Maringá

2019

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

T554p

Tibúrcio, Vanessa Graciele, 1989-

Predizendo os efeitos de tanques-rede sobre a estrutura da comunidade de microcrustáceos planctônicos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório neotropical / Vanessa Graciele Tibúrcio. -- Maringá, 2019.

46 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Biologia das Interações Orgânicas)--Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Biológicas, 2019.

Orientadora: Dr.<sup>a</sup> Cláudia Costa Bonecker.

1. Microcrustáceos planctônicos de água doce - Comunidades, Ecologia de - Estrutura - Piscicultura - Reservatórios - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

CDD 23. ed. -595.31782098162  
NBR/CIP - 12899AACR/2

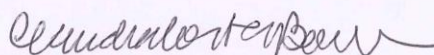
FOLHA DE APROVAÇÃO

VANESSA GRACIELE TIBÚRCIO

**Predizendo os efeitos de tanques-rede sobre a estrutura da comunidade de microcrustáceos planctônicos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório neotropical**

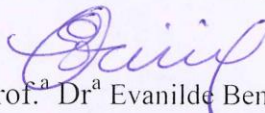
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Biologia das Interações Orgânicas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA



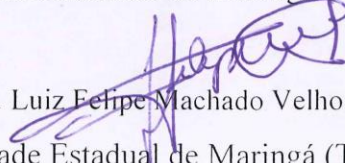
Dr.<sup>a</sup> Claudia Costa Bonecker

Universidade Estadual de Maringá (Presidente)



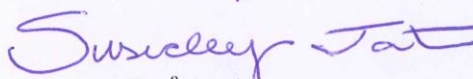
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Evanilde Benedito

Universidade Estadual de Maringá (Titular)



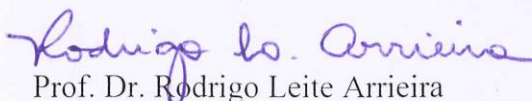
Dr. Luiz Felipe Machado Velho

Universidade Estadual de Maringá (Titular)



Dr.<sup>a</sup> Susicley Jati

Universidade Estadual de Maringá (Titular)



Prof. Dr. Rodrigo Leite Arrieira

Universidade Paranaense (Titular)

Aprovada em: 26 do mês de fevereiro de 2019.

Local de defesa: Auditório, Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## DEDICATÓRIA



Ao meu filhote Bethoven,  
meu cãopanheiro por mais de 15  
anos! Foram momentos que  
reverberam aqui nos meus olhos  
diariamente. Incansavelmente! As  
lágrimas são inevitáveis, mas elas  
representam sua presença e logo  
fico bem.



## AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo, por tanto e por sempre! É por Ele que tudo é regido, guiado e sentido.

Aos meus pais, os primeiros a acreditar nesse caminho, a apostar em cada passo da minha formação. Foram eles e por eles a força para fazer esse caminho. Muitas vezes, eles me levantaram e apontaram o caminho quando me perdi de mim mesma.

A minha irmã. O outro eu. O meu espelho. A minha versão mais leve, mais espontânea, mais otimista.

Ao meu marido, parceiro de vida, de caminho. Que dividiu comigo todos os anseios, incertezas, dificuldades, noites mal dormidas. Que me alimentou e me colocou para dormir nos momentos em que fiquei insuportável. Só gratidão por tanta paciência comigo nessa jornada. Por ser meu apoio e por me mostrar que a vida pode ser leve e feliz com pouco.

A minha orientadora, por ter acreditado em mim, mesmo eu oferecendo tão pouco por essa confiança. Não sei expressar em palavras o quanto a admiro como profissional e como pessoa. Foi um privilégio imensurável poder dividir esses anos com você. Gratidão!

A professor Fábio, que me abriu as portas para a pós-graduação mesmo sem nunca ter me visto antes. Obrigada por todo apoio sempre!

Aos membros da banca, pela disponibilidade em avaliar, sugerir e contribuir com nossos trabalhos e com tempo tão curto! Gratidão!

As amigas em forma de presente que o doutorado me proporcionou e que atendem pelos nomes de Claudia e Tati. Minhas loiras, ahhhh como eu amo vocês e tudo que vocês representam para mim!

As minhas amigas Jéssica, Gisele e Livea, que foram luz na minha vida nos dias mais cinzentos e não me deixaram apagar.

A Louizi, Leidi e Bia, que me ajudaram com as análises. Obrigada pelas discussões, conversas e por compartilhar conhecimento comigo. Vocês são luz!

Ao João, Gabizinha e Fran por me ensinar e me permitir conhecer e amar os cladóceros quase quanto amo os copépodes. Hahahaha!

A todos que passaram pelo laboratório durante esses anos todos, foram muitos ciclos de aprendizados e trocas. Obrigada a todos pelos momentos de trabalho, descontração e risadas, que possibilitaram que as atividades de laboratório fossem mais leves e divertidas!

Ao professor Felipe e a professora Luzia por compartilhar os dados.

A Ju, por compartilhar os dados e me abrir caminho para trabalhar com esse tema.

Ao Programa de Pós-graduação em Biologia Comparada, pelo suporte e auxílio no desenvolvimento da pesquisa!

Aos todos os professores, pelos ensinamentos proporcionados nas disciplinas lecionadas!

Às coordenadoras Prof.a Lindamir e Prof.a Rosilaine e a Estelinha, pelo apoio, paciência e disposição em ajudar!

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, pela realização das disciplinas como aluna não regular do PEA!

Ao Nupélia e à Universidade Estadual de Maringá, pela infraestrutura, suporte e recursos que possibilitaram a realização deste trabalho!

A CAPES, pela bolsa de doutorado!

As pessoas que passaram por mim e deixaram um pouco delas e levaram um pouco de mim. Essa troca foi muito valiosa e não há nada que possa substituir esse sentimento!

# **Predizendo os efeitos de tanques-rede sobre a estrutura da comunidade de microcrustáceos planctônicos (Cladocera e Copepoda) em um reservatório neotropical**

## **RESUMO**

O enriquecimento de nutrientes causado pela piscicultura em tanques-rede, provoca impacto sobre a estrutura das comunidades. Neste contexto, avaliou-se os efeitos da atividade de piscicultura em tanques-rede sobre os atributos da comunidade de microcrustáceos em ambientes com diferentes graus de trofia, em um reservatório neotropical. Buscou-se comparar a composição dos microcrustáceos entre ambientes com diferentes graus de trofia além de verificar a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta temporal. Os resultados indicaram diferenças significativas na composição de espécies entre os ambientes oligotrófico e eutrófico. Constatou-se uma maior diversidade beta temporal dos microcrustáceos no ambiente oligotrófico, sugerindo que apesar da variação das características ambientais não ter sido significativa, os organismos apresentaram sensibilidade as mudanças nas propriedades da água. Buscou-se também, avaliar a resposta de cladóceros e copépodes a heterogeneidade ambiental e de recursos em ambientes oligotrófico e eutrófico submetidos ao enriquecimento de nutrientes, pela piscicultura em tanques-rede. Os resultados obtidos nos dois ambientes mostraram que a abundância desses microcrustáceos, foi associada positivamente com a heterogeneidade do recurso. Entretanto, a abundância dos cladóceros e copépodes foi correlacionada de forma negativa com a heterogeneidade ambiental no ambiente eutrófico. As análises foram conclusivas que a disponibilidade e a variedade do alimento determinaram a estruturação das comunidades, bem como evidenciou que a variação das condições ambientais pode ser um fator limitante para o desenvolvimento e estabelecimento desses organismos.

**Palavras-chave:** Piscicultura. Zooplâncton. Diversidade- $\beta$ . Heterogeneidade ambiental. Heterogeneidade de recursos.



## **Predicting the effects of tank-net on the community structure of planktonic microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in a neotropical reservoir**

### ***ABSTRACT***

The nutrient enrichment caused by fish farming in net tanks, has an impact on the structure of the communities. In this context, the effects of fish farming activity on net tanks on the attributes of the community of microcrustaceans in environments with different trophic levels were evaluated in a neotropical reservoir. The aim of this study was to compare the composition of microcrustaceans between environments with different degrees of trophic and to verify environmental heterogeneity and temporal beta diversity. The results indicated significant differences in species composition between the oligotrophic and eutrophic environments. It was observed a greater beta temporal diversity of the microcrustaceans in the oligotrophic environment, suggesting that although the variation of the environmental characteristics was not significant, the organisms showed sensitivity to the changes in the water properties. It was also sought to evaluate the response of cladocerans and copepods to environmental and resource heterogeneity in oligotrophic and eutrophic environments submitted to nutrient enrichment, by fish farming in net tanks. The results obtained in the two environments showed that the abundance of these microcrustaceans was positively associated with the resource heterogeneity. However, abundance of cladocerans and copepods was negatively correlated with environmental heterogeneity in the eutrophic environment. The analyzes were conclusive that the availability and variety of the food determined the structuring of the communities, as well as showed that the variation of environmental conditions can be a limiting factor for the development and establishment of these organisms.

**Keywords:** Pisciculture. Zooplankton. Diversity- $\beta$ . Environmental heterogeneity. Heterogeneity of resources.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>12</b>
REFERÊNCIAS .....	13
<b>2 DIVERSIDADE <math>\beta</math> DE MICROCRUSTÁCEOS PLANCTÔNICOS (CLADOCERA E COPEPODA) EM UM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL</b> .....	<b>14</b>
RESUMO .....	14
ABSTRACT .....	15
2.1 INTRODUÇÃO .....	16
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	17
2.2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	17
2.2.2 DESENHO AMOSTRAL .....	18
2.2.3 COLETA DE DADOS .....	19
2.2.4 ANÁLISE DE DADOS .....	20
2.3 RESULTADOS .....	21
2.3.1 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MICROCRUSTÁCEOS .....	21
2.3.2 HETEROGENEIDADE AMBIENTAL .....	22
2.3.3 DIVERSIDADE $\beta$ TEMPORAL DOS MICROCRUSTÁCEOS .....	23
2.4 DISCUSSÃO .....	24
REFERÊNCIAS .....	26
<b>3 RESPOSTA DE MICROCRUSTÁCEOS PLANCTÔNICOS (CLADOCERA E COPEPODA) À HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DE RECURSOS EM UM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL</b> .....	<b>30</b>
RESUMO .....	30
ABSTRACT .....	31
3.1 INTRODUÇÃO .....	32
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	33
3.2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	33
3.2.2 DESENHO AMOSTRAL .....	34
3.2.3 AMOSTRAGEM DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS E DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS .....	35
3.2.4 ANÁLISE LABORATORIAL DOS NUTRIENTES E DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS .....	36
3.2.5 ANÁLISE DE DADOS .....	37
3.3 RESULTADOS .....	38
3.4 DISCUSSÃO .....	39

REFERÊNCIAS .....	41
<b>4 CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>46</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O cultivo de peixes em tanques-rede no Brasil tornou-se uma alternativa para a produção de peixes, e tem sido implementada em vários reservatórios. Devido ao potencial de rentabilidade, sua implementação teve apoio governamental (QUEIROZ; ROTTA, 2016), sendo uma atividade relativamente nova e tornando-se necessária a elaboração de modelos de produção para torná-la uma atividade sustentável (GARCIA et al., 2016). Por se tratar de um sistema aberto, as interações que ocorrem nas gaiolas de peixes afetam o meio ambiente (CARDIA; LOVATELLI, 2015).

