

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

VANESSA GRACIELE TIBÚRCIO

Estrutura da comunidade de copépodes (Crustacea, Copepoda) em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede

Maringá
2014

VANESSA GRACIELE TIBÚRCIO

Estrutura da comunidade de copépodes (Crustacea, Copepoda) em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede

Dissertação 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 Mestre em Biologia das Interações Orgânicas.

Área de concentração: Biologia das Interações Orgânicas

Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha

Maringá
2014

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

T554e Tibúrcio, Vanessa Graciele, 1989-
Estrutura da comunidade de copépodes (Crustacea, Copepoda) em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede / Vanessa Graciele Tibúrcio. -- Maringá, 2014.
51 f. : il.

Dissertação (mestrado em Biologia Comparada)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha.

1. Copépodes (Crustacea, Copepoda) - Comunidades, Ecologia de - Reservatórios - Corvo, Rio - Paraná (Estado). 2. Piscicultura em tanques-rede - Impactos ambientais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

CDD 23. ed. -595.341782098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

VANESSA GRACIELE TIBÚRCIO

Estrutura da comunidade de copépodes (Crustacea, Copepoda) em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede

Dissertação 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 Mestre em Biologia das Interações Orgânicas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Moacyr Serafim Junior
Universidade Federal do Recôncavo Baiano, Cruz das Almas (Titular)

Prof. Dr. Cláudia Costa Bonecker
Universidade Estadual de Maringá (Titular)

Aprovada em: 16 do mês Abril de 2014.

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

*Á meus pais, Maria e Francisco, á
minha irmã Vania, por todo apoio e
amor incondicional,*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À DEUS acima de tudo, por ter me dado a chance de me tornar aquilo que eu escolhi, pela força e guia iluminada para superar as dificuldades encontradas.

À minha FAMÍLIA, pelo apoio e amor incondicional, por compreender minha ausência, por me ensinar valores, princípios e ensinamentos de vida, por me guiar no caminho certo, por não me deixarem desistir, pela presença constante mesmo estando longe dos olhos.

Às minhas IRMÃS, Vânia e Gisele, pela cumplicidade, companheirismo, apoio emocional, por me compreenderem apenas com o olhar, por entender a minha ausência, por serem meu porto seguro, por me ensinarem o que é amizade de verdade, pela paciência comigo, pela aceitação do jeito que sou. Hoje sei o que é perseverança.

Ao meu amor Lenin, pelo companheirismo, preocupação, apoio em todos os momentos e pela certeza de poder contar com seu bom humor e alegria em qualquer situação.

Ao professor Dr Fábio Amodêo Lansac-Tôha, pelo acolhimento no grupo de pesquisa, pela paciência e confiança, pela orientação sábia e enriquecedora. Obrigada por ser esse paizão!

A Dra Claudia Costa Bonecker pelos ricos ensinamentos e acolhida no laboratório de pesquisa. Também me senti sua “filha”...

A Dra Juliana Deo Dias, pela concessão dos dados amostrais.

A Louizi Braghin pela ajuda nas análises de dados.

A Diogo Castanho Amaral, pela orientação, paciência e ensino na identificação de copépodes, pela amizade tão peculiar e prazerosa.

Ao Rodrigo Arrieira pela força no desenvolvimento e na redação deste trabalho, pela prova de amizade incondicional e pela satisfação de ter sua amizade. OBRIGADA!

A Leilane e Rodrigo, pela amizade tão especial que me proporcionaram, pela confiança e confiança trocada, pelos ensinamentos acadêmico e pessoal, pela sincera e contagiante alegria de viver.

À “galera do zooplâncton”, pela parceria, diversão e alegria garantida quando estou com vocês.

Às minhas amigas de república, Livea, Francielli e Ana, pelas madrugadas de conversa, por compartilharem dúvidas, certezas, decepções, alegrias, conquistas... Vocês foram o meu melhor presente. Obrigada Família OHANA!

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada e ao seu corpo docente, pela excelente oportunidade de busca e aperfeiçoamento acadêmico.

À Universidade Estadual de Maringá, pela contribuição em meus conhecimentos na vida acadêmica.

A CAPES e à Fundação Araucária pela bolsa concedida.

*Olha que céu, que mar, que rios, que florestas,
A natureza aqui perpetuamente em festa...
É um seio de mãe a transbordar carinho
Vê que vida há no céu, vê que vida há nos ninhos...
Que se balançam no ar, entre os ramos inquietos!
Vê que luz, que calor, que multidão de insetos!
Vê que grande extensão de matas, onde impera
Fecunda e luminosa, a eterna primavera!...*

(Olavo Bilac)

...”O Senhor é o meu pastor e nada me faltará”... Salmos, 23.

SUMÁRIO

CAPITULO 1

1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRAFICA	12
2.1 Disponibilidade Hídrica Superficial do Brasil	12
2.2 Reservatório e suas características ambientais	12
2.3 O reservatório de Rosana.....	14
2.4 Piscicultura em tanques-rede: custo-benefício ambiental e econômico	15
2.5 O zooplâncton como indicador das características ambientais	16
2.6 Copépodes como bioindicadores de ambientes aquáticos	17
3 REFERÊNCIAS	19

CAPITULO 2

ANEXO 1	27
1 INTRODUÇÃO	29
2 MATERIAIS E MÉTODOS	30
2.1 Área de estudo	30
2.2 Desenho amostral	31
2.3 Coleta de dados.....	32
2.4 Análises de dados	33
3 RESULTADOS	34
3.1 Variáveis limnológicas	34
3.2 Composição da comunidade de copépodes	37
3.3 Análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS)	38
3.4 Abundância de copépodes	38
3.5 ANOVA.....	39
4 DISCUSSÃO	41
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	45
6 REFERÊNCIAS	46

Estrutura da comunidade de copépodes (Crustacea, Copepoda) em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede

RESUMO

Considerando a importância dos recursos hídricos para o desenvolvimento social e econômico regional, em função dos múltiplos usos associados às atividades humanas, torna-se relevante o uso e manejo adequado dos ecossistemas aquáticos continentais. Nesse sentido, investigou-se a variação das variáveis ambientais bem como sua influência sobre a estrutura da comunidade de copépodes em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede, em escala temporal e espacial. A área de estudo foi o reservatório de Rosana, rio do Corvo, afluente 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 algumas variáveis físicas e químicas da água bem como clorofila-a e nutrientes. Foi possível observar o aumento da concentração da maioria dos nutrientes (nitrogênio total, nitrato, amônia e fósforo total) e de algumas variáveis como alcalinidade, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido ao longo do tempo e locais de estudo assim como a concentração de clorofila-a nos locais após a instalação dos tanques. Foi observado que a maioria dos atributos da comunidade de copépodes analisados sofreu alteração ao longo do tempo e do espaço estudado. Portanto, considerando as diferenças espacial e temporal, esse estudo indicou alterações na estrutura da comunidade de copépodes e nas variáveis limnológicas, causadas pelo incremento da atividade de piscicultura em tanques-rede.

Palavras-chave: Zooplâncton. Copépodes. Variáveis ambientais. Piscicultura. Tanques-rede.

Community structure of copepods (Crustacea, Copepoda) in the reservoir area of activity with fish farming in cages

ABSTRACT

Considering the importance of water resources for regional social and economic development, according to the multiple uses associated with human activities, it is relevant to the proper use and management of freshwater ecosystems. Accordingly, we investigated the variation of environmental variables and their influence on the community structure of copepods in the reservoir area of activity with fish farming in cages in temporal and spatial scale. The study area was the Rosana Reservoir, Crow River, a tributary of Paranapanema River (PR/SP). Three sets of cages with different stocking densities of tilapia were installed for 120 days. The first sampling was before the installation of tanks and five sampling points (treatment, two distances upstream and two downstream distances). After installing them seven points (three treatments, two distances upstream and two downstream distances) were sampled. Concomitantly sampling zooplankton, some physical and chemical parameters were measured and chlorophyll-a and nutrients. It was observed in the concentration of most nutrients (total nitrogen, nitrate, ammonium and total phosphorus) and some variables as alkalinity, conductivity and dissolved oxygen over time and study sites as well as the concentration of chlorophyll-a after installation locations in the tanks. It was observed that most of the analyzed attributes copepods community been altered over time and space studied. Therefore, considering the spatial and temporal differences, this study indicated changes in the structure of the copepod community and limnological variables, caused by the increased activity of fish farming in cages.

Keywords: Zooplankton. Copepods. Environmental variables. Fish. Net cages.

CAPÍTULO 1

Revisão Bibliográfica

1 INTRODUÇÃO

Os copépodes são microcrustáceos importantes da comunidade zooplânctônica, pois corresponde, em geral, a maior parte da biomassa dessa comunidade. São caracterizados por serem eficientes filtradores e predadores de bactérias, fitoplâncton e outros organismos zooplanctônicos. Diversos trabalhos têm demonstrado a grande sensibilidade da comunidade de copépodes diante das condições ambientais.

Considerando sua importância para a compreensão das modificações ecossistêmicas oriundas das variações ambientais, de seu papel funcional na cadeia alimentar aquática e de seu potencial como comunidade indicadora de qualidade ambiental, é de extrema importância à realização de trabalhos que visem compreender as relações entre a comunidade de copépodes e as variáveis ambientais dos reservatórios, bem como seu potencial bioindicador diante das alterações que são expostos nesses ambientes.

De acordo com o objetivo de investigar a variação das variáveis ambientais bem como sua influência sobre a estrutura da comunidade de copépodes em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede, em escala temporal e espacial, serão expostas a metodologia e os resultados encontrados, bem como, as alterações nas variáveis ambientais e sua consequente influência na estrutura da comunidade de espécies de copépodes (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) resultante do aporte de nutrientes da piscicultura em tanques-rede.

Esta dissertação foi organizada em dois capítulos, os quais abordaram os seguintes tópicos:

CAPÍTULO I – Elaboração de uma revisão com o objetivo de realizar um levantamento bibliográfico sobre a influência da atividade de piscicultura sobre as variáveis ambientais e a comunidade de copépodes em reservatórios com atividade de piscicultura.

CAPÍTULO II – Investigação das alterações das variáveis ambientais e sua potencial influência sobre a riqueza, diversidade, abundância e equitabilidade de espécies de copépodes (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) gerado pelo incremento de nutrientes da atividade de piscicultura.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Disponibilidade Hídrica Superficial do Brasil

O Brasil possui 12% da disponibilidade de água doce superficial do mundo, fato que caracteriza a água como um dos grandes patrimônios do país e o coloca em uma situação confortável quanto aos recursos hídricos quando comparado ao resto do mundo (ANA, 2013).

A disponibilidade hídrica per capita, determinada a partir de valores totalizados para o país, indica uma situação satisfatória, quando comparada aos valores dos demais países (UN-WATER, 2013). Entretanto, existe uma distribuição espacial desigual dos recursos hídricos no território brasileiro: cerca de 81% desses recursos estão concentrados na Região Hidrográfica Amazônica, onde se encontra o menor contingente populacional, e aproximadamente 3% apenas disponível no Nordeste brasileiro. Além disso, os baixos índices de precipitação e a irregularidade do seu regime nessa região, somados ao contexto hidrogeológico, principalmente no semiárido brasileiro, contribuem para os reduzidos valores de disponibilidade hídrica na região. Nesse contexto, uma das práticas implementadas para garantir a oferta de água na Região Nordeste é a construção de barragens ou açudes que atuam de forma a armazenar água para os períodos secos (ANA, 2013).

A Região Hidrográfica do Paraná, com 32,1% da população nacional, apresenta o maior desenvolvimento econômico do País. Com uma área de 879.873Km², equivalente a 10,3% do território nacional, a região abrange os estados de São Paulo, Paraná, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Goiás, Santa Catarina e o Distrito Federal. É dividida em seis unidades hidrográficas que receberam os nomes de seus respectivos rios principais: Grande, Paranaíba, Paraná, Paranapanema, Tietê e Iguaçu. O crescimento de grandes centros urbanos, São Paulo e Curitiba, por exemplo, em rios de cabeceira, tem gerado uma grande pressão sobre os recursos hídricos, pois ao mesmo tempo em que aumentam as demandas, diminui a disponibilidade de água devido à contaminação por efluentes domésticos, industriais e drenagem urbana (ANA, 2013).

Assim, considerando a importância dos recursos hídricos para o desenvolvimento social e econômico regional, em função dos múltiplos usos associados às atividades humanas, torna-se relevante o uso e manejo adequado dos ecossistemas aquáticos continentais, tais como lagos, lagoas, reservatórios, riachos, rios e áreas alagáveis associadas.

2.2 Reservatórios e suas características ambientais

A análise da qualidade ambiental dos reservatórios para a utilização de suas águas em atividades diversas, como o consumo humano e animal, irrigação e aquicultura, tem sido

relevante em um contexto mundial. A qualidade da água está diretamente relacionada com seus usos múltiplos, podendo ser afetada por condições naturais ou interferências antrópicas (SILVEIRA et al., 2011).

As variações nas características do ambiente aquático podem estar relacionadas a fatores como envelhecimento do reservatório, tempo de residência, estado trófico, interações biológicas e endemismos (ROCHA et al., 1999).

O estado trófico de um sistema aquático envolve aspectos de carga, transporte e concentração de nutrientes, produtividade, quantidade e qualidade da biomassa e morfometria do lago, podendo ser definido como a resposta biológica de lagos à introdução de nutrientes (DUARTE et al., 1998). De acordo o grau de trofia, os reservatórios podem ser classificados como oligotróficos, mesotróficos ou eutróficos (MARGALEF, 1983; TOLEDO Jr. et al, 1983). Neste caso, a avaliação da qualidade da água é baseada no enriquecimento por nutrientes e no seu efeito sobre as comunidades aquáticas (CETESB, 2004).

O processo natural de eutrofização ocorre em escala geológica, no qual os ambientes tendem a passar de uma condição oligotrófica para a mesotrófica e, finalmente, para a eutrófica, resultando no seu assoreamento e desaparecimento. Já o fenômeno de eutrofização artificial é causado pelo estabelecimento de atividades humanas nas bacias de drenagens, incrementando, assim, a descarga de nutrientes nos corpos aquáticos e pode ser observado em uma escala de tempo mais curta, em décadas, por exemplo (LAMPARELLI, 2004).

As análises para avaliar o impacto de uma ação antrópica devem associar as análises físicas e químicas da água às análises biológicas, visto que estas são fundamentais para se conseguir uma maior confiabilidade dos resultados (BRANDIMARTE et al., 2007). Uma vez que a integridade do ecossistema pode ser avaliada por um componente estrutural (composição de espécies, abundância, densidade e índices de diversidade) e outro funcional (produção primária, consumo e decomposição), o método de avaliação deve utilizar ferramentas que reflitam esses dois componentes (MINSHALL, 1996).

Uma análise que se mostrou eficiente para avaliar os impactos ambientais em reservatórios consiste no método de decomposição foliar, aliado às análises físicas e químicas da água, com a finalidade de medir o componente funcional do ecossistema em reservatório com atividade de piscicultura de tilápias em tanque-rede (AGRA et al., 2012). Um estudo realizado na bacia do rio das Velhas, Minas Gerais, utilizando macroinvertebrados bentônicos, evidenciou situações extremas, com áreas muito degradadas e pouquíssimos grupos bentônicos em elevadas densidades, e áreas bem preservadas, com elevada riqueza

taxonômica, além de distintos valores de diversidade e variáveis abióticas (MORENO e CALLISTO, 2005).

Diversos estudos têm abordado os impactos dos reservatórios por meio da análise da qualidade da água e das comunidades aquáticas. A análise das características da água do rio Pirapó, localizado na região hidrográfica do rio Paraná, apontou alterações químicas, físicas e microbiológicas em todo o curso do corpo hídrico, principal recurso para o abastecimento urbano da região (ALVES et al., 2008). Em outro estudo, avaliando-se a comunidade zooplanctônica como bioindicadora, foram identificadas espécies indicadoras de estado trófico, como ambientes oligo-mesotróficos e eutróficos nos açudes Bodocongó, Jatobá e São Gonçalo, no Estado da Paraíba (MOREDJO, 1998). Um levantamento realizado em reservatórios com diferentes estados tróficos do rio Paranapanema indicou que a diversidade e composição de espécies diferiram entre os reservatórios e nos distintos períodos hidrológicos (SAMPAIO et al., 2002).

A fim de avaliar a estrutura da comunidade zooplanctônica através da riqueza e abundância em reservatórios, observou-se que em reservatórios paranaenses no período de chuvas houve um aumento na riqueza e abundância de espécies em relação ao outro período hidrológico. Isso sugere que os processos hidrodinâmicos, como aumento na vazão e no nível hidrológico, incrementa a contribuição de espécies vindo de outras regiões como região litorânea e sedimento, assim como aumenta a disponibilidade de recursos alimentares durante esse período (LANSAC-TÔHA et al., 2005).

2.3 O reservatório de Rosana

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, 2014). O reservatório possui área de 220 km², comprimento total de 116 km, volume de 1.920 10⁶ km³ e vazão média anual de 1.203 m³.s⁻¹. Apresenta área inundada de 27.600 ha e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998).

Neste reservatório encontra-se uma das oito usinas hidrelétricas que compõem o conjunto de operação da Duke Energy, Geração Paranapanema, sendo estas: Jurumirim, Chavantes, Canoas I e II, Capivara, Taquaruçu, Salto Grande e Rosana. 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., 2005c).

2.4 Piscicultura em tanques-rede: custo-benefício ambiental e econômico

Dentre as atividades antrópicas, a aquicultura, praticada principalmente em reservatórios, tem-se destacado no Brasil nas últimas décadas. O Brasil tem um grande potencial para o desenvolvimento dessa atividade: constituído por 8.400 km de costa marítima, 5.500.000 hectares de reservatórios de água doce e aproximadamente 12% da água doce disponível no planeta. Além disso, o país possui clima favorável para o crescimento dos organismos cultivados, terras disponíveis e ainda relativamente baratas na maior parte do país, mão de obra abundante e crescente demanda por pescado no mercado interno (ANA, 2008).

Em apoio ao setor, o Governo Federal tem-se destacado em ações que contemplam a prática da aquicultura por meio de legislações específicas para essa atividade, como o Decreto nº. 4.895/2003, que trata que as águas de domínio da União são liberadas para a exploração da aquicultura, e a Instrução Normativa Interministerial nº 6/2004 (Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca – SEAP), que regulamenta o referido decreto. Além disso, tem-se a Lei nº 11.959/2009, que dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca e regula as atividades pesqueiras no país (ANA, 2008).

Dentre as modalidades de aquicultura, a que mais vem se desenvolvendo no Brasil é a piscicultura em tanques-rede (AYROZA et al., 2006). Essa atividade é caracterizada como uma atividade agropecuária de sistema intensivo que possibilita a produção de peixes por metro cúbico de água, pela elevada densidade de estocagem e dependência total do alimento exógeno (MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Consiste em uma técnica relativamente barata e simples, quando comparada à piscicultura tradicional em viveiros de terra, pois possibilita a utilização de ampla variedade de ambiente aquático, a exemplo dos reservatórios de hidroelétrica, dispensando os custos com construções de viveiros (ROTTA e QUEIROZ, 2003).

Entre os impactos associados à produção em tanques-rede está o aumento no nível de nutrientes, da turbidez e matéria orgânica no sedimento. Além disso, causa a diminuição da diversidade e biomassa de organismos bentônicos, bem como a redução de transparência, de concentração de oxigênio dissolvido, da condutividade elétrica, do pH e, mais raramente, a mudança da temperatura da água (BACCARIN, 2002). Isto leva a um excessivo acúmulo de resíduos orgânicos, oriundos de sobras de ração, fezes e excrementos dos peixes, redução nos níveis de oxigênio e aumento na concentração de substâncias tóxicas (KUBITZA e

KUBITZA, 2000). Todos esses fatores somados resultam em impactos diretos sobre as comunidades aquáticas.

Na piscicultura, o adensamento da população, com processos de estratificação térmica e química, pode ocasionar um acúmulo de produtos metabólicos tóxicos aos peixes e alteração em variáveis vitais aos organismos, como oxigênio dissolvido, material em suspensão, pH e temperatura (ONO, 1998). Aumentos significativos na concentração de nitrogênio total e amônia durante o cultivo de tilápia em tanques-rede foram relacionados ao consumo de ração e aos excrementos dos peixes lançados diretamente na coluna de água (BORGES et al., 2010).

Há registros de maior densidade de fitoplâncton após o início da alimentação dos peixes em cultivo, indicando o favorecimento dessa comunidade durante o período experimental, devido, principalmente, à absorção de nutrientes vindo dos resíduos gerados pela produção (BORGES et al., 2010). Esse fato foi comprovado pela significativa diferença entre os períodos anterior a instalação e após a implantação dos tanques-rede. Estudo realizado com zooplâncton em área de produção de peixes em tanques-rede indicou que locais próximos aos tanques apresentaram menor abundância desses organismos, enquanto que locais antes e após a localização dos mesmos, a abundância foi maior (DIAS et al., 2011). O aumento no nível de nutrientes resultantes da produção em tanques-rede proporciona também a floração de cianobactérias. Esse processo libera cianotoxinas na água e faz com que ocorra a intoxicação de várias espécies, redução na herbivoria do zooplâncton e mudanças nas cadeias tróficas, assim, todo o equilíbrio do ecossistema é modificado (COOD, 2000; COOD et al., 2005).

2.5 O zooplâncton como indicador das características ambientais

Muitos estudos têm demonstrado que as variáveis ambientais influenciam na estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas em ecossistemas aquáticos (PINTO-COELHO et al., 1999; LANSAC-TÔHA et al., 2004; GOIS et al., 2012; SARTORI et al., 2009). Dessa forma, os organismos planctônicos funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais e refletem, melhor que qualquer artefato tecnológico, a intensidade dessas variáveis no decorrer do tempo (MARGALEF, 1983).

As comunidades aquáticas apresentam padrões diferentes de distribuição de abundância e diversidade de espécies em ambientes com diferentes condições das variáveis ambientais (DOMINGOS, 1993). Nem sempre a relação dessas variáveis pode ser relacionada apenas com a disponibilidade de nutrientes, mas também a outros fatores, como morfometria e dinâmica da coluna de água (REYNOLDS, 1998; SAMPAIO et al., 2002).

Em ambientes aquáticos continentais, o zooplâncton, representado principalmente por protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodes, possui um importante papel na organização da comunidade em que representa na transferência de matéria e energia entre produtores e consumidores na cadeia alimentar. Destacam-se também por sua importância como recurso alimentar para outros invertebrados e peixes (BLETTLER e BONECKER, 2007). Mudanças em sua estrutura e dinâmica são fenômenos altamente relevantes, não somente para a própria comunidade, mas também para o funcionamento de todo ecossistema (LANSAC-TÔHA et al., 2004).

Os organismos zooplanctônicos podem ser utilizados como indicadores das características ambientais por seu curto ciclo de vida e resposta rápida às mudanças ambientais. Estudos apresentam espécies indicadoras de qualidade ambiental e fornecem subsídios sobre os processos interagentes, uma vez que essas comunidades são influenciadas pelas condições abióticas e bióticas do ambiente (ESPINO et al., 2000). Além disso, esses organismos possuem grande sensibilidade ambiental, respondendo aos diversos tipos de impactos com alterações na composição, riqueza, abundância e diversidade das comunidades (CATUNDA-MARCELINO, 2007).

Muitos estudos indicaram que o zooplâncton está diretamente relacionado com a qualidade da água em reservatórios. Algumas espécies de rotíferos e copépodes, por exemplo, evidenciaram preferência por água enriquecida por nutrientes (PERBICHE-NEVES et al., 2013). Já estudos realizados experimentalmente em laboratório apontaram os mesmos resultados, corroborando a literatura (MEDEIROS et al., 2013). Em reservatórios eutróficos do semiárido brasileiro foi encontrada a mesma situação, ou seja, abundância de espécies tolerantes ao excesso de nutrientes na água (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007).

2.6 Copépodes como bioindicadores de ambientes aquáticos

Os copépodes são microcrustáceos importantes da comunidade zooplânctônica, pois corresponde, em geral, a maior parte da biomassa desta comunidade (DE MANUEL e JAUME, 1994; ROCHA et al., 1995; GHADOUANI et al., 1998). São caracterizados como sendo eficientes filtradores e predadores de bactérias, fitoplâncton e outros organismos zooplanctônicos. Além disso, apresentam grande importância no fluxo de energia e biomassa, destacando-se com a maior taxa de produção secundária dentre os componentes da comunidade zooplânctônica (DIAS et al., 2012).

Atualmente são descrita aproximadamente 12.000 espécies de crustáceos de água doce e os copépodes representam 23% dessas espécies (BALIAN et al., 2008). A região

Neotropical tem a segunda maior riqueza de copépodes de água doce do mundo, com 561 espécies relatadas na literatura (BOXSHALL e DEFAYE, 2008). Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida são as ordens de copépodes que incluem a maior parte das formas de vida livre, sendo que a maioria dos Harpacticoida possui hábito bentônico e/ou habitam as águas subterrâneas (REID, 1985).

Diversos trabalhos têm demonstrado a grande sensibilidade da comunidade de copépodes diante das condições ambientais, principalmente, quanto a diferentes respostas das ordens Calanoida e Cyclopoida (SENDACZ e KUBO, 1982; SENDACZ, 1984; TUNDISI et al., 1988; LEITÃO et al., 2003; SONODA e SILVA, 2003; SILVA, 2003; SAMPAIO et al., 2002; GÜNTZEL, 2000; SILVA e MATSUMURA-TUNDISI, 2005). A ordem Cyclopoida é considerada característica de ambientes de níveis tróficos mais elevados. Já para a ordem Calanoida, apesar da sua predominância estar relacionada com ambientes oligotróficos, algumas espécies pode dominar em condições oligo-mesotróficas (SONODA e SILVA, 2003).

No Brasil, a resposta da comunidade de copépodes tem sido estudada em diferentes condições das variáveis ambientais em reservatórios. Em um estudo realizado em reservatórios do Estado do Ceará, os autores consideraram alguns organismos zooplanctônicos como bioindicadores de situações severas, como é o caso de *Thermocyclops decipiens*, a qual se apresentou tolerante às características adversas da água durante as secas sazonais (LEITÃO et al., 2003). Outro estudo, realizado no reservatório de Pedra, Bahia, mostrou que a abundância de Calanoida sobre Cyclopoida pode indicar uma redução na concentração de nutrientes no reservatório. Essa mesma situação foi encontrada no reservatório de Segredo, Paraná, onde os Calanoida foram mais abundantes, corroborando o conceito de que esse grupo de copépodes é mais bem adaptado a habitats com tais características (LOPES et al., 1997). Além disso, a presença de *Thermocyclops minutus* também pode ser um indício de ambiente oligo-mesotrófico (SONODA e SILVA, 2003). Tais resultados foram corroborados também por outro estudo que indicou *Thermocyclops decipiens* como uma espécie característica de ambientes eutróficos e *Thermocyclops minutus*, como característica de ambientes oligotróficos (SILVA, 2003).

Em estudos realizados no rio Paranapanema, espécies de copépodes características de ambientes oligotróficos, como *Argyrodiaptomus furcatus* (MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 1976; TUNDISI et al., 1999), não foram encontrados, sugerindo um ambiente eutrofizado com consequente intolerância da espécie (SAMPAIO et al., 2002). Em um levantamento realizado em reservatórios do rio Tietê, Estado de São Paulo, foi observada a

substituição de espécies de copépodes planctônicos ao longo dos anos, atribuindo-se essa substituição ao processo de eutrofização que o reservatório sofreu (GÜNTZEL, 2000).

Considerando sua importância para a compreensão das modificações ecossistêmicas oriundas das alterações das variações ambientais, de seu papel funcional na cadeia alimentar aquática e de seu potencial como comunidade indicadora de qualidade ambiental, é de fundamental a realização de trabalhos que visem compreender as relações entre a comunidade de copépodes e as variáveis limnológicas dos reservatórios, bem como seu potencial bioindicador diante das alterações que são expostos nesses ambientes.

3 Referências

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 4, p. 255-268, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007.

AGRA, J. U. M.; KLINK, J. M.; RODRIGUES, G. G. Monitoramento da Piscicultura em Reservatórios: Uma Abordagem Ecológica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, p. 1457-1472, 2012.

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; FILHO, E. E. S.; CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 30, p. 39-48, 2008.

ANA. Agência Nacional das Águas, 2008. Disponível em <<http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/6-5Aquicultura.pdf>> Acesso em: 22/01/2014.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013. 432 p.

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**, São Paulo, v. 36, p. 1-32, 2006.

BACCARIN, A. E. **Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) sob diferentes manejos alimentares**. Jaboticabal: UNESP, 2002. 56p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.

BALIAN, E. V.; SEGERS, H.; LÉVÈQUE, C.; MARTENS, K. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 627-637, 2008.

BLETTLER, M. C. M.; BONECKER, C. C. Longitudinal distribution of microcrustacean biomass in three tropical reservoirs (Paraná State, Brazil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 29, p. 297-304, 2007.

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.

BOXSHALL, G. A.; DEFAYE, D. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 195-207, 2008.

BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M.L. Amostragem de Invertebrados Bentônicos. In: BICUDO, C.E.M. e BICUDO, D.C. (Org.) **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RIMA, 2007. p. 213-228.

CATUNDA-MARCELINO, S. **Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no rio de Contas, Jequié – BA**. Recife: UFRPE, 2007. 62 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2007.

CESP – Companhia Energética de São Paulo. **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca**. (Série Divulgação e Informação). São Paulo: CESP, 1998, 166 p.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas interiores de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2004, 307 p.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 51–60, 2000.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, p. 264–272, 2005.

DE FILIPPO, R.; GOMES, E. L.; LENZ-CÉSAR, J.; SOARES, C. B. P.; MENEZES, C. F. S. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa – GO. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p. 323-345.

DE MANUEL, J.; JAUME, D. Zooplankton from reservoirs of the Guadalquivir river basin (Spain). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 40, p. 107-116, 1994.

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.; 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.

DOMINGOS, M. D., **Heterogeneidade espacial (horizontal) da represa do Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplanctônica**. São Paulo: Universidade de São Paulo. Dissertação (Mestrado) - EESC/USP, São Paulo, 1993

DUARTE, M. A. C.; CEBALLOS, O.; SUSANA, B.; ANNEMARIE, K.; MELO, H. N. M.; ARAÚJO, J. A. H. Índice do estado trófico de Carlson (IET) aplicado em corpos aquáticos lênticos do nordeste do Brasil. **In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 1998.

DUKE-ENERGY. **Duke Energy Brasil Geração Paranapanema**. Disponível em. <http://www.duke-energy.com.br/usinas/Paginas/Usinas.aspx>. Acesso em: 22/01/2014.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do rio grande do norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 410-421, 2007.

ESPINO, G. L.; PULIDO, S. H.; PÉREZ, J. L. C. (Eds.). **Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación**. México: Plaza y Valdes, 2000. 633p.

GHADOUANI, A.; ZHANG, Y.; PREPAS, E. E. Relationships between zooplankton community structure and phytoplankton in two lime-treated eutrophic hardwater lakes. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 775-790, 1998.

GOIS, K. S.; ANTONIO, R. R.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. The role of submerged trees in structuring fish assemblages in reservoirs: two case studies in South America. **Hydrobiologia**, v. 685, p. 109-119, 2012.

GUBIANI, A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 16, p. 191-197, 2007.

GÜNTZEL, A. **Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê/Paraná, SP**. São Carlos: UFSCAR, 2000. 445 p. Tese (Doutorado)-Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

JÚLIO JÚNIOR, H. F.; BONECKER, C. C.; AGOSTINHO, A. A. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM: 1997. p.1-17.

KUBITZA, F.; KUBITZA, L. M. M. Qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade. **Panorama da Aqüicultura**, v. 10, p. 44-53, 2000.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: **Avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo: IB-USP, 2004. 238 p. Tese (Doutorado)-Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; PERENHA, M. C. Z.; PEREIRA, D. G.; SANTOS, V. D. Abundance of planktonic ciliates in a cascading reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 26, p. 407-413, 2004.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M. Estrutura da comunidade zooplanctônica em 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. 115-127.

LEITÃO, A. C.; FREIRE, R. H. F.; ROCHA, O. Composição e variação sazonal da comunidade zooplanctônica em três reservatórios da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. In: **Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil**. Fortaleza – CE, 2003. p.164-166.

LOPES, R. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VALE, R. do.; SERAFIM JR, M. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C. (Eds.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM: 1997. p. 39-60.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149 – 163, 2010.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983, 1010p.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p. 39-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. **Oecologia**, v. 25, p. 265-270, 1976.

MEDEIROS, A. M. A.; SOUSA, C. E.; CRISPIM, M. C.; MONTENEGRO, A. K. A. Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, p. 183-191, 2013.

MINSHALL, G. W. Bringing biology back into water quality assessments. In: **National Research Council. Freshwater Ecosystems: Revitalizing Educational Programs in Limnology**. Washington, DC: The National Academies Press, 1996. p. 289-324.

MOREDJO, A. **Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicador**. João Pessoa: UFPB, 1998. 137 p. Dissertação (Mestrado)-Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 1998.

MORENO, P.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do rio das Velhas (MG)**. Embrapa, 2005. p. 95-116.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, S. C.; BRITTO, Y. C. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil.

In: CIRELLI, A.F. & G.C. MARQUISÁ (Eds.). **El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica**. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA: 2002. p. 91-106.

ONO, E. A. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. Rio de Janeiro: Fundação Biblioteca Nacional, 1998. 41p.

PAGIORO, T. A.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; PEREIRA, D. G.; NAKAMURA, A. K. S. Influencia do grau de trofia sobre os padrões de abundancia de bactérias e protozoários planctônicos em reservatórios do Estado do Paraná. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005a. p. 47-56.

PAGIORO, T. A.; ROBERTO M. C.; THOMAZ, S. M.; PIERINI, S. A.; TAKA, M. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005b. p. 39-46.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO M. C. Caracterização limnológica abiótica 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, 2005c. p. 17-37.

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

PINTO-COELHO, R. M.; COELHO, M. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; CORNELISSEN, T. G. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica na Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p. 551-572.

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

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11-26, 1998.

ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limology in Brazil**, Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 151-166, 1995.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPINDOLA, E. L. G. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: J. G. TUNDISI; M. STRAŠKRABA (Eds.). In: **Theoretical reservoir ecology and its applications**: São Carlos: International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, 1999. p. 457-476.

ROTTA, M. A.; QUEIROZ, J. F. Boas práticas de manejo (BPMs) para produção de peixes em tanques-rede. **Corumbá: Embrapa Pantanal**, 2003. 27 p.

SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 525-545, 2002.

SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MORETTO, E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 1-18, 2009.

SENDACZ, S. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir - São Paulo. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 113-127, 1984.

SENDACZ, S.; KUBO, E. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo, **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 9, p. 51-88. 1982.

SILVA, W. M. **Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: Taxonomia, ecologia e genética**. São Paulo, UFSCar, 2003. 154p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 2003.

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. p. 521-531, 2005.

SILVEIRA, C.; ROSA, L.; MEES, J. B. R.; BORTOLI, M. M. Determinação do índice de estado trófico de um manancial receptor de efluente de estação de tratamento de esgoto. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL**, 2, 2011, Londrina. Anais... Londrina, 2011.

SONODA, S. L.; SILVA, N. R. S. Distribuição longitudinal de Cladocera limnéticos na represa da barragem da Pedra (Jequié – Bahia). In: **Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia: Água – Rompendo fronteiras entre Ciências, Educação e Cidadania**, Juiz de Fora – MG, 2003. CD.

STRASKRABA, M. Self-organization, direct and indirect effects. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 29-51.

TOLEDO Jr. A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais. **12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Santa Catarina, 1983. p. 22-34. In: **12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p. 19-38.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Paulo: Série Monografias em Limnologia/USP, 1988, p. 165-204.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI J.G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, 1999, p. 505-528.

UN-WATER. United Nations University-Institute for Water, Environment & Health. **Water Security & the Global Water Agenda: A UN-Water Analytical Brief**. Ontario: UN-WATER, 2013. 47 p.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3^aed. Oxford: Elsevier, 2001. 850 p.

CAPÍTULO 2

Estrutura da comunidade de copépodes (Crustacea, Copepoda) em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede

Artigo elaborado e formatado conforme as normas para publicação científica no periódico *Brazilian Journal of Biology*

ANEXO 1

Instructions for Preparation of Manuscripts

Three copies of the manuscript should be submitted. They should be typewritten, neat, and free of errors or with clear handwritten corrections. They should be double-spaced, source: Time New Roman, size 12 with a margin of 3 cm and 2 cm left to right, justified alignment and typed on one side of A4 paper (white and of good quality).

The contents of the manuscript should be organized in the following sequence on the front page: Title, Name(s) of author(s), Institution with address, Number of figures, and Running title. The second page must contain: Abstract with *Keywords* (maximum, 5) and the *Resumo* in Portuguese with *Palavras-chave* (5). The items on subsequent pages are: Introduction, Material and Methods, Results, Discussion, and Acknowledgments. References should be listed, starting on a separate page, after the conclusion of the manuscript. The paper should be as free as possible of footnotes.

The following information should accompany all species cited in the article:

- for zoology, the author's name and the publication date of the original description should be given the first time the species is cited in the work;
- for botany and ecology, only the name of the author who made the description should be given the first time the species is cited in the work.

Manuscripts can be submitted on-line to the following address: bjb@bjb.com.br

Tables and Figures

Tables should be numbered by Arabic numerals; descriptive legend should appear at the top. Figures should be numbered in the preceding way. Figure captions should be grouped on a separate sheet of paper. Do not type captions on the figures themselves.

Tables and Figures must be presented individually on separate sheets of white paper.

Original figures should be submitted on good quality paper with drawings in black ink and clear lettering, designed as to remain readable after reduction, on scales and graphs. References in the text to figures and tables should be indicated as in these two examples: (see Figure 1) or (as shown in Table 2). Photo- and electron micrographs should have scales.

Color photographs will not be accepted, unless the author agrees to pay for additional cost.

Units, Symbols, and Abbreviations

Only standard international units are acceptable. Authors are urged to comply with the rules for biological nomenclature.

References

1. *Citation in the text*: Use the name and year system: Reis (1980); (Reis, 1980); (Zaluar and Rocha, 2000). for more than two authors use et al.

2. *Citations from the list of references in line with ISO 690/1987*.

All references cited in the text should be listed alphabetically according to the first authors. References should start on a separate sheet.

Examples:

LOMINADZE, DG., 1981. Cyclotron waves in plasma. 2nd ed. Oxford: Pergamon Press. 206 p. International series in natural philosophy, no. 3.

WRIGLEY, EA., 1968. Parish registers and the historian. In STEEL, DJ. National index of parish registers. London: Society of Genealogists. p. 15-167.

CYRINO, JEP. and MULVANEY, DR., 1999. Mitogenic activity of fetal bovine serum, fish fry extract, insulin-like growth factor-I, and fibroblast growth factor on brown bullhead catfish cells - BB line. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 59, no. 3, p. 517-525.

LIMA, PRS., 2004. Dinâmica populacional da Serra *Scomberomorus brasiliensis* (Osteichthyes; Scombridae), no litoral ocidental do Maranhã-Brasil. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco. 45 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura.

WU, RSS., SHANG, EWV. and ZHOU, BS., 2006. Endocrine disrupting and teratogenic effects of hypoxia on fish, and their ecological implications. In *Proceedings of the Eighth International Symposium on Fish Physiology, Toxicology and Water Quality, 2005*. Georgia, USA: EPA. p. 75-86.

1 INTRODUÇÃO

Dentre as atividades antrópicas, a aquicultura, praticada principalmente em reservatórios, tem-se destacado no Brasil nas últimas décadas. Dentre as modalidades dessa atividade, a que mais vem se desenvolvendo é a piscicultura em tanques-rede (Ayroza et al., 2006), sendo esta técnica relativamente barata e simples, quando comparada à piscicultura tradicional em viveiros de terra, pois possibilita a utilização de ampla variedade de ambientes aquáticos, a exemplo dos reservatórios de hidroelétrica, dispensando os custos com construções de viveiros (Rotta e Queiroz, 2003). É uma das formas mais intensivas de criação, empregando um considerável volume de insumos alimentares para a produção de peixes em um espaço reduzido e sob elevadas densidades, com o consequente lançamento de restos de alimentos e metabólitos diretamente no ambiente (Beveridge, 1984).

Assim, a prática da piscicultura em tanques-rede afetam o ambiente de diversas formas e em diferentes intensidades (Orsi e Agostinho, 1999; Naylor et al., 2001). Além disso, levam a um excessivo acúmulo de resíduos orgânicos, oriundos de sobras de ração, fezes e excrementos dos peixes, redução nos níveis de oxigênio e aumento na concentração de substâncias tóxicas (Kubitza e Kubitza, 2000). Todos esses fatores somados resultam em alteração das variáveis ambientais, consequentemente, causando impactos diretos sobre as comunidades aquáticas.

Em ambientes aquáticos as variáveis ambientais têm grande importância no funcionamento e dinâmica das comunidades aquáticas, considerando que alterações nos fatores físicos e químicos desses ambientes contribuem para mudanças no padrão do funcionamento ecológico (Rietzler et al., 2002). Além disso, essas características influenciam a fisiologia e comportamento dos organismos, bem como a estrutura das comunidades (Dunson e Travis, 1991). Dessa forma, a avaliação das características ambientais (variáveis físicas, químicas e biológicas) da água pode ser um bom preditor para analisar a variabilidade e estruturação das comunidades em ambientes de água doce (Neiff, 1996).

Os organismos zooplanctônicos funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais e refletem a intensidade dessas variáveis no decorrer do tempo, devido, principalmente, ao seu curto ciclo de vida e respostas rápidas às mudanças ambientais (Margalef, 1983) e, também, por possuírem grande sensibilidade ambiental, respondendo aos diversos tipos de impactos, com alterações na composição, riqueza, abundância e diversidade da comunidade (Catunda-Marcelino, 2007).

Dentre os componentes do zooplâncton, destacam-se os copépodes por apresentarem, geralmente, a maior parte da biomassa desta comunidade (De Manuel e Jaume, 1994; Rocha, et al., 1995; Ghadouani, et al., 1998). São microcrustáceos caracterizados como eficientes filtradores de bactérias e fitoplâncton. Além disso, apresentam grande importância no fluxo de energia e biomassa, destacando-se por apresentarem a maior taxa de produção secundária dentre os componentes da comunidade zooplânctônica (Dias et al., 2012).

Alguns trabalhos preconizaram a resposta dessa comunidade em ambientes aquáticos abordando a sensibilidade de copépodes a um conjunto de características ambientais (Sendacz e Kubo, 1982; Sendacz, 1984; Tundisi et al., 1988; Sendacz, 2001; Sonoda e Silva, 2003; Silva, 2003; Silva e Matsumura-Tundisi, 2005).

Contudo, trabalhos que abordam a resposta desses organismos em ambientes com incremento de nutrientes causados pela instalação de tanques-rede para o uso de piscicultura são escassos. Dessa forma, fazem-se necessárias pesquisas que investiguem o impacto da prática de cultivo de peixes em tanques-rede sobre os copépodes, uma vez que essa prática tem-se tornado comum em reservatórios. Assim, o presente estudo objetivou avaliar a influência da variação das variáveis limnológicas sobre a estrutura da comunidade de copépodes em área de reservatório com atividade de piscicultura em tanques-rede, em escala temporal e espacial. Dessa forma, hipotetizou-se que a comunidade de copépodes sofrerá alterações na estrutura (composição, riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade) devido às variações limnológicas causadas pelo incremento da piscicultura em tanques-rede, em diferentes períodos e pontos de amostragem.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O presente trabalho foi realizado no rio do Corvo, que é um tributário localizado à margem esquerda da zona lacustre do reservatório de Rosana, próximo à confluência com o rio Paranapanema (PR/SP) (Figura 1).

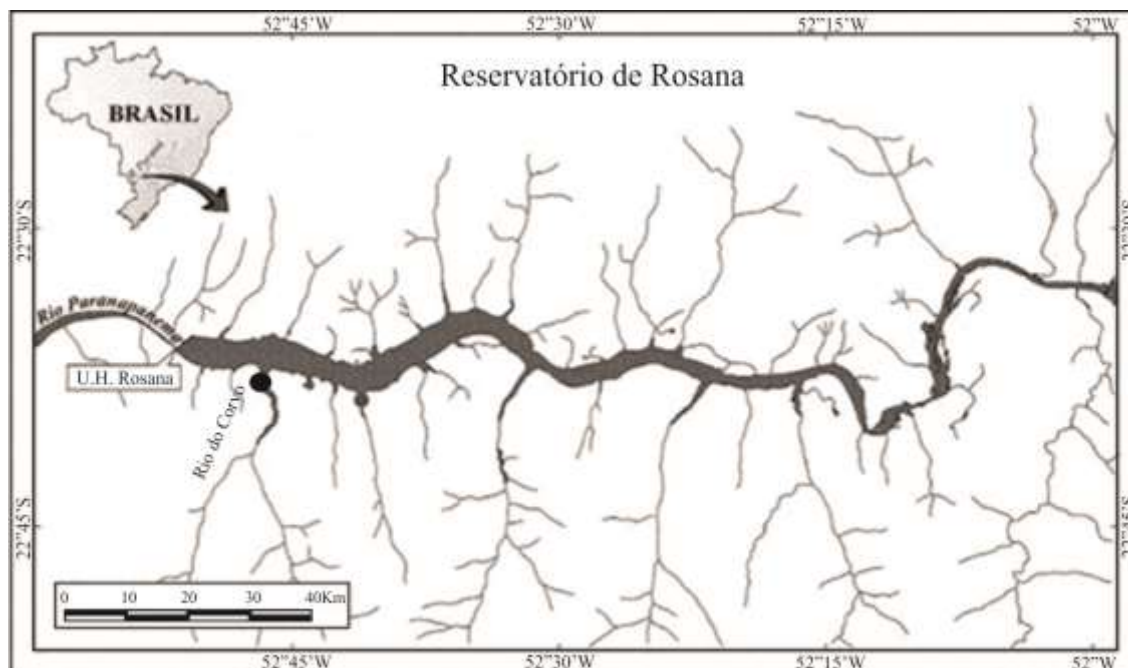


Figura 1. Área de estudo com localização do local de estudo: rio do Corvo (reservatório de Rosana, rio Paranapanema).

O reservatório de Rosana está inserido na região hidrográfica do Paraná ($22^{\circ}36' S$; $52^{\circ}49' W$), em um dos principais rios que a compõe: rio Paranapanema. Este é um divisor natural dos estados de São Paulo e Paraná (Duke-Energy, 2014). O reservatório possui área de 220 km^2 , comprimento total de 116 km , volume de $1.920 \cdot 10^6 \text{ km}^3$ e vazão média anual de $1.203 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Apresenta área inundada de 27.600 ha e tempo teórico de residência da água de $18,6 \text{ dias}$ (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).

O rio do Corvo apresenta as margens com gramíneas e estágios iniciais de reflorestamento, possuindo bancos de macrófitas aquáticas com predomínio de *Egeria najas* Planchon e *Eichhornia azurea* Planchon, e sofre grande influência do vento, assim como todo o reservatório de Rosana.

2.2. Desenho amostral

Neste experimento foram instalados três conjuntos de tanques-rede no local de estudo, cada um com diferentes densidades de estocagem de tilápias (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) (50 Kg m^{-3} ou $100 \text{ peixes m}^{-3}$; 75 Kg m^{-3} ou $150 \text{ peixes m}^{-3}$; 100 Kg m^{-3} ou $200 \text{ peixes m}^{-3}$), durante 120 dias, entre os meses de abril (outono) e agosto (inverno) de 2006. Os peixes foram alimentados três vezes ao dia em quantidade de ração determinada pela

biomassa total do tanque. A oferta de ração variou ao longo do tempo, considerando o ganho de peso dos peixes, em cada conjunto de tanques.

Foi realizada uma amostragem antes da instalação dos tanques-redes (T0), em tréplicas, em cinco pontos de amostragem (tratamento, duas distâncias a montante e duas distâncias a jusante). Após a instalação dos tanques-redes as amostragem foram realizadas em sete pontos (P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7), também em tréplicas. Como pontos de amostragem foram considerados: três conjuntos de tratamentos com peixes (P1, P2 e P3), duas distâncias a jusante (P4 a 100m e P5 a 400m dos tanques) e duas distâncias a montante (P6 a 100m e P7 a 400m dos tanques) (Figura 2). Após a primeira amostragem (T0), as coletas foram obtidas em um período de 120 dias, assim distribuídos: com 15 dias (T1), 30 dias (T2), 60 dias (T3), 90 dias (T4) e 120 dias (T5) após a instalação dos tanques, resultando em um total de 120 amostras nesse afluente.

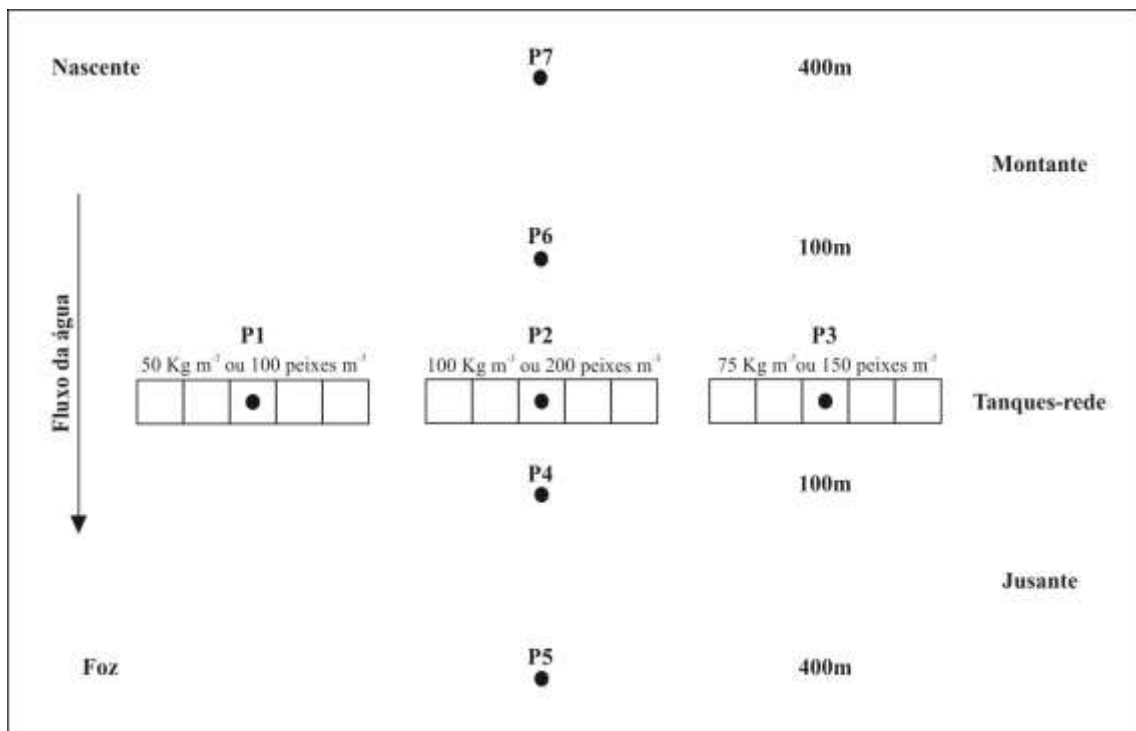


Figura 2. Representação esquemática da distribuição dos pontos, nos locais de amostragem (montante, tanques-rede e jusante), no rio do Corvo.

2.3. Coleta de dados

Os copépodes 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 μm de abertura de malha. 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 amostragem do zooplâncton, foram medidas algumas variáveis físicas e químicas da água: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) (YSI Model 55-12FT), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (condutivímetro Digimed), pH (medidor de pH Digimed), turbidez (NTU) (turbidímetro digital portátil) e alcalinidade total (mEq L^{-1}) (Carmouze, 1994). Amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn (5 litros) e mantidas sob refrigeração para posterior análise de clorofila-*a* e nutrientes, em laboratório.

Em laboratório foram determinadas as concentrações de 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 foi realizada por meio da seguinte bibliografia básica: Reid (1985), Matsumura-Tundisi (1986), Santos-Silva (2000), Lansac-Tôha et al., (2002), Silva (2003) e Perbiche-Neves (2011).

Para a determinação da abundância dos copépodes, foram obtidas subamostragem com pipeta tipo Hensen-Stempel (2,5 mL), sendo contados, no mínimo, 50 indivíduos de cada grupo, em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. A contagem dos organismos foi baseada na metodologia de Bottrell et al., (1976), sendo quantificadas três subamostras, entretanto, aquelas amostras que apresentaram reduzido número de indivíduos foram analisadas na íntegra. A abundância total dos organismos foi expressa em termos de indivíduos por metros cúbicos (ind m^{-3}).

Os resultados das variáveis físicas e químicas da água foram obtidos pelo Laboratório de Limnologia Básica do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

2.4. *Análise de dados*

Com o objetivo de se caracterizar o ambiente amostrado, a partir das variáveis físicas, químicas e biológicas da água foi realizada Análise de Componentes Principais (ACP). Os dados utilizados nessa análise foram transformados em $\log(x+1)$, exceto o pH. Para selecionar os eixos significativos, utilizou-se o critério de Broken-Stick, proposto por Jackson (1993). Essa análise foi realizada com o programa estatístico PC-ORD versão 5.01 (McCune e Mefford, 1999). Além disso, com o intuito de se investigar as possíveis correlações entre essas variáveis e os atributos da comunidade, foi realizada a correlação de Spearman entre os escores dos eixos selecionados da ACP com os atributos, tanto para os períodos e quanto para

os locais de amostragem. Esta análise foi realizada com auxílio do software Statistica 7.0 (Statsoft Inc., 2005).

A alteração na composição de espécies de copépodes no ambiente, avaliando a similaridade entre a ocorrência e a abundância nos períodos e locais de amostragem, foi estimada através uma análise de ordenação segundo a técnica de escala multidimensional não-métrica (NMDS) (Clarke e Warwick, 1994). A matriz de similaridade foi calculada com dados obtidos a partir do índice de Jaccard. A distorção da resolução é expressa pelo valor *S* (*stress*). Quanto mais próximo de zero for o valor de *stress*, melhor o ajuste entre a distância original dos dados amostrais e a configuração obtida pela análise (Legendre e Legendre, 1998).

Para avaliar a estrutura de comunidades em relação a sua diversidade foi estimado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Pielou, 1975). A função de Shannon foi calculada pela equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i)$$

Onde p_i é $p_i = N_i / N$ (N_i = o número de indivíduos de cada espécie; N = número total de indivíduos). A diversidade alfa foi considerada como o número de espécies contido em cada ponto amostral de cada afluente. A equitabilidade (*E*), componente da diversidade que representa a uniformidade na abundância das espécies capturadas, foi estimada através da expressão $H'/H_{\text{máx}}$, onde $H_{\text{máx}}$ é a diversidade sob a condição máxima de uniformidade. O resultado deste componente da diversidade foi considerado para avaliar a dominância das espécies de copépodes planctônicos nos períodos de amostragem. Estas análises foram desenvolvidas com o software R versão 2.15.2 (R Core Team, 2011), usando o pacote VEGAN (Oksanen, et al., 2012).

Para avaliar se a diversidade alfa, diversidade de Shannon, abundância e equitabilidade de copépodes variam significativamente nos diferentes períodos e pontos de amostragem, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) (Sokal e Rohlf, 1991). Os pressupostos de homocedasticidade e normalidade foram previamente testados. Esta análise foi realizada com auxílio do software Statistica 7.0 (Statsoft Inc., 2005).

3 Resultados

3.1. Variáveis limnológicas

As variáveis sofreram alterações nos seus valores, diferenciando-se ao longo dos períodos de amostragem. Foi possível observar o aumento da concentração da maioria dos nutrientes (nitrogênio total, nitrato, amônia e fósforo total) e de algumas variáveis como alcalinidade, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido antes (T0) e após a instalação dos tanques (T1, T2, T3, T4 e T5) (Tabela 1).

Tabela 1. Variação das variáveis ambientais registradas durante o período de estudo (T0 = antes da instalação dos tanques-rede, T1 = 15 dias, T2 = 30 dias, T3 = 60 dias, T4 = 90 dias e T5 = 120 dias, após a instalação dos tanques-rede) no rio do Corvo.

Variáveis ambientais	PERÍODOS DE AMOSTRAGEM					
	T0	T1	T2	T3	T4	T5
Turbidez (NTU)	4,2-4,8	5,8-9	4-7,1	2,2-3,6	1,9-2,7	1,8-2,3
pH	6,8-7	7-7,6	7-7,4	5,6-6,7	6,3-7	6,6-7
Alcalinidade (mEq L ⁻¹)	236,6-259,5	277,5-303,1	214,5-429	212,1-330	255,9-358,5	279,9-354,8
Condutividade (μS cm ⁻¹)	35-38,5	39,3-43,7	52-56,1	43,6-66,9	41,1-52,2	43-53,3
Clorofila- <i>a</i> (μg L ⁻¹)	0,8-2,9	3,4-7,5	1,9-10,9	2,7-5,2	0,7-2,7	1-3,4
Temperatura (°C)	25,9-26,1	25,2-26,2	21,9-23	21,4-22,3	20-21,6	21,8-23,5
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	5,5-6,2	6,3-7,9	6,7-8	7,6-8	7,5-7,9	7,4-9,3
Nitrogênio total (μg L ⁻¹)	404,5-534,7	372,3-542,8	473,9-816,5	435,3-726	0-552,8	450,3-985,9
Nitrato (μg L ⁻¹)	175,7-195,9	159-221	217,9-252,7	236,5-259,7	168,7-233,4	189,2-250,4
Amônia (μg L ⁻¹)	24,5-38,7	2,6-16,3	8,8-17	8-25,5	5,6-21,6	13,3-40,1
Fósforo total (μg L ⁻¹)	12,4-16	13,9-19,1	15,4-23,8	12,9-17,3	12-16,8	10,7-27,3
Fosfato (μg L ⁻¹)	5-8,8	3,9-6,2	3,6-13,9	4,1-7,9	2,2-5,4	2-11,6

Considerando os locais de amostragem, as variáveis ambientais também apresentaram alterações. As concentrações de nitrogênio total, amônia e fosfato foram maiores no local de instalação dos tanques-rede (T). Já os valores da concentração de clorofila-*a*, por sua vez, foram maiores a jusante do local do experimento (J) (Tabela 2).

Tabela 2. Variação das variáveis ambientais registradas nos pontos estudados (T = local de instalação dos tanques-rede, J = jusante e M = montante) no rio do Corvo.

Variáveis ambientais	Pontos de amostragem		
	M	T	J
Turbidez (NTU)	1,8-8	1,9-9	1,8-7,8
pH	6,5-7,6	6,3-7	5,6-7,3
Alcalinidade (mEq L ⁻¹)	214,5-422	240,3-423,8	212,1-429
Condutividade (µS cm ⁻¹)	35-66,9	36-54	36,7-56,1
Clorofila- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	1,3-7,5	0,8-5,2	0,6-10,9
Temperatura (°C)	21,3-26,2	20-25,9	20,5-26
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	5,5-9,3	6-7,8	5,6-8
Nitrogênio total (µg L ⁻¹)	326,3-790,6	415,1-985,9	0-826,4
Nitrato (µg L ⁻¹)	159-250,4	183,5-259,7	184,2-252,7
Amônia (µg L ⁻¹)	2,6-38,7	10,2-40,1	5,6-27,6
Fósforo total (µg L ⁻¹)	11,8-23,1	11,5-27,3	10,7-23,8
Fosfato (µg L ⁻¹)	2,1-9,3	2,2-11,6	2-13,9

A Análise de Componentes Principais (ACP) descreveu 58,1% de variabilidade dos dados ao longo do tempo de experimento e pontos de amostragem. O primeiro eixo da ACP (ACP 1) explicou 36,9%, dessa variação sendo influenciado negativamente por pH, condutividade e temperatura, e positivamente por oxigênio dissolvido e nitrogênio total. O segundo eixo da ACP (ACP 2) forneceu 21,2% de explicação dessa variabilidade e foi relacionado positivamente com às variáveis temperatura e turbidez, e negativamente com oxigênio dissolvido e clorofila-*a*.

Assim, os escores dos períodos e locais de amostragem, analisados a partir dos dois primeiros eixos da ACP (ACP 1 e ACP 2), apresentaram uma maior separação da escala temporal do que da espacial. Em relação à variação temporal das condições limnológicas, constatada a partir da distribuição dos escores no eixo 1, foi possível verificar uma nítida separação entre os tempos de amostragem T0, T3, T4, e T5 e os tempos T1 e T2. Nesse sentido, antes da instalação dos tanques-rede (T0) e no final do experimento (T4 e T5) as variáveis ambientais tiveram concentrações semelhantes, onde a área estudada apresentou maiores valores de nitrogênio e oxigênio dissolvido. Considerando os escores do eixo 2, verificou-se, ainda, uma maior separação entre os tempos de amostragem T0 e T1 (antes da instalação dos tanques-rede e 15 dias de experimento), em que essa variação foi relacionada a menores valores de pH, condutividade, temperatura, turbidez e fósforo total (Figura 3).

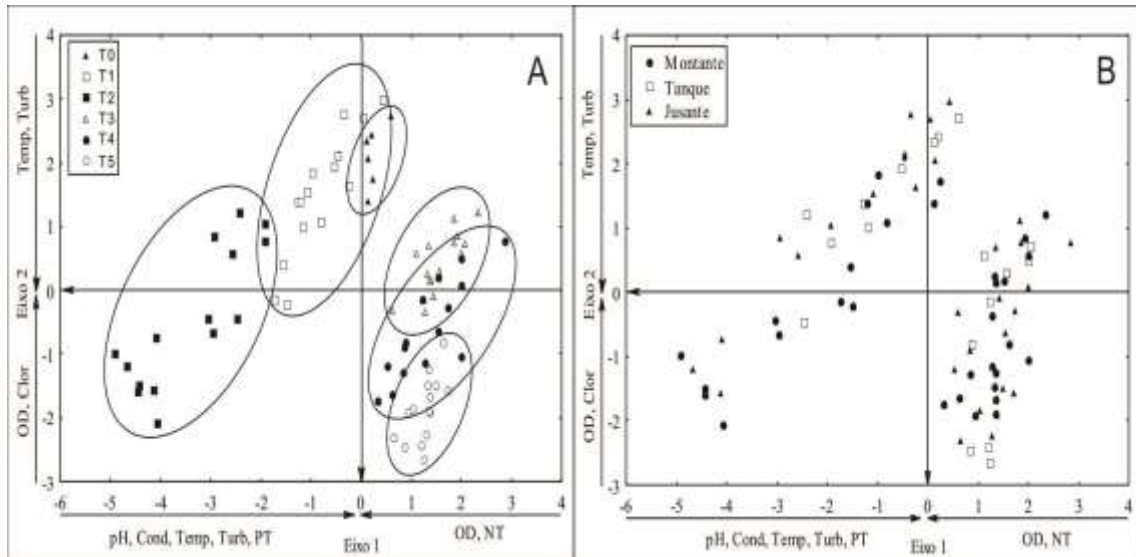


Figura 3. Escores da Análise dos Componentes Principais (ACP) com a dispersão das variáveis físicas, químicas e biológicas da água nos diferentes períodos (A) e locais amostrados (B).

A análise de correlação de Spearman, utilizando os eixos da PCA para verificar a relação entre variáveis limnológicas e atributos da comunidade de copépodes, indicou resultados significativos para a maioria dos atributos testados nos períodos amostrados, com exceção da diversidade de Shannon. A diversidade alfa correlacionou-se de forma positiva e significativa ($R = 0,34$, $p < 0,05$) com os distintos períodos de amostragem. Já a diversidade de Shannon apresentou relação negativa com os períodos amostrados, porém de forma não significativa ($R = -0,09$, $p > 0,05$). Já a abundância ($R = -0,22$; $p < 0,05$) e a equitabilidade ($R = -0,30$; $p < 0,05$) apresentaram correlações significativas e negativas com os períodos amostrados.

3.2. Composição da comunidade de copépodes

Os copépodes foram representados por nove espécies durante o período de estudo, sendo sete espécies de Cyclopidae (Cyclopoida) e duas de Diaptomidae (Calanoida) (Tabela 2).

Tabela 2. Lista de táxons de copépodes identificados durante o período de estudo no rio do Corvo.

Calanoida
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i> (Wright, 1935)
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)
Cyclopoida
<i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906)
<i>Mesocyclops longisetus longisetus</i> (Thiébaud, 1912)
<i>Mesocyclops meridianus</i> (Kiefer, 1926)
<i>Mesocyclops ogunnus</i> Onabamiro, 1957
<i>Mesocyclops</i> sp.
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)

3.3. Análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS)

A análise de escalonamento multidimensional não-métrica (NMDS) não evidenciou distinção entre os padrões de ocorrência e abundância relativa de copépodes entre os diferentes períodos de amostragem (T0, T1, T2, T3, T4, T5) no ambiente estudado, apresentando valor de *stress* = 0,2416 (Figura 4A). Além disso, a NMDS realizada para os diferentes locais de amostragem (T, J, M) também não indicou variação significativa para a comunidade estudada, apresentando valor de *stress* = 0,2278 (Figura 4B).

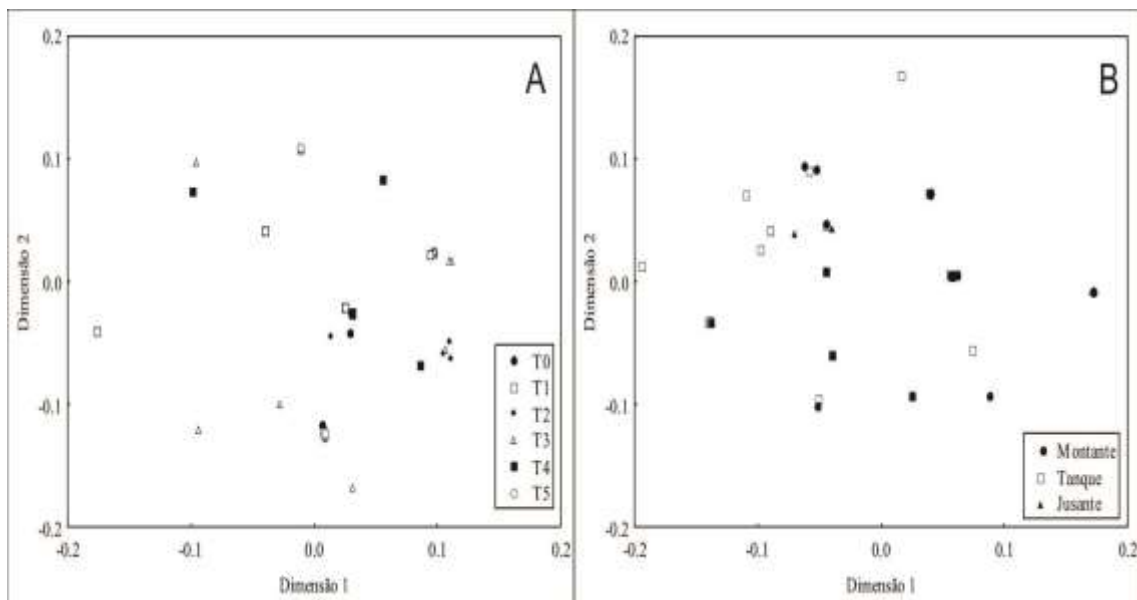


Figura 4. Escala multidimensional não-métrica (NMDS) entre os diferentes períodos (A) e locais (B) de amostragem no rio do Corvo.

3.4. Abundância de copépodes

Em relação à abundância de espécies ao longo dos períodos estudados observou-se que *Notodiaptomus henseni* (4.804-122.100 de ind./m⁻³), *Thermocyclops decipiens* (59-16.267 de

ind./m³) e *Thermocyclops minutus* (64-2.733 de ind./m³) foram as espécies mais expressivas em número de indivíduos m⁻³. Essas mesmas espécies mantiveram essa representatividade para os locais de estudos (M, T, J). Os valores de abundâncias aumentaram a partir de 30º dia após o início do experimento, mantiveram-se nos períodos seguintes e tendeu a retornar às condições iniciais com 120 dias de estudo. *Argyrodiaptomus azevedoi* e espécies de *Mesocyclops* seguiram essa mesma tendência temporal e espacial, porém com menor abundância.

3.5. ANOVA

Os resultados da análise de variância (ANOVA unifatorial) indicaram que houve diferença significativa entre os valores da diversidade alfa nos diferentes períodos de amostragem (T0, T1, T2, T3, T4 e T5; $F_{(5,114)} = 9,233$; $p < 0,01$). O teste *post-hoc* de Fisher mostrou que os tempos variaram significativamente na maioria dos tempos: T0 diferiu de T2, T3, T4 e T5. T1 diferiu de T2, T3 e T4. T2 diferiu de T0, T1 e T5. T3 diferiu de T0, T1 e T5. T4 diferiu de T0, T1 e T5. T5 diferiu de T0, T2, T3 e T4 (Figura 5A). Por outro lado, não houve diferença significativa entre os valores da diversidade alfa e os locais de amostragem (tanque, jusante e montante; $F_{(3,114)} = 2,121$; $p = 0,12$) (Figura 5B).

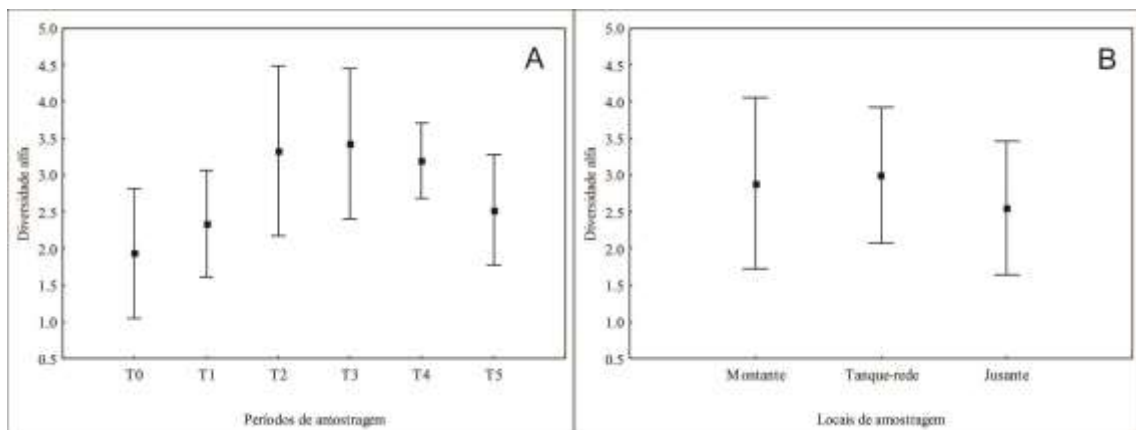


Figura 5. Diversidade alfa nos diferentes períodos (A) e locais de amostragem (B) (T=tanque, J=jusante, M=montante).

Já a ANOVA realizada para os valores da diversidade de Shannon dos copépodes mostrou uma variação significativa para os períodos de amostragem (T0, T1, T2, T3, T4 e T5; $F_{(5,114)} = 20,03$; $p < 0,01$). O teste *post-hoc* de Fisher mostrou que, em geral, os tempos variaram significativamente, com exceção dos tempos T2, T3, T4 e T5 que não diferiram apenas de T5, T4, T3 e T2, respectivamente (Figura 6A). Da mesma forma, a ANOVA realizada entre os valores da diversidade de Shannon e os locais de amostragem também foram significativos (tanque, jusante e montante; $F_{(3,114)} = 3,247$; $p = 0,04$). O teste *post-hoc*

de Fisher mostrou que essa variação ocorreu entre os pontos de instalação dos tanques (T) e jusante (J) (Figura 6B).

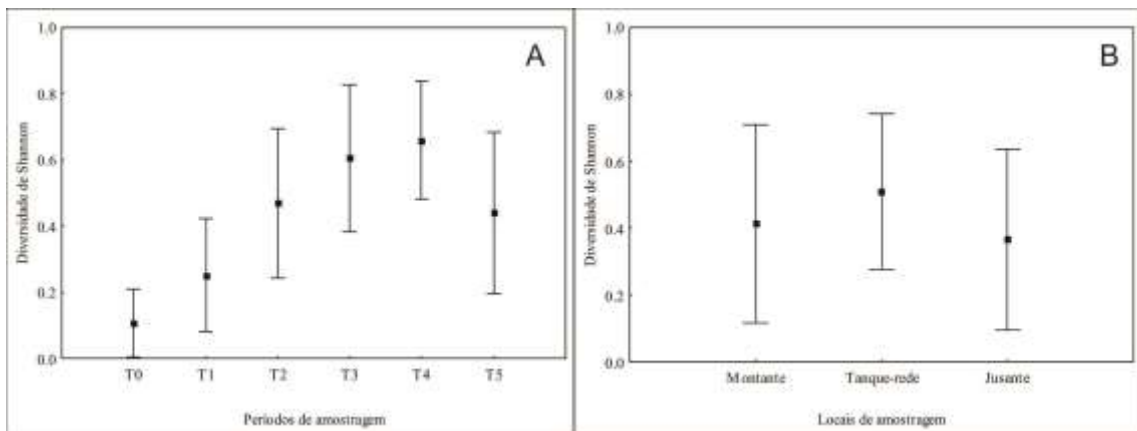


Figura 6. Diversidade de Shannon nos diferentes períodos (A) e locais de amostragem (B).

Considerando a análise de variância realizada entre os valores da abundância e os períodos de amostragem, os resultados foram significativos (T0, T1, T2, T3, T4 e T5; $F_{(5,114)} = 16,562$; $p < 0,01$). O teste *post-hoc* evidenciou que a variação foi entre os seguintes tempos: T0 e T5 diferiram de T1 e T2; T1 diferiu de T2, T4 e T5; T2 diferiu de T1, T3, T4, T5; T3 diferiu de T2 (Figura 7A). Além disso, os resultados da ANOVA para os valores da abundância e os locais de amostragem também foram significativos (tanque, jusante e montante; $F_{(3,114)} = 3,66$; $p = 0,03$). O teste *post-hoc* mostrou que a diferença significativa ocorreu apenas entre o local de instalação dos tanques (T) e jusante (J) (Figura 7B).

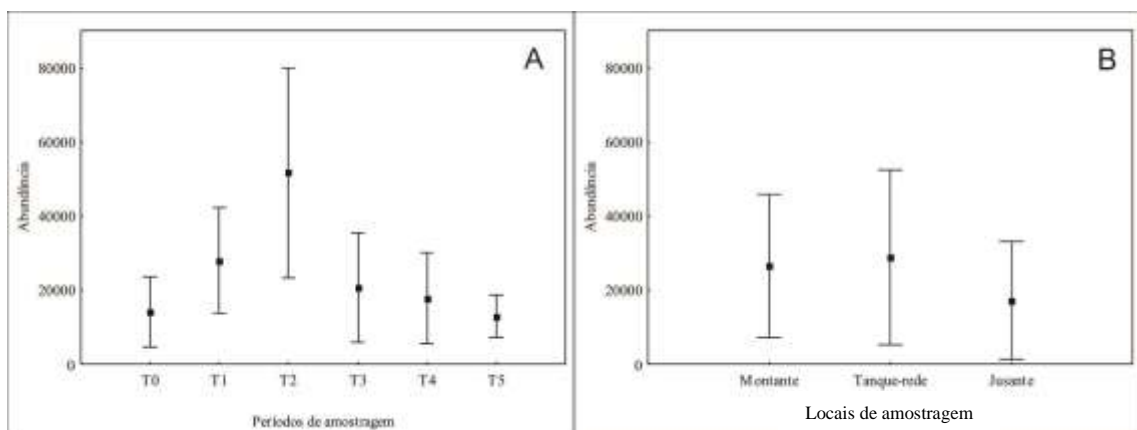


Figura 7. Abundância nos diferentes períodos (A) e locais de amostragem (B).

Para a equitabilidade, também foi identificada uma diferença significativa para os valores desse atributo e os períodos de amostragem (T0, T1, T2, T3, T4 e T5; $F_{(5,114)} = 17,805$; $p < 0,01$). O teste *post-hoc* mostrou que a essa variação ocorreu entre os seguintes tempos: T0 e T1 diferiram de todos os demais tempos. T2 e T4 diferiram de todos os tempos com exceção de T5 e T2, respectivamente (Figura 8A). T3 diferiu T0, T1 e T2. Além disso, os resultados

da ANOVA para os valores da equitabilidade e os locais de amostragem também foram significativos (tanque, jusante e montante; $F_{(3,114)} = 0,242$; $p < 0,01$). O teste *post-hoc* indicou que os locais de tanques (T) e jusante (J) diferiram de montante (M) (Figura 8B).

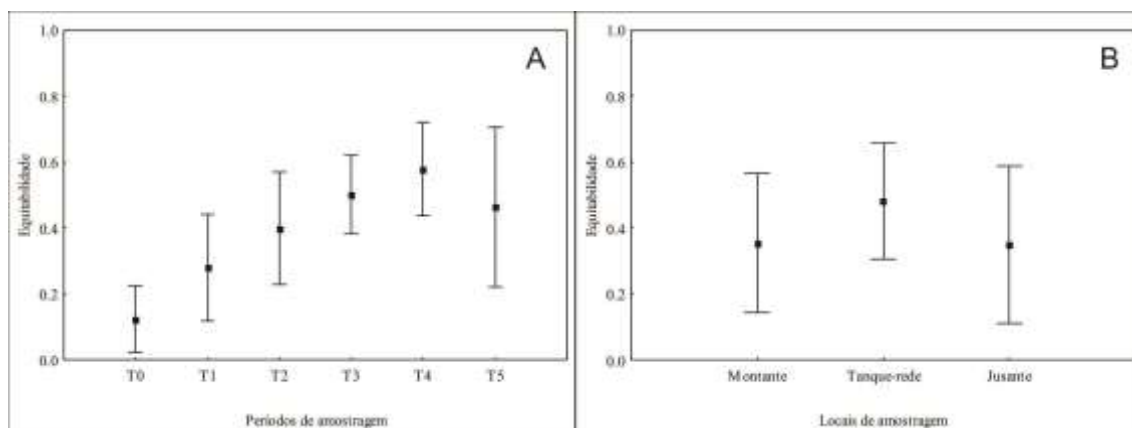


Figura 8. Equitabilidade nos diferentes períodos (A) e locais de amostragem (B).

4 Discussão

A atividade de piscicultura em tanques-rede causou ligeiras mudanças nas variáveis ambientais e, conseqüentemente, na maioria dos atributos da comunidade de copépodes ao longo do tempo e locais de estudo.

Nesse estudo, a resposta da comunidade foi verificada pelo aumento nas concentrações de nutrientes, alcalinidade, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, a partir do 30° dia de instalação dos tanques-rede, padrão esse observado até o final do experimento, mesmo que com oscilações. Entretanto, esse aumento não apresentou elevada magnitude, devido, possivelmente, ao pequeno número de tanques-rede e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno), a hidrodinâmica do rio, processos de sedimentação e também a absorção dos nutrientes realizada pelas demais comunidades aquáticas fotossintetizantes. Esses fatores também foram determinantes em estudos com comunidade fitoplanctônica nesse mesmo rio (Borges, 2009). Dessa forma, as variáveis ambientais podem, geralmente, ser consideradas como forças reguladoras sobre a estruturação dos copépodes, assim como uma evidente importância na dispersão temporal dos mesmos (Amaral, 2014).

A relação entre a estruturação da comunidade e as variáveis físicas e químicas foi interpretada considerando a variação temporal e significativa dos dados, visto que a maioria das variáveis descreveram as condições ambientais (escores da ACP), de uma forma mais nítida, na escala temporal. Em geral, os atributos variaram positivamente com o oxigênio dissolvido e nitrogênio e inversamente com o pH, temperatura da água, turbidez,

condutividade e fósforo dissolvido. Assim, foi evidenciada a relação positiva entre essas variáveis ambientais antes da instalação dos tanques (T0) e após a instalação dos tanques houve um aumento da relação negativamente com pH, temperatura da água, turbidez, condutividade e fósforo dissolvido após 30 e 60 dias após a instalação dos tanques-rede (T1 e T2, respectivamente). Já ao final do experimento (T4 e T5), com as variáveis retornando às relações iniciais entre as variáveis ambientais (pH, temperatura da água, turbidez, condutividade e fósforo), pode-se inferir que os organismos puderam ser relacionados, por exemplo, aos elevados valores da concentração de fósforo dissolvido, em virtude de este componente ser um dos principais nutrientes oriundo dos resíduos do cultivo de peixes, e sua liberação na coluna de água, impactando o ambiente aquático (Jones e Lee, 1982; Ketola, 1982; Kelly, 1992). Outros autores têm demonstrado também, a relação entre a variação da estrutura da comunidade de copépodes com o aumento da turbidez (Hart, 1992; Aka et al., 2000; Dejen et al., 2004).

Um trabalho também realizado em um dos afluentes do reservatório de Rosana indicou igualmente um aumento na concentração de nitrogênio total (Dias, 2008), que pode estar associado à elevada concentração de cianobactérias encontrada nesses ambientes de reservatório (Borges et al., 2008). Segundo Sommer et al., (1986), esses fatores somados, indicam elevada produção primária e podem ocasionar mudanças na produtividade, revelando uma alteração na estrutura da comunidade e influenciar na sua estabilidade (Tilman et al., 2006). Além disso, os nutrientes tais como fósforo, nitrogênio e amônia, além do oxigênio dissolvido, podem ser considerados as variáveis físicas e químicas mais importantes para os microcrustáceos em relação às atividades antrópicas (Illyová e Pastuchova, 2012).

A comunidade de copépodes estudada apresentou riqueza de espécies relativamente baixa, quando comparada aos resultados encontrados em outros estudos sem interferência da piscicultura (Perbiche-Neves, 2011). Entretanto, um estudo realizado em outro tributário do reservatório de Rosana, apresentou resultado semelhante, em que foram identificados 11 espécies de copépodes (Dias et al., 2012). Porém, em viveiros de piscicultura podem apresentar valores ainda mais baixos desse atributo, como verificado por Negreiros et al., (2009), os quais identificaram apenas duas espécies de copépodes, atribuído, principalmente, à preferência dessas espécies por ambientes com elevada concentração de nutrientes, amônia nesse caso, além deles serem utilizados pelos peixes como fonte primária de alimento.

Xiong et al., (2003), investigando o zooplâncton em quatro lagos chineses com diferentes concentrações de nutrientes e variações limnológicas, concluíram que o número de espécies foi negativamente correlacionada com grau de enriquecimento da água. Em

reservatórios no Brasil, também foi encontrada uma estreita relação entre riqueza, diversidade e abundância total de copépodes durante o período de estudo, sugerindo que os reservatórios apresentam variações temporais distintos de acordo com o incremento de nutrientes e variação das variáveis ambientais (Perbiche-Neves et al., 2013). Esses resultados podem estar de acordo com a hipótese de Maitland (1978) que declara que quanto menor a riqueza e a diversidade de espécies, maior será a abundância de organismos em reservatório enriquecido por nutrientes. Matsumura-Tundisi e Tundisi (2003) afirmam que essas modificações na estrutura da comunidade são respostas ao estresse ambiental causado pelo processo de enriquecimento de nutrientes no corpo aquático.

Mesocyclops que foi o gênero mais representativo em termos de número de espécies registradas nesse trabalho têm sido registradas em diversos estudos desenvolvidos em ambientes aquáticos continentais (Reid et al., 1988; Lansac-Tôha et al., 2002; Silva, 2003; Ueda e Reid, 2003; Perbiche-Neves et al., 2009).

Entretanto, à composição de espécies, verificada pela NMDS, não revelou padrões nítidos para a comunidade nos diferentes períodos e locais estudados, nem apresentou similaridade que caracterizasse os períodos e ambientes entre si. Isso pode ser atribuído ao fato de o rio do Corvo apresentar fluxo constante no sentido rio-reservatório e vice-versa, contribuindo para a homogeneização da fauna presente nos diferentes locais de amostragem (Dias, 2008). Estudos em reservatórios no Estado do Paraná e São Paulo também evidenciaram baixa alteração da composição de microcrustáceos (Santos, 2005). Esses resultados sugerem que, embora o número de espécies encontradas tenha sido relativamente baixo, a alteração na composição de espécies não foi observada devido à ocorrência de espécies raras nos ambientes.

Os resultados para abundância, por sua vez, que indicaram um pico dos valores de abundância após 30 dias de experimento e nos períodos posteriores um retorno e manutenção das condições iniciais, teve sua maior representatividade por espécies da ordem Calanoida, verificada pela elevada abundância de *Notodiaptomus henseni*. Isso pode ser explicado pelo fato de essa espécie apresentar ampla distribuição geográfica e sua presença não sofrer interferência de alterações das variáveis limnológicas (Perbiche-Neves, 2011).

Já as elevadas abundâncias apresentadas por *Thermocyclops minutus* e *T. decipiens*, que foram as espécies mais expressivas da ordem Cyclopoida, podem ser devidas ao fato de que, em ambientes oligo-mesotróficos, tais como o reservatório estudado, essas duas espécies são comumente encontradas compartilhando o mesmo hábitat (Silva e Matsumura-Tundisi, 2005; Landa et al, 2007; Nogueira et al., 2008; Perbiche-Neves et al., 2013). Esses resultados

também foram encontrados em outros estudos realizados em viveiros de piscicultura (Santos-Wisniewski e Rocha, 2007; Negreiro et al., 2009; Degefu et al., 2011). *Thermocyclops decipiens* tem sido utilizado como bioindicadores de água com elevada concentração de nutrientes, devido a sua capacidade de manter uma elevada densidade populacional, mesmo na presença de floração de cianobactérias (Rocha et al., 2002; Landa et al., 2007; Nogueira et al., 2008).

Em relação aos locais de amostragem, a abundância de copépodes foi semelhante entre eles (M, T, J), sendo que ao longo do tempo essa diferença foi mais marcante. Demir et al., (2001) observaram elevada abundância do zooplâncton próximo aos tanques-rede e baixa abundância a montante, sendo essa diferença relacionada com o alto teor de nutrientes (amônia, nitrato e fosfato) próximo do local de instalação dos tanques. No presente estudo, esta relação também ocorreu, para o nitrogênio total e amônia, porém em proporções menores. Estudos em outro tributário do mesmo reservatório evidenciaram que a abundância foi maior a montante e a jusante e menor próximo aos tanques (Dias, et al., 2011). A mesma tendência de variação foi registrada em escala temporal, nos diferentes períodos de amostragem, onde no 30º dia da instalação dos tanques houve um aumento na abundância de copépodes com posterior retorno a partir de 90 dias de experimento. Tais resultados indicam que a piscicultura pode impactar as condições do ambiente.

Quanto às variações temporais da diversidade alfa e diversidade de Shannon, as diferenças significativas verificadas, variando em quase todos os períodos amostrados, podem ser devido ao fato de esses atributos tenderem a diminuir à medida que um corpo de água recebe nutrientes no processo de eutrofização (Paturej, 2008). Já para a variação dos locais amostrados, em que apenas a diversidade de Shannon variou significativamente, devido às variações entre a instalação dos tanques e a jusante, pode estar relacionada com a competição e a predação. A competição por recursos limitados tem sido considerada o determinante primário na diversidade de espécies, pois, à medida que os recursos se tornam escassos, somente os mais eficientes prevalecem, resultando em um menor número de espécies (Giller, 1984).

Uma vez que os resultados da equitabilidade foram significativos nos períodos de amostragem, aumentando ao longo do tempo (até o 90º dia de amostragem – T4) e logo após estabilizando os valores desse atributo (após o 120º dia – T5), pode-se inferir que, após a instalação dos tanques-rede e consequente aumento do aporte de nutrientes provenientes da piscicultura houve o favorecimento para o aumento da dominância. Esse resultado também pode estar relacionado ao fato de que as variações ambientais em ambientes lênticos

ocasionam o domínio de determinadas espécies e diminuição, ou até mesmo exclusão, de outras. Isso acarreta o reduzido número de espécies e, em contrapartida, elevada densidade de indivíduos (Tavares, 1994). Sendo essa variação significativa e diferindo os locais de tanque e jusante da montante, pode-se inferir, ainda, que devido à instalação dos tanques-rede, os locais de amostragem subsequentes ao local de instalação, devido ao incremento do aporte de nutrientes, propiciou o aumento desse atributo nesses locais (Tundisi, 2003).

5 Considerações finais

As variáveis ambientais podem ser consideradas, geralmente, como forças reguladoras sobre a estruturação dos copépodes, assim como uma evidente importância na distribuição temporal dos mesmos, que por sua vez, interferem na estrutura da comunidade, como baixa riqueza, elevada abundância e diminuição diversidade alfa e específica, bem como suas alterações ao longo tempo e dos locais amostrados, sugerindo que a atividade da piscicultura possivelmente pode impactar as condições do ambiente. Além disso, a instalação dos tanques-rede e o conseqüente aumento do aporte de nutrientes provenientes da piscicultura favoreceram a redução do número de espécies ao longo do tempo e nos locais subsequentes da instalação dos tanques-rede.

Considerando as diferenças espaciais e temporais na estrutura de espécies de copépodes, a hipótese de que haveria alterações na estrutura da comunidade de copépodes devido às variações das variáveis limnológicas, causadas pelo incremento da atividade de piscicultura em tanques, foi corroborada.

6 Referências

AKA, M., PAGANO, M., SAINT-JEAN, L., ARFI, R., BOUVY, M., CECCHI, P., CORBIN, D. e THOMAS, S., 2000. Zooplankton variability in 49 shallow tropical reservoirs of Ivory Coast (West Africa). *International Review of Hydrobiology*, vol. 85, p. 491-504.

AMARAL, DC., 2014. *Efeito das variáveis ambientais influentes em espécies de copépodes (Crustacea: Copepoda) de planícies de inundação neotropicais*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. 38 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

AYROZA, DMMR., FURLANETO, FPB. e AYROZA, LMS., 2006. 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*, vol. 36, p. 1-32.

BEVERIDGE, MCM., 1984. Cage and pen fish farming. Carrying Capacity Models and Environmental Impact. *FAO Fisheries Technical Paper*, vol. 255, p. 133.

BORGES, PAF., 2009. *Influência do cultivo experimental de tilápia (Oreochromis niloticus-Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. 109 p. Tese de Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

BORGES, PAF., TRAIN, T. e RODRIGUES LC., 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, vol. 30, p. 57-65.

BOTTRELL, HH., DUNCAN, A., GLIWICZ, ZM., GRYIEK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. e WEGLENSKA T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, vol. 24, p. 419-456.

CARMOUZE, J., 1994. *O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises química*. São Paulo: Edgard Blücher/FAPESP.

CATUNDA-MARCELINO, S., 2007. *Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no rio de Contas, Jequié – BA*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco. 62 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura.

CESP-Companhia Energética de São Paulo, 1998. *Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca*. (Série Divulgação e Informação). São Paulo.

CLARKE, KR. e WARWICK, RM., 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth: Natural Environment Research Council.

DE MANUEL J. e JAUME, D., 1994. Zooplankton from reservoirs of the Guadalquivir river basin (Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 40, p. 107-116.

DEGEFU, F., MENGISTU, S. e SCHAGERL, M., 2011. 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*, vol. 316, p. 129–135.

DEJEN, E., VIJVERBERG, J., NAGELKERKE, LAJ. e SIBBING, FA., 2004. Temporal and spatial distribution of microcrustacean zooplankton in relation to turbidity and other environmental factors in a large tropical lake (L. Tana, Ethiopia). *Hydrobiologia*, vol. 513, p. 39-49.

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

DIAS, JD., 2008. *Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica em um reservatório subtropical, Brasil*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. 48 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos.

DIAS, JD., TAKAHASHI, EM., SANTANA, NF. e BONECKER, CC., 2011. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. *Iheringia-Série Zoologia*, vol. 101, p. 75-84.

DIAS, JD., SIMÕES, NR. e BONECKER, CC., 2012. Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 72, p. 1-11.

DUKE-ENERGY. *Duke Energy Brasil Geração Paranapanema*. Disponível em. <http://www.duke-energy.com.br/usinas/Paginas/Usinas.aspx>. Acesso em: 22/01/2014.

DUNSON, WA. e TRAVIS, J., 1991. The role of abiotic factors in community organization. *The American Naturalist*, vol. 138, p. 1067-1091.

GHADOUANI, A., ZHANG, Y. e PREPAS, EE., 1998. Relationships between zooplankton community structure and phytoplankton in two lime-treated eutrophic hard water lakes. *Freshwater Biology*, v. 39, p. 775-790.

GILLER, PS., 1984. Community structure and the niche. In: DUNNET, GM. e IMINGHAM, CH. (Eds.). *Outline studies in ecology*. London: Chapman and Hall.

GINÉ, MF., BERGAMIN, F., ZAGATTO, EAG. e REIS, BF., 1980. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Acta Analytica Chimica*, vol. 114, p. 191-197.

GOLTERMAN, HL., CLYMO, RS. e OHMSTAD, MAM., 1978. *Methods for physical and chemical analyses of freshwaters*. Oxford: Blackwell Scientific Publication.

HART, RC., 1992. Experimental studies of food and suspended sediment effects on growth and reproduction of six planktonic cladocerans. *Journal of Plankton Research*, vol. 14, p. 1425-1448.

ILLYOVÁ, M. e PASTUCHOVÁ, Z., 2012. The zooplankton communities of small water reservoirs with different trophic conditions in two catchments in western Slovakia. *Limnologica*, vol. 42, p. 271– 281.

JACKSON, DA., 1993. Stopp ingrules in principal component analysis a comparis on of heuristic and statistical approaches. *Ecology*, vol. 74, p. 2204-2214.

JONES, RA. e LEE, GF., 1982. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication related water quality. *Water Research*, vol. 16, p. 503-515.

JÚLIO JÚNIOR, HF., BONECKER, CC. e AGOSTINHO, AA., 1997. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. In: AGOSTINHO, AA. e GOMES, LC. (Eds). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá: EDUEM. p.1-17.

KELLY, LA., 1992. Dissolved reactive phosphorus release from sediments beneath a freshwater cage aquaculture development in west Scotland. *Hydrobiologia*, vol. 235/236, p. 567-572.

- KETOLA, HG., 1982. Effect of phosphorus in trout diets on water pollution. *Salmonid*, vol. 6, p. 12-15.
- KOROLEFF, KJH., 1976. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, E., KREMLING, E. (Eds). *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Wheinhein. p. 117-181.
- KUBITZA, F. e KUBITZA, LMM., 2000. Qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade. *Panorama da Aquicultura*, vol. 10, p. 44-53.
- LANDA, GG., BARBOSA, FAR., RIETZLER, AC. e MAIA-BARBOSA, PM., 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the State of Minas Gerais. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 50, p. 695-705.
- LANSAC-TÔHA, FA., VELHO, LFM., HIGUTI, J. e TAKAHASHI, EM., 2002. Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná river floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, p. 125-133.
- LEGENDRE, P. e LEGENDRE, L., 1998. *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier Science Ltd.
- MACKERETH, FJH., HERON, J. e TALLING, JF., 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists* Kendal: Freshwater Biological Association Scientific Publication, vol.36. Titus Wilson e Son Ltd.
- MAITLAND'S, PS., 1978. *Biology of fresh waters*. London: Blackie, 244 pp.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., 1986. Latitudinal distribution of Calanoida in freshwater aquatic systems of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 46, p. 527-553.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil in the last twenty years). *Hydrobiologia*, vol. 504, p. 215-222.
- McCUNE, B. e MEFFORD, M., 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.01. Oregon: MjM Software Design.
- NAYLOR, RL., WILLIAMS, SL. e STRONG, DR., 2001. Aquaculture - A Gateway for Exotic Species. *Science*, vol. 294, p. 1655-1656.
- NEGREIROS, NF., ROJAS, NE., ROCHA, O., e SANTOS-WISNIEWSKI, M.J., 2009. Composition, diversity and short-term temporal fluctuations of zooplankton communities in fish culture ponds (Pindamonhangaba), SP. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69. p. 785-794.
- NEIFF, JJ., 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 26, p.167-180.

NOGUEIRA, MG., JORCIN, A., VIANNA, SC. e BRITTO, YC., 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In: CIRELLI, AF., e MARQUISÁ, GC. (Eds.). *El Agua em Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión em Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA, p. 91-106.

NOGUEIRA, MG., REIS-OLIVEIRA, PC., e BRITTO, YT., 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE-Brazil). *Limnetica*, vol. 27, p. 151-170.

OKSANEN, J., BLANCHET, FG. e KINDT, R., 2012. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-6. URL <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.

ORSI, ML. e AGOSTINHO, AA., 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol.16, p. 557-560.

PAGIORO, TA., THOMAZ, SM., ROBERTO, MC. 2005. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L., THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA., GOMES, LC. (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima, p. 17-37.

PATUREJ, E., 2008. Assessment of the trophic state of a restored urban lake based on zooplankton community structure and zooplankton-related indices. *Polish Journal of Natural Sciences*, vol. 23, p. 440-449.

PERBICHE-NEVES, G., PREVIATTELLI, D., e NOGUEIRA, MC., 2009. Record of *Argyrodiaptomus bergi* (Crustacea: Copepoda: Calanoida) after 36 years and first record in Brazil. *Zoologia*, vol. 28, p. 551-557.

PERBICHE-NEVES, G., 2011. *Copépodes planctônicos (Crustacea, Calanoida e Cyclopoida) em reservatórios e trechos lóticos da bacia do rio da Prata (Brasil, Paraguai, Argentina e Uruguai): taxonomia, distribuição geográfica e alguns atributos ecológicos*. Botucatu: Universidade Estadual Paulista. 238 p. Tese de doutorado em Ciências Biológicas.

PERBICHE-NEVES, G., FILETO, C., LAÇO-PORTINHO, J., TROGUER, A., e SERAFIM-JÚNIOR, J., 2013. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research*, vol. 41, p. 138-149.

PIELOU, EC., 1975. *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons.

R CORE TEAM., 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>

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

REID, JW., PINTO-COELHO, RM., e GIANI, A., 1988. Uma apreciação de fauna de copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 2, p. 527-547.

RIETZLER, AC., MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2002. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa reservoir (Brazil-SP). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, p. 93-105.

ROCHA, O., SENDACZ, S. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil. In: TUNDISI, JG., BICUDO, E.M. e MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*, Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 151-166.

ROCHA, MIA., BRANCO, CWC., SAMPAIO, GF., GÔMARA, GA. e DE FILIPPO, R., 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 14, p. 73-86.

ROTTA, MA. e QUEIROZ, JF., 2003. *Boas práticas de manejo (BPMs) para produção de peixes em tanques-rede*. Corumbá: Embrapa Pantanal.

SANTOS, FV., 2005. *Estrutura da assembléia de cladóceros em reservatórios nos Estados de São Paulo e Paraná: riqueza, diversidade beta e abundância*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. 28 p. Dissertação de Mestrado.

SANTOS-SILVA, EM., 2000. *Revisão das espécies do "complexo nordestinus" (Wright, 1935) de Notodiaptomus Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae)*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 198 p. Tese de Doutorado em Ciências, na Área de Zoologia.

SANTOS-WISNIEWSKI, MJ. e ROCHA, O., 2007. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 67, p. 223-233.

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

SENDACZ, S., 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir - São Paulo. *Hydrobiologia*, vol. 113, p. 113-127.

SENDACZ, S., 2001. Planktonic Copepoda of the Upper Paraná River Floodplain lakes (São Paulo and Mato Grosso do Sul, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 453/454, p. 367-374.

SILVA, WM. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2005. 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*, vol. 65, p. 521-531.

SILVA, WM., 2003. *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 154 p. Tese de doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.

- SOKAL, RR. e ROHLF, FJ., 1991. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. New York: WH. Freeman and Company.
- SOMMER, U., GLIWICZ, ZM., LAMPERT, W. e DUNCAN, A., 1986. The PEG-model of seasonal succession of plankton in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 106, p. 433–471.
- SONODA, SL. e SILVA, NRS., 2003. Distribuição longitudinal de Cladocera limnéticos na represa da barragem da Pedra (Jequié – Bahia). In: *Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia: Água – Rompendo fronteiras entre Ciências, Educação e Cidadania*, Juiz de Fora – MG. CD.
- STATSOFT, INC., 2005. *Statistica for Windows* (data analysis software system), version 7.1. Tulsa: Statsoft Inc.
- TAVARES, LHS., 1994. *Limnologia aplicada a aquicultura*. Jaboticabal: FUNEP.
- TILMAN, D., REICH, PB. e KNOPS, JMH., 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, vol. 441, p. 629-632.
- TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R.; ROCHA, O. e HINO, K., 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. In: TUNDISI, JG. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Paulo: Série Monografias em Limnologia/USP.
- TUNDISI, JG., 2003. *Água no século 21: enfrentando a escassez*. São Carlos: RIMA.
- UEDA, H., e REID, JW., 2003. Copepoda: Cyclopoida – Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*. In: DUMONT, HJF. (Ed.) *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental Waters of the world*. Leiden: Backhuys Publisher.
- XIONG, J., MEI, X. e LIU, J., 2003. Comparative studies on community structure, biodiversity of plankton and zoobenthos in four lakes of different trophic states in China. *Asian Fisheries Science*, vol. 16, p. 361-372.
- ZAGATTO, EAG., JACINTO, AO., REIS, BF., KRUG, FG., BERGAMIN, FH., PESSENDA LCR., MORTATTI, J. e GINÉ, MF., 1981. *Manual de análises de plantas e águas empregando sistema de injeção de fluxo*. Piracicaba: Universidade de São Paulo: Centro de Energia Nuclear na Agricultura.