

BRUNO PAES DE CARLI

**HETEROGENEIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA DO SISTEMA CANTAREIRA, SÃO PAULO, BRASIL**

Sorocaba

2016

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*

BRUNO PAES DE CARLI

**HETEROGENEIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE
ZOOPLANCTÔNICA DO SISTEMA CANTAREIRA, SÃO PAULO, BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito
para a obtenção do título de Mestre em
Ciências Ambientais da Universidade
Estadual Paulista "Júlio de Mesquita
Filho" na Área de Concentração:
Diagnóstico, Tratamento e Recuperação
Ambiental

Orientador: Dr. Marcelo L. M. Pompêo

Sorocaba

2016

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

**ciências
ambientais**

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

De Carli, Bruno Paes.
Heterogeneidade espacial e temporal da comunidade
zooplancônica do sistema Cantareira, São Paulo, Brasil / Bruno
Paes De Carli, 2016.
77 f.: il.

Orientador: Marcelo Luiz Martins Pompêo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio
de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de
Sorocaba), 2016.

1. Reservatórios. 2. Zooplâncton. 3. Heterogeneidade
ecológica. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita
Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba). II.
Título.

AGRADECIMENTOS

Á Deus e a Nossa Senhora Aparecida por me proporcionarem integridade intelectual e força para confecção desse manuscrito e do trabalho todo.

Aos meus pais Elisete e Luiz por me auxiliarem de todas as maneiras e a minha esposa Agatha por estar comigo em todos os momentos.

Ao professor Marcelo Luiz Martins Pompêo, pela dedicação, convívio, paciência, bom humor e por ter dividido diversas lições limnológicas e profissionais.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de Mestrado que possibilitou a realização deste trabalho.

Aos professores Marcos Gomes Nogueira e Gilmar Perbiche Neves pelo auxílio nas identificações das espécies.

Aos meus colegas Matheus Rotundo (UNISANTA), Rodrigo Herrera (SEMAM-Sorocaba), Laboratório Limnologia IB-USP (Phelipe, Julio, Angela, Joelma, Geison) e UNESP Sorocaba (Larissa, Leila, Frederico, Sheila, Viviane, Dani, Sheila).



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Autor: Bruno Paes De Carli

Título: HETEROGENEIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO SISTEMA CANTAREIRA, SÃO PAULO, BRASIL

Orientador: Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo

Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais. Área de concentração: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

(assinatura)

Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo - Universidade de São Paulo –
Departamento de Ecologia – Instituto de Biociências - USP

(assinatura)

Prof. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski – Universidade Federal de
Alfenas – Departamento de Limnologia

(assinatura)

Prof. Dr. Julio César López Doval- Universidade de São Paulo – Departamento de
Ecologia – Instituto de Biociências - USP

Data de aprovação: 12/02/2016

DE-CARLI, B. P. **Heterogeneidade espacial e temporal da comunidade zooplanctônica do sistema Cantareira, São Paulo, Brasil.** 2016. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Câmpus Experimental de Sorocaba, UNESP - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2016.

RESUMO

O Sistema Cantareira compreende uma série de cinco barragens localizadas em bacias hidrográficas distintas, sendo o principal responsável pelo abastecimento de água na Região Metropolitana de São Paulo. Devido à crise de água na área, é necessário desenvolver estudos que descrevem as condições ambientais e possíveis interferências. Neste sentido, a comunidade de zooplâncton pode ser usada como importante ferramenta de biomonitoramento. Além disso, o zooplâncton é considerado um componente importante do fluxo de energia no ecossistema. Portanto, este estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade zooplanctônica em cinco reservatórios do Sistema Cantareira (Jaguari, Jacaré cachoeira Atibainha e Paiva Castro) e relacionou os dados biológicos com as variáveis limnológicas, a fim de diagnosticar as mudanças nas condições ambientais. As amostras foram coletadas durante a estação seca (maio e junho) e chuvosa (novembro e dezembro) de 2013 em 19 pontos de amostragem. A temperatura, condutividade elétrica, pH e o oxigênio dissolvido foram medidos *in situ* com sonda multi-parâmetrica. Nutrientes, material em suspensão e os pigmentos foram determinados no laboratório. Amostras do zooplâncton foram coletadas na zona fótica através de arrasto vertical com rede de 68 µm. Os resultados mostraram eutrofização no reservatório Jaguari e algumas variáveis físico-químicas não atenderam o limite estabelecido por lei. Embora o Sistema Cantareira possa ser classificado como multi-sistema, um padrão semelhante à de cascata de reservatórios foi observado. Em relação ao zooplâncton, o grupo dos rotíferos demonstrou maior riqueza de espécies, porém pouco representativo em biomassa. Ciclopóides foram mais abundantes na estação seca, enquanto os Cladocera superaram os outros grupos no período de chuva. Uma tendência positiva para a densidade de Cyclopoida foi evidenciada. A ocorrência de um rotífero invasor *Kellicotia Bostoniensis* e da alga exótica *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 foram registrados. Juvenis de copépodes e *Bosmina freyi* foram mais abundantes na pesquisa realizada. Crustáceos Calanoida apresentaram os maiores valores de biomassa em relação aos outros grupos. Com base nas análises, a heterogeneidade espacial e temporal foi evidenciada. A maioria dos pontos de amostragem demonstraram impactos moderados e com qualidade da água variando de regular a ruim. Neste sentido, características como o tempo de residência da água e morfometria do reservatório, estado trófico e as interações ecológicas são os principais fatores que podem implicar em alterações na composição do zooplâncton.

Palavras-chave: Heterogeneidade ambiental, zooplâncton, Sistema Cantareira.

DE-CARLI, B. P. **Spatial and temporal heterogeneity of the zooplankton community of the Cantareira system**, Sao Paulo Brazil. 2016. 77p. Dissertation (Master's Degree Environmental Sciences) – Câmpus Experimental de Sorocaba, UNESP - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2016.

ABSTRACT

The Cantareira System comprises a series of five dams located in distinct watershed, mainly responsible for water supply in the Metropolitan Region of Sao Paulo state. Due to water crisis in the area, its necessary to develop studies that describe environmental conditions and possible interference. In this sense, the zooplankton community is being used such as biomonitoring tool. However, the zooplankton is considered an important component of the energy flow in ecosystem. Therefore, this study aimed to characterize the zooplankton community in five reservoirs of the Cantareira System (Jaguari, Jacarei waterfall Atibainha and Paiva Castro) and associate biological data with the limnological variables in order to diagnose changes in environmental conditions. Samples were collected during the dry (May and June) and rainy season (November and December) of 2013 in 19 sampling points. Temperature, electrical conductivity, pH and dissolved oxygen were measured *in situ* with multi-parameter probe. Nutrients, suspended matter and the pigments were determined in the laboratory. Zooplankton samples were collected in the photic zone through vertical hauling with 68 µm net. Results showed eutrophication in Jaguari reservoir and some physico-chemical variables not agreement the limit established by law. Although the Cantareira System classified as multi-system, a pattern similar to the cascade of reservoirs was observed. Regarding the zooplankton, the rotifer group demonstrate higher species richness, however scarcely representative in biomass. Cyclopoids were more abundant in the dry season, while the Cladocera exceeded the other groups during the rainy. An positive trend for Cyclopoida density and trophic status were associated. The occurrence of invasive rotifer *Kellicotia Bostoniensis* and exotic algae *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 were registred. Juveniles of copepods and *Bosmina freyi* were more abundant in the survey conducted. Crustaceans Calanoida showed the highest biomass values than the other groups. Based on the analysis, the spatial and temporal distribution were demonstrated. Most sampling points demonstrate moderate impact and water quality ranging from regular and poor. In this case, features such as water residence time and the morphometry, trophic status, ecological interactions are the main factors that could imply in changes in zooplankton composition.

Keywords: Environmental heterogeneity, zooplankton, Cantareira System

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1 INTRODUÇÃO.....	09
1.1 Sistema de reservatórios.....	09
1.2 Zooplâncton.....	11
1.3 Heterogeneidade ambiental.....	12
2 JUSTIFICATIVA.....	13
3 OBJETIVOS.....	16
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
4.1 Área de estudo.....	17
4.2 Amostragem.....	19
5 RESULTADOS.....	25
5.1 Precipitação pluvial.....	25
5.2 Parâmetros físicos, químicos e biológicos da água.....	25
5.3 Comunidade zooplanctônica.....	55
6 DISCUSSÃO.....	45
6.1 Eutrofização no Sistema Cantareira.....	45
6.2 Sistemas em cascata.....	50
6.3 Heterogeneidade ambiental.....	52
6.4 Comunidade zooplanctônica.....	55
7 CONCLUSÃO.....	61
REFERÊNCIAS.....	62

.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Sistema de reservatórios

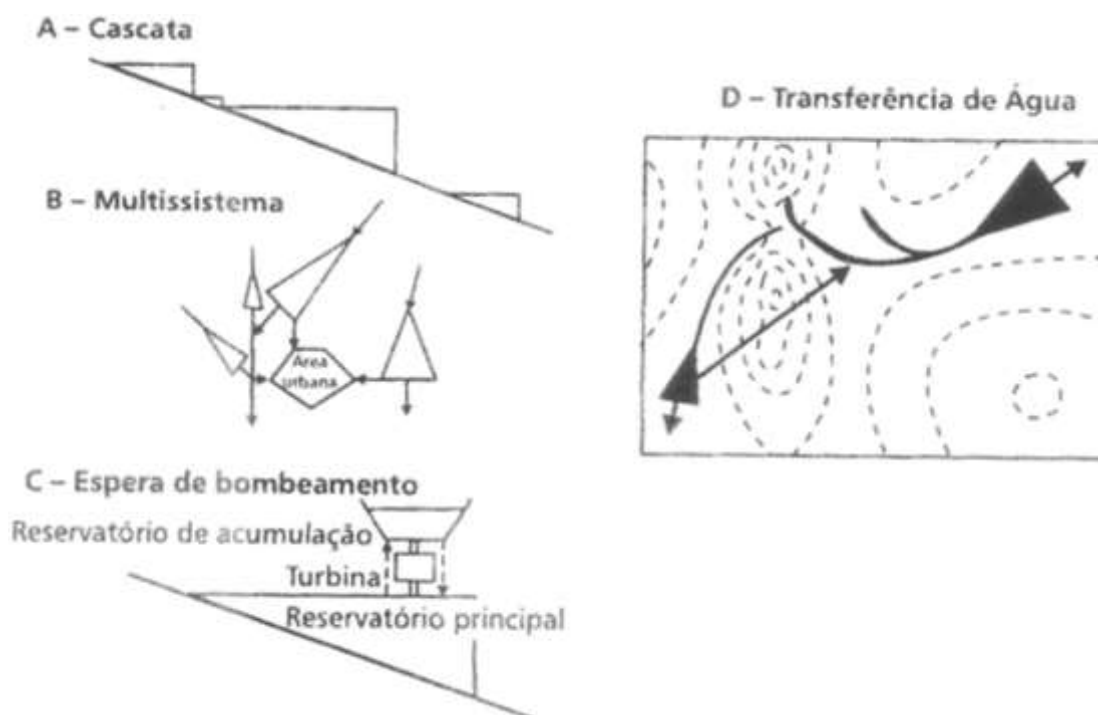
Por quase 5.000 anos, estruturas com objetivo de retenção têm sido construídas em diferentes partes do mundo para garantir que a água esteja disponível para os diversos usos através dos anos. Entre 1930 a 1950, inúmeras barragens foram construídas ao redor do mundo para a geração de eletricidade, controle de cheias e destinados aos usos múltiplos relacionados à água (BISWAS, 2012).

Reservatórios são ambientes artificiais e de transição entre rios e lagos, devido à presença de compartimentos limnológicos distintos (THORNTON *et al.* 1990; CARDOSO-SILVA, 2008). O termo “Sistema de reservatórios” refere-se a múltiplas barragens conectadas hidrologicamente e cuja operação se encontra relacionada, objetivando metas comuns, tais como o abastecimento de água ou a geração de eletricidade. São grupos de reservatórios localizados em diferentes trechos de determinado rio ou de diversos sistemas de rios e cujas vazões são compartilhadas. A qualidade da água desses sistemas caracteriza-se por grandes variações, função das diferenças de vazão (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Além disso, nos casos em que os reservatórios participantes do sistema localizam-se em diferentes formações geológicas, logo com diferentes nutrientes, o gerenciamento simultâneo dos aspectos quantitativo e qualitativo da água de cada represa pode se tornar uma tarefa difícil (STRASKRABA;TUNDISI, 2000).

Com relação à classificação, reservatórios em cascata são cadeias de reservatórios localizados no mesmo rio (Figura 1). Sistema de múltiplos reservatórios são grupos de reservatórios localizados em diferentes trechos de um determinado rio ou de diversos sistemas de rios e cujas vazões são compartilhadas (STRASKRABA;TUNDISI, 2000). Atualmente o estado de São Paulo dispõe de oito sistemas com barragens interligadas destinados para abastecimento, sendo: Cantareira, Guarapiranga, Alto Tietê, Rio Claro, Rio Grande, Alto Cotia, Baixo Cotia e Ribeirão da estiva (ANA, 2015).

O sistema Cantareira é um importante complexo de reservatórios destinado ao abastecimento público de aproximadamente 55% da Região Metropolitana de São Paulo. O sistema faz a transposição entre duas bacias hidrográficas, importando a água da Bacia do Piracicaba para a do Alto Tietê, sendo tal transposição feita através dos reservatórios Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Juquery (ou Paiva Castro), interligados por túneis e canais. Assim, quando a água chega ao reservatório Paiva Castro, ela é conduzida à estação elevatória de Santa Inês, desaguando no reservatório Águas Claras, onde será tratada na estação de tratamento de água Guaraú. A maior parte do território de suas bacias hidrográficas é ocupada por atividades antrópicas, enquanto que uma pequena parte é composta de vegetação remanescente da Mata Atlântica. O esgotamento sanitário da região também é preocupante, pois apesar de grande parte de seus municípios possuírem até 100% de seu esgoto coletado, a maior parte desse esgoto é despejada diretamente nos rios da região, sem qualquer tipo de tratamento (WHATELY; CUNHA, 2007).

Figura 1. Esquema dos tipos de sistema de reservatórios



Fonte: STRASKRABA; TUNDISI (2000)

1.2 Zooplâncton

Dentre as comunidades aquáticas, o zooplâncton é constituído por animais invertebrados de pequeno porte que vivem em suspensão na água, oferecendo pouca ou nenhuma resistência às correntes. Dentre os grupos presentes no plâncton de águas continentais, incluem-se principalmente rotíferos, cladóceros e copépodes. Podem ser encontradas larvas de inseto, moluscos, nematóides, ostracódios, entre outros (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; CETESB 2000).

Os Rotifera são organismos cujo tamanho varia de 100 a 1000 μm , um pouco maior do que os protozoários ciliados (OLIVEIRA-NETO; MORENO 1999). Segundo Rocha *et al.* (1995), os rotíferos dominam o zooplâncton da maioria dos lagos, tanques, reservatórios e rios brasileiros em densidade e número de espécies.

Os Cladocera são importantes nas redes tróficas, devido ao hábito filtrador, desempenhando o papel de consumidores primários. Ocupam uma grande variedade de habitats de água doce, incluindo desde pequenos volumes de água contidos em fitotelmata e em cavidades de troncos de plantas terrestres, pequenas poças e pântanos até os corpos de água maiores, onde atingem maior diversificação como nas lagoas, lagos, canais e reservatórios. Embora ocorram preferencialmente em ambientes lênticos, são também habitantes de riachos, córregos e rios, nestes ocupando preferencialmente os remansos, de fluxo mais reduzido (ROCHA *et al.*, 2011; ELMOOR-LOUREIRO, 1997).

De acordo com Matsumura-Tundisi e Tundisi (2011), os Copepoda Calanoida são microcrustáceos habitantes de águas estagnadas, fazendo parte da comunidade de zooplâncton de lagos, reservatórios e pequenas poças de água de existência transitória. Os Cyclopoida são os copépodos mais abundantes e de maior sucesso nos sistemas dulcícolas, podendo ser encontrados em rios, riachos, lagos, represas, áreas alagadas e corpos de água temporários (HUYS; BOXSHALL, 1991). Além disso, segundo Silva (2003), esses copépodos mostram um grande potencial como bioindicadores da qualidade da água.

Em relação ao potencial de discriminador ambiental, espécies zooplânctônicas sensíveis ao agente poluidor são geralmente eliminadas e as mais resistentes

apresentam elevadas taxas de crescimento quantitativo, tornando-se abundantes. Devido à grande sensibilidade às mudanças nas características ambientais do sistema, esses organismos podem ser considerados um poderoso instrumento para avaliar modificações causadas nos ecossistemas aquáticos por atividades impactantes (MARGALEF, 1983; BARBOSA *et al.* 2006; GALDINO *et al.* 2007; SANTOS *et al.* 2009). Estudos sobre impactos na comunidade zooplanctônica permitem evidenciar se o ambiente é resiliente, ou não, uma vez que suas populações respondem rapidamente as mudanças, principalmente em áreas tropicais, onde os ciclos de vida são curtos (SANTOS *et al.* 2009).

Além disso, esses planctontes têm grande importância ecológica, pois participam ativamente de processos responsáveis pelo funcionamento dos ecossistemas aquáticos promovendo a ciclagem de nutrientes e manutenção das cadeias tróficas, sendo um elo fundamental entre os produtores e os demais níveis (BARBOSA *et al.* 2006).

1.3 Heterogeneidade ambiental

Em todos os ambientes, a análise dos padrões que consideram o espaço e o tempo pode ser utilizada para compreender e gerenciar os processos ecológicos. Portanto, para entender a complexidade das interações, a descrição e quantificação de padrões ecológicos dos compartimentos são altamente recomendadas (FORTIN & DALE, 2005).

Nos ecossistemas aquáticos o ambiente apresenta certas características que lhe conferem gradientes verticais e, em certos casos, gradientes horizontais, que se tornam evidentes através da distribuição desigual da luz, nutrientes, temperatura e gases (*e.g.* oxigênio dissolvido, gás carbônico). Além disso, a distribuição desigual destas variações no ambiente aquático tem grandes consequências na distribuição das comunidades. Entre outros fatores a interação de espécies, o mecanismo de colonização, bem como a resposta dos jovens e adultos as condições ambientais também são fatores relevantes na distribuição de organismos (ESTEVES, 1998,

DOWNING, 1991; LANDA *et al.* 2002; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A heterogeneidade espacial pode ser definida como um processo em que um determinado fator varia no espaço em relação às características estruturais desse ambiente; as variações temporais são compreendidas quando se observa esse fator em períodos diferentes (KOLASA; ROLO, 1991; NOGUEIRA; PANARELLI, 1997). Um exemplo de heterogeneidade em ambiente aquático ocorre ao longo do eixo central de um reservatório, onde mudanças físicas, químicas e biológicas acontecem gradativamente formando ambientes com dinâmicas bastante diferenciadas. Comumente podem ser observados três compartimentos em reservatórios: porção fluvial com características lótic, região de transição e zona próxima à barragem com características lênticas de lago (THORNTON *et al.* 1990).

Portanto, o estudo da heterogeneidade ambiental é de fundamental importância em ecologia, uma vez que interfere na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (CARDOSO-SILVA, 2008). Ambientes que são espacialmente mais heterogêneos podem ser esperados um maior número espécies devido a uma maior variedade de micro-habitats, microclimas, mais tipos de lugares para se esconder dos predadores e assim por diante (TOWSEND *et al.* 2006).

2 JUSTIFICATIVA

Os impactos resultantes das atividades antrópicas têm sido cada vez mais, objeto de preocupação. Os sistemas hidrológicos têm sido alvo de problemáticas tanto quantitativas, quanto qualitativas, trazendo consigo, além da destruição dos habitats e da biodiversidade, o comprometimento da saúde humana (PIRES; SANTOS, 1995).

As principais fontes de poluição são os rejeitos domésticos, e os resíduos químicos das atividades industriais e agrícolas. A contaminação por esgotos domésticos é mais comum nos países em desenvolvimento, onde a infraestrutura de saneamento e tratamento de água ainda é deficitária, acarretando muitas vezes a eutrofização (TUNDISI, 1994; EGLER, 2002).

Os fatores mencionados constituem grave problema, pois aceleram a degradação dos reservatórios, levando a um aumento da eutrofização e consequentemente à utilização de algicidas para controle de cianobactérias, fato que já está ocorrendo na saída de água dos reservatórios Atibainha-Paiva Castro, antes do encontro com o rio Juqueri (CARDOSO-SILVA, 2013). O resultado desse impacto pode se tornar um quadro já conhecido nas bacias da Billings e do Guarapiranga, onde há uma grande perda da qualidade da água ao longo dos anos, contaminação de sedimentos e uso intenso de algicidas (CARDOSO-SILVA, 2008; PADIAL, 2008; MEIRINHO, 2009; SILVA, 2013).

Devido ao quadro atual de crise hídrica para o sistema Cantareira (PORTO *et al.* 2014), pode-se afirmar a necessidade de estudos que venham descrever a situação do ambiente em diferentes locais dos reservatórios e, assim, identificar possíveis pontos de interferências nos mesmos. Para tal, esse estudo investigou a fauna zooplancônica, utilizando-se não apenas da composição e abundância das espécies, mas também da biomassa, o que proporcionou uma descrição mais realista da estrutura da comunidade.

Dessa forma, principalmente quando se pretende fazer comparações entre reservatórios, bacia hidrográfica ou estado trófico é melhor adicionar outro atributo à análise, sendo a biomassa um bom descritor para tais comparações (SENDACZ *et al.*, 2006). Além disso, os dados permitiram comparar os reservatórios entre si, levando à observação distribuição espacial das populações e da estrutura da comunidade como um todo. O resultado da pesquisa quantitativa dos vários pontos coletados foi relacionado com as variáveis ambientais, o que levou ao indicativo de mudanças no ecossistema.

Para o grupo em questão, pesquisas sobre são realizadas desde a década de 70 no Brasil (NORDI; WATANABE, 1978; CORGOSINHO; PINTO-COELHO, 2006; SENDACZ *et al.* 2006; SANTOS-WISNIEWSKI e ROCHA, 2007; ALMEIDA *et al.*, 2009; SARTORI *et al.* 2009; PARANHOS *et al.* 2013; DANTAS-SILVA e DANTAS, 2013). Dentre os estudos realizados no estado de São Paulo destacam-se: levantamento de espécies (SENDACZ; KUBO, 1982; MATSUMURA-TUNDISI e SILVA, 2002; SAMPAIO *et al.* 2002; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2011), qualidade ambiental (SENDACZ *et al.* 2006) e migração vertical e horizontal (CASANOVA; HENRI, 2004). Alguns trabalhos caracterizando o zooplâncton já foram efetuados nos

reservatórios do sistema Cantareira (SILVA; MATSUMURA-TUNDISI, 2011; SOUZA-SOARES *et al.* 2011; GAZONATO-NETO *et al.* 2014). Contudo este é o primeiro estudo que contemplou cinco reservatórios do sistema investigando a heterogeneidade espacial e temporal das populações.

3 OBJETIVOS

- Caracterizar a comunidade zooplanctônica quanto a sua composição, abundância e biomassa das espécies em períodos distintos, investigando a distribuição espacial e temporal das populações nas represas do sistema Cantareira.
- Relacionar os dados numéricos do zooplâncton com as variáveis físicas e químicas da água de cada local, com intuito de diagnosticar possíveis alterações nas condições ambientais.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Localizado na região norte da Grande São Paulo, o Sistema Cantareira produz 33 mil litros por segundo e abastece 8,8 milhões de pessoas (46% da população da região metropolitana). O complexo abrange 12 municípios, sendo oito no estado de São Paulo (Bragança Paulista, Caieiras, Franco da Rocha, Joanópolis, Mairiporã, Nazaré Paulista, Piracaia e Vargem) e quatro em Minas Gerais (Camanducaia, Extrema, Itapeva e Sapucaí-Mirim). O Sistema Cantareira é composto por cinco reservatórios de regularização de vazões (Figura 2) com túneis e canais de interligação para transferência de água de uma represa para outra mais à jusante e um reservatório destinado a manter o fluxo contínuo de água para uma estação de tratamento de água (WHATELY; CUNHA, 2007; NETO; BARROS, 2010). As principais informações hidrológicas estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características e informações hidrológicas dos reservatórios do Sistema Cantareira.

Informações/ Reservatórios	Jaguari/Jacarei	Cachoeira	Atibainha	Paiva Castro
Área de drenagem (km ²)	1027/203	392	312	369
Início de operação	1982	1974	1975	1973
Volume útil (hm ³)	808,12	69,75	95,26	7,61
Vazão média (m ³ /s)	25,2	8,5	6,0	4,6
Cota altimétrica (m)	844,0	821,88	786,72	745,61
Tempo de retenção (dias)	368,5	40,1	105,8	10,7

Fonte: ANA (2013)

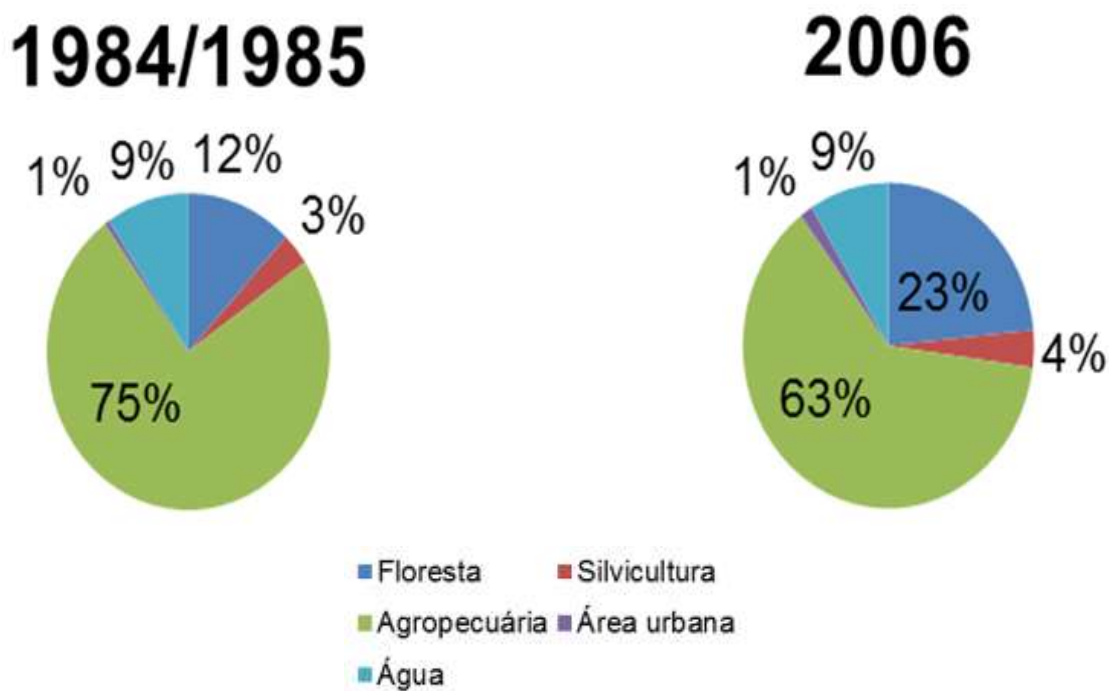
O tipo climático segundo Köppen é Cwb - subtropical de altitude com inverno seco e verão ameno. No entorno, o desmatamento ocorreu no século XIX para abrigar as plantações de café e em meados do século XX, a atividade desenvolvida foi à pastagem. A vegetação original pertence ao bioma de mata atlântica, variando em Floresta Ombrófila densa e mista, e, atualmente, consiste em mata secundária (OLIVEIRA *et al.* 2008; WHATLEY; CUNHA 2007) (Figura 3).

Figura 2. Esquema representativo dos reservatórios Sistema Cantareira e seus respectivos tributários



Fonte: ANA (2015)

Figura 3. Classes de uso e ocupação do solo na região do Sistema Cantareira entre os períodos de 1984/1985 e 2006.

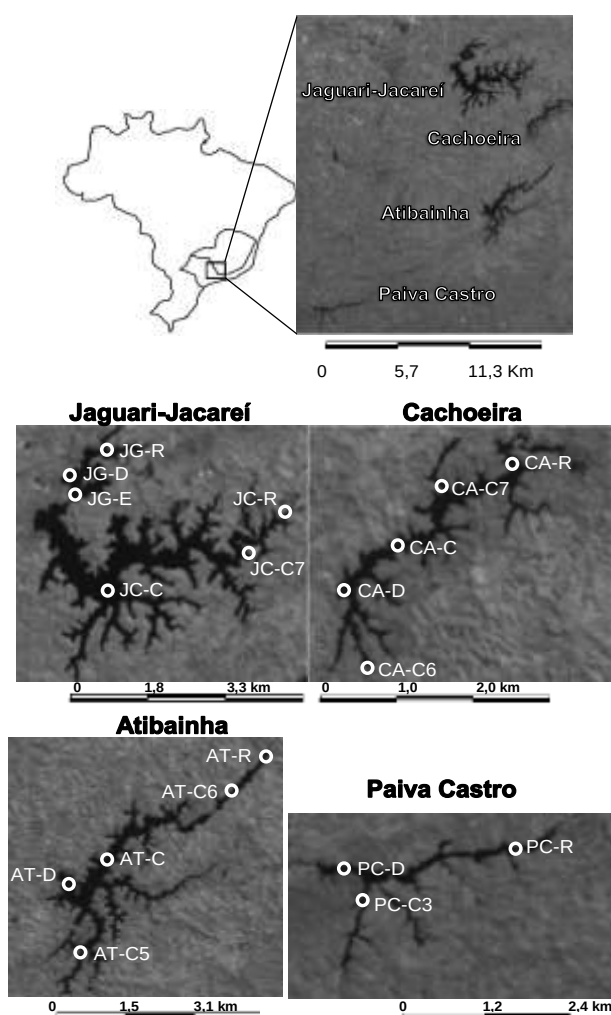


Fonte: Whately e Cunha (2007)

4.2 Amostragem

As coletas foram realizadas nas represas Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro no período frio e seco (Maio/Junho de 2013) e outra no período quente e chuvoso (Novembro/Dezembro de 2013). Para o estabelecimento dos 19 pontos de amostragem, procurou-se abranger regiões com diferentes características dentro de cada reservatório, como as regiões localizadas próximas aos pontos de entrada de água, as próximas à saída de água e regiões intermediárias (Figura 4). A localização geográfica dos pontos amostrais está descrita na Tabela 2.

Figura 4. Mapa dos pontos de amostragem nos cinco reservatórios do Sistema Cantareira.



Fonte: Imagens de satélite CBERR obtida no ano de 2009.

Tabela 2. Coordenadas geográficas (UTM - 23K) e descrição dos pontos de amostragem do Sistema Cantareira nos períodos chuvoso e seco de 2013.

Represas	Data	Simb.	P. Am	Coordenadas		Descrição
				X	Y	
Jaguari (JG)	21/06/13 11/12/13	JG-R	5,0	0355748	7465315	Entrada rio Jaguari
			5,0	0355751	7465297	
		JG-D	5,0	0354115	7463800	Barragem
			5,0	0354100	7463896	
		JG-E	5,0	0354190	7462807	Saída para a represa
			5,0	0354060	7462875	Jacareí
Jacareí (JC)	21/06/13 11/12/13	JC-C	5,0	0355758	7458048	Região central
			5,0	0353448	7459932	
		JC-R	3,0	0365259	7460887	Entrada rio Jacareí
			2,0	0364386	7460017	
		JC-C7	5,0	0363398	7459240	Saída de água para o
			5,0	0363446	7459097	reservatório Cachoeira (canal 7)
Cachoeira (CA)	13/06/13 28/11/13	CA-R	3,0	0371005	7454767	Entrada rio Cachoeira
			3,0	0370729	7454793	
		CA-C7	5,0	0367864	7454158	Entrada d' água para a
			3,0	0368022	7454356	represa Jacareí
		CA-C	5,0	0366627	7451824	Região central
			5,0	0366860	7451874	
Atibainha (AT)	26/06/13 04/12/13	CA-D	5,0	0365003	7450572	Barragem
			5,0	0365216	7450760	
		CA-C6	5,0	0365593	7448362	Saída d' água para a
			5,0	0365600	7448342	represa Atibainha (canal 6)
		AT-R	2,0	0368908	7443243	Entrada do rio
			2,0	0368939	7443336	Atibainha
Paiva Castro (PC)	29/05/13 21/11/13	AT-C6	3,0	0368035	7442070	Saída de água para o
			2,0	0368162	7442213	reservatório Atibainha
		AT-C	5,0	0360222	7437283	Região central
			5,0	0360818	7438236	
		AT-D	5,0	0357951	7436093	Barragem
			5,0	0357690	7436419	
Paiva Castro (PC)	29/05/13 21/11/13	AT-C5	5,0	0358829	7432274	Saída d' água para a
			5,0	0359580	7432904	represa Paiva Castro (canal 5)
		PC-R	3,0	0335438	7419400	Entrada do rio Juqueri e
			2,0	0335357	7419369	do Canal 5
		PC-D	5,0	0329039	7418788	Barragem
			5,0	0329082	7418781	
		PC-C3	5,0	0329794	7416808	Braço que transporta
			3,0	0329752	7416746	água para estação Santa Inês

Fonte: Autoria própria

Legenda: Simbologia (Simb.), profundidade máxima e amostral (P.Max e P. Am).

Em campo, foram realizadas medidas de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido por meio de sonda multiparâmetros. A transparência foi medida pela profundidade de desaparecimento do disco de Secchi. Para análise dos outros parâmetros em laboratório, amostras integradas da porção

superior da coluna d'água foram coletadas através de mangueiras de uma polegada de diâmetro com diferentes comprimentos conforme a profundidade máxima mensurada (2, 3 ou 5 m de comprimento, respectivamente quando a profundidade máxima for menor do que 6 m, menor do que 10 m ou maior do que 10 m). As variáveis da qualidade da água e a metodologia empregada estão descritas na Tabela 3.

A coleta de zooplâncton foi realizada através de arrasto vertical na coluna d'água, com rede de 68 μm , a partir da profundidade em que a água foi coletada. O volume filtrado foi estimado com base na profundidade da coluna d'água amostrada e na área da boca da rede. Os organismos foram anestesiados com água gaseificada e as amostras fixadas em formol 4% com sacarose para as análises em laboratório (CETESB, 1990).

Tabela 3. Variáveis limnológicas da água e metodologias empregadas

Variáveis	Métodos	Referências
Oxigênio dissolvido	Sonda YSI mod 556 MPS	-
Temperatura	Sonda YSI mod 556 MPS	-
Condutividade elétrica	Sonda YSI mod 556 MPS	-
pH	Sonda YSI mod 556 MPS	-
Transparência	Disco de Secchi	-
Material em suspensão	-	TEIXEIRA <i>et al.</i> , 1965
Fósforo total	Espectrofotométrico	VALDERRAMA, 1981
Nitrato	Espectrofotométrico	MACKERETH <i>et al.</i> , 1978
Nitrito	Espectrofotométrico	MACKERETH <i>et al.</i> , 1978
Amônio	Espectrofotométrico	KOROLEFF, 1976
Nitrogênio inorgânico dissolvido	-	$\sum \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$
Clorofila a	Espectrofotométrico	LORENZEN, 1967

Fonte: Autoria própria

Para a quantificação das amostras foi utilizada uma placa de contagem quadriculada para Cladocera e Copepoda e uma câmara de Sedgwick-Rafter para Rotifera e náuplios de Copepoda. A contagem foi realizada retirando-se sub-amostras da amostra total homogeneizada até atingir pelo menos 100 indivíduos da espécie mais abundante de cada grupo (Copepoda, Cladocera e Rotifera). A densidade numérica foi expressa em organismos por metro cúbico (org./m³) e a riqueza foi representada pelo número de espécies presentes (CETESB, 1990).

A identificação taxonômica foi baseada em Koste (1978), Reid *et al.* (1988), Shiel e Koste (1992), Nogrady *et al.* (1995), Segers (1995), Segers e Dumont (1995), De Smet (1996), Elmoor-Loureiro (1997), Rocha *et al.* (2011), Nogrady e Segers (2002), Kotov *et al.* (2003), Silva (2003), Elmoor-Loureiro *et al.* (2004), Gützel *et al.* (2004), Kotov (2009) e Perbiche-Neves *et al.* (2015).

A biomassa das populações de rotíferos foi estimada seguindo a técnica de biovolumes (RUTTNER-KOLISKO, 1977; ROSSA *et al.* 2007). As medidas foram convertidas (μm^3) em peso úmido assumindo uma densidade específica de 1 e convertidas em peso seco (μg) utilizando-se o fator 0,1 de conversão (BOTTRELL *et al.*, 1976). Para os microcrustáceos, a biomassa foi determinada utilizando método de equações comprimento-peso (BOTTRELL *et al.* 1976; BLETTLER; BONECKER, 2006). Por fim, para estimar o valor final da biomassa, o número de indivíduos de uma classe de tamanho é multiplicado pela massa média (DUNCAN, 1971). Como complemento, para a espécie mais abundante, foram mensuradas algumas proporções corporais para investigação da ciclomorfose (ELMOOR-LOUREIRO, 1984).

Os dados bióticos e abióticos foram transformados para atender o pressuposto de normalidade. Para as variáveis da água, os dados foram transformados pelo método que calcula a razão entre as diferenças dos valores brutos menos o valor mínimo, sobre o valor máximo menos o valor mínimo de cada variável. Para o zooplâncton, os dados foram logaritimizadas ($\log X + 1$) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

Para verificar a heterogeneidade na escala espacial e sazonal, os valores de densidade foram submetidos à análise de similaridade (ANOSIM) de entrada dupla a partir do índice de Bray & Curtis. Neste caso, os dados foram agrupados e ordenados numericamente para o teste. No caso de amostras completamente diferentes, os resultados ficaram próximos de 1. Caso contrário, os valores ficam próximos de 0 (MELO; HEPP, 2008).

Para analisar a diversidade e dominância de espécies, foram utilizados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), índice de Simpson (D) e Pielou (J'), calculados pelas seguintes fórmulas (1,2,3):

$$H' = - \sum p_i \cdot \log p_i \quad (1)$$

$$D = \sum p_i^2 \quad (2)$$

$$J' = H' / \ln (S) \quad (3)$$

Onde “ p_i ” é igual a “ n_i / N ”, sendo “ n_i ”, o número de indivíduos da espécie, “ N ” o número total de indivíduos, “ S ” riqueza de espécies e “ $\ln$ ” logaritmo natural (TOWNSEND et al. 2006). Com os dados de fósforo total e clorofila a, os graus de trofia foram calculados pelo Índice de Estado Trófico para reservatórios (IET) modificado por Lamparelli (2004) representado pelas seguintes equações (4,5,6):

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL)) / \ln 2)) \quad (4)$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT) / \ln 2)) \quad (5)$$

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2 \quad (6)$$

Onde “CL” corresponde a clorofila a e “PT” fósforo total

O resultado final foi classificado de acordo com os respectivos critérios: ultraoligotrófico $IET < 47$, oligotrófico $47 > IET < 52$, mesotrófico $52 > IET < 59$, eutrófico $59 > IET < 63$, supereutrófico $63 > IET < 67$, hipereutrófico $IET > 67$ (CETESB, 2006).

O índice da comunidade zooplancônica para reservatórios (ICZ_{RES}) foi calculado agregando a razão entre o número total de crustáceos Cyclopoida e Calanoida (NCy/NCa) com o IET calculado a partir das concentrações de clorofila a. Os valores foram associados a um diagrama que classifica as categorias de qualidade da água sendo: Boa, Regular, Ruim e Péssima (CETESB, 2006).

Para medir a qualidade ambiental foi utilizado o cálculo do índice (W) juntamente com a curva ABC que relaciona os dados de abundância e biomassa. O índice que permite expressar o grau de perturbação é expresso pela seguinte equação (7):

$$W = \sum (B_i - A_i) / [50 (S-1)] \quad (7)$$

Onde “ B_i ” representa a biomassa da espécie i , “ A_i ” indica a abundância da espécie i . Os valores podem ser positivos em torno de (ambientes não perturbados),

negativos (ambientes perturbados) e próximos à zero (distúrbio moderado) (CLARKE; WARWICK, 1994; MAGURRAN, 2004).

Para indicar a significância das variáveis e suas relações, a análise de componentes principais (ACP) foi utilizada. A ACP estabelece a partir de uma matriz de semelhança um conjunto de eixos perpendiculares. Deste modo, o primeiro eixo, sobre a qual foram ordenadas as amostras, representou a maior parte da variação dos dados. O resultado disso é um sistema reduzido de coordenadas, proporcionando informações sobre a semelhança ecológica das amostras (VALENTIN, 1995). Desta forma, as matrizes de dados foram organizadas com base nos resultados de: profundidade, nitrato, nitrito, amônio, fósforo total, clorofila a, disco de secchi, material em suspensão, temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido.

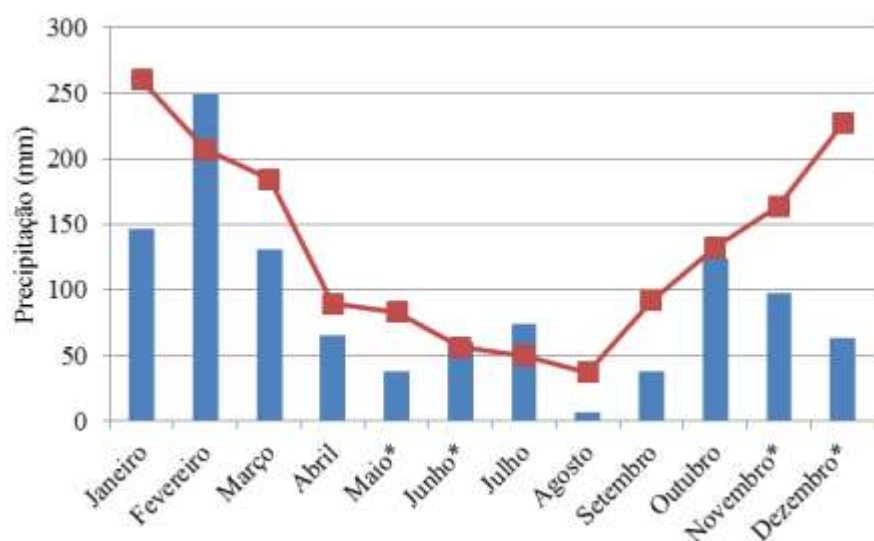
Para relacionar os atributos do zooplâncton com as variáveis limnológicas foi utilizada a análise de correspondência canônica (ACC) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Esta análise multivariada tem por finalidade achar a correlação máxima entre combinações lineares de dois conjuntos de descritores ambientais (profundidade, nitrato, nitrito, amônio, fósforo total, clorofila a, disco de secchi, material em suspensão, temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido) e bióticos (abundância das espécies).

5 RESULTADOS

5.1 Precipitação pluvial

Dados da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) obtidos para as cidades no entorno do Sistema Cantareira demonstraram que os maiores acumulados mensais foram registrados entre os meses de Novembro e Março de 2013. Entre os meses de Maio e Agosto, foram observadas as menores precipitações. Portanto, podem-se verificar duas estações bem definidas: chuvosa onde ocorrem as maiores precipitações (Dezembro-Março), com decréscimo das chuvas na estação de seca (Junho-Agosto).

Figura 5 – Acumulados para o ano de 2013 e médias históricas de precipitação (mm) no entorno do Sistema Cantareira.



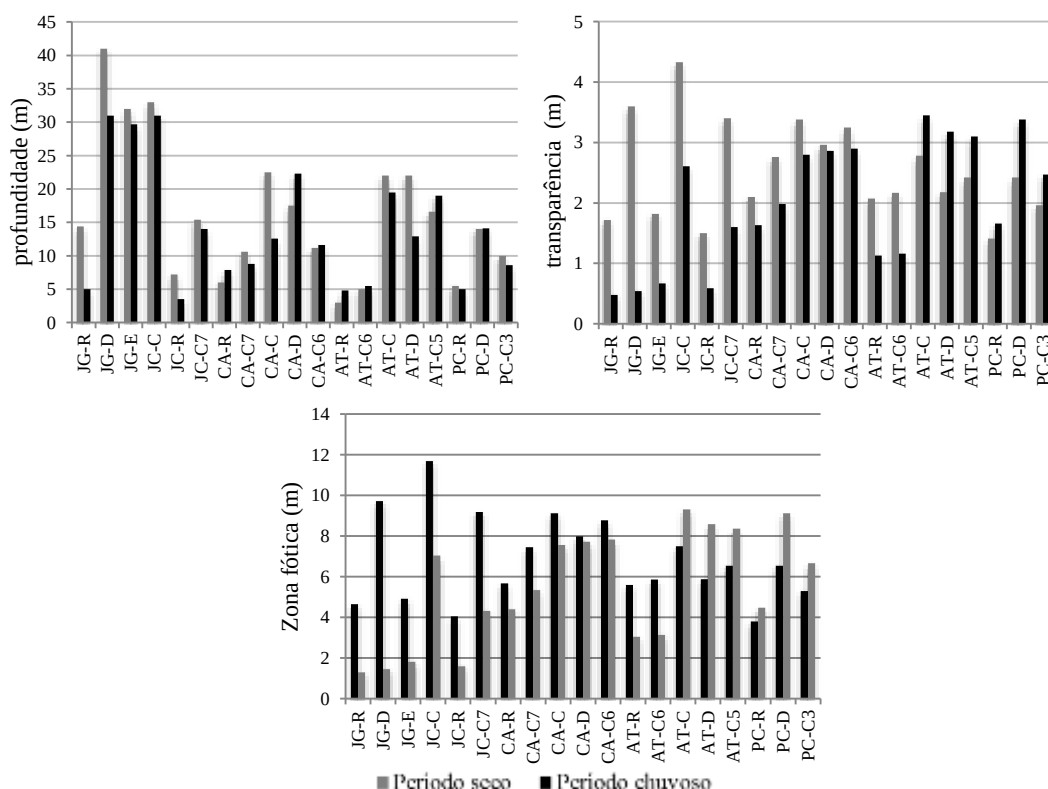
Fonte: SABESP (2015) obtido de <http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>.
 Legenda: (*) Meses de amostragem

5.2 Parâmetros físicos, químicos e biológicos da água

Maiores profundidades foram registradas no Jaguari e Jacaré em contraste com os demais reservatórios, onde predominaram ambientes mais rasos (Figura 6). O nível

de transparência na água variou de 1,41 a 3,60 m na estiagem e entre 0,48 a 3,38 m nos meses de chuva. No sentido montante-jusante (Jaguari/Paiva Castro), pode-se verificar um aumento da transparência principalmente no período chuvoso. Considerando as duas campanhas, a profundidade da zona fótica variou de 1,30 m na entrada do rio Jaguari a 11,69 m na porção central do reservatório Jacareí.

Figura 6 - Valores de profundidades (m), zona fótica (m) e transparência da água (m) nas estações de amostragem no Sistema Cantareira.



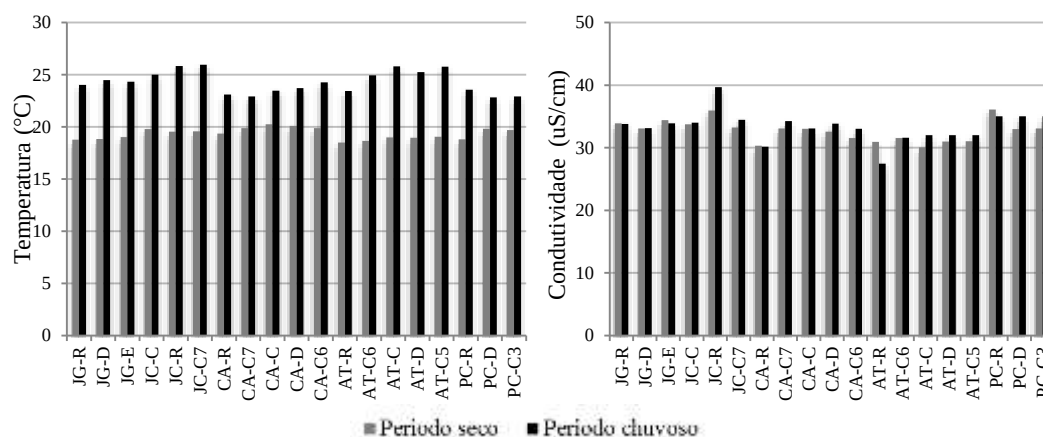
Fonte: Autoria própria

Na figura 7 estão ilustrados os dados de temperatura e condutividade elétrica. Maiores temperaturas foram registradas no período chuvoso ($24,29 \pm 1,08$ °C) em relação ao seco ($19,33 \pm 0,53$ °C). Os dados de condutividade elétrica não apresentaram variações significativas, porém na época chuvosa registrou-se o maior valor desse parâmetro na entrada do rio Jacareí ($39,60$ μ S/cm).

Durante as duas campanhas, para o potencial hidrogeniônico os valores oscilaram de 5,74 a 8,51 (Figura 8). Podem-se observar águas levemente ácidas na entrada do rio Atibainha (5,74) que estão fora do limite preconizado pela legislação vigente para águas Classe 1 (pH 6,0-9,0).

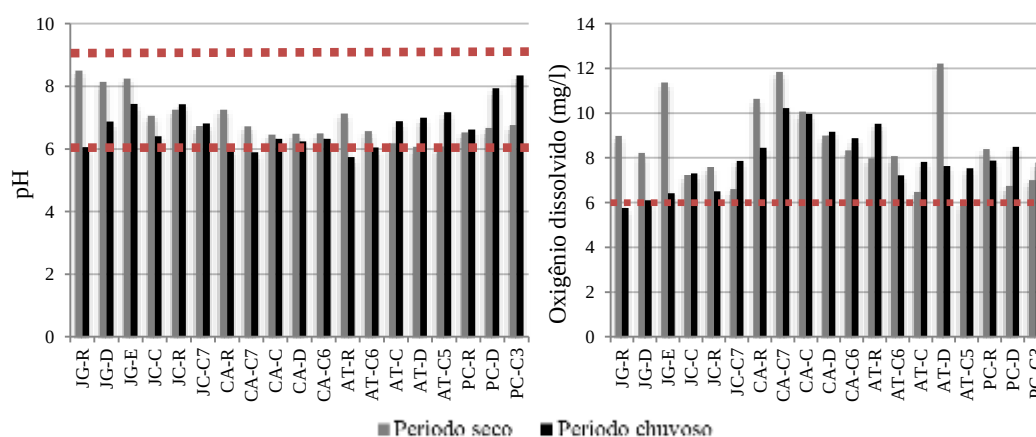
Para o oxigênio dissolvido, a média foi de $7,92 \pm 1,26$ mg/L no período chuvoso e $8,56 \pm 1,87$ mg/L no seco. As concentrações verificadas no reservatório Atibainha (AT-C3) e Jaguari (JG-R) ficaram abaixo do limite mínimo para águas de Classe 1 (6 mg/L) (Figura 8).

Figura 7 - Temperatura (°C) e condutividade elétrica (µs/cm) registrados nas estações de amostragem no Sistema Cantareira.



Fonte: Autoria própria

Figura 8 - Valores de pH e concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) nas estações de amostragem no Sistema Cantareira.



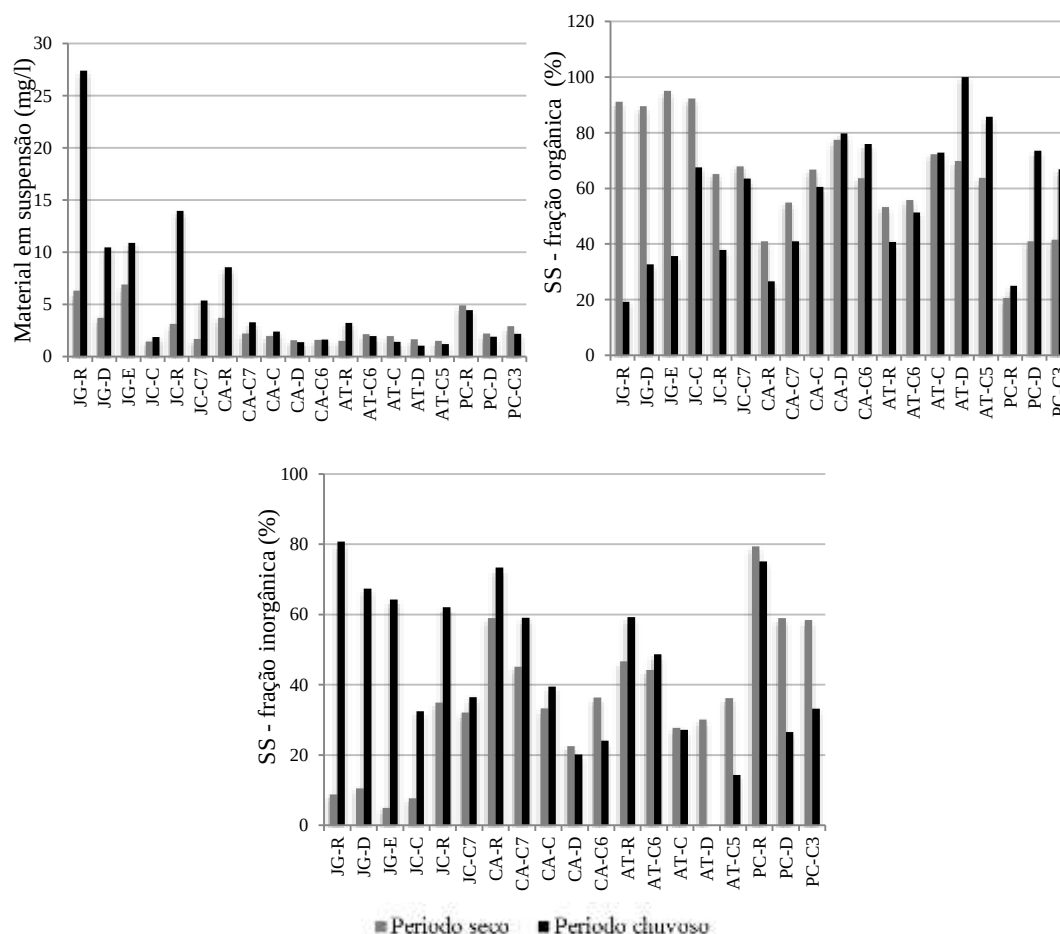
Fonte: Autoria própria

Legenda: A linha pontilhada indica o limite da resolução Conama 357 para águas de Classe 1 (Oxigênio > 6 mg/L e pH = 6,0-9,0).

Os dados de material em suspensão e respectivas frações, fósforo total, ortofosfato e série nitrogenada (nitrogênio inorgânico dissolvido, nitrogênio total, nitrito, nitrato e amônio) estão ilustrados na Figura 9, 10 e 11. Para as variáveis mencionadas foi verificada uma tendência de diminuição no sentido Jaguari–Paiva Castro. As concentrações de sólidos suspensos variaram entre 1,44 e 6,89 mg/L na

estação seca e entre 1,05 e 27,40 mg/L na época chuvosa. Em geral a matéria orgânica superou a inorgânica nos pontos analisados.

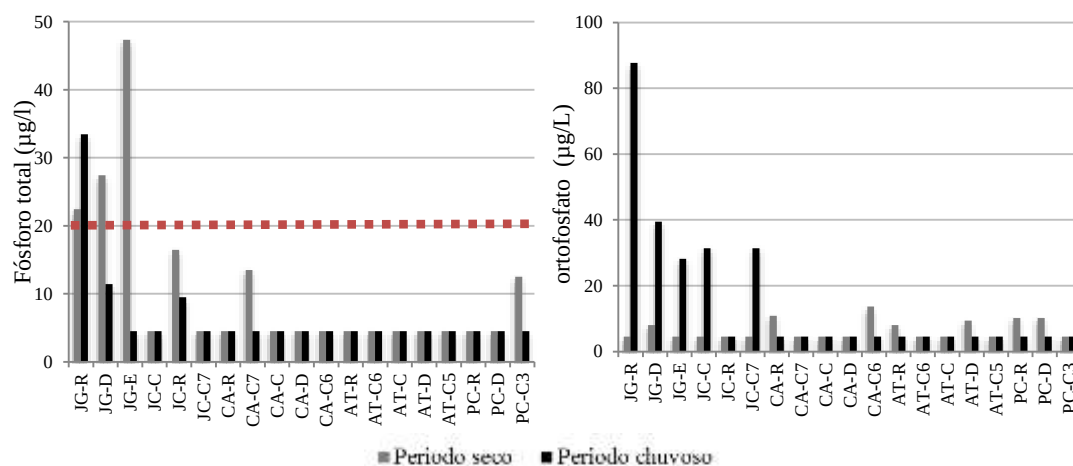
Figura 9 - Material em suspensão e frações orgânicas e inorgânicas (%) nas estações de amostragem no Sistema Cantareira.



Fonte: Autoria própria

Os teores de fósforo total variaram de 1,53 a 47,33 $\mu\text{g/L}$ no período seco e entre 4,50 e 33,44 $\mu\text{g/L}$ no chuvoso. Os valores deste nutriente no reservatório Jaguari ficaram acima do limite máximo para águas de Classe 1 (0,020 mg/L). Nos dois períodos amostrais, as concentrações de ortofosfato oscilaram de 4,50 a 87,73 $\mu\text{g/L}$ com maiores valores registrados para o reservatório Jaguari (Figura 10).

Figura 10 - Concentrações de fósforo total e ortofosfato nas estações de amostragem do Sistema Cantareira.

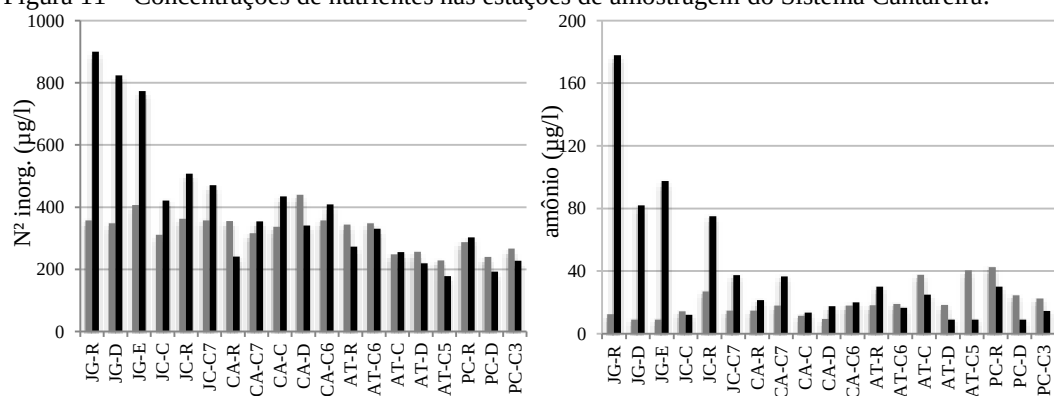


Fonte: Autoria própria

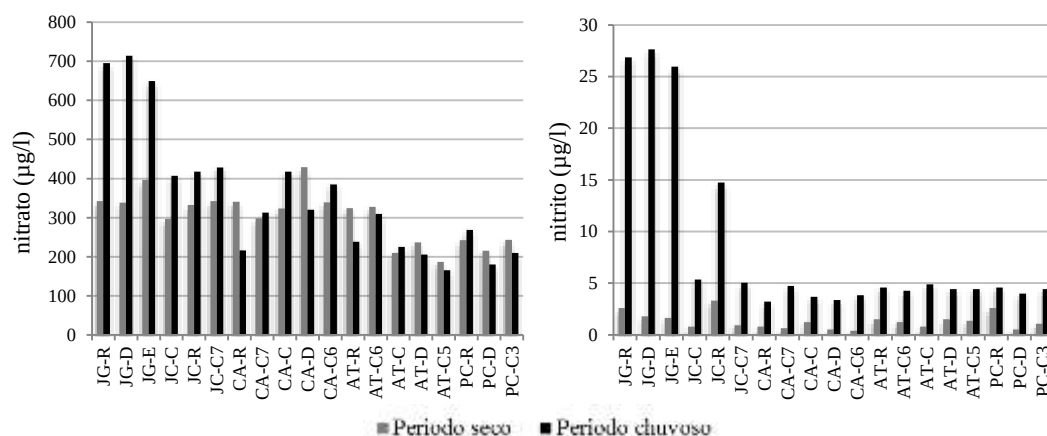
Legenda: A linha pontilhada indica o limite da resolução Conama 357 para águas de Classe 1 ($P_{total} < 0,020 \text{ mg/L}$).

Para os compostos nitrogenados foi possível visualizar uma tendência decrescente no sentido Jaguari-Paiva Castro (Figura 11). Os valores de nitrogênio inorgânico dissolvido apresentaram amplitude de 178,38 $\mu\text{g/L}$ a 900,00 $\mu\text{g/L}$ nos dois períodos hidrológicos. Nas duas campanhas, os teores de nitrito variaram de 164,95 a 713,84 $\mu\text{g/L}$ e para o nitrato, oscilaram entre 0,39 a 27,62 $\mu\text{g/L}$, ambos não ultrapassando os limites da legislação vigente. As concentrações do íon amônio variaram de 9,00 a 177,93 $\mu\text{g/L}$.

Figura 11 – Concentrações de nutrientes nas estações de amostragem do Sistema Cantareira.



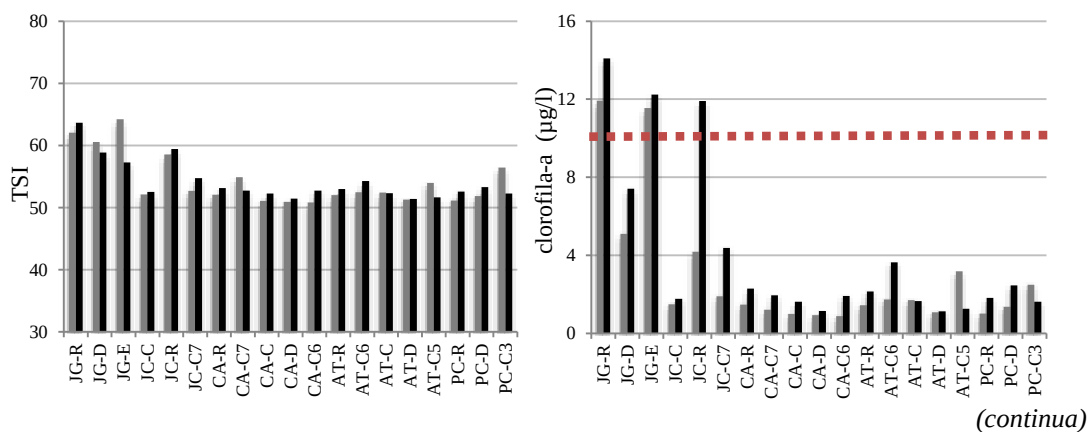
(continua)



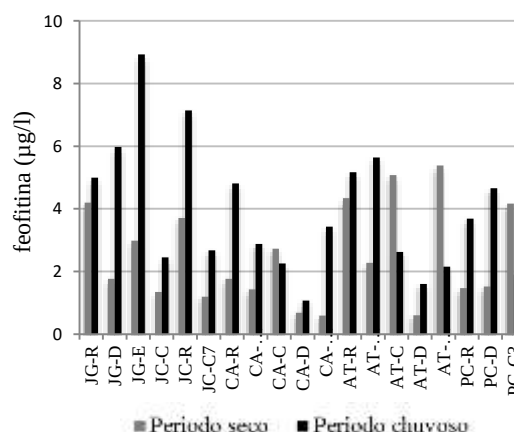
Fonte: Autoria própria

Considerando as duas estações analisadas, os teores de clorofila-a variaram de 0,90 a 14,10 µg/L e para feofitina a, variaram de 0,59 a 8,93 µg/L (Figura 12). No reservatório Jaguari os valores ultrapassaram o limite preconizado pela resolução Conama 357/2005 para águas Classe 1 (limite até 10 µg/L). Na média, os pontos foram classificados como mesotróficos, com exceção de algumas estações nos reservatórios Jaguari-Jacareí que apresentaram condições eutróficas e supereutróficas.

Figura 12 - Índice de estado trófico (TSI), clorofila-a (µg/L) e feofitina a (µg/L) nas estações do Sistema Cantareira.



(continua)



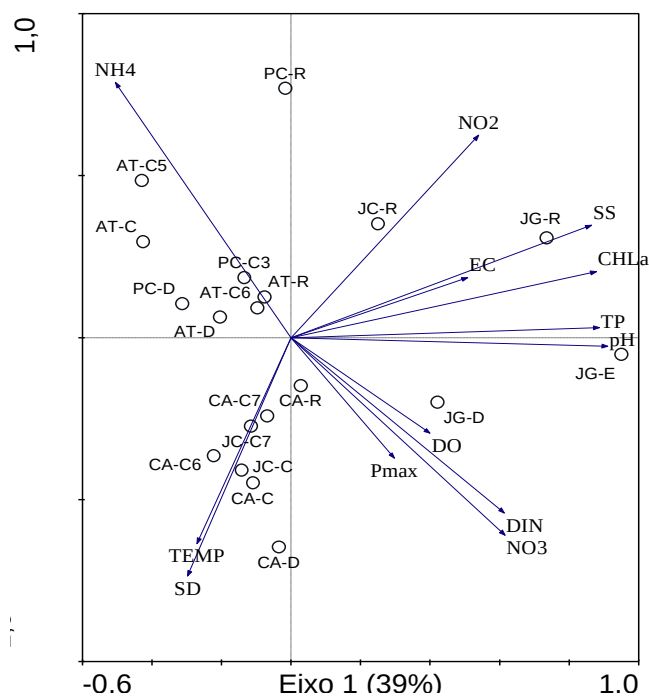
Fonte. Autoria própria

Legenda: A linha pontilhada indica o limite da resolução Conama 357 para águas de Classe 1 (Clorofila a < 10 µg/L).

O gráfico de ordenamento está representado no plano dos dois primeiros eixos fatoriais da ACP (Figura 13 e 14). Para a primeira campanha, a ACP explicou 62% da variância dos dados limnológicos, sendo 39% e 23% referentes ao primeiro e segundo eixos. O primeiro eixo é negativamente relacionado com a variável temperatura, transparência e ion amônio na maioria das amostras. As demais variáveis estiveram associadas negativamente, principalmente nas amostras dos reservatórios Jaguari e Jacaréí. O segundo eixo é formado positivamente por variáveis indicadoras de poluição como amônio, material em suspensão, clorofila a, fósforo total e nitrito. Em oposição, a maioria das amostras observadas ficou associada negativamente com a temperatura, transparência, oxigênio dissolvido, profundidade e nutrientes.

Para a segunda coleta, a ACP explicou 71% da variância dos dados limnológicos, sendo 56% e 15% referentes ao primeiro e segundo eixos. Observou-se no eixo 1 que a maioria agrupamentos estiveram ordenados negativamente com as variáveis oxigênio dissolvido e a transparência da água. Em oposição, positivamente, os pontos de amostragem das represas Jaguari e Jacaréí estiveram associados às demais variáveis. No eixo 2, a maioria dos pontos esteve relacionado positivamente principalmente com o oxigênio dissolvido. Variáveis como nitrito, nitrato, profundidade, transparência e condutividade elétrica estiveram associadas negativamente ao eixo supracitado.

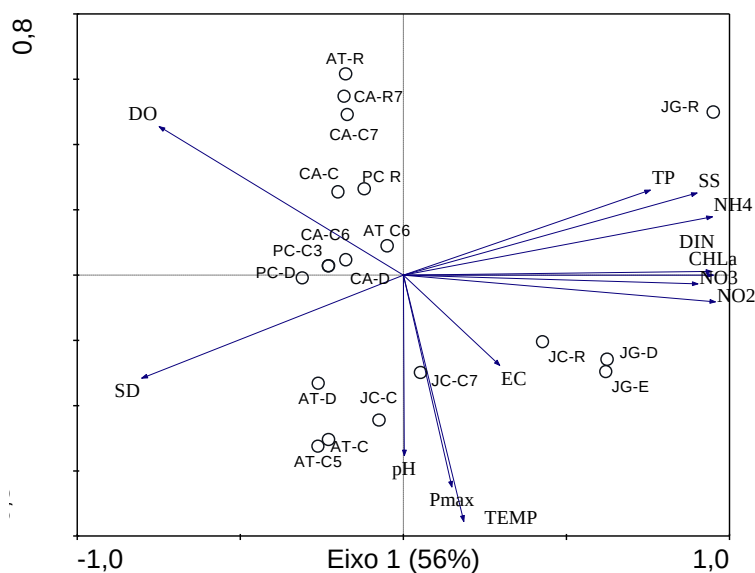
Figura 13. Gráfico de ordenação dos componentes principais (variáveis limnológicas) das amostras das estações do Sistema Cantareira na época seca (Maio/Junho de 2013).



Fonte: Autoria própria

Legenda: temperatura (TEMP), transparência (SD), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), nitrato (NO3), nitrito (NO2), fósforo total (TP), oxigênio dissolvido (DO), pH (pH), material em suspensão (SS), clorofila a (CHLa), condutividade elétrica (EC).

Figura 14. Gráfico de ordenação dos componentes principais (variáveis limnológicas) das amostras das estações do Sistema Cantareira na época chuvosa (Novembro/Dezembro de 2013).



Fonte: Autoria própria

Legenda: temperatura (TEMP), transparência (SD), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), nitrato (NO3), nitrito (NO2), fósforo total (TP), oxigênio dissolvido (DO), pH (pH), material em suspensão (SS), clorofila a (CHLa), condutividade elétrica (EC).

5.3 Comunidade zooplanctônica

Um total de 34 táxons foi identificado, sendo 17 rotíferos, 9 copépodes e 8 cládóceros. Em ambas as campanhas, o cladóceros *Bosmina freyi* foi considerado mais frequente, registrado em 84% dos pontos de amostragem. No Quadro 1 está descrita a lista de espécies capturadas nos cinco reservatórios do sistema Cantareira. No período seco, as maiores riquezas taxonômicas foram observadas na represa Jaguari e Cachoeira com 17 espécies cada (Figura 14 e 15). No chuvoso, maior riqueza foi observada na barragem da represa Jaguari (25 espécies), contrastando com a região do rio Juqueri na represa Paiva Castro (4 espécies).

Quadro 5. Lista taxonômica de espécies da comunidade zooplanctônica do Sistema Cantareira, São Paulo, Brasil.

Táxons	Espécies
Copepoda	
	Copepodito
	Nauplios
Diaptomidae	<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright, 1936)
	<i>Notodiaptomus jatobensis</i> (Wright, 1936)
	Copepodito
	Nauplios
Cyclopidae	<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thiebaud, 1912)
Cyclopidae	<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)
	<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)
Cladocera	
Bosminidae	<i>Bosmina freyi</i> De Melo & Hebert, 1994
	<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i> (Sars, 1886)
	<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894
	<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars, 1901
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902
	<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975
Rotifera	
Gastropodidae	<i>Ascomorpha</i> sp. Haring, 1913
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp. Eckstein, 1883
	<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850

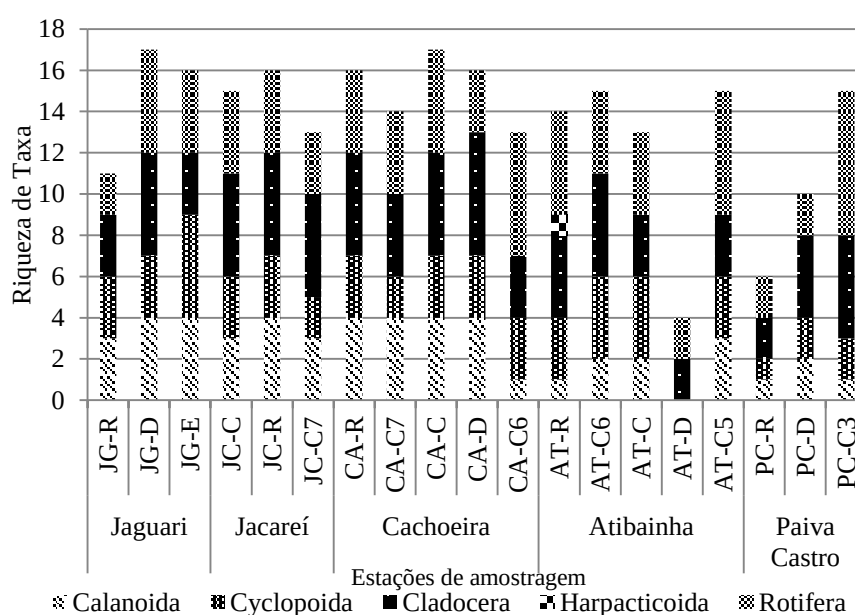
(continua)

Brachionidae	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898
Collothecidae	<i>Collotheca</i> Harring, 1913
Conochilidae	<i>Conochilus dossuarius</i> Hudson, 1885
	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892
Trochosphaeridae	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)
Brachionidae	<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)
	<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943
	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)
Lecanidae	<i>Lecane</i> sp. Nitzsch, 1827
Synchaetidae	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943
Flosculariidae	<i>Ptygura melicerta</i> Ehrenberg 1832
Synchaetidae	<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893
	<i>Synchaeta</i> sp. Ehrenberg, 1832
Trichocercidae	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)

Fonte: Autoria própria

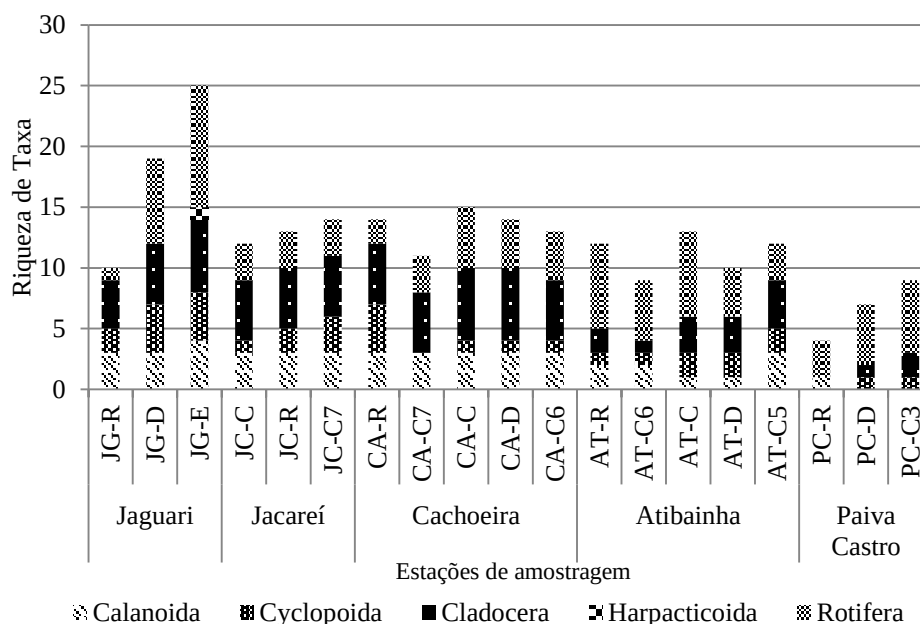
A análise qualitativa dos cinco reservatórios determinou 16 famílias sendo: Diaptomidae (2 espécies), Cyclopidae (3), Bosminidae (2), Daphniidae (5), Sididae (1), Gastropodidae (1), Asplanchnidae (2), Brachionidae (4), Collothecidae (1), Conochilidae (2), Trochosphaeridae (1), Lecanidae (1), Synchaetidae (1) Flosculariidae (1), Synchaetidae (2) e Trichocercidae (1).

Figura 14. Riqueza taxonômica da comunidade zooplancônica para os reservatórios do Sistema Cantareira no período seco (Maio/Junho de 2013).



Fonte: Autoria própria

Figura 15. Riqueza taxonômica da comunidade zooplanctônica para os reservatórios do Sistema Cantareira no período chuvoso (Novembro/Dezembro de 2013).

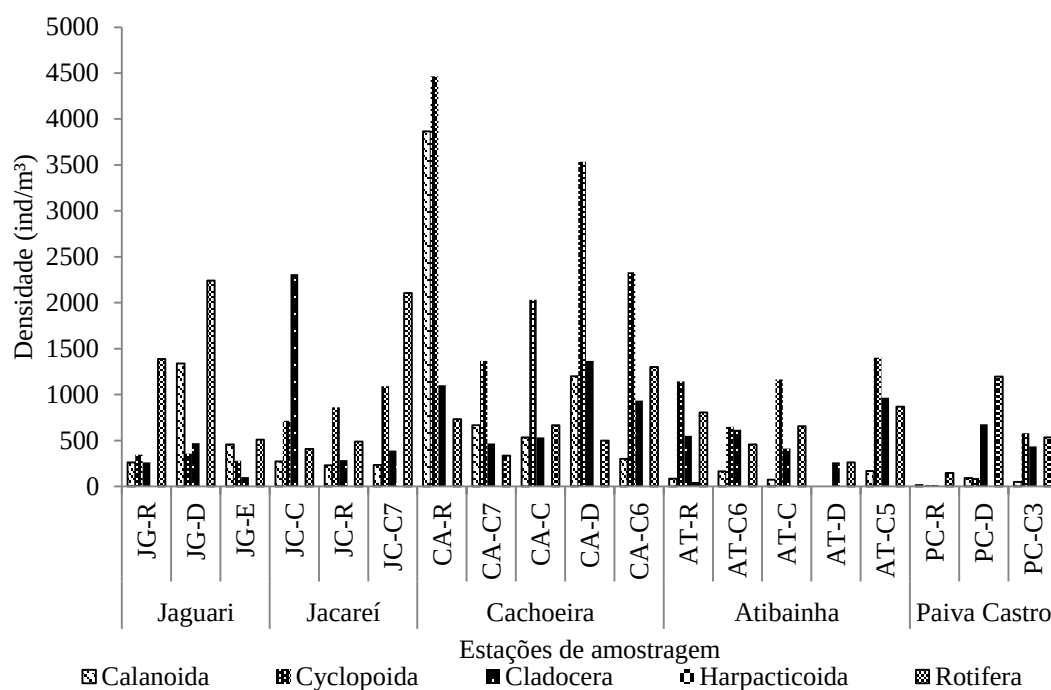


Fonte: Autoria própria

Durante o período seco, a densidade total nos pontos de amostragem variou de 218 a 12.200 ind/m³, enquanto no período de chuvas, os valores oscilaram entre 131 e 10.143 ind/m³ (Figura 16 e 17). Os ciclopóides apresentaram maiores densidades no período seco (22.423 ind/m³), enquanto no chuvoso os Cladocera superaram os demais grupos (26.050 ind/m³). Nos dois períodos, os copepoditos de Calanoida e Cyclopoida primeiramente, seguidos pelo cládocero *B. freyi* apresentaram as maiores densidades. Para este último táxon foi verificado ciclomorfose (variação do crescimento relativo), com alometria positiva para o diâmetro do olho em relação ao comprimento total (coef. de regressão $b = 1,03$; $R^2 = 0,42$, $p = 0,0002$; $n = 33$).

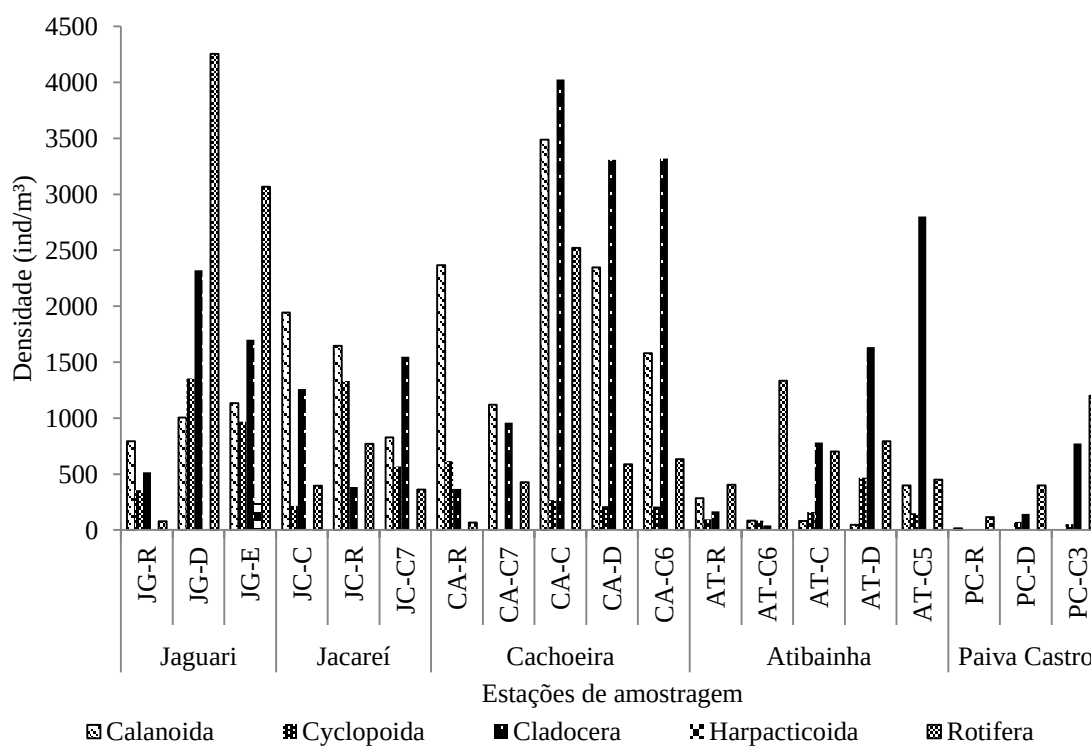
Com relação aos Cyclopoida, foi verificada marcada diminuição da densidade no sentido montante-jusante ($R^2 = 0,42$; $p = 0,0026$) e correlação significativa ($R^2 = 0,76$; $p = 0,0001$) com o índice de estado trófico. A análise de similaridade revelou mudanças sazonais (ANOSIM, $R = 0,50$; $p = 0,01$) e distribuição espacial heterogênea para as populações zooplanctônicas (ANOSIM, $R = 0,74$; $p = 0,01$).

Figura 16. Densidade da comunidade zooplancônica para os reservatórios do Sistema Cantareira no período seco (Maio/Junho de 2013).



Fonte: Autoria própria

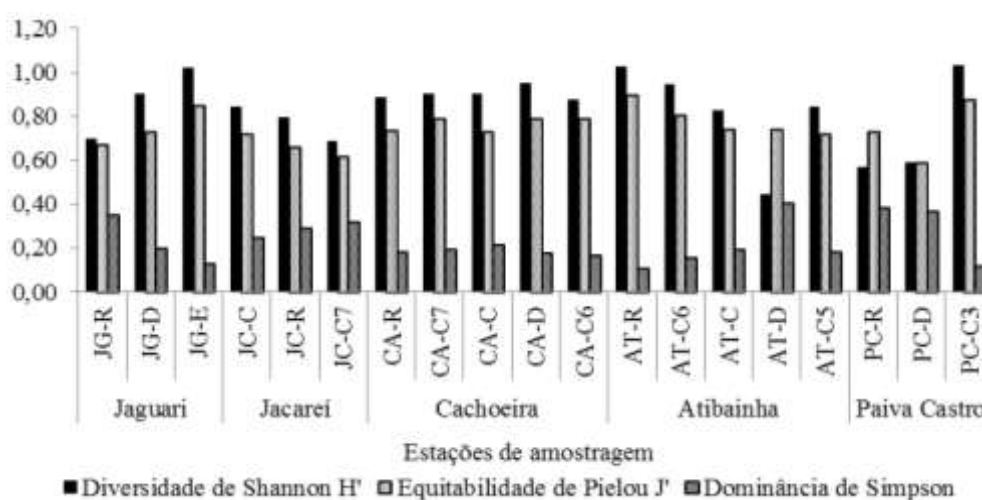
Figura 17. Densidade da comunidade zooplancônica para os reservatórios do Sistema Cantareira no período chuvoso (Novembro/Dezembro de 2013).



Fonte: Autoria própria

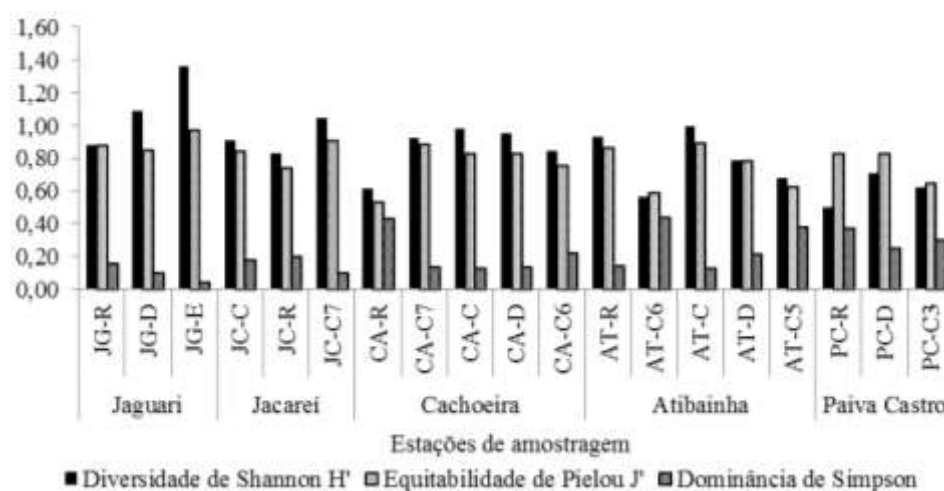
Maior diversidade foi calculada na represa Jaguari (1,36 ind.bits⁻¹), contrastando com a Paiva Castro (0,50 ind.bits⁻¹) no período chuvoso. Na época seca, o maior valor deste índice foi registrado no reservatório Paiva Castro (1,03 ind.bits⁻¹) diferente do Atibainha que apresentou a menor diversidade (0,44 ind.bits⁻¹). Em geral, foi observada baixa dominância e comunidades uniformemente bem distribuídas, representado por altos valores do índice de Pielou (Figura 18 e 19).

Figura 18. Índices de diversidade (Shannon-Wiener, Equitabilidade de Pielou e Dominância de Simpson) do zooplâncton para os reservatórios do Sistema Cantareira no período seco (Maio/Junho de 2013).



Fonte: Autoria própria

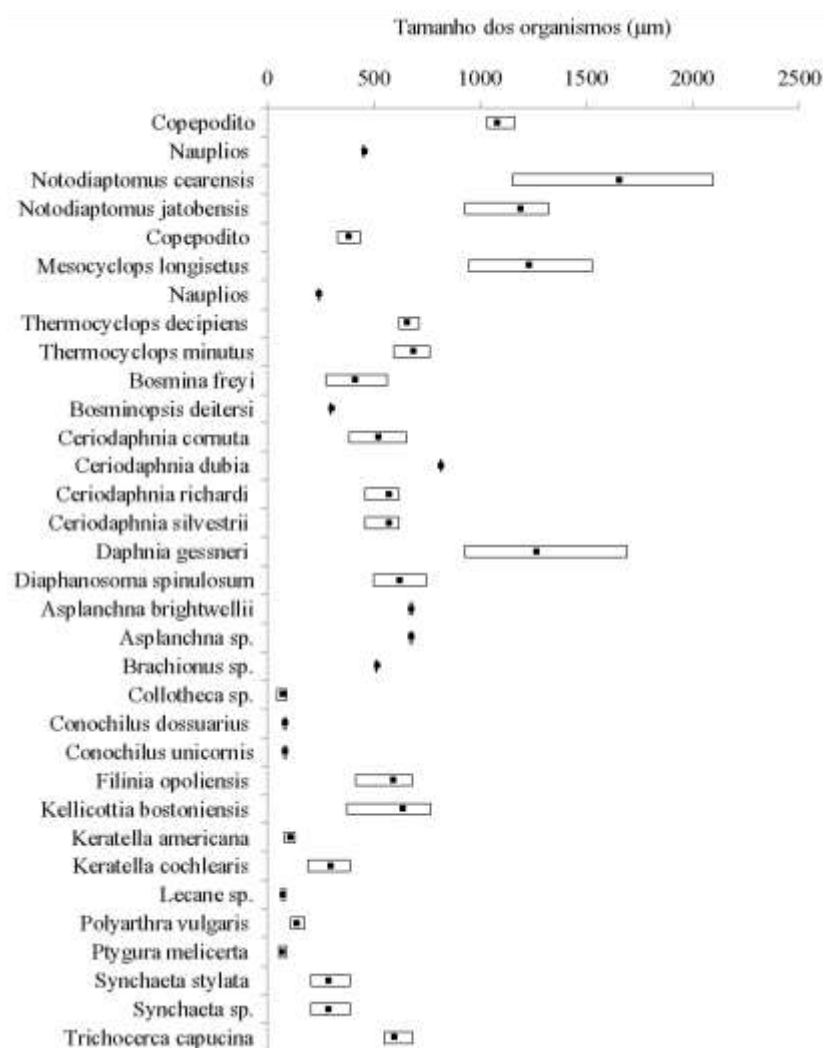
Figura 19. Índices de diversidade (Shannon-Wiener, Equitabilidade de Pielou e Dominância de Simpson) do zooplâncton para os reservatórios do Sistema Cantareira no período chuvoso (Novembro/Dezembro de 2013).



Fonte: Autoria própria

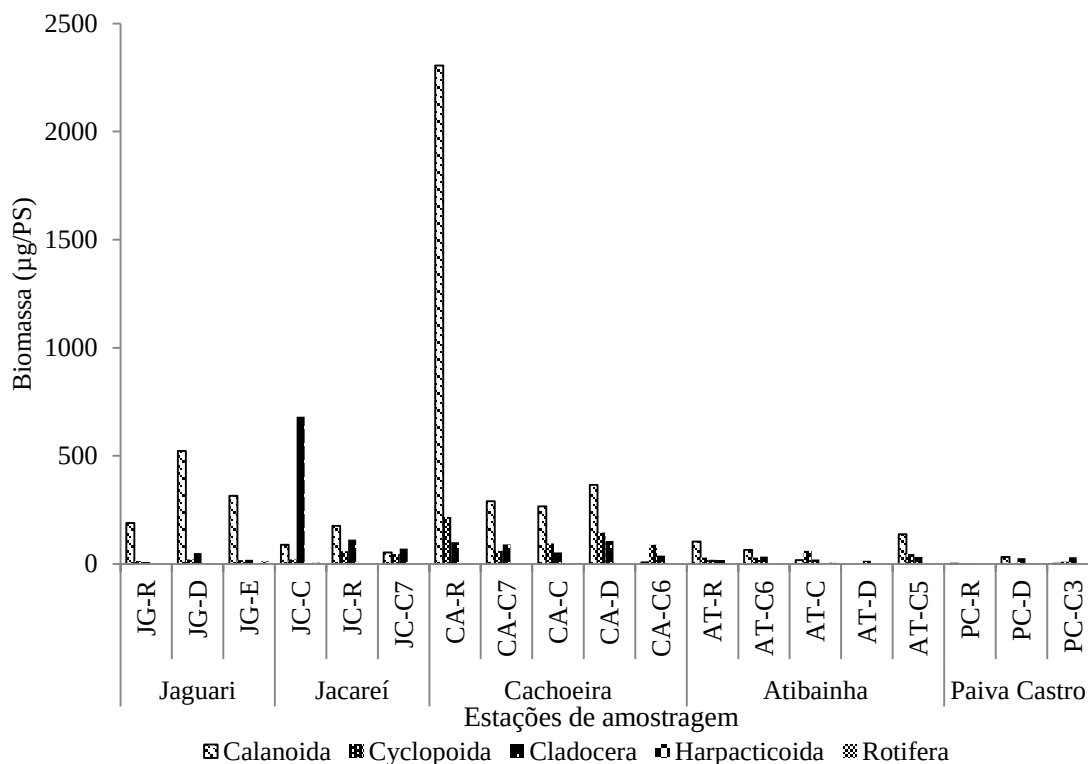
A espécie *N. cearensis* juntamente com os copepoditos de Calanoida apresentaram o maior percentual de biomassa nas duas campanhas. No reservatório Cachoeira foram detectados os maiores valores de biomassa em ambos os períodos. Em geral, os Calanoida dominaram em termos de biomassa nas estações amostrais. No entanto, no reservatório Jacareí, os Cladocera suplantaram os Calanoida em termos de biomassa no período seco (Figura 20 e 21). No período chuvoso, os valores de biomassa total variaram de 1,30 a 2.564,53 $\mu\text{g/PS.m}^3$ e no período seco oscilaram de 7,84 a 7.506,23 $\mu\text{g/PS.m}^3$. Em relação ao tamanho, as medições do comprimento dos organismos variaram de 42,00 a 2.092,51 μm . Nesse sentido, o copépode *N. cearensis* apresentou os maiores valores de comprimento total ($1.642,70 \pm 324,05 \mu\text{m}$).

Figura 20 – Média, mínimos e máximos de comprimento das espécies zooplancônicas dos reservatórios do Sistema Cantareira.



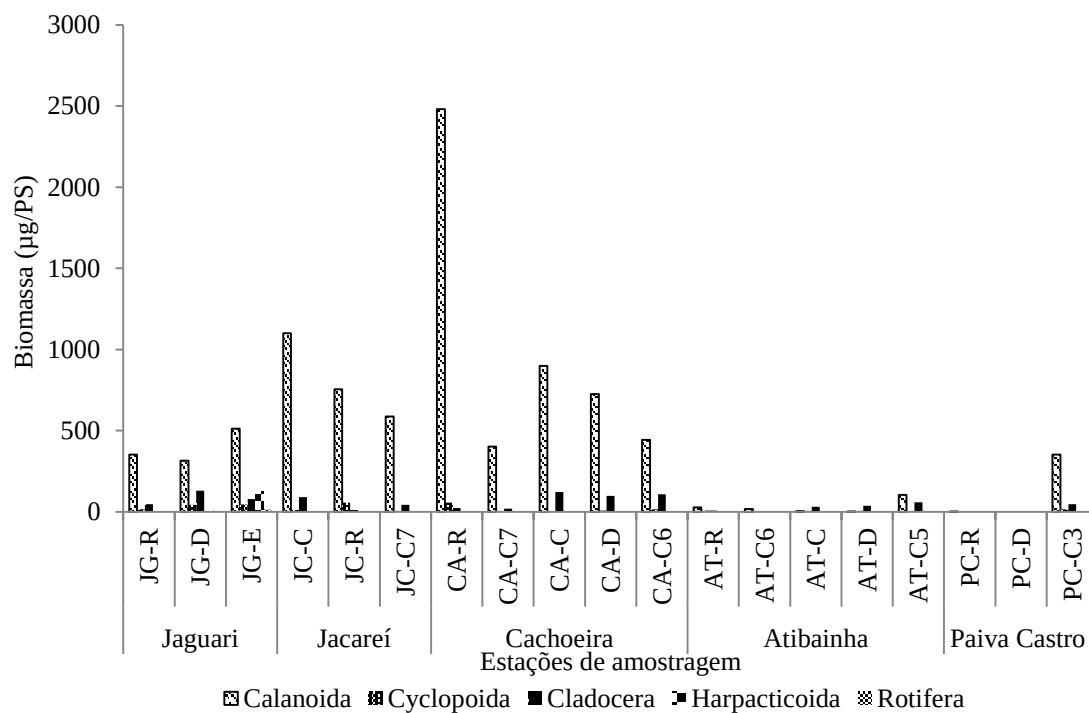
Fonte: Autoria própria

Figura 21. Biomassa do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira durante o período seco (Maio/Junho de 2013).



Fonte: Autoria própria

Figura 22. Biomassa do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira durante o período chuvoso (Novembro/Dezembro de 2013).



Fonte: Autoria própria

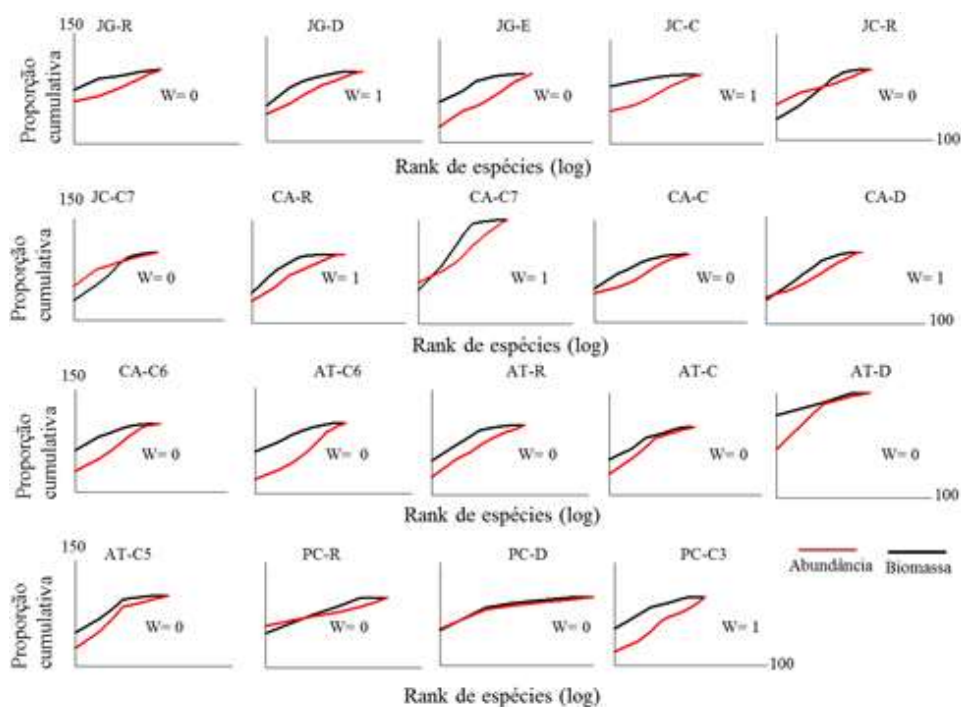
No Sistema Cantareira, com algumas exceções, as curvas de biomassa apresentaram elevação em relação às curvas de abundância nos dois períodos analisados. Observou-se que parte dos valores do índice W ficou próxima de zero, indicando ambientes levemente perturbados (Figura 23 e 24). Nas duas coletas, o reservatório Atibainha apresentou em todos os pontos valores indicadores de ambiente perturbado. Em contraste, o reservatório Cachoeira apresentou melhores condições.

De modo geral, a análise de correspondência canônica (ACC) demonstrou que as variáveis íon amônio, pH, temperatura, condutividade e nitrato influenciaram a distribuição da maioria das espécies. Para a campanha do período seco (Figura 25), a ACC explicou 62% da relação o grupo de dados. No eixo 1, as variáveis mais importantes foram pH e íon amônio, sendo todas as amostras dos reservatórios Jaguari e Jacarei ordenadas positivamente com os parâmetros indicadores de eutrofização (material em suspensão, clorofila a, pH, fósforo total, nitrogênio inorgânico dissolvido, nitrito, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido). A maioria dos táxons (*T. decipens*, *N. cearensis*, *D. spinulosum*, *B. freyi*, *D. guessneri*) apresentou correspondência positiva com as variáveis mencionadas. No eixo 2, os fatores ambientais mais determinantes foram íon amônio, temperatura e condutividade elétrica. A maioria das espécies (*B. deitersi*, *T. decipens*, *B. freyi* e *K. bostoniensis*) apresentou relação positiva com o íon amônio, nitrito, material em suspensão e clorofila a. Na campanha realizada na estação chuvosa (Figura 26), a análise explicou 65,17% da relação entre os dois grupos descritores. Para o eixo 1, as variáveis indicadoras foram pH e nitrato, além da temperatura no eixo 2. As espécies *D. guessneri*, *D. spinulosum*, *N. cearensis*, *C. silvestrii*, na maioria das amostras estiveram relacionados com as variáveis limnológicas, principalmente nitrato. No eixo 2, além da influência do nitrato sobre a maioria das espécies, a temperatura influenciou negativamente a distribuição dos táxons.

Considerando o índice da comunidade zooplanctônica (ICZ_{res}), as razões entre a abundância de Calanoida e Cyclopoida foram maiores no período chuvoso em relação à estação de seca e o estado trófico calculado para a clorofila a indicou condições supereutróficas. A maioria dos pontos de amostragem apresentou qualidade da água regular, sendo que em pelo menos um ponto em cada represa, a água apresentou condições ruins e péssimas. No período seco, o reservatório Atibainha

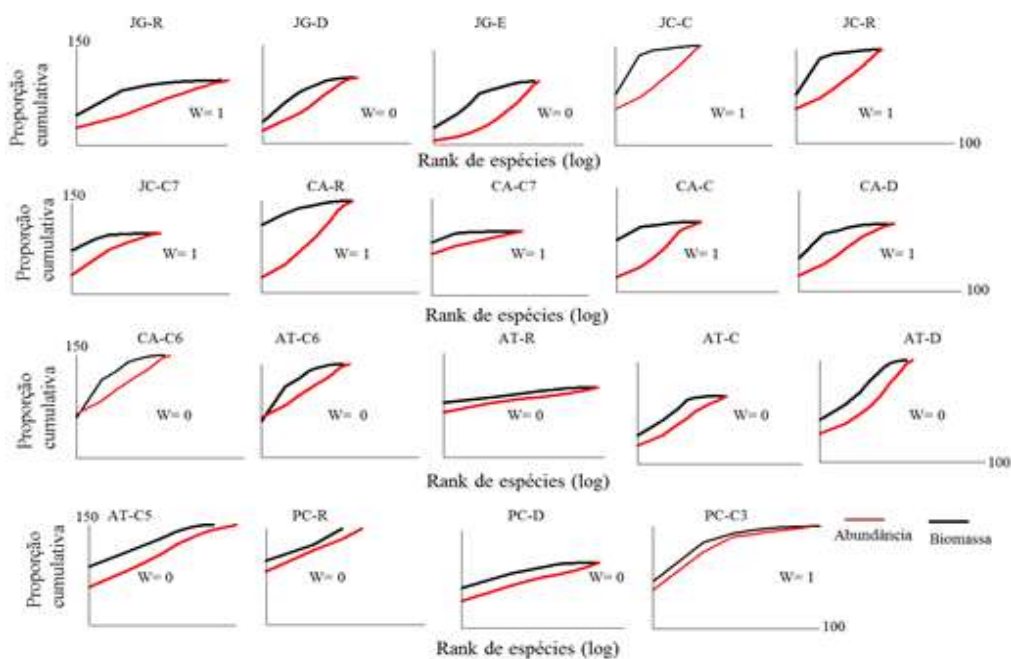
apresentou as piores condições para a qualidade da água. No período chuvoso, somente um ponto na represa Cachoeira esteve com condição péssima (Tabela 4).

Figura 23. Curvas de biomassa e abundância dos táxons com valores do índice W calculados para o Sistema Cantareira no período seco de 2013.



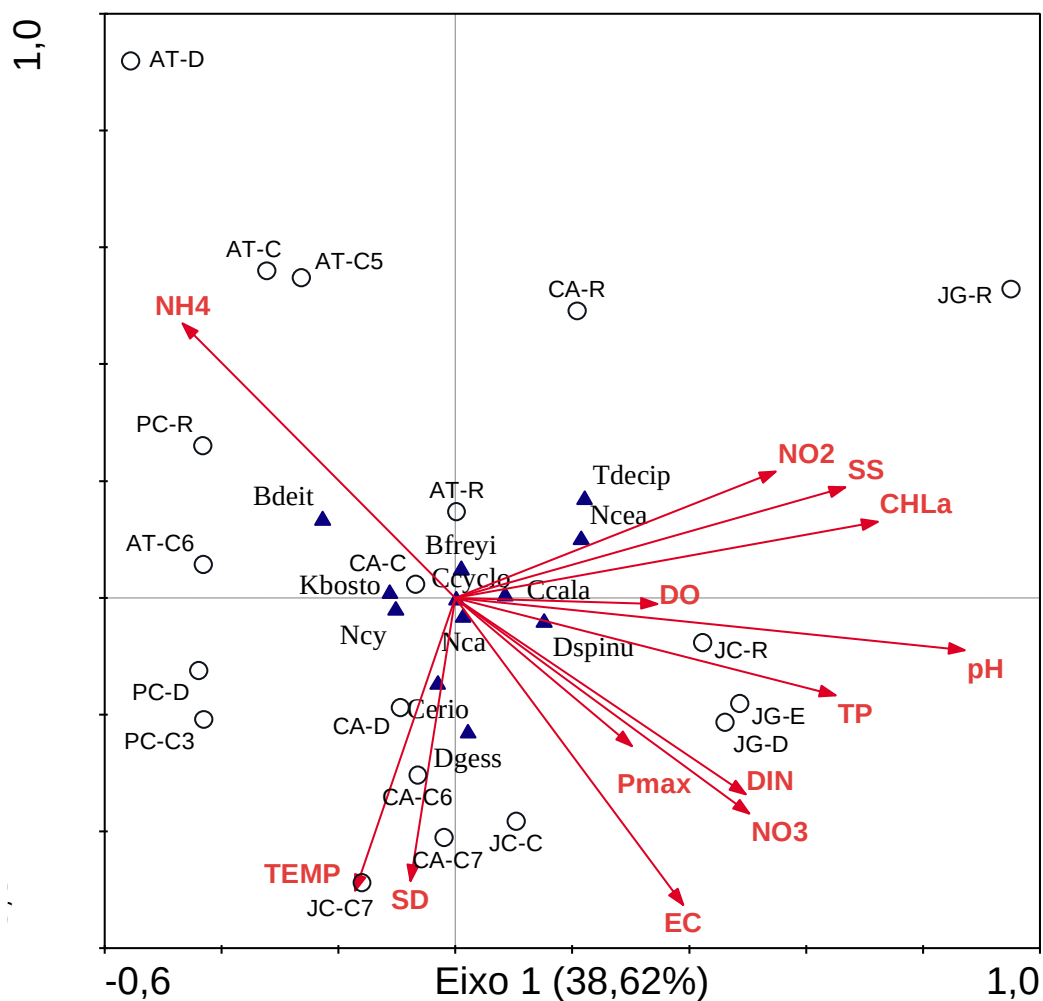
Fonte: Autoria própria

Figura 24. Curvas de biomassa e abundância dos táxons com valores do índice W calculados para o Sistema Cantareira no período chuvoso de 2013.



Fonte: Autoria própria

Figura 25 - Análise de correspondência canônica com a abundância das espécies da comunidade zooplancônica e as variáveis ambientais dos reservatórios do Sistema Cantareira nos meses de Maio/Junho de 2013 (seco).



Fonte: Autoria própria

Legenda: temperatura (TEMP), transparência (SD), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), nitrato (NO3), nitrito (NO2), fósforo total (TP), oxigênio dissolvido (DO), pH (pH), material em suspensão (SS), clorofila a (CHLa), condutividade elétrica (EC); copepodito Calanoida (Ccala), nauplius Calanoida (Nca), *Bosmina freyi* (Bfreyi), *Notodiaptomus cearensis* (Ncea), *Diaphanosoma spinulosum* (Dspinu), *Daphnia gessneri* (Dgess), *Ceriodaphnia silvestrii* (Cerio), *Kellicottia bostoniensis* (Kbosto), *Thermocyclops decipiens* (Tdecip).



Legenda: temperatura (TEMP), transparência (SD), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), nitrato (NO3), nitrito (NO2), fósforo total (TP), oxigênio dissolvido (DO), pH (pH), material em suspensão (SS), clorofila a (CHLa), condutividade elétrica (EC); copepodito Calanoida (Ccala), nauplius Calanoida (Nca), *Bosmina freyi* (Bfreyi), *Notodiaptomus cearensis* (Ncea), *Diaphanosoma spinulosum* (Dspinu), *Daphnia gessneri* (Dgess), *Ceriodaphnia silvestrii* (Cerio), *Kellicottia bostoniensis* (Kbosto), *Thermocyclops decipiens* (Tdecip).

Tabela 4. Síntese dos índices biológicos e sua relação com a qualidade da água nos pontos de amostragem do Sistema Cantareira.

Variáveis/Períodos	Seco			Chuvoso		
	IETChla	Ncal/Ncy	ICZ	IETChla	Ncal/Ncy	ICZ
JG-R	63	0.8	regular	64	2.2	regular
JG-D	59	3.8	regular	59	0.7	regular
JG-E	63	1.6	regular	57	1.2	regular
JC-C	53	0.4	regular	53	9.0	regular
JC-R	58	0.3	ruim	59	1.2	regular
JC-C7	54	0.2	regular	55	1.5	regular
CA-R	53	0.9	regular	53	3.8	regular
CA-C7	52	0.5	regular	53	0.0	péssima
CA-C	51	0.3	regular	52	13.0	regular
CA-D	50	0.3	regular	51	11.0	regular
CA-C6	50	0.1	regular	53	7.5	regular
AT-R	53	0.1	regular	53	3.0	regular
AT-C6	53	0.3	regular	54	1.0	regular
AT-C	53	0.1	regular	52	0.5	regular
AT-D	51	0.0	péssima	51	0.1	regular
AT-C5	56	0.1	ruim	52	2.7	regular
PC-R	51	1.0	regular	53	0.0	regular
PC-D	52	1.0	regular	53	0.0	regular
PC-C3	55	0.1	ruim	52	0.0	regular

Fonte: Autoria própria

Legenda: estado trófico calculado para clorofila a (IETChla), razão entre os copépodes Calanoida/Cyclopoida (Ncal/Ncy) e Índice para comunidade zooplancônica de reservatórios (ICZ)

6 DISCUSSÃO

6.1 Eutrofização no Sistema Cantareira

Um dos principais processos importante que afetam o ecossistema é a eutrofização. Trata-se de enriquecimento artificial com dois tipos de nutrientes, o fósforo e o nitrogênio. É considerado um dos problemas ambientais de águas continentais mais abordados. Nos últimos 20 anos, este fenômeno tem se acelerado em represas brasileiras devido aos seguintes fatores: aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas, aumento da população, elevado grau de urbanização sem tratamento de esgotos domésticos e intensificação de atividades industriais que levam excessiva carga de nitrogênio e fósforo nos despejos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2002; POMPÊO *et al.* 2005; ROSA *et al.* 2012).

Um dos efeitos negativos da eutrofização é ausência de oxigênio dissolvido que causa a mortalidade de organismos aquáticos e resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2002). Outro problema é a proliferação de cianobactérias que produzem toxinas prejudiciais aos animais e humanos (BORTOLI; PINTO, 2015). Em razão disso, muitos reservatórios e lagos no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento, manutenção da vida aquática e recreação (SAAD *et al.* 2013). No Quadro 6, estão descritos os efeitos do enriquecimento artificial em ecossistemas aquáticos.

Quadro 6. Lista dos principais efeitos da eutrofização em ecossistemas aquáticos.

Efeitos da eutrofização
Ausência de oxigênio que causa a morte de animais aquáticos Crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas Produção de toxinas por algumas algas Deterioração da água como uso recreativo e para abastecimento Acesso restrito à pesca e diminuição da produção pesqueira Perda da biodiversidade Alterações na sucessão de espécies

Fonte: adaptado de TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI (2002)

Além destes efeitos, quando há mortalidade de organismos, estes se decompõem sendo o oxigênio consumido e liberado juntamente com dióxido de carbono, nutrientes e energia. O oxigênio não permanece disponível para decompor a matéria orgânica e corriqueiramente isto causa a depleção deste gás causando anoxia nas águas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2002). Foi possível evidenciar baixas concentrações de oxigênio em alguns pontos nos reservatórios Jaguari e Atibainha, onde os limites definidos pela resolução CONAMA 357/2005 não atingiram o mínimo permitido para águas Classe 1. As medições desta variável realizados por Gazonato-Neto (2013) e por Hackbart *et al.* (2015) nos reservatórios Jaguari e Jacareí também apresentaram valores abaixo do limite mínimo permitido ($> 6 \text{ mg/L}$).

Dentre as formas do nitrogênio, o nitrato foi predominante na maioria dos locais analisados. Apesar de não apresentar valores fora do enquadramento legal, podem-se associar as etapas de degradação da poluição orgânica por meio da relação entre as formas nitrogenadas. Verifica-se a presença de nitrito em zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Se prevalecerem os dois nutrientes, as descargas de esgotos se encontram distantes (CETESB, 2009). Segundo Henderson-Sellers e Markland (1987), elevadas concentrações de nitrato podem levar a formação de compostos carcinogênicos. De acordo com Hackbart *et al.* (2015) nas represas Jaguari e Jacareí, as concentrações de nitrato foram maiores que o ion amônio na maioria dos pontos.

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos. O fósforo aparece em águas devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes em pó empregados em larga escala constituem a principal fonte (CETESB, 2009). No reservatório Jaguari, foi observado teores de fósforo acima do limite determinado pela legislação vigente para águas classificadas como Classe 1. A maioria dos valores obtidos por outros trabalhos mostrou situação semelhante, com elevados teores de fósforo nos reservatórios Jaguari-Jacareí (GAZONATO-NETO, 2013, HACKBART *et al.* 2015).

Além destes parâmetros, a clorofila *a* por representar uma fração do peso seco do fitoplâncton, é considerada um indicador da biomassa algal e do enriquecimento do sistema (CETESB, 2009). No presente estudo, os resultados indicaram um crescimento excessivo de algas nos reservatórios Jaguari e Jacareí, confirmados pelas análises na

água. Como observado para o fósforo, os dados de clorofila a não apresentaram condição mínima para o enquadramento de águas Classe 1 no reservatório Jaguari. Conforme outros estudos, em quatros pontos dos reservatórios Jaguari e Jacaréí foram detectadas concentrações de clorofila a acima do permitido para águas Classe 1 (GAZONATO-NETO, 2013, HACKBART *et al.* 2015).

Dado a importância do sistema Cantareira, os resultados obtidos por Whately e Cunha (2007) para os cinco reservatórios já mostram um quadro de atenção devido a eutrofização. Vários municípios destinam os esgotos coletados nos rios e córregos que alimentam o sistema, sem nenhum tratamento prévio. Estes autores recomendam a ampliação da coleta e tratamento de esgoto nos municípios da região. No levantamento atual e anteriores, a represa Jaguari foi considerada hipereutrófica e eutrófica com base em dados secundários.

No mesmo sistema, Giatti (2000) analisou uma série temporal de dados referentes à qualidade da água entre 1987 e 1998. Observaram-se níveis baixos de poluição registrados à montante do reservatório Paiva Castro. Não foram detectados impactos significativos, porém ressalta-se que a principal interferência poder estar relacionada à área de influência do município de Mairiporã. Para esta área, Cardoso-Silva (2013) utilizando estudos paleolimnológicos, avaliou como “boa” a qualidade ecológica desta represa. No entanto, foram verificadas altas concentrações de cobre (Cu) no sedimento, por razão da intensa aplicação de algicidas (sulfato de Cu) para o controle de florações do fitoplâncton.

De acordo com o levantamento realizado por Nascimento (2012), no período de 2010, nos reservatórios Jaguari-Jacaréí, a maioria das estações de amostragem apresentou condições ultraoligotróficas e oligotróficas. Locais próximos aos tributários foram classificados como mesotróficos. Os resultados obtidos por esse autor já destacam a necessidade do controle do aporte de nutrientes e sinaliza o processo de eutrofização em suas zonas de rio. Em alguns pontos analisados, foram determinadas concentrações de clorofila a acima do limite recomendado para águas Classe 1. Por isso, aponta-se a necessidade de ações urgentes para controle do aporte de nutrientes que podem colocar em risco o maior manancial da região metropolitana de São Paulo.

No estudo realizado por Gazonato-Neto *et al.* (2014), foram analisados atributos do zooplâncton indicadores de eutrofização e qualidade da água. A partir desse estudo, o reservatório Jaguari já se encontrava mais eutrofizado sendo que o zooplâncton esteve associado ao estado trófico destes reservatórios. Segundo estes autores, os índices biológicos foram relacionados com os diferentes níveis de perturbação, representados principalmente pela entrada de nutrientes carreados pelos rios e flutuações no nível da água. Contudo, o trabalho supracitado não contemplou todas as represas interligadas, sendo possível apenas inferir sobre as represas Jaguari e Jacaré.

Em análise de sedimento, Beghelli *et al.* (2014) demonstraram ambientes moderadamente enriquecidos com cobre (Cu) e outros metais, principalmente no reservatório Paiva Castro. Ressaltaram ainda que parte dos sedimentos pode estar contaminada com a possibilidade de impactos sobre a biota. Parte destes contaminantes é disponibilizada devido à perturbação realizada pela infauna bentônica, tornando-se disponíveis na coluna d'água. Neste trabalho foi identificado um indivíduo de Copepoda Harpacticoida, de hábito bentônico que pode viver sobre o sedimento, vegetação e também em galerias (ZALEHA; IBRAHIM, 2012).

Quanto aos preditores do Sistema Cantareira, Moschini-Carlos *et al.* (2015) constataram que o fitoplâncton responde ao gradiente de eutrofização. Ainda, no reservatório Jaguari, foi observado a ocorrência de espécies invasoras em altas abundâncias como a alga *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, também constatado nas amostras do presente estudo. Como destacado por alguns pesquisadores, esse dinoflagelado é comumente associado a locais eutróficos (XIE *et al.* 2010). Além disso, a classe Cyanophyceae se mostrou presente em todas as estações amostrais nos reservatórios do Cantareira (SANTOS *et al.* 2015), fator indicativo de comprometimento da qualidade da água devido a presença de toxinas.

Neste estudo, no reservatório Jaguari, foram observadas condições eutróficas e supereutróficas. Nos demais reservatórios as condições foram predominantemente mesotróficas. Resultado semelhante foi obtido por Whatley e Cunha (2007) com base em dados históricos. Portanto pode-se inferir que o processo de eutrofização pode já estar comprometendo os usos das represas do Sistema Cantareira.

Diante disso, foi possível demonstrar que, a maioria das estações de coleta apresentou qualidade da água regular. Com exceção da barragem do rio Jaguari, as demais apresentaram condição “regular” com alguns pontos variando entre “ruim” e “péssima”. Na água do reservatório Paiva Castro, foi detectada uma condição mais crítica próxima ao rio Juqueri, salientando a necessidade de tomada de medidas que visem à redução do aporte de nutrientes (MACEDO, 2011). A título de comparação, no reservatório de Ilha Solteira-SP, Oliveira *et al.* (2008) classificaram a água do reservatório no limite entre “boa” e “regular” com ambiente oligotrófico. No sistema Alto Tietê, o reservatório de Taiaçupeba já apresenta um comprometimento da qualidade da água, com deterioração que se agrava a jusante dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga (VANDERLEY-SILVA, 2010). Este autor verificou também ainda o uso intenso de algicidas (sulfato de cobre) para o controle de cianobactérias. Como já exposto, a eutrofização artificial é um processo recorrente nos reservatórios do estado de São Paulo e compromete seriamente o abastecimento público (BEYRUTH, 2006; MARIANI; POMPEO, 2008; SILVA, 2013; CARDOSO-SILVA *et al.* 2014).

No Brasil, no final da década de 1990, foi instituída a Política Nacional dos Recursos Hídricos que objetivou assegurar a água com qualidade e quantidade para as atuais e futuras populações, utilização racional e prevenção/defesa contra eventos hidrológicos. Em seguida, a resolução CONAMA 357 foi criada em 2005, considerada referência sobre a classificação de águas brasileiras. Essa lei dispõe que a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas. No mesmo ano desta normativa, foi instituída a lei que dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e outras providências (CONAMA 359 de 2005). Em âmbito internacional, países da Comunidade Européia também tem se preocupado com a poluição aquática, e desde 2000 vem aplicando estudos sobre o potencial ecológico de corpos hídricos, que correspondem à Diretiva Quadro da Água (E. C, 2000; CARDOSO-SILVA *et al.* 2013).

Apesar do avanço na legislação brasileira, faz-se necessário o controle das fontes de poluição ao redor dos reservatórios. Recomendam-se medidas fiscalizadoras além do monitoramento a longo prazo para estabelecer uma sólida base de informações.

Com isso será possível identificar e mitigar os principais impactos, manter as propriedades físico-químicas da água dentro do limite estabelecido por lei e permitir condições apropriadas para a manutenção da biodiversidade.

6.2 Sistemas em cascata

O Sistema Cantareira pertence à categoria multi sistema, a qual se refere àqueles com múltiplas barragens conectadas hidrologicamente por diferentes tributários (STRASKRABA;TUNDISI, 2000; TUNDISI;MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

No entanto, os resultados demonstraram uma tendência de diminuição para algumas variáveis no sentido Jaguari-Paiva Castro. Portanto, pode-se inferir que os reservatórios do Sistema Cantareira apresentaram um padrão próximo ao sugerido aos reservatórios em cascata, construídos a partir de um único rio. Conforme Straskraba e Tundisi (2000), sob o ponto de vista da qualidade da água, o padrão de cascata caracteriza-se pelo fato de que os efeitos em um reservatório são transferidos para o reservatório situado a jusante. Reservatórios localizados em rios com maior classificação têm tempo de retenção maior e acarretam efeitos maiores no rio a jusante. Nesse caso apenas um rio é desviado para construção de barragens interligadas.

A título de comparação, em uma cascata de reservatórios construídos no rio Jialing (China), Ren *et al.* (2012) analisou os bioindicadores da qualidade da água. No nordeste da Polônia, em uma cascata de reservatórios no rio Radew, Pociecha e Heese (2007) analisaram a distribuição espacial do zooplâncton e constataram o predomínio de rotíferos sobre os demais grupos. Entretanto, esses autores apenas caracterizaram as populações, não sendo possível observar claramente uma tendência de diminuição de todas as variáveis analisadas.

No Brasil, um dos primeiros trabalhos sobre conceito de cascata foi desenvolvido por Barbosa *et al.* (1999) nas represas do rio Tietê. Estes autores observaram redução no material em suspensão e na concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) no sentido montante-jusante. Além disso, a comunidade fitoplantônica também foi influenciada pelas mudanças da qualidade da água. Nessa

localidade, Rodgher *et al.* (2005) e Smith *et al.* (2014) também observaram este gradiente de diminuição, com base na redução dos parâmetros físico-químicos mensurados nas represas.

No estado de São Paulo, Nogueira *et al.* (2005) analisaram os efeitos de reservatórios dispostos em cascata sobre os aspectos limnológicos do rio Paranapanema. Estes autores relataram que as concentrações de nitrogênio e fósforo na água foram maiores em represas com maior área de drenagem na porção média e baixa do rio, diferindo do esperado (efeito “cascata”). Neste mesmo ambiente, Jorcin *et al.* (2005), abordando o fosfato presente no sedimento dos reservatórios, consideraram que as intervenções antrópicas (agricultura) além do carreamento efetuado pelos tributários, possam ser as principais fontes de externas de nutrientes. Contudo, estes autores não observaram melhoria da qualidade da água nas barragens do rio Paranapanema.

Em relação às comunidades aquáticas, Smith *et al.* (2014) identificaram modificações na estrutura geral dos habitats dos reservatórios ao longo do trecho médio Tietê, com macrófitas emergentes e fundo lodoso a montante enquanto macrófitas submersas e fundo arenoso predominam a jusante. As pesquisas de Zanata (2005) concordam com as demais realizadas no rio Tietê, com tendência de diminuição nos valores de abundância para os Cladocera ao longo do eixo longitudinal das represas.

No rio São Francisco, Callisto *et al.* (2005) analisaram um aumento na diversidade de macroinvertebrados bentônicos em decorrência da melhora da qualidade de água nos reservatórios em cascata. Para as comunidades planctônicas do rio Paranapanema, incluindo os ciliados, esses padrões não foram observados para a cascata de reservatórios (NOGUEIRA *et al.* 2008; NOGUEIRA *et al.* 2010; LANSAC-TÔHA, 2014).

No reservatório Paiva Castro, Macedo (2011) identificou compartimentos limnológicos além da sazonalidade para as macrófitas aquáticas. Em relação ao zooplâncton neste estudo, para os crustáceos Cyclopoida foi observada uma tendência de diminuição ao longo dos reservatórios, com maiores valores nos reservatórios a montante em relação à jusante.

Diante do exposto, fica evidente que, apesar de constituído de vários tributários localizados em bacias hidrográficas distintas, o sistema apresenta comportamento próximo a reservatórios em cascata construídos a partir de um único rio. Através das informações geradas será possível contribuir com o manejo operacional do sistema, possibilitando manter os padrões de qualidade da água para abastecimento.

6.3 Heterogeneidade ambiental

Considerando os atributos do zooplâncton, os dados obtidos apresentaram heterogeneidade espacial e temporal. Existem múltiplos fatores envolvidos na distribuição de táxons nos ecossistemas aquáticos, e todos eles agem concomitantemente, não fazendo sentido, portanto denotar maior importância para uma ou outra variável (SHIMABUKURO, 2014).

Com relação ao zooplâncton, Marzolf (1990) destaca três padrões para a distribuição da abundância: aumento não linear em direção à barragem, redução exponencial em direção à barragem e meio termo entre as duas situações, onde maiores abundâncias são registradas na área de transição. No presente estudo, confirmou-se parte dessa teoria, sendo que a região fluvial parece oferecer maior disponibilidade de alimento e a barragem promove maior tempo de residência da água com condições mais propícias para o desenvolvimento das espécies.

Contudo, a heterogeneidade observada em reservatórios depende não somente de fatores como a morfometria, regime de operação, o qual também é influenciado pelas demandas de água de determinada região, mas também das características fisiográficas e atividades humanas que se desenvolvem ao longo de suas bacias hidrográficas (HACKBART *et al* 2015).

A morfometria e o tempo de retenção da água (TR) demonstram-se fatores influentes sobre a estrutura do zooplâncton e de ecossistemas (CARDOSO-SILVA, 2008; PERBICHE-NEVES *et al.* 2014). Neste caso, represas de formato dendrítico apresentam acúmulo de material e verifica-se a presença de compartimentos. Enquanto que reservatórios com morfologia simples apresentam circulação menos complexa,

poucos compartimentos e geralmente tempo de residência menor (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Esse conceito pode ser aplicado ao Cantareira, com a presença de compartimentos para as represas Jaguari-Jacaré, com maior profundidade e tempo de retenção da água (HACKBART *et al.* 2015). Isto difere da represa Paiva Castro, com morfologia mais simples, baixo tempo de residência e condições mais lóticicas. Apesar disto, foi possível observar heterogeneidade ambiental para as macrófitas da represa Paiva Castro (MACEDO, 2011).

Devido ao baixo TR da represa Paiva Castro, pode-se inferir que a instabilidade hidrológica é um dos principais fatores que podem influenciar a dinâmica populacional do zooplâncton. Brook & Woodward (1956) sugerem que o TR acima de 18 dias propiciam desenvolvimento significativo destes organismos e Melão (2010) afirma que para alguns microcrustáceos o tempo é superior a 16 dias. Dentre os fatores atuantes, a precipitação pluvial tem grande influência sobre o tempo de residência que por sua vez influencia as características físico-químicas da água e o zooplâncton (PERBICHE-NEVES, 2008). Além disso, algumas espécies de Rotífera predominam em ambientes lóticos, podendo se desenvolver em condições de rápido fluxo de água (PEDROZO, 2012).

Embora possam ser feitas comparações entre os reservatórios, vale ressaltar que as áreas investigadas apresentam características e dinâmicas próprias, o que certamente constitui em um fator preponderante para diferenças nas comunidades (ABRA *et al.* 2014). Além disso, a dispersão do zooplâncton depende em grande parte, do transporte passivo de animais vivos ou ovos de resistência (diapausa) (SANTANGELO, 2011). Assim como para os copépodes e rotíferos, a proximidade entre habitats pode ser determinante também para dispersão, sendo os rios considerados importantes corredores ecológicos (ABRA *et al.* 2014).

Conjuntamente com esses fatores, as espécies podem responder aos efeitos das variações dos parâmetros físico-químicos e biológicos (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2008). Conforme Zaganani *et al.* (2011), a quantidade de íons disponíveis, nesse caso mensurado pela condutividade elétrica, limita algumas espécies do zooplâncton ao mesmo tempo em que algumas, como as formas jovens, são bastante tolerantes. Nesse estudo, verificou-se o predomínio de formas jovens de microcrustáceos.

De acordo com Akaishi *et al.* (2006), a condutividade pode estar associada a fonte de poluição gerada pela atividade urbana e ambientes mais eutrofizados. Segundo Zaganani *et al.* (2011), o pH também foi relacionado com a abundância do zooplâncton no reservatório de Barra Bonita, possivelmente relacionado as trocas osmóticas. No Sistema Cantareira, os valores de condutividade não variaram significativamente entre as campanhas e pontos, no entanto, para o pH, ocorreram oscilações e valores abaixo do limite preconizado pela legislação.

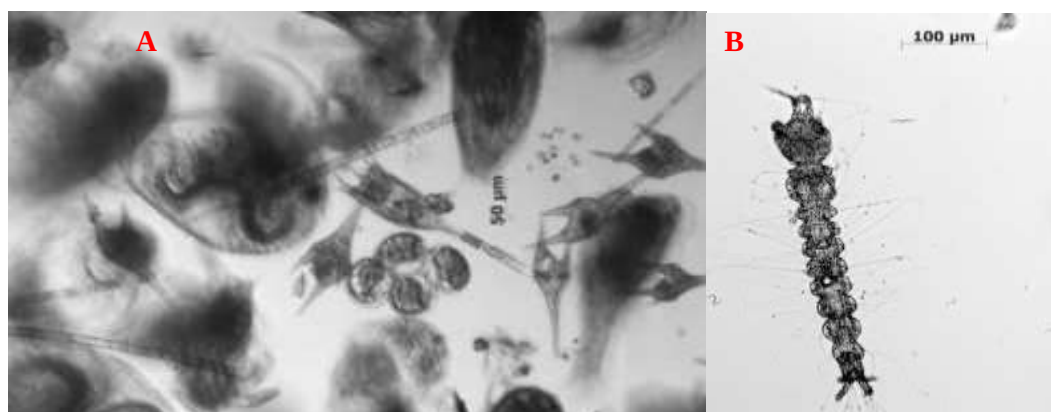
O aumento de cianobactérias também pode alterar a estrutura bem como os padrões temporais da comunidade zooplânctônica. Nos reservatórios do rio Tietê, os resultados de Oliveira (2010) revelaram que os extratos brutos das florações de cianobactérias foram tóxicos ao dafínideo *Ceriodaphnia silvestrii*, provocando inibição dos movimentos natatórios mesmo em baixas concentrações de toxinas. Além disso, a presença de cianobactérias representa uma fonte alimentar pouco palatável para o zooplâncton (XIE *et al.* 1998). A presença de elevadas concentrações de cianofíceas é um dos fatores que influenciam negativamente algumas espécies filtradoras como os Calanoida (ABRA *et al.* 2014).

Com a degradação destas algas, parte do oxigênio é consumida. Durante a decomposição da matéria orgânica, as bactérias fazem uso desse gás nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução de sua concentração no meio (CETESB, 2009). Em alguns locais foram verificadas baixas concentrações de oxigênio, influenciando a dinâmica zooplanctônica. Além disso, as florações de algas e plantas aquáticas são comumente registradas nos reservatórios localizados na região metropolitana de São Paulo (RODRIGUES, 2008; HIRATA, 2010).

Além das características supracitadas, as interações ecológicas revelam-se fatores determinantes no estabelecimento das comunidades zooplanctônicas. Com relação à predação, Hofling *et al.* (2001) analisaram o conteúdo estomacal do peixe *Geophagus brasiliensis* na represa Jaguari-Jacareí, constatando hábito exclusivamente planctófago. No presente estudo, através de um estudo morfométrico experimental, pode-se observar crescimento alométrico de *Bosmina freyi*, fato que pode indicar um amplo campo de visão para defesa contra predadores. As altas abundâncias de organismos, principalmente bosminídeos, podem influenciar os processos ecológicos entre consumidores e produtores secundários (ELMOOR-LOUREIRO, 1984).

Concomitantemente, vale ressaltar que a alta densidade da espécie invasora *C. furcoides* pode ter afetado a estrutura populacional do zooplâncton (Figura 27a). A espécie foi recentemente encontrada nos reservatórios brasileiros (MATSUMURA-TUNDISI, 2010; CASSOL *et al.* 2015; NISHIMURA, 2015). As pesquisas de Xie *et al.* (1998) investigaram esta alga em um lago eutrófico considerando-na como alimento pouco palatável. No entanto, pode ser importante recurso alimentar para dípteros do gênero *Chaoborus*. A presença destes insetos aquáticos pode causar um desequilíbrio no ecossistema, como demonstrado no trabalho de Elmoor-Loureiro (1984) para as populações de *Bosmina*. No presente estudo foi observada a presença de culicídeos (Diptera), que segundo Lopes (1999) apresentam o comportamento predatório em suas fases larvárias (Figura 27b).

Figura 26 – Amostras do zooplâncton com elevada densidade de *C. furcoides* (A) e registro de um indivíduo (B) da família Culicidae (Diptera).



Fonte: Autoria própria

6.4 Comunidade zooplanctônica

Apesar de não ser possível realizar comparações congruentes, podem-se associar os resultados obtidos com a teoria de biogeografia de ilhas, onde a área do habitat exerce forte influência sobre a riqueza e a ocupação do espaço pelas espécies (MACARTHUR; WILSON, 1967). As diferenças estão relacionadas às diferentes metodologias e esforço amostral, sendo que a maioria dos trabalhos contemplou apenas o complexo Jaguari-Jacaré. Além disto, em outras pesquisas a biomassa foi

calculada de forma generalizada, onde uma equação foi usada para cada grupo em questão (Cyclopoida, Calanoida, Cladocera e Rotifera).

Com relação à composição taxonômica, os rotíferos apresentaram maior riqueza. Na literatura é exposto que estes são organismos oportunistas e associados a ambientes eutrofizados (ROCHA *et al.* 1999). O rotífero *Kellicottia bostoniensis* é uma espécie planctônica da família Brachionidae, comum na América do Norte e recentemente foi introduzida no Brasil (LANDA *et al.* 2002). Esta espécie pode representar alto potencial de invasão e ocasionar modificações na estrutura da comunidade zooplanctônica. Em relação ao gênero *Brachionus*, estes são considerados excelentes bioindicadores (MORAISJUNIOR *et al.* 2013).

As primeiras listas taxonômicas para o Sistema Cantareira foram publicadas no ano de 2011 (MATSUMURA-TUNDISI, 2011; ROCHA *et al.* 2011, SILVA *et al.*, 2011; SOUZA-SOARES *et al.* 2011). Estas descrições não contemplaram os reservatórios Jaguari-Jacaré. A partir de 2013, com os trabalhos de Gazonato-Neto (2013) e Hackbart *et al.* (2015), foi possível conhecer a composição de espécies de todos os reservatórios. Um total de 30 táxons foi observado por Gazonato-Neto (2013) e 27 por Hackbart *et al.* (2015). Ao compilar todos os estudos, um total de 64 espécies foi registrado, sendo 6 espécies de Calanoida, 23 de Cladocera, 3 de Cyclopoida e 32 de Rotifera (Tabela 5).

Tabela 5. Lista das espécies zooplanctônicas encontradas nos reservatórios do Sistema Cantareira.

Espécies/Levantamentos	Biota Fapesp (2011)	Gazonato-Neto (2013)	Hackbart <i>et al.</i> (2015)	Presente estudo
<i>Acroperus tupinamba</i>	X			
<i>Alona guttata</i>				
<i>Alona ossiani</i>	X			
<i>Alonella chathratula</i>	X			
<i>Alonella dadayi</i>				
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>	X			
<i>Ascomorpha ecaudis</i>				
<i>Ascomorpha ovalis</i>		X		
<i>Ascomorpha tundisii</i>		X	X	
<i>Asplanchna brightwelli</i>			X	X
<i>Asplanchna sieboldi</i>				
<i>Bosmina freyi</i>		X	X	X

<i>Bosmina hagmanni</i>	X			
<i>Bosmina tubicen</i>				
<i>Bosminopsis deitersi</i>	X			X
<i>Brachionus angularis</i>			X	
<i>Brachionus falcatus</i>			X	X
<i>Brachionus mirus</i>			X	
<i>Camptocercus australis</i>	X			
<i>Cephalodella forficula</i>	X			
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		X	X	X
<i>Ceriodaphnia dubia</i>				X
<i>Ceriodaphnia richardi</i>				X
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	X	X		X
<i>Conochillus dossuarius</i>				X
<i>Conochillus unicornis</i>		X	X	X
<i>Daphnia ambigua</i>		X		
<i>Daphnia gessneri</i>	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma birgei</i>			X	
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>				
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>		X		X
<i>Encentrum spinosum</i>	X			
<i>Euryalona orientalis</i>	X			
<i>Filinia opoliensis</i>			X	X
<i>Gastropus hyptopus</i>			X	
<i>Graptoleberis occidentalis</i>	X			
<i>Hexarthra intermedia</i>			X	
<i>Kellicotia bostoniensis</i>		X	X	X
<i>Keratella americana</i>			X	X
<i>Keratella cochlearis</i>		X	X	X
<i>Keratella lenzi</i>			X	X
<i>Lepadella cristata</i>	X			
<i>Lepadella patella</i>	X			
<i>Mesocyclops longisetus</i>		X		X
<i>Moina micrura</i>				
<i>Moina minuta</i>			X	X
<i>Notodiaptomus cearensis</i>		X		X
<i>Notodiaptomus iheringi</i>				
<i>Notodiaptomus jatobensis</i>		X		X
<i>Notodiaptomus oliveirai</i>	X			
<i>Odontodiaptomus paulistanus</i>				
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>		X	X	X
<i>Ptygura milicerta</i>				X
<i>Scardium bostjani</i>	X			
<i>Simocephalus vetulus</i>				
<i>Synchaeta stylata</i>		X		
<i>Testudinella emarginula</i>	X			

<i>Testudinella mucronata</i>	X			
<i>Thermocyclops decipens</i>		X	X	X
<i>Thermocyclops minutus</i>		X		X
<i>Trichocera similis</i>				
<i>Trichocerca capucina</i>				X
<i>Trichocerca elongata</i>	X			
<i>Trichocerca porcellus</i>	X			

Fonte: Autoria própria

Legenda: Biota FAPESP = Matsumura-Tundisi (2011); Rocha *et al.* (2011), Silva *et al.* (2011); Souza-Soares *et al.* (2011).

Altas densidades do cládocero *B. freyi* foram evidenciadas no Sistema Cantareira. É reconhecido que este crustáceo pode indicar eutrofização em ambientes lênticos (ROCHA; GÜNTZEL, 1999; GAZONATO-NETO, 2013). Além disso, a espécie pode ser utilizada como organismo para testes de toxicidade, devido à sua sensibilidade e facilidade de obtenção face à ampla ocorrência em corpos de água relativamente preservados (SILVA *et al.* 2012). Com relação à sistemática, este táxon passou por uma revisão taxonômica realizada por Melo e Junior (2006), sendo atualmente determinada como *B. freyi*, ao invés de *Bosmina longirostris*. Em relação a ecologia, Elmoor-Loureiro (1984) investigou os aspectos ecomorfológicos de *Bosmina* observando que o cládocero é altamente suscetível a predação por outros organismos.

Em relação à densidade das populações, verificaram-se altas abundâncias para copépodes Cyclopoida, principalmente formas jovens. Segundo Silva (2003), os Cyclopoida mostram um grande potencial como indicador de estado trófico em reservatórios tropicais. Além disso, tem capacidade em se adaptar a diferentes ambientes e possuem amplo espectro alimentar (LANDA *et al.* 2007; PERBICHE-NEVES *et al.* 2007). A alta produção dos estágios iniciais de copépodes em reservatórios é uma estratégia adaptativa para compensar a alta mortalidade antes de alcançarem a fase adulta (ESPINDOLA *et al.* 2000). Na represa Guarapiranga, valores altos de densidade total foram registrados quando as variáveis físico-químicas refletiram elevados graus de trofia da água (SENDACZ *et al.* 2006).

Em relação à biomassa, os Calanoida foram dominantes, representados principalmente por fases jovens (copepoditos) e pela espécie *N. cearensis*. Catunda-

Marcelino (2007) relata que a espécie supracitada se apresentou eficiente bioindicador do estado trófico respondendo rapidamente as alterações na qualidade da água. Em amostragem realizada no Sistema Cantareira, Gazonato-neto (2013) também observou maiores valores de biomassa para os Calanoida e menor para os Rotifera. Em represas de diferentes condições tróficas do estado de São Paulo (Guarapiranga e Ponte Nova), Sendacz *et al.* (2006) verificaram que, embora os rotíferos tenham dominado numericamente em ambas as represas, em termos de biomassa, os cladóceros predominaram no ambiente oligotrófico, em ambos os períodos considerados.

A análise das curvas de biomassa e abundância evidenciou que a maioria dos ambientes apresenta ambientes condições levemente perturbadas e pouco impactadas. Nas curvas determinadas no complexo Jaguari-Jacaré por Gazonato-Neto *et al.* (2014), foi possível observar ambientes não impactados durante a estação chuvosa, em contraste com o período de estiagem, onde foram detectados ambientes perturbados. Na lagoa dos Tropeiros (rio São Francisco/MG), Sonoda (2011) utilizou as curvas para mensurar os impactos na região pelágica e litorânea. Constataram-se ambientes não poluídos na região pelágica e perturbados na zona litoral. Pela análise das curvas ABC obtida por Castilho (2013) na represa de Furnas-MG, observa-se que a curva de biomassa é mais elevada que a de abundância em todos os pontos, no entanto, as curvas se cruzam à medida que o número de espécies aumenta. Portanto, há uma poluição moderada no ambiente. Além disso, o valor de W registrado para todos os pontos de estudo é próximo de zero, reforçando que está ocorrendo um distúrbio moderado no ambiente.

Os resultados da ordenação ACC indicaram que as espécies respondem aos efeitos das mudanças dos parâmetros físico-químicos, principalmente os relacionados à eutrofização. De acordo com Ter Braak e Verdonschod (1995), os autovalores da ACC maiores que 30% sugerem gradientes fortes, abaixo disso é possível que as variáveis medidas sejam insuficientes para explicar a distribuição das espécies (BARBOSA-OLIVEIRA, 2009). Através da técnica mencionada, as comunidades zooplancônicas de quatro reservatórios do Nordeste, Sousa *et al.* (2008) demonstraram que as mudanças das condições ambientais (eutrofização) têm efeitos significativos sobre a estrutura das assembléias zooplancônicas. As espécies *Argyrodiaptomus* sp., *Thermocyclops* sp. e *B. calyciflorus* foram encontradas em

condições mais eutróficas, nesse caso o reservatório Gargalheiras. Nos reservatórios Jaguari-Jacareí, Gazonato-Neto *et al.* (2014) também demonstraram a associação do zooplâncton com as variáveis indicadoras de locais eutrofizados. Os dois primeiros eixos explicaram 53,6% da correspondência entre as variáveis. Foram observadas relações entre a biomassa de Copepoda e variáveis como temperatura, estado trófico, clorofila a e fósforo total.

7 CONCLUSÕES

O Sistema Cantareira apresenta padrão semelhante a reservatórios em cascata construídos a partir de um único rio. Em relação à qualidade da água, algumas variáveis apresentaram inconformidade com a legislação vigente para águas Classe 1.

Neste estudo foi possível evidenciar que o zooplâncton é considerado uma importante ferramenta de avaliação ambiental. A maioria dos índices biológicos refletiu as mudanças das condições ambientais e da qualidade da água. Nesse sentido, os crustáceos Cyclopoida foram associados a áreas eutróficas. Portanto, o zooplâncton pode ser considerado um discriminador ambiental em reservatórios subtropicais.

Os fatores operacionais além das características físico-químicas, podem ser os aspectos influentes sobre a estrutura das comunidades zooplânctônicas. Além destes, devem ser levados em consideração outros interferentes, como a predação e competição entre espécies.

Os rotíferos apresentaram maior riqueza, porém a menor biomassa. As formas jovens de Copepoda e o cládocero *B. freyi* foram dominantes em termos de densidade. Com relação à biomassa, os Calanoida apresentaram os maiores valores. As maiores riquezas foram observadas na represa Jaguari em contraste com o reservatório Paiva Castro. As maiores abundâncias foram registradas no reservatório Cachoeira.

Os reservatórios apresentam heterogeneidade espacial e temporal, em razão das variáveis do regime operacional e ambientais, que por sua vez afetam a qualidade da água. Para compreender a dispersão das espécies nos reservatórios interligados, sugerem-se pesquisas sobre os ovos de resistência no sedimento.

Referências

- ABRA, J.; CASTILHO-NOLL, M.S.M., STEPHAN, L.R. E HENRY, R. Estudo de longo prazo do zooplâncton em lagoas marginais ao rio Paranapanema. In: Henry, R. Represa de Jurumirim: Ecologia, Modelagem e Aspectos sociais. Holos, 2014.435p.
- ALMEIDA, V.L.D.S.; LARRAZÁBAL, M.E.L.; MOURA, A.M.; JÚNIOR, M.M. Rotífera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia-Série Zoologia*, Porto Alegre, v.96, n.4, p. 445-451, 2006.
- ALMEIDA, V. L. S.; DANTAS, Ê. W.; MELO-JÚNIOR, M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n.1, p. 57-65, 2009.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. 2015. ATLAS Brasil. Abastecimento urbano de água. Região Metropolitana de São Paulo. Disponível em <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/analise/RegiaoMetropolitana.aspx?rme=24>
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. 2013. Série de dados hidrológicos do Sistema Cantareira (Outorga) de 2004 a 2012.
- AKAISHI, S.; OTAKI, N. & TOMINAGA, N. (2006). Surface water quality and information about the environment surrounding Inle lake in Myanmar. *Limnology & Oceanography*, 7(1):57-62.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPINDOLA, E. L. G.; BORICS, G.& ROCHA, O. 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: Workshop on Theoretical Reservoir Ecology, 1999, Sao Pedro, Brazil.
- BARBOSA, P.M.M.; BRITO, S.; RIETZLER, A.C. Diversidade do zooplâncton de Minas Gerais. *Revista Ciência Hoje*, v. 38, n. 227, 2006.
- BARBOSA-OLIVEIRA. 2009. Zooplâncton em córregos sob diferentes usos da terra na bacia do Rio Preto (Distrito Federal e Goiás). Dissertação (Mestrado) do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 96p.
- BEGHELLI, F.G. de S.; POMPÊO, M.L.M.; WATANABE, C.H.; ROSA, A.H.; MOSCHINI-CARLOS, V. Caracterização e análise de metais nos sedimentos da região litorânea de represas do sistema Cantareira/SP. In: V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Belo Horizonte/MG – 24 a 27/11/2014.5p.
- BEYRUTH, Z. 2006. Aprendendo sobre a qualidade de vida com águas poluídas da cidade de São Paulo