Dentre os principais impactos relacionados a esta prática, destaca-se o aumento dos níveis de nutrientes e matéria orgânica depositada no sedimento, turbidez da água e a diminuição de oxigênio dissolvido e pH (BEVERIDGE, 2004; ZANIBONI-FILHO et al., 2018). Tais impactos atuam modificando a estrutura das comunidades aquáticas seja devido a ações diretas, como as características físicas e químicas da coluna de água no reservatório, ou indiretas, a partir dos impactos causados na disponibilidade de alimento e abundância de peixes (DIAS et al., 2011; TIBÚRCIO et al., 2015).

Dentre as comunidades aquáticas que podem sofrer os efeitos diretos dos sistemas de tanques-rede destaca-se a zooplancônica, especialmente os microcrustáceos (DIAS et al., 2011. TIBÚRCIO et al., 2015). Sabe-se que esses organismos desempenham um papel fundamental na dinâmica e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, pois consomem pequenas algas e, quando predados, transferem essa energia aos níveis tróficos superiores (LEMKE; BENKE 2009). Além disso, devido ao seu ciclo de vida curto e alta eficiência reprodutiva os microcrustáceos são considerados como excelentes bioindicadoras dos ecossistemas aquáticos (WOJCIECHOWSKI et al., 2017).

Neste contexto, teve-se como objetivo avaliar os efeitos da atividade de piscicultura em tanques-rede sobre os atributos da comunidade de microcrustáceos em ambientes com diferentes graus de trofia, em um reservatório neotropical.

No primeiro capítulo o objetivo foi comparar a composição de espécies de microcrustáceos (cladóceros e copépodes) e a diversidade- $\beta$  temporal dessa comunidade, bem como a heterogeneidade ambiental em ambientes eutrófico e oligotrófico, sob a influência de tanques-rede. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar a resposta de cladóceros e copépodes à heterogeneidade ambiental e de recursos em ambientes oligotrófico e eutrófico submetidos ao enriquecimento de nutrientes, pela piscicultura em tanques-rede.

## REFERÊNCIAS

BEVERIDGE, M.C.M. **Cage aquaculture**. 3rd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

CARDIA, F.; LOVATELLI, A. **Aquaculture operations in floating HDPE cages: a field handbook**. Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome: FAO, 2015.

DIAS, J. D.; TAKAHASHI, E. M.; SANTANA, N. F.; BONECKER, C. C. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia Série Zoologia**, v. 101, p. 75-84, 2011.

GARCIA, F.; ROMERA, D. M.; SOUSA, N. S.; PAIVA-RAMOS, I.; ONAKA, E. M. The potential of periphyton-based cage culture of Nile tilapia in a Brazilian reservoir. **Aquaculture**, v. 464, p. 229-235, 2016.

LEMKE, A. M.; BENKE, A. C. Spatial and temporal patterns of microcrustacean assemblage structure and secondary production in a wetland ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 7, p. 1406 – 1426, 2009.

QUEIROZ, J. F.; ROTTA, M. A. Boas práticas de manejo para piscicultura em tanques-rede. **Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente**, Circular Técnica, n. 26, 2016.

TIBÚRCIO, V. G.; ARRIEIRA, R. L.; SCHWIND, L. T. F.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Effects of nutrients increase on the copepod community of a reservoir using cages. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, p. 265-274, 2015.

WOJCIECHOWSKI, J et al. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 751-766, 2017.

ZANIBONI-FILHO, E.; PEDRON, J. S.; RIBOLLI, J. Opportunities and challenges for fish culture in Brazilian reservoirs: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

## 2 DIVERSIDADE $\beta$ DE MICROCRUSTÁCEOS PLANCTÔNICOS (CLADOCERA E COPEPODA) EM UM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL

### RESUMO

O enriquecimento de nutrientes, pela piscicultura em tanques-rede, causa impacto sobre a estrutura das comunidades aquáticas. Diante disso, esse estudo objetivou comparar a composição dos microcrustáceos entre ambientes com diferentes graus de trofia, verificar a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta temporal nesses ambientes e compará-los. Esperava-se: (i) diferenças na composição dos microcrustáceos entre os ambientes; (ii) a heterogeneidade ambiental e a (iii) diversidade beta temporal maior no ambiente oligotrófico, devido ao incremento de recursos energéticos oriundos da piscicultura em tanques-rede. O estudo foi realizado no reservatório de Rosana, nos tributários rio do Corvo e rio Guairacá, afluentes do rio Paranapanema (PR/SP). Foram instalados três conjuntos de tanques-rede com diferentes densidades de estocagem de tilápias durante 120 dias. A primeira amostragem foi antes da instalação dos tanques e em cinco pontos de amostragem (tratamento, duas distâncias a montante e duas distâncias a jusante). Após a instalação dos mesmos foram amostrados sete pontos (três tratamentos, duas distâncias a montante e duas distâncias a jusante). Concomitantemente a amostragem do zooplâncton, foram medidas variáveis físicas e químicas da água bem como clorofila-*a* e nutrientes. Constatou-se diferenças significativas na composição de espécies entre os ambientes oligotrófico e eutrófico, corroborando com a primeira hipótese. A segunda hipótese foi contestada, uma vez que a heterogeneidade ambiental não foi significativa. A terceira hipótese foi corroborada, pois no ambiente oligotrófico foi constatada uma maior diversidade beta temporal dos microcrustáceos. Conclui-se que ambientes com diferentes graus de trofia propiciam o estabelecimento de comunidades de microcrustáceos distintas, e a composição dessas comunidades são mais sensíveis a alterações após distúrbio em ambientes oligotróficos.

**Palavras-chave:** Piscicultura. Zooplâncton. Diversidade Temporal. Heterogeneidade ambiental.

**DIVERSITY OF PLANCTONIC MICROCRUSTACEANS  
(CLADOCERA AND COPEPODA) IN A NEOTROPICAL RESERVOIR**

***ABSTRACT***

Nutrient enrichment, by fish farming in net tanks, has an impact on the structure of aquatic communities. Thus, this study aimed to compare the composition of microcrustaceans between environments with different trophic degrees, to verify the environmental heterogeneity and temporal beta diversity in these environments and to compare them. It was expected: (i) differences in the composition of microcrustaceans between environments; (ii) environmental heterogeneity and (iii) greater temporal beta diversity in the oligotrophic environment, due to the increase in energy resources from fish farming in net tanks. The study was carried out in the Rosana reservoir, in the Rio do Corvo and Guairacá tributaries, tributaries of the Paranapanema River (PR / SP). Three sets of net tanks with different storage densities of tilapia were installed during 120 days. The first sampling was before the tanks were installed and at five sampling points (treatment, two upstream distances and two downstream distances). After the installation, seven points (three treatments, two upstream distances and two downstream distances) were sampled. Concomitantly with zooplankton sampling, physical and chemical variables of water as well as chlorophyll-a and nutrients were measured. Significant differences in species composition were found between the oligotrophic and eutrophic environments, corroborating with the first hypothesis. The second hypothesis was challenged, since the environmental heterogeneity was not significant. The third hypothesis was corroborated, since in the oligotrophic environment a greater temporal beta diversity of microcrustaceans was observed. It is concluded that environments with different degrees of trophic activity lead to the establishment of distinct communities of microcrustaceans, and the composition of these communities is more sensitive to alterations after disturbance in oligotrophic environments.

***Keywords:*** Pisciculture. Zooplankton. Temporal Diversity. Environmental heterogeneity.

## 2.1 INTRODUÇÃO

Um dos objetivos principais em Ecologia é investigar, por meio de abordagens teóricas e práticas, as causas da variação na composição de espécies no tempo e no espaço, ou seja, a diversidade beta (diversidade- $\beta$ ) (WHITTAKER, 1960; BRAGHIN et al., 2015; SOCOLAR et al., 2016). Apesar de apresentar inúmeras definições, o termo diversidade- $\beta$  pode ser interpretado como a dissimilaridade na composição de espécies entre localidades e em diferentes momentos, incluindo, desde pequenas a amplas escalas espaciais e, também, entre curtos e longos intervalos de tempo (WHITTAKER, 1972; ANDERSON et al., 2006).

Vários fatores podem ser responsáveis por direcionar a mudança na composição de espécies (diversidade  $\beta$ ) (Astorga et al., 2014). Recentemente, os fatores mais estudados são: (i) limitação de dispersão, que está relacionada às características das espécies, disposição espacial das comunidades e histórico do local; (ii) heterogeneidade ambiental, que gera nichos onde algumas espécies são favorecidas em detrimento de outras; e (iii) produtividade, em que áreas mais produtivas sustentam maior diversidade regional.

Sabe-se que, geralmente, esses fatores estão relacionados de maneiras complexas, como por exemplo, a produtividade que pode causar maior diversidade regional de espécies, particularmente raras (CURRIE et al., 2004), mas também pode estar correlacionada com a heterogeneidade ambiental, em que ambos geram a diversidade de espécies (MORIN, 2000); enquanto os processos ambientais frequentemente explicam a diversidade beta em escalas regionais (QIAN; RICKLEFS, 2007).

De acordo com Heino et al., (2014), a heterogeneidade ambiental é a variação de condições abióticas e/ou bióticas entre o conjunto de locais dentro de uma região. Um aumento da heterogeneidade ambiental favorece mudanças na composição de espécies, pois um maior número de espécies pode coexistir devido a uma maior oportunidade de nichos para serem ocupados (ASTORGA et al., 2014; BINI et al., 2014; LEIBOLD et al., 2004).

Um dos processos que podem exercer impactos significativos sobre a estrutura das comunidades aquáticas é a prática da piscicultura por meio da instalação de tanques-rede. Esses sistemas têm sido implementados de maneira crescente em grandes reservatórios (ALVES; BACCARIN, 2005, DIAS et al., 2011, TIBÚRCIO et al., 2015). A esse crescimento é atribuído grandes impactos nos ecossistemas aquáticos, afetando-o de muitas formas (SARA, 2007). O incremento de trofia da água causada pelo *input* de alimento artificial, rico em proteínas, pelas atividades de manejo dos tanques-rede é um problema em potencial (DIAS et al., 2011, SIPAÚBA-TAVARES et al., 2016).



A comunidade de microcrustáceos pode sofrer influência direta do manejo dos tanques-rede. Sabe-se que esses organismos desempenham um papel fundamental na dinâmica e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, pois consomem pequenas algas e, quando predados, transferem essa energia aos níveis tróficos superiores (LEMKE; BENKE, 2009). Além disso, devido ao seu ciclo de vida, com fases de vida distintas, e alta eficiência reprodutiva os microcrustáceos são consideradas como excelentes bioindicadoras dos ecossistemas aquáticos (WOJCIECHOWSKI et al., 2017).

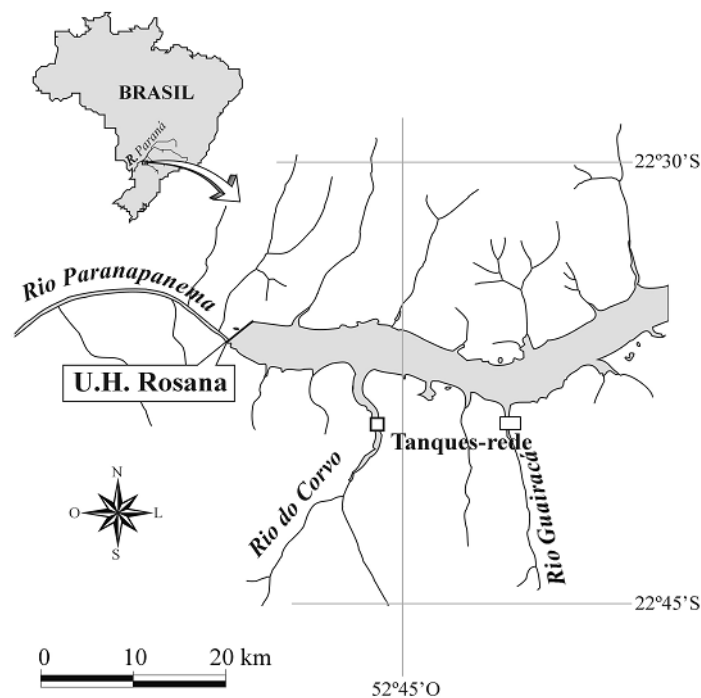
Admitindo-se a importância dos microcrustáceos para os ecossistemas aquáticos e a crescente instalação de tanques-rede em reservatórios brasileiros, o objetivo desse trabalho foi comparar a composição de espécies de microcrustáceos (cladóceros e copépodes) e a diversidade- $\beta$  temporal dessa comunidade, bem como a heterogeneidade ambiental em ambientes eutrófico e oligotrófico, sob influência de tanques-rede, em um reservatório neotropical. Partindo do pressuposto de que o enriquecimento de nutrientes, pela piscicultura em tanques-rede, causa impacto sobre a estrutura das comunidades, espera-se que: (i) a composição dos microcrustáceos entre os ambientes será diferente; (ii) a heterogeneidade ambiental e a (iii) diversidade- $\beta$  temporal será maior no ambiente oligotrófico, devido ao incremento de recursos energéticos oriundos da piscicultura em tanques-rede.

## **2.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1 ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi desenvolvido em dois braços do reservatório de Rosana (PR/SP), formados pelos tributários: rio do Corvo e rio Guairacá (Figura 1).

O reservatório de Rosana foi construído no rio Paranapanema e está inserido na região hidrográfica do Paraná (22°36' S; 52°49' W). Este é um divisor natural dos estados de São Paulo e Paraná (DUKE-ENERGY, 2019). O reservatório possui área de 220 km<sup>2</sup>, comprimento total de 116 km, volume de 1.920 10<sup>6</sup> km<sup>3</sup> e vazão média anual de 1.203 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Apresenta área inundada de 27.600 ha e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998). É classificado como oligo-mesotrófico, apresenta conformação alongada, com pequenos braços em seus afluentes e bancos de macrófitas enraizadas e submersas (JÚLIO JR et al., 2005). Constitui ainda, um reservatório raso, do tipo fio d'água, com amplas áreas marginais (NOGUEIRA et al., 2002; PAGIORO et al., 2005).



**Figura 1** - Rio do Corvo e rio Guairacá, no reservatório de Rosana, próximo à confluência com o rio Paranapanema (PR-SP).

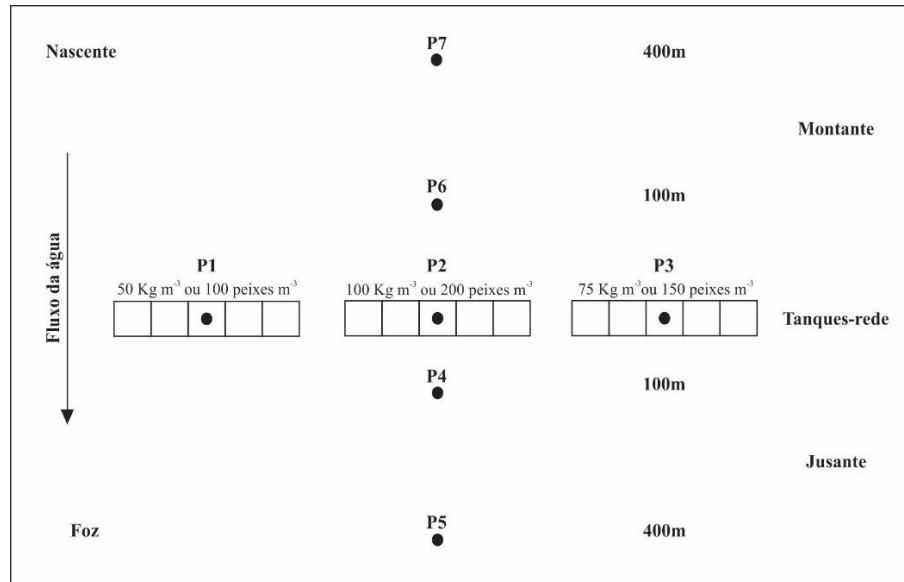
O rio do Corvo é constituído de margens com gramíneas e estágios iniciais de reflorestamento, além de uma indústria de fecularia e apresenta características eutróficas (BORGES et al., 2010). Essa indústria, possivelmente, contribui com resíduos da mandioca no local. Neste rio o experimento foi instalado a uma distância de 5 km da confluência com o rio Paranapanema. Esse afluente situa-se próximo à barragem do reservatório, no Estado do Paraná-Brasil.

O rio Guairacá localizado na região lacustre do reservatório, apresenta margens com gramíneas e predomínio do cultivo de cana de açúcar, além de bancos de *Egeria najas*, *Egeria densa* e *Eichhornia azurea*. Observa-se, ainda, forte influência do vento na circulação horizontal das massas de água no ambiente. O local de instalação dos tanques-rede, próximo à confluência com o rio Paranapanema, pode ser caracterizado como oligotrófico (BORGES et al., 2010).

### 2.2.2 DESENHO AMOSTRAL

Em cada tributário, foi realizada uma amostragem antes da instalação dos tanques-redes, com diferentes densidades de estocagem de peixes (Figura 2), em tréplicas, em 5 pontos de amostragem (local de instalação dos tanques-rede (P1), duas distâncias a montante (P6, P7) e duas distâncias a jusante (P4, P5). Após essa fase, foram acrescentados 2 pontos próximo aos

tanques-rede (P2, P3) (Figura 2), que também foram amostrados em tréplicas. Após a primeira amostragem, as demais foram obtidas em um período de 120 dias, entre os meses de abril e agosto de 2006, assim distribuídos: com 15 dias, 30 dias, 60 dias, 90 dias e 120 dias, resultando em um total de 120 amostras, em cada ambiente.



**Figura 2** - Representação esquemática da distribuição dos pontos, nos locais de amostragem (montante, tanques-rede e jusante).

### 2.2.3 COLETA DE DADOS

Os organismos zooplânctônicos foram amostrados à subsuperfície da região pelágica, no período matutino, com auxílio de moto-bomba, sendo filtrados 200 litros de água por amostra em rede de plâncton com 68  $\mu\text{m}$  de abertura de malha. Posteriormente, o material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno, devidamente etiquetados, e fixado com solução de formaldeído (4%), tamponada com carbonato de cálcio.

Concomitantemente às amostragens do zooplâncton, foram obtidos parâmetros físicos e químicos da água para avaliar a heterogeneidade ambiental, como oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (YSI Model 55-12FT), condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) (condutímetro Digimed), pH (medidor de pH Digimed), turbidez (NTU) (turbidímetro digital portátil). Amostras de água foram coletadas com garrafa de van Dorn (5 litros) e mantidas sob refrigeração para análise das concentrações de: material orgânico (MO) e inorgânico (MI) em suspensão (WETZEL; LIKENS, 1991), N-nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (GINÉ et al., 1980), N-amoniaco ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (KOROLEFF, 1976), P-fosfato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (MACKERETH et al., 1978), nitrogênio total ( $\mu\text{g/L}$ ) (ZAGATTO et

al., 1981), fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) (GOLTERMAN et al., 1978) e clorofila-*a* ( $\mu\text{g/L}$ ) (GOLTERMAN et al., 1978) a partir das amostras refrigeradas.

A identificação das espécies de microcrustáceos foi realizada com bibliografia especializada (DUSSART, 1984; REID 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000; LANSAC-TÔHA et al., 2002; PERBICHE-NEVES et al., 2011). A abundância dos microcrustáceos ( $\text{ind m}^{-3}$ ) foi determinada a partir da contagem dos indivíduos em três subamostragens (modificado de BOTTRELL et al., 1976), obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel (2,5 mL) (equivalente a 10% da amostra), e com auxílio de em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. Amostras que apresentaram reduzido número de indivíduos foram analisadas quantitativamente na íntegra.

#### 2.2.4 ANÁLISE DE DADOS

Para verificar a existência de diferenças significativas na composição de espécies das comunidades entre os ambientes, foi realizada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), através de uma matriz de dissimilaridade calculada a partir o método de Jaccard. A PERMANOVA foi executada com auxílio do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018), utilizando o comando ADONIS do pacote Vegan (OKSANEN et al., 2018).

Um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP), proposto por Anderson et al., (2006), foi realizado para estimar a heterogeneidade ambiental, a partir das variáveis ambientais padronizadas. Foi considerado a primeira (início) e última amostragem (final), isto é, 15 dias antes da instalação dos tanques e 120 dias após a instalação dos mesmos, para cada região, em cada ambiente. Dessa forma, tem-se: montante início (MI) e montante final (MF) e jusante início (JI) e final (JF), tanto para o ambiente eutrófico, quanto para o ambiente oligotrófico. Neste caso, quanto maior for a distância média para o centróide, em um espaço multivariado de uma ordenação PCoA (ANDERSON et al., 2006), maior será a heterogeneidade ambiental. A matriz de dissimilaridade utilizada foi a distância Euclidiana. A significância ( $p < 0,05$ ) das diferenças da variabilidade das condições ambientais entre montante início e final, e jusante início e final, de cada ambiente, foi testada por meio de um teste de permutação com 999 permutações.

A diversidade- $\beta$  temporal e a significância foi calculada pelo mesmo procedimento descrito acima (PERMDISP, ANDERSON et al., 2006), e nas mesmas escalas, com auxílio de matriz de distância de Bray-Curtis, com base nos dados de abundância.

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MICROCRUSTÁCEOS

Foram identificadas no total, 45 espécies, sendo 34 de cladóceros e 11 de copépodes. O ambiente oligotrófico apresentou menor número de espécies (16 cladóceros e 10 copépodes), quando comparado ao eutrófico (28 cladóceros e 9 copépodes) e a composição de espécies de microcrustáceos também diferiu de forma significativa ( $p=0.001$ , PERMANOVA) entre os ambientes (Tabela 1).

**Tabela 1. Inventário de fauna e abundância de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) (média e desvio padrão) nos ambientes oligotrófico e eutrófico, no reservatório de Rosana (PR / SP), em 2016.**

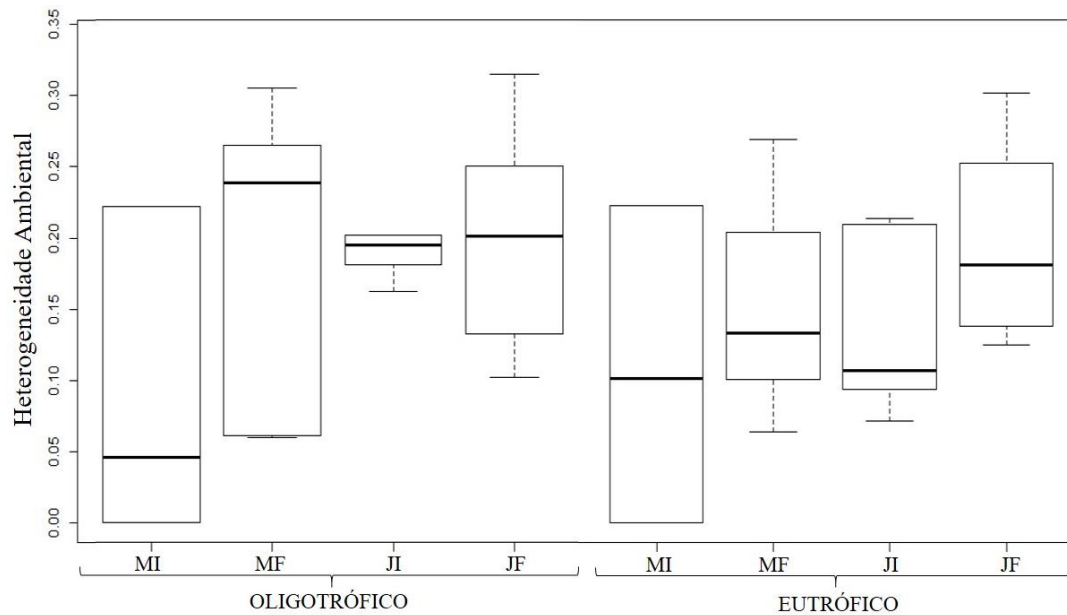
	AMBIENTES					
	OLIGOTROFICO			EUTROFICO		
	OCORRENCIA	MEDIA	DV	OCORRENCIA	MEDIA	DV
<b>CLADOCERA</b>						
<b>Bosminidae</b>						
<i>Bosmina frey</i> De Melo & Hebert, 1994				X	2,297	11,9
<i>B. hagmanni</i> Stingelin, 1904	X	1736	2207	X	270,5	662
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richardi, 1895	X	108,2	179	X	12,77	44,9
<b>Chydoridae</b>						
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	X	3,175	35,6	X	0,388	3,91
<i>A. guttata</i> cf. <i>tuberculata</i> Kurz, 1875	X	0,262	2,94			
<i>Alona ossiani</i> Sinev, 1998				X	0,306	3,34
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)				X	0,008	0,09
<i>A. cf. verrucosa</i> (Sars, 1901)	X	0,444	4,99			
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	X	0,04	0,45	X	0,529	3,46
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896				X	0,364	3,91
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	X	0,103	1,16			
<i>C. parvireticulatus</i> Frey, 1897				X	2,302	9,06
<i>C. pubences</i> Sars, 1901				X	1,534	7,35
<i>Coronatella monacantha</i> (Sars, 1901)				X	0,024	0,15
<i>C. poppei</i> (Richard, 1897)				X	1,37	7,1
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901				X	0,132	1,48
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931)				X	0,008	0,09
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)				X	0,164	1,49
<i>Leberis davidi</i> Richard, 1895)				X	0,008	0,09
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)				X	0,397	4,45
<i>Ovalona glabra</i> (Sars, 1901)				X	0,241	2,26
<b>Daphniidae</b>						
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	X	6619	6423	X	1274	1581

<i>C. silvestrii</i> Daday, 1902	X	1453	2211	X	1595	2677
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	X	367,5	562	X	347,8	1024
<i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906	X	77,49	351			
<i>Simocephalus</i> sp.				X	0,893	10
<b>Ilyocriptidae</b>						
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrich, 1884				X	0,586	4,48
<b>Macrothricidae</b>						
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)				X	0,008	0,09
<i>M. squamosa</i> Sars, 1901				X	0,405	4,45
<b>Moinidae</b>						
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874				X	0,728	4,22
<i>M. minuta</i> Hansen, 1899	X	2510	2523	X	20,32	62,6
<b>Sididae</b>						
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck, 1981	X	269,3	1121	X	32,49	160
<i>D. brevireme</i> Sars, 1901				X	758	1294
<i>D. spinulosum</i> Herbst, 1975	X	561,2	875	X	36,38	260
<b>COPEPODA</b>						
<b>Cyclopidae</b>						
<i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906)	X	0,968	8,54	X	21,63	121
<i>M. longisetus curvatus</i> Dussart, 1987	X	1,754	13,6			
<i>M. longisetus longisetus</i> (Thiébaud, 1912)	X	0,984	7,78	X	1,04	11,7
<i>M. meridianus</i> (Kiefer, 1926)	X	8	39,4	X	3,314	24,2
<i>M. ogunnus</i> Onabamiro, 1957	X	0,54	3,32	X	24,9	97,6
<i>Mesocyclops</i> sp.	X	3,889	22,3	X	24,62	176
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1926)	X	367,3	687	X	87,05	147
<i>T. minutus</i> (Lowndes, 1934)	X	179,8	186	X	487,5	705
<b>Diaptomidae</b>						
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i> (Wright, 1935)				X	15,28	96,9
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)	X	1326	2229	X	3702	4225
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Dahl, 1894)	X	327,5	628			

### 2.3.2 HETEROGENEIDADE AMBIENTAL

A heterogeneidade ambiental temporal não apresentou diferenças significativas em nenhuma das regiões estudadas. No ambiente oligotrófico, a região de montante não diferiu de forma significativa entre início e final do experimento (Pseudo-F = 2,8371; P=0,115). O mesmo ocorreu para a jusante (Pseudo-F = 2,8371; P=0,129). No ambiente eutrófico também não houve diferença significativa entre as regiões e tempos: montante entre o início e final do experimento

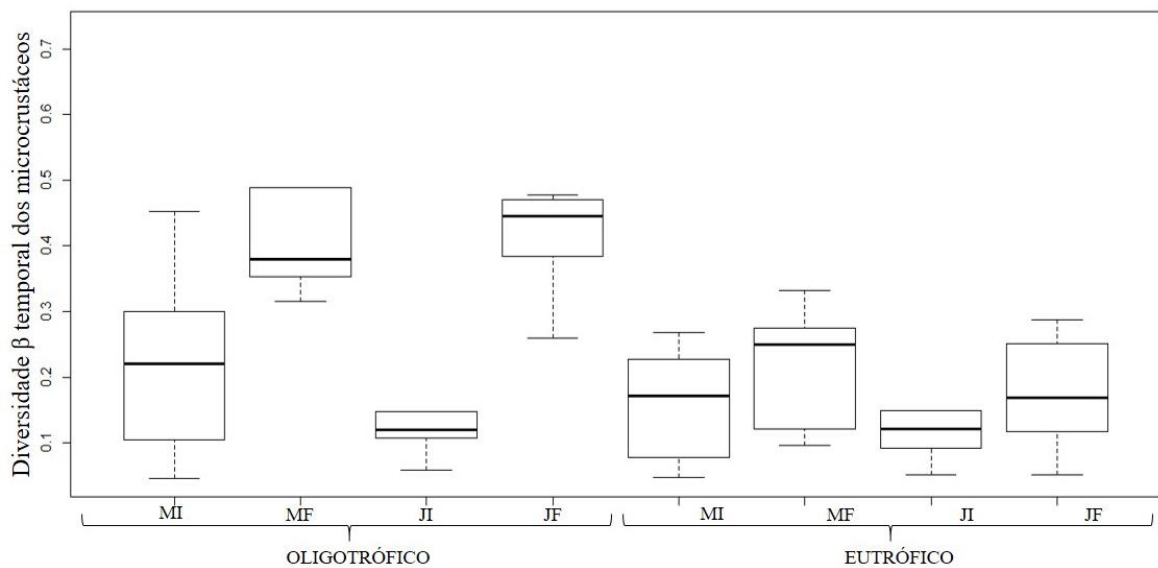
(Pseudo-F = 0,621; P=0,421), assim como a jusante para o início e final do experimento (Pseudo-F = 3,9582; P=0,067) (Figura 3).



**Figura 3** – Heterogeneidade ambiental entre início e final das regiões de montante e jusante nos ambientes oligotrófico e eutrófico. (MI = montante início; MF = montante final; JI = jusante início; JF = jusante final).

### 2.3.3 DIVERSIDADE $\beta$ TEMPORAL DOS MICROCRUSTÁCEOS

O ambiente oligotrófico apresentou um aumento da diversidade- $\beta$  temporal, ou seja, entre início e final de cada região (montante Pseudo-F = 5,88426; P=0,042 e jusante Pseudo-F = 76,596; P=0,001) sendo mais expressiva ao final do experimento em ambas as regiões (distância do centroide MF: 0,44184; JF: 0,41802). Como consequência a variabilidade da composição da comunidade de microcrustáceos foi maior. O ambiente eutrófico apresentou redução da diversidade- $\beta$  temporal, resultando em uma menor variabilidade na composição da comunidade entre início e final de cada região, embora não tenha sido significativa (montante Pseudo-F = 1,23515; P<0,308) e jusante (Pseudo-F = 0,69701; P<0,399) (Figura 4).



**Figura 4** – Diversidade  $\beta$  temporal dos microcrustáceos entre início e final das regiões de montante e jusante nos ambientes oligotrófico e eutrófico. (MI = montante início; MF = montante final; JI = jusante início; JF = jusante final).

## 2.4 DISCUSSÃO

A composição de espécies de microcrustáceos diferiu de forma significativa entre os ambientes oligotrófico e eutrófico, corroborando com a primeira hipótese. As diferenças das condições ambientais entre os locais, dentro de uma região, podem gerar uma variação na composição de espécies (CHASE; LEIBOLD, 2002; LEIBOLD et al., 2004). Sabe-se que as características locais, como o estado trófico, são importantes para a estruturação das comunidades zooplanctônicas, pois afetam a disponibilidade de recursos alimentares (BARNETT; BEISNER 2007; SIMÕES et al., 2013a) e alteram as relações tróficas (SIMÕES et al., 2012), e assim promovem ou limitam a ocorrência de certas espécies (HEINO et al., 2014). Um estudo abordando a comunidade de microcrustáceos como bioindicadores de mudanças ambientais apontou que algumas espécies de cladóceros e copépodes apresentaram diferenças na frequência de ocorrência e abundância de acordo com a concentração de clorofila-*a* registrada nos dois ambientes (TIBÚRCIO, 2019).

Estudos apontaram que a entrada de nutrientes, a partir do manejo dos tanques-rede, causou alterações físicas e químicas no ambiente oligotrófico ao longo do tempo, embora o estado trófico não tenha se alterado, como apontado pela ausência de significância da variação da heterogeneidade ambiental, contestando a segunda hipótese (BORGES et al., 2010). Mesmo assim, as pequenas alterações favoreceram o aumento da produtividade primária e da abundância do cladóceros e copépodes até os trinta primeiros dias, e posterior redução até o final do experimento. Nesse período, foi observado o domínio de cianobactérias, que formaram



grandes colônias com amplas bainhas de mucilagem. Essas algas são pouco palatáveis para os microcrustáceos e de difícil digestão (BORGES et al., 2010; DIAS et al., 2011; 2012).

Ao contrário, no ambiente eutrófico, os estudos sugerem que variações diárias, ao longo de 25 dias, apontaram reduzida diversidade fitoplanctônica, dominância em biomassa de uma única espécie, e reduzidas flutuações na estrutura da comunidade, além da manutenção de altas concentrações de fósforo e nitrogênio (BORGES et al., 2008), sugerindo pouca variabilidade nas características do ambiente, como apontado pela ausência de significância da variação heterogeneidade ambiental.

A terceira hipótese foi corroborada, pois no ambiente oligotrófico foi constatada uma maior diversidade- $\beta$  temporal dos microcrustáceos. Esse fato pode estar relacionado com a menor disponibilidade de recursos que esses ambientes apresentaram, como as baixas abundâncias de algumas comunidades microbianas (PEREIRA et al., 2005; PAGIORO et al., 2005), e fitoplanctônica (BORGES et al., 2008). No entanto, ao longo do tempo, o manejo dos tanques-rede levou ao aumento da produtividade (DIAS et al., 2012) e, conseqüentemente, uma maior oferta de alimento, propiciando a alteração do *pool* de espécies local, e o desenvolvimento das populações. As relações significativas foram encontradas entre a abundância desses microcrustáceos e os nutrientes e a abundância do fitoplâncton, principalmente Cryptophyceae (BORGES et al., 2010), no mesmo ambiente oligotrófico estudado. Entretanto, outros recursos, também, podem ter sido aproveitados pelos cladóceros e copépodes, como bactérias e flagelados heterotróficos, que foram abundantes no mesmo período que os microcrustáceos. Relações significativas foram registradas entre a abundância do zooplâncton e esses últimos recursos, ao longo do tempo do experimento, e negativas, entre esses invertebrados e os ciliados (PEREIRA, 2008).

Por outro lado, menores valores de diversidade  $\beta$  temporal dos microcrustáceos, no ambiente eutrófico, foi devido a reduzida variabilidade das condições ambientais e da comunidade fitoplanctônica, pois é a principal fonte de recursos desses organismos, e a dominância de cianobactéria (BORGES et al., 2008).

Os resultados permitem concluir que ambientes com diferentes graus de trofia propiciam o estabelecimento de comunidades de microcrustáceos distintas, e a composição dessas comunidades são mais sensíveis a alterações após distúrbio em ambientes oligotróficos.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê, São Paulo). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p. 329-347.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683–693, 2006.
- ASTORGA, A. et al. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. **Ecology and Evolution**, v. 4, p. 2693–2702, 2014.
- BARNETT, A.; BEISNER, B. E. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v. 88, p. 1675–1686, 2007.
- Bini, L. M. et al. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. **Ecology**, v. 95, p. 1569–1578, 2014.
- BORGES, P. A. F. et al. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, p. 279-291, 2010.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, T.; RODRIGUES, L. C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum*. **Biological Sciences**, v. 30, p. 57-65, 2008.
- BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norw J Zool**, v. 24, p. 419–456, 1976.
- BRAGHIN, L. S. M. et al. Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 175–187, 2015.
- CESP - COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca**: Série Divulgação e Informação. São Paulo, 1998.
- CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. **Nature**, v. 416, p. 427–430, 2002.
- CURRIE, D. J. et al. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. **Ecology Letters**, v. 7, p. 1121–1134, 2004.
- DIAS, J. D. et al. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia Série Zoologia**, v. 101, p. 75-84, 2011.
- DIAS, J. D.; SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C. Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, p. 1-11, 2012.

DUKE-ENERGY. **Duke Energy Brasil Geração Paranapanema**. São Paulo, BR. 2019 Disponível em. <http://www.duke-energy.com.br/usinas/Paginas/Usinas.aspx>. Acesso em:20/02/2019.

DUSSART, B. H. Some Crustacea Copepoda from Venezuela. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 15-23, 1984.

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

GINÉ, M. F. et al. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. **Analytica Chimica Acta**, v. 114, p. 191-197, 1980.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHMSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analyses of fresh waters**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1978.

HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 845-869, 2014.

JÚLIO JÚNIOR, H. F. et al. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds), **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005. p. 1-16.

KOROLEFF, K. J. H. Determination of ammonia. In: E. GRASSHOFF.; E. KREMLING. (Eds), **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Wheinhein, 1976. p. 117-181.

LANSAC-TÔHA, F. A. et al. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 125-133, 2002.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601-613, 2004.

LEMKE, A. M.; BENKE, A. C. Spatial and temporal patterns of microcrustacean assemblage structure and secondary production in a wetland ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 1406–1426, 2009.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biology Association Science Publication, 36, Kendal: Titus Wilson e Sons, 1978.

MORIN, P. Biodiversity's ups and downs. **Nature**, v. 406, p. 463–464, 2000.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs Research & Management**, v. 4, p. 107 – 120, 2002.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 1.17–3. 2018.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L., AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M., LATINI, J. D (Eds.). **Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005. p. 17-38.

PERBICHE-NEVES, G. et al. Influence of atypical pluviosity on phytoplankton assemblages in a stretch of a large sub-tropical river (Brazil). **Biologia Section Botany**, v. 66, p. 33-41, 2011.

PEREIRA, D. G. et al. Abundância de nanoflagelados heterotróficos no plâncton de reservatórios com distintos graus de trofia. **Acta Scientiarum**, v. 27, p. 43-50, 2005.

PEREIRA, D. G. **Estrutura e dinâmica da abundância de bactérias, protozoários flagelados e ciliados planctônicos: respostas ao cultivo de peixes em tanques-rede**. Maringá:UEM, 2008. 37 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>. 2018.

QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America. **Ecology Letters**, v. 10, p. 737–744, 2007.

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**, v. 9, p. 17–143, 1985.

SANTOS SILVA, E. N.; ROCHA, C. E. F.; BOXSHALL, G. A. Revisão das espécies do "complexo nordestinus" (Wright, 1935) de *Notodiaptomus kieferi*, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae). **Biologia Geral e Experimental**, v. 13, n. 2, p. 1-115, 2013.

SARA, G. Ecological effects of aquaculture on living and non-living suspended fractions of the water column: A meta-analysis. **Water Research**, v. 41, n. 15, p. 3187–3200, 2007.

SIMÕES, N. R. et al. Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. **Revista Biologia Tropical**, v. 60, p. 1819–1836, 2012.

SIMÕES, N. R. et al. Floods control the influence of environmental gradients on the diversity of zooplankton communities in a neotropical floodplain. **Aquatic Science**, v. 75, p. 607–617, 2013a.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; MILSTEIN, A. Limnology of an integrated cage-pond aquaculture farm. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 28, p. 1-15, 2016.

SOCOLAR, J. B. et al. How should Beta-diversity inform biodiversity conservation? Trends in **Ecology and Evolution**, v. 31, p. 67–80, 2016.

TIBÚRCIO, V. G. et al. Effects of nutrients increase on the copepod community of a reservoir using cages. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 27, n. 3, p. 265-274, 2015.

TIBÚRCIO, V. G. et al. (2019). **Influence of the chlorophyll-a gradient on the community structure of plankton microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) in a neotropical reservoir**. Artigo submetido para publicação.

ZAGATTO, E. A. G. et al. **Manual de análises de plantas e águas empregando sistema de injeção de fluxo**. Piracicaba: Universidade de São Paulo/Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 1981.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. New York: Springer-Verlag. 1991.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **Taxon**, v. 21, n. 2/3, p. 213. 1972.

WOJCIECHOWSKI, J et al. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 751-766, 2017.

### **3 RESPOSTA DE MICROCRUSTÁCEOS PLANCTÔNICOS (CLADOCERA E COPEPODA) À HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E DE RECURSOS EM UM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL**

#### **RESUMO**

Esse estudo teve como objetivo avaliar a resposta de cladóceros e copépodes à heterogeneidade ambiental e de recursos alimentar em ambientes oligotrófico e eutrófico submetidos ao enriquecimento de nutrientes, pela piscicultura em tanques-rede. Foi pressuposto que a abundância desses microcrustáceos está relacionada com (i) a heterogeneidade ambiental no ambiente oligotrófico, devido as condições ambientais mais estáveis e a (ii) heterogeneidade de recursos, no ambiente eutrófico, devido a maior disponibilidade de alimento. A área de estudo, delineamento amostral e medidas de variáveis ambientais seguiu o mesmo padrão do capítulo 1. A amostragem de microcrustáceos e das comunidades planctônicas, consideradas como recurso alimentar, assim como os procedimentos laboratoriais, foram realizadas com metodologia específica de cada grupo. Os resultados obtidos contestam a primeira hipótese pois no ambiente oligotrófico, a abundância desses microcrustáceos, foi associada positivamente com a heterogeneidade do recurso, ao contrário do pressuposto. Por outro lado, a segunda hipótese foi corroborada já que a abundância dos cladóceros e copépodes foi associada positivamente com a heterogeneidade de recurso no ambiente eutrófico, e de forma negativa com a heterogeneidade ambiental. Os resultados permitiram concluir que a disponibilidade e a variedade do alimento foram determinantes na estruturação das comunidades, mesmo em elevadas abundâncias no ambiente eutrófico, como esperado, como em reduzidas abundâncias no ambiente oligotrófico.

**Palavras-chave:** Piscicultura. Zooplâncton. Trofia. Disponibilidade de recursos. Variáveis ambientais.

# **RESPONSE OF PLANCTONIC MICROCRUSTACEANS (CLADOCERA AND COPEPODA) TO ENVIRONMENTAL AND RESOURCE HETEROGENEITY IN A NEOTROPICAL RESERVOIR**

## ***ABSTRACT***

The objective of this study was to evaluate the response of cladocerans and copepods to environmental and food resource heterogeneity in oligotrophic and eutrophic environments submitted to nutrient enrichment by fish culture in the net tanks. It was assumed that the abundance of these microcrustaceans is related to (i) the environmental heterogeneity in the oligotrophic environment, due to the more stable environmental conditions and (ii) heterogeneity of resources in the eutrophic environment, due to the greater food availability. The study area, sample design and measurements of environmental variables followed the same pattern as in chapter 1. Sampling of microcrustaceans and planktonic communities, considered as a food resource, as well as laboratory procedures, were performed using a methodology specific to each group. The results obtained challenge the first hypothesis because in the oligotrophic environment, the abundance of these microcrustaceans was positively associated with the heterogeneity of the resource, contrary to the assumption. On the other hand, the second hypothesis was corroborated since the abundance of cladocerans and copepods was positively associated with resource heterogeneity in the eutrophic environment, and negatively with environmental heterogeneity. The results allowed to conclude that the availability and variety of the food were determinant in the structuring of the communities, even in high abundances in the eutrophic environment, as expected, as in reduced abundances in the oligotrophic environment.

**Keywords:** Pisciculture. Zooplankton. Trophy. Availability of resources. Environmental variables.

### 3.1 INTRODUÇÃO

Após a década de 1980, a piscicultura, por meio de tanques-rede, vem sendo considerada como uma tendência promissora para o atendimento da demanda crescente de alimento à população mundial (AYROZA et al., 2006). Sabe-se que as principais vantagens resultantes desse tipo de atividade estão associadas ao aproveitamento de mananciais disponíveis, facilidades na despesca e ao fluxo contínuo de água que traz vantagens para a melhoria da qualidade da água no interior dos tanques (KUBTIZA; CYRINO, 1997; FURLANETO et al., 2006).

Entretanto, a piscicultura em tanques-rede é uma das práticas mais intensivas de criação, empregando um considerável volume de insumos alimentares para a produção de peixes num espaço reduzido e sob altas densidades, com o consequente lançamento de restos de alimentos e metabólitos diretamente no ambiente sendo, portanto, fonte potencial de impacto ambiental (BEVERIDGE, 1984). Estudos têm demonstrado que essa entrada de insumos alimentares promove mudanças significativas no ambiente, uma vez que, leva a eutrofização (AYROZA et al., 2006; AGOSTINHO et al., 2007), provocando variações na quantidade e disponibilidade de alimento no ecossistema (DIAS et al., 2011; TIBÚRCIO et al., 2015).

Estudos que visam mensurar e/ou entender os efeitos das alterações ambientais sobre a estrutura das comunidades em ecossistemas aquáticos são de grande importância (MANTOVANO et al., 2015; BRAGHIN et al., 2018). Nas últimas décadas, as comunidades aquáticas tem sido foco de investigação na busca para o entendimento dos efeitos da heterogeneidade (ambiental e de recursos) sobre sua estrutura, buscando encontrar padrões que expliquem como esses fatores afetam, em especial, a abundância das espécies (McGILL et al., 2006).

A heterogeneidade ambiental pode ser definida como a variação de condições abióticas e/ou bióticas entre o conjunto de locais dentro de uma região (HEINO et al., 2014). O aumento da heterogeneidade ambiental implica em mudanças na composição e abundância das espécies possibilitando uma maior coexistência devido a uma maior oportunidade de nichos disponíveis (LEIBOLD et al., 2004; BINI et al., 2014; ASTORGA et al., 2014). A heterogeneidade de recursos também reporta que, para uma determinada área, o aumento da variedade do recurso favorece uma maior coexistência (TILMAN, 1982; DECLERCK et al., 2007). Portanto, a estruturação das comunidades depende dos requerimentos de cada grupo de organismos, ou seja, algumas espécies têm vantagens competitivas quando o ambiente apresenta elevada disponibilidade de recursos e outras têm vantagens competitivas quando os recursos são escassos (BARNETT; BEISNER, 2007). Além disso, uma maior variedade de recursos pode



sustentar um maior número de espécies especialistas e favorecer o aumento no número de espécies raras (FERNANDES, 2013). Entretanto, em condições de recursos limitados, apenas um pequeno subconjunto de espécies é capaz de se estabelecer (ABRAMS, 1995).

Dentre as comunidades aquáticas, os microcrustáceos tem grande importância para a dinâmica do ecossistema, participando ativamente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia entre os níveis tróficos, sendo um elo entre produtores e consumidores no plâncton (MELÃO, 1999; DIAS et al., 2016). Portanto, alterações na estrutura das comunidades de cladóceros e copépodes podem acarretar mudanças nos mecanismos estruturadores da dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos. Essas alterações podem ser fortemente perceptíveis quando os ambientes naturais passam a sofrer interferências de atividades antropogênicas.

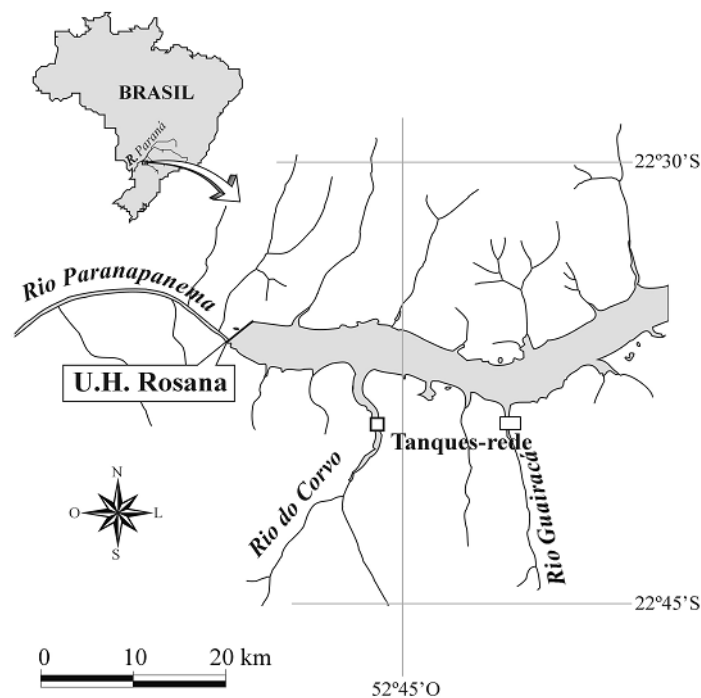
Neste contexto, esse estudo teve como objetivo avaliar a resposta de cladóceros e copépodes a heterogeneidade ambiental e de recursos em ambientes oligotrófico e eutrófico submetidos ao enriquecimento de nutrientes, pela piscicultura em tanques-rede. Diante disso, foi pressuposto que a abundância desses microcrustáceos está relacionada com (i) a heterogeneidade ambiental no ambiente oligotrófico, devido as condições ambientais mais estáveis e a (ii) heterogeneidade de recursos, no ambiente eutrófico, devido a maior disponibilidade de alimento.

## **3.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.2.1 ÁREA DE ESTUDO**

As amostragens dos microcrustáceos, fitoplâncton, bactéria, ciliados, flagelados e de água foram realizadas em dois tributários do reservatório de Rosana (PR/SP): rio do Corvo e rio Guairacá (Figura 1).

O reservatório de Rosana está inserido na região hidrográfica do Paraná (22°36' S; 52°49' W), em um dos principais rios que a compõe: rio Paranapanema. Este é um divisor natural dos estados de São Paulo e Paraná (DUKE-ENERGY, 2019). O reservatório possui área de 220 km<sup>2</sup>, comprimento total de 116 km, volume de 1.920 10<sup>6</sup> km<sup>3</sup> e vazão média anual de 1.203 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Apresenta área inundada de 27.600 ha e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998). É classificado como oligo-mesotrófico, apresenta conformação alongada, com pequenos braços em seus afluentes e bancos de macrófitas enraizadas e submersas (JÚLIO Jr. et al., 2005). Constitui, ainda, um reservatório raso, do tipo fio d'água, com amplas áreas marginais (NOGUEIRA et al., 2002; PAGIORO et al., 2005).



**Figura 1** - Rio do Corvo e rio Guairacá, no reservatório de Rosana, próximo à confluência com o rio Paranapanema (PR-SP).

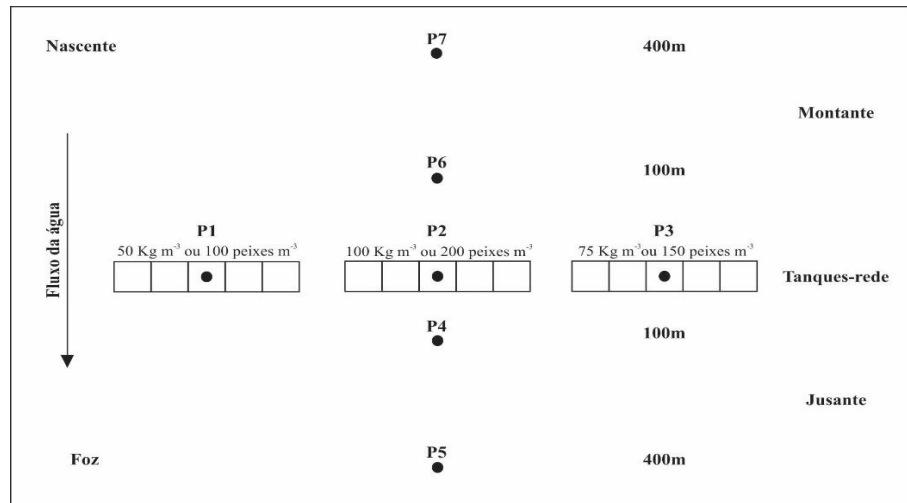
O rio do Corvo é constituído de margens com gramíneas e estágios iniciais de reflorestamento, além de uma indústria de feculária. Apresenta características eutróficas (BORGES et al., 2008). Essa indústria, possivelmente, contribui com resíduos da mandioca no local. Neste rio o experimento foi instalado a uma distância de 5 km da confluência com o rio Paranapanema. Esse afluente situa-se próximo à barragem do reservatório, no Estado do Paraná, entre as cidades de Diamante do Norte e Terra Rica.

O rio Guairacá localizado na região lacustre do reservatório, apresenta margens com gramíneas e predomínio do cultivo de cana de açúcar, além de bancos de *Egeria najas*, *Egeria densa* e *Eichhornia azurea*. Observa-se, ainda, forte influência do vento na circulação horizontal das massas de água no ambiente. O local de instalação dos tanques-rede, próximo à confluência com o rio Paranapanema, pode ser caracterizado como oligotrófico (BORGES et al., 2010).

### 3.2.2 DESENHO AMOSTRAL

Em cada tributário, foi realizada uma amostragem antes da instalação dos tanques-rede, com diferentes densidades de estocagem de peixes (Figura 2), em tréplicas, em 5 pontos de amostragem (local de instalação dos tanques-rede (P1), duas distâncias a montante (P6, P7) e duas distâncias a jusante (P4, P5). Após essa fase, foram acrescentados 2 pontos próximo aos

tanques-rede (P2, P3) (Figura 2), que também foram amostrados em tréplicas. Após a primeira amostragem, as demais foram obtidas em um período de 120 dias, entre os meses de abril e agosto de 2006, assim distribuídos: com 15 dias, 30 dias, 60 dias, 90 dias e 120 dias, resultando em um total de 120 amostras, em cada ambiente.



**Figura 2** - Representação esquemática da distribuição dos pontos, nos locais de amostragem (montante, tanques-rede e jusante).

### 3.2.3 AMOSTRAGEM PLANCTÔNICAS E DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Os microcrustáceos foram amostrados à subsuperfície da região pelágica, no período matutino, com auxílio de moto-bomba, sendo filtrados 200 litros de água por amostra em rede de plâncton (68  $\mu$ m). Posteriormente, o material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno, devidamente etiquetados, e fixado com solução de formaldeído (4%), tamponada com carbonato de cálcio.

As comunidades planctônicas, consideradas como fonte de recurso alimentar e utilizadas para estimar a heterogeneidade de recursos, foram amostradas com o mesmo delineamento espacial e temporal aplicado aos microcrustáceos. As comunidades microbianas (bactérias, flagelados e ciliados) foram amostrados a subsuperfície da região pelágica, com auxílio de Garrafa de Van Dorn (5 litros) e armazenadas em frascos de vidro e fixadas com uma solução composta de lugol alcalino, formaldeído e tiosulfato (SHERR; SHERR, 1993). Os ciliados foram mantidos no gelo para posterior análise em laboratório. O fitoplâncton também foi amostrado a subsuperfície com auxílio de frascos de vidro, e fixados com solução de lugol acético.

Concomitantemente às amostragens dos organismos planctônicos, foram medidas variáveis físicas e químicas da água, que foram utilizadas para estimar a heterogeneidade

ambiental, como oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (YSI Model 55-12FT), condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) (condutivímetro Digimed), pH (medidor de pH Digimed) e turbidez (NTU) (turbidímetro digital portátil). Além disso, amostras de água foram coletadas com garrafa de van Dorn (5 litros) e mantidas sob refrigeração para posterior análise de material orgânico (MO) e inorgânico (MI) em suspensão (WETZEL; LIKENS, 1991), N-nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (GINÉ et al., 1980) e P-fosfato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (MACKERETH et al., 1978).

### 3.2.4 ANÁLISE LABORATORIAL DOS NUTRIENTES E DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

A identificação das espécies de microcrustáceos foi realizada com bibliografia especializada (DUSSART, 1984; REID, 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SANTOS-SILVA, 2000; LANSAC-TÔHA et al., 2002; PERBICHE-NEVES et al., 2011). A abundância dos microcrustáceos ( $\text{ind m}^{-3}$ ) foi determinada a partir da contagem de no mínimo 50 indivíduos, de cada grupo, em três subamostragens (BOTTRELL et al., 1976), obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel (2,5 mL) (equivalente a 10% da amostra), e com auxílio de em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. Amostras que apresentaram reduzido número de indivíduos foram analisadas quantitativamente na íntegra.

O bacterioplâncton ( $10\text{-}13\text{gC } \mu\text{L}^{-1}$ ) teve sua biomassa determinada a partir da filtragem de subamostras de 0,1 mL de água em filtro preto Nucleopore/Watchman com  $0,2 \mu\text{m}$  de abertura de poro, previamente coradas com DAPI (fluorocromo 4,6'-diamidino-2-fenil-indole). Esses organismos foram quantificados em microscópio de epifluorescência (Zeiss Axiophot) e o biovolume determinado através da equação proposta por Fry (1990):  $v = (\pi/4) w^2(1 - w/3)$ , onde:  $v$  = volume celular;  $l$  = comprimento e  $w$  = largura. Para a conversão de biovolume em biomassa, foi considerado que  $1 \mu\text{m}^3 = 3.5 \times 10^{-13} \text{gC}$  (BJORNSEN, 1986). A biomassa foi expressa em  $\mu\text{gC L}^{-1}$ .

Os flagelados ( $\text{carb L}^{-1}$ ) foram contados *in vivo* sob microscópio óptico, sendo os valores de biomassa obtidos através das medidas de dimensões celulares e formas geométricas aproximadas dos organismos (WETZEL; LIKENS, 1991) e o conteúdo de carbono, a partir da expressão:  $1\mu\text{m}^3 = 167 \text{fg C}$  (FENCHEL, 1982). Para determinação da biomassa, os ciliados tiveram suas imagens capturadas e arquivadas em computador, por meio de uma câmara digital CoolSnap-PRO acoplada ao microscópio. Posteriormente, os indivíduos fotografados foram medidos, através do programa de análise de imagens Image-Pro Express, a fim de se obter dados do biovolume celular (em  $\mu\text{m}^3$ ), a partir da forma geométrica aproximada (WETZEL; LIKENS, 1991) e biomassa da comunidade de ciliados (considerando que  $1 \mu\text{m}^3 = 110 \text{fg C}$  (WEISSE,

1991). Os valores de biomassa foram expressos em  $\mu\text{gC L}^{-1}$ . A biomassa fitoplanctônica ( $\text{mm}^{-3} \text{L}^{-1}$ ) foi estimada por meio do cálculo do biovolume, multiplicando-se a densidade (UTERMÖHL, 1958) de cada espécie pelo seu respectivo volume.

Os dados das variáveis limnológicas foram cedidos do Laboratório de Limnologia Básica. Os dados das comunidades microbianas planctônicas foram cedidos pelo Laboratório de Protozoários Planctônicos, e os da comunidade fitoplanctônica, pelo Laboratório de Fitoplâncton, do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

### 3.2.5 ANÁLISE DE DADOS

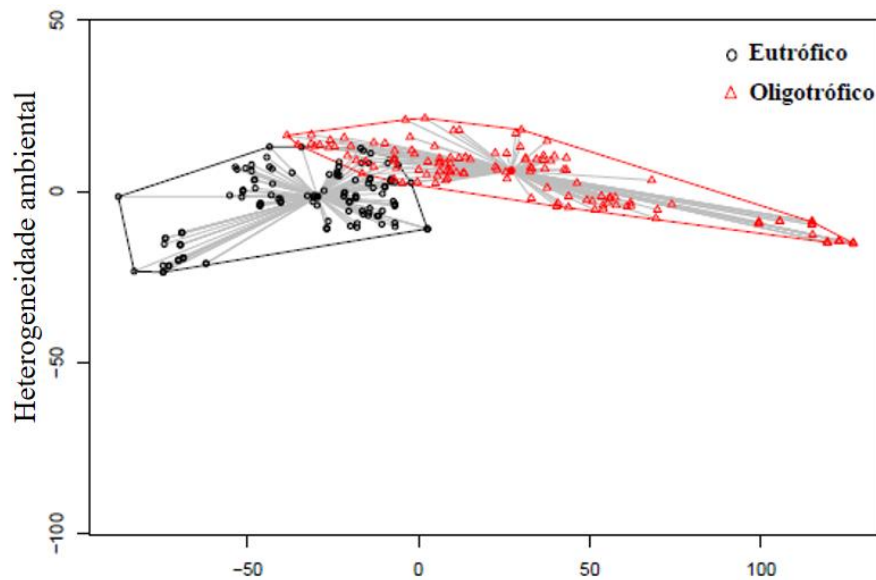
Um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP), proposto por Anderson et al., (2006), foi realizado para estimar a heterogeneidade ambiental dos ambientes oligotrófico e eutrófico, a partir das variáveis limnológicas padronizadas. Neste caso, quanto maior for a distância média para o centróide, em um espaço multivariado de uma ordenação PCoA (ANDERSON et al., 2006), maior será a heterogeneidade ambiental. A matriz de dissimilaridade utilizada foi a distância Euclidiana. A estimativa da heterogeneidade de recursos foi calculada pelo mesmo procedimento descrito acima (PERMDISP, ANDERSON et al., 2006), considerando a biomassa das comunidades. A significância ( $p < 0,05$ ) das diferenças da variabilidade da heterogeneidade ambiental e heterogeneidade de recursos entre os ambientes oligotrófico e eutrófico, foi testada através de um teste de permutação com 999 permutações.

Para verificar a existência de correlação entre a abundância dos microcrustáceos e a heterogeneidade de recursos, foram gerados coeficientes através de uma correlação de Pearson aplicada entre a abundância dos cladóceros e copépodes e a distância dos pontos até o centroide da PERMDISP da matriz de dados de recursos alimentares. O mesmo procedimento foi realizado para verificar a possível correlação entre abundância de espécies de microcrustáceos e heterogeneidade ambiental, considerando a matriz de dados das variáveis limnológicas. Para padronizar os valores de abundância, os dados foram logaritmizados. O coeficiente de correlação mede o grau de associação entre duas variáveis numéricas. Este coeficiente varia de -1 a 1, sendo que quanto mais próximo o valor for de 1 ou -1, mais forte é a associação e, quanto mais próximo for de zero, mais fraca é a associação entre as duas variáveis. Os valores de  $p < 0,05$  indicam que a correlação é estatisticamente significativa. Esta análise foi realizada no programa R, com o pacote Stats e função cor.test (R CORE TEAM, 2018).

### 3.3 RESULTADOS

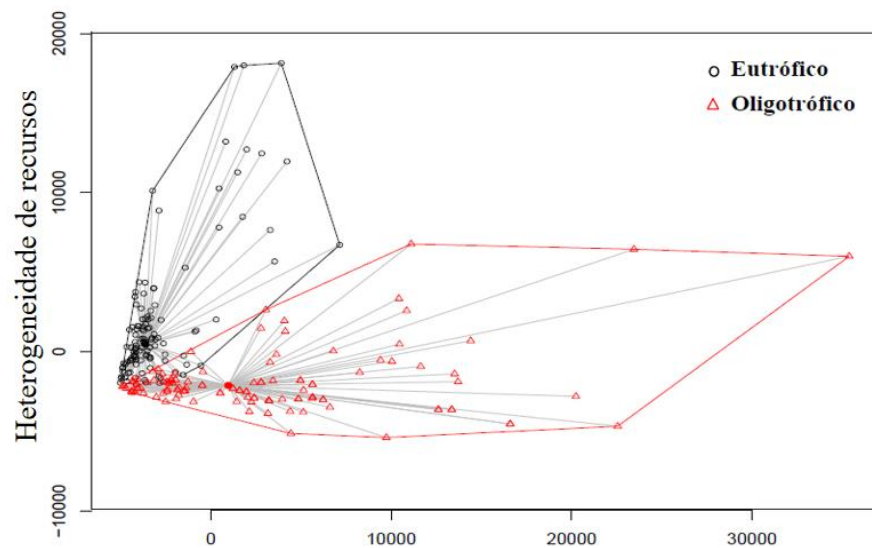
O ambiente oligotrófico apresentou os maiores valores de abundância média de microcrustáceos (16.860 ind.m<sup>-3</sup>), variando de 673 à 85.200 ind.m<sup>-3</sup>, quando comparado ao ambiente eutrófico (9.160 ind.m<sup>-3</sup>), que variou de 189 à 38.067 ind.m<sup>-3</sup>).

A heterogeneidade ambiental apresentou diferenças significativas entre os ambientes estudados (Pseudo-F = 25,387; P<0,001). A variabilidade das características ambientais foi maior no ambiente oligotrófico (distância do centróide: 37,57), quando comparado ao ambiente eutrófico (distância do centróide: 24,08) (Figura 3).



**Figura 3.** Heterogeneidade ambiental nos ambientes oligotrófico e eutrófico estudados no reservatório de Rosana, em 2006.

A heterogeneidade de recursos também teve uma maior variabilidade no ambiente oligotrófico (distância média do centróide: 6473), em relação ao eutrófico (distância média do centróide: 4028), embora essa diferença não tenha sido significativa (Pseudo-F = 2,3067; P<0,121) (Figura 4).



**Figura 4.** Heterogeneidade de recursos nos ambientes oligotrófico e eutrófico estudados no reservatório de Rosana, em 2006.

No ambiente eutrófico, a abundância dos microcrustáceos foi correlacionada negativamente, de forma significativa, com a heterogeneidade ambiental ( $R = -0,27$ ;  $P = 0,002$ ), e positivamente com a heterogeneidade de recursos ( $R = 0,71$ ;  $P = 0,001$ ). Relação positiva e significativa também foi verificada no ambiente oligotrófico entre a abundância dos microcrustáceos e a heterogeneidade de recursos ( $R = 0,41$ ;  $P = 0,001$ ).

### 3.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos corroboraram a segunda hipótese deste estudo, pois a abundância dos cladóceros e copépodes foi associada positivamente com a heterogeneidade de recurso no ambiente eutrófico, além de forma negativa com a heterogeneidade ambiental. Por outro lado, ao contrário do pressuposto, a abundância desses microcrustáceos foi associada positivamente, no ambiente oligotrófico, também, com a heterogeneidade do recurso. A entrada de insumos, pelo manejo dos tanques-rede, aumentou a produtividade desse ambiente (BORGES et al., 2010), o que certamente levou ao aumento da disponibilidade de recurso, mesmo que em reduzidas abundâncias, quando comparado ao ambiente eutrófico (PEREIRA et al., 2005, PAGIORO et al., 2005).

Spoljar et al., (2018) encontraram que variações nos recursos alimentares promoveram fortes impactos na comunidade zooplânctônica, como aparecimento ou desaparecimento de algumas espécies, além de picos e quedas acentuadas da abundância das populações. Outro estudo, em reservatório, verificou que a variação crescente da abundância de cladóceros e

copépodes foi observada em conjunto com a variação temporal crescente na abundância do fitoplâncton (DEGEFU et al., 2011).

Os microcrustáceos apresentam uma plasticidade alimentar elevada e podem se alimentar de detritos e organismos heterotróficos (LOUREIRO et al., 2011). Segundo Melão (1999), os cladóceros herbívoros também podem usar bactérias como fonte complementar de alimento. Já os copépodes Calanoida são basicamente herbívoros, porém muitos Cyclopoida podem se alimentar de detritos e organismos heterotróficos. Assim, estudos com comunidades heterotróficas microbianas, representadas por ciliados, flagelados e bactérias, apresentaram abundância reduzida frente a abundância de microcrustáceos (PEREIRA, 2008).

A heterogeneidade ambiental no ambiente eutrófico, por outro lado, foi responsável pela redução da abundância dos microcrustáceos. Esses ambientes podem apresentar fatores limnológicos limitantes ao desenvolvimento das populações, onde também foram registradas as menores abundâncias. Além disso, dentre os impactos da piscicultura em tanques-rede, sabe-se que mudanças na abundância desses indivíduos são provocadas pela influência de nutrientes (DEMIR et al., 2001, DIAS et al., 2011, TIBÚRCIO et al., 2015).

Frequentemente, maiores valores de turbidez, matéria em suspensão e nutrientes são relacionados de forma negativa a abundância de microcrustáceos em reservatórios (PERBICHE-NEVES et al., 2015; PALHIARINI et al., 2017; SANTOS et al., 2018). Estudos anteriores apontaram que a entrada de nutrientes oriundos da piscicultura, em reservatório, causou alterações físicas e químicas em ambiente oligotrófico, ao longo do tempo, e resultou na redução da abundância de cladóceros e copépodes (BORGES et al., 2010; DIAS et al., 2011).

Dessa forma os resultados sugerem que a disponibilidade e a variedade do alimento pode ter sido determinante na estruturação das comunidades de microcrustáceos, mesmo em elevadas abundâncias no ambiente eutrófico, como em reduzidas abundâncias no ambiente oligotrófico, assim como uma maior heterogeneidade ambiental constatada para o ambiente eutrófico, corroborando parcialmente os pressupostos.



## REFERÊNCIAS

- ABRAMS, P. A. Monotonic or unimodal diversity-productivity gradients: what does competition theory predict? **Ecology**, v. 76, p. 2019-2027, 1995.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recurso pesqueiro em reservatórios do Brasil**. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2007.
- ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683– 693, 2006.
- ASTORGA, A.; DEATH, R.; DEATH, F.; PAAVOLA, R.; CHAKRABORTY, M.; MUOTKA, T. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. **Ecology and Evolution**, v. 4, p. 2693–2702, 2014.
- AYROZA, D. M. M. R.; FURLANETO, F. P. B.; AYROZA, L. M. S. Regularização dos projetos de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no estado de São Paulo. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, v. 36, p. 1-32, 2006.
- BARNETT, A.; BEISNER, B. E. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, v. 88, p. 1675–1686, 2007.
- BEVERIDGE, M. C. M. Cage and pen fish farming. *Carrying Capacity Models and Environmental Impact*. **FAO Fisheries Technical Paper**, v. 255, p. 133, 1984.
- BINI, L. M.; LANDEIRO, V. L.; PADIAL, A. A.; SIQUEIRA, T.; HEINO, J. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. **Ecology**, v. 95, p. 1569–1578, 2014.
- BJORSEN, P. K. Automatic determinations of bacterioplankton biomass by means of image analyses. **Applied Environ Microbiology**, v. 51, p. 1199-1204, 1986.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, S., DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, p. 279-291, 2010.
- BORGES, P. A. F.; TRAIN, T.; RODRIGUES, L. C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, p. 57-65, 2008.
- BOTTRELL, H. H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.M.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norwegian Journal Zoology**, v. 24, p. 419–456, 1976.
- BRAGHIN, L. D. S. M.; ALMEIDA, B. D. A.; AMARAL, D. C.; CANELLA, T. F.; GIMENEZ, B. C. G.; BONECKER, C. C. Effects of dams decrease zooplankton functional  $\beta$ -diversity in river-associated lakes. **Freshwater biology**, v. 63, p. 721-730, 2018.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca.** São Paulo: CESP, 1998. 166 p. Série Divulgação e Informação.

DECLERCK, S.; VANDERSTUKEN, M.; PALS, A.; MUYLAERT, K.; DE MEESTER, L. Plankton biodiversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. **Ecology**, v. 88, p. 2199-2210, 2007.

DEGEFU, F.; SEYOUM, M.; MICHAEL, S. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. **Aquaculture**, v. 316, p. 129-135, 2011.

DEMIR, N., KIRKAGAC, M. U., PULATSU, S.; BEKCAN, S. Influence of trout cage on water quality, plankton and benthos in an anatolian Dam Lake. **Israeli Journal of Aquaculture**, v. 53, p. 115-127, 2001.

DIAS, J. D., SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C. Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 1-11, 2012.

DIAS, J. D., TAKAHASHI, E. M., SANTANA, N. F.; BONECKER, C. C. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia Série Zoologia**, v. 101, p. 75-84, 2011.

DIAS, J. D.; SIMÕES, N. R.; MEERHOFF, M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; BONECKER, C. C. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 781, p. 109–125, 2016.

DUKE-ENERGY. **Duke Energy Brasil Geração Paranapanema.** Disponível em. <http://www.duke-energy.com.br/usinas/Paginas/Usinas.aspx>. Acesso em:20/02/2019.

DUSSART, B. H. Some Crustacea Copepoda from Venezuela. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 15-23, 1984.

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

FENCHEL, T. Ecology of heterotrophic flagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. **Marine Ecology Progress Series**, v. 9, p. 35-42, 1982.

FERNANDES, A. P. C. **Diversidade de espécies zooplanctônicas e a heterogeneidade de recursos em diferentes ambientes de uma planície Neotropical.** Maringá: UEM, 2013. 55p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2013.

FURLANETO, F. P. B.; AYROZA, D. M. M. R.; AYROZA, L. M. S. Custo e rentabilidade da produção de tilápia (*Oreochromis spp.*) em tanque-rede no Médio Paranapanema, Estado de São Paulo, safra 2004/05. **Informações Econômicas**, v.36, p.63-69, 2006.

GINÉ, M. F.; BERGAMIN, F.; ZAGATTO, E. A. G.; REIS, B. F. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. **Analytica Chimica Acta**, v. 114, p. 191-197, 1980.

HEINO, J.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S.; BINI, L. M. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 845-869, 2014.

JÚLIO JÚNIOR, H. F.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Rima: São Carlos, 2005. p. 1-16.

KUBTZA, F.; CYRINO, J. E. P. Feed training strategies for the piscivorous Peacock Bass *Cichla* sp. In: VAL, A. L.; VAL, V. M. F. A.; SILVA, M. N. P. (Org.). **International Symposium on Biology of Tropical Fishes**. Resumos. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 1997. p.139.

LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; HIGUTI, J.; TAKAHASHI, E. M. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 125-133, 2002.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601-613, 2004.

LOUREIRO, B. R.; BRANCO, C. W. C.; ZANIBONI FILHO, E. Influence of net-cage fish farming on zooplankton biomass in the Itá reservoir, SC, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 4, p. 357-367, 2011.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Freshwater Biology Association Science Publication, Kendal: Titus Wilson e Sons, 1978.

MANTOVANO, T.; ARRIEIRA, R. L.; SCHWIND, L. T. F.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Rotifer community structure along a stretch under the influence of dams in the Upper Paraná River floodplain. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, 2015.

MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.

MELÃO, M. G. G. A produtividade secundária do zooplâncton: métodos, implicações e um estudo na Lagoa Dourada. In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspecto sociais**. FAPESP, FUNDIBIO. 1999. p. 151-183.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs Research & Management**, v. 4, p. 107 – 120, 2002.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L., AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M., LATINI, J.

D (Org.). **Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005. p. 17-38.

PALHIARINI, W. S.; SCHWIND, L. T. F.; ARRIEIRA, R. L.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Copepod assemblage structure (Crustacea: Copepoda) along a longitudinal environmental gradient in a tropical river-floodplain system, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, p.102, 2017.

PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; NOGUEIRA, M. G.; ROCHA, C. E. Trends in planktonic copepod diversity in reservoirs and lotic stretches in a large river basin in South America. **Marine and Freshwater Research**, v. 65, n. 8, p. 727-737, 2014.

PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; PREVIATTELLI, D.; NALIATO, D. A. O.; PIE, M. R.; DA ROCHA, C. E. F.; NOGUEIRA, M. G. Regulation of the abundance and turnover of copepod species by temperature, turbidity and habitat type in a large river basin. **Austral Ecology**, v. 40, n. 6, p. 718-725, 2015.

PERBICHE-NEVES, G.; FERRAREZE, M. F.; SERAFIM-JÚNIOR, M.; SHIRATA, M. T.; LAGOS, P. E. D. Influence of atypical pluviosity on phytoplankton assemblages in a stretch of a large sub-tropical river (Brazil). **Biology Section Botany**, v. 66, p. 33-41, 2011.

PEREIRA, D. G. **Estrutura e dinâmica da abundância de bactérias, protozoários flagelados e ciliados planctônicos: respostas ao cultivo de peixes em tanques-rede**. Maringá:UEM, 2008. 37 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

PEREIRA, D. G.; VELHO, L. F. M.; PAGIORO, T. A.; LANSAC-TÔHA F. A. Abundância de nanoflagelados heterotróficos no plâncton de reservatórios com distintos graus de trofia. **Acta Scientiarum**, v. 27, p. 43-50, 2005.

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

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**, v. 9, p. 17–143, 1985.

SANTOS, J. S.; SIMÕES, N. R.; SONODA, S. L. Spatial distribution and temporal variation of microcrustaceans assembly (Cladocera and Copepoda) in different compartments of a reservoir in the brazilian semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

SANTOS-SILVA, E. N. **Revisão das espécies do “complexo nordestinus” (Wright, 1935) de *Notodiptomus* Kiefer (1936) (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae)**. São Paulo: USP, 2000. 196 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

SHERR, E. B.; SHERR, B. F. Preservation and storage of samples for enumeration of heterotrophic protists In: KEMP, P. F.; SHERR, B. F.; SHERR, E. B.; COLE, J. J (Org.).

**Handbook of methods in Aquatic Microbial Ecology.** London: Lewis Publishers, 1993. p. 207-212.

ŠPOLJAR, M.; DRAŽINA<sup>1</sup>, T.; LAJTNER<sup>1</sup>, J.; KOVAČEVIĆ<sup>1</sup>, G.; PESTIĆ<sup>1</sup>, A.; MATIJAŠEC, D.; TOMLJANOVIĆ, T. Impact of water fluctuation in the shape of zooplankton assemblage in a shallow lake. **Croatian Journal of Fisheries**, v. 76, p. 27-34, 2018.

TIBÚRCIO, V. G.; ARRIEIRA, R. L.; SCHWIND, L. T. F.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A. Effects of nutrients increase on the copepod community of a reservoir using cages. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, p. 265-274, 2015.

TILMAN. **Resource competition and community structure.** New Jersey: Princeton University Press, 1982.

UTERMÖHL, H. ZUR. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Methods of collecting plankton for various purposes are discussed. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

WEISSE, T. The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates: role of bottom-up versus top-down control. **Journal of Plankton Research**, v. 13, p. 167-185, 1991.

WETZEL, R. G.; LIKENS G. E. **Limnological Analyses.** New York: Springer-Verlag, 1991.

#### **4 CONCLUSÕES GERAIS**

As alterações na estrutura da comunidade de microcrustáceos foram diferentes de acordo o estado trófico do ambiente. A composição dessa comunidade manteve-se distintas entre os ambientes, tendo uma maior sensibilidade a alterações após distúrbio em ambientes oligotróficos.

A estrutura da comunidade, avaliada pela abundância dos organismos apresentou relação positiva com a heterogeneidade de recursos, independente da trofia do ambiente. A disponibilidade e a variedade do alimento foi determinante na estruturação das comunidades em ambos os ambientes. O ambiente eutrófico evidenciou que as relações entre heterogeneidade ambiental e abundancia de espécies de microcrustáceos foram negativas.

As alterações ambientais de concentração de nutrientes, características físicas e químicas da água e na disponibilidade e variedade de recursos causadas pela piscicultura implicam em mudanças na estruturação das comunidades de microcrustáceos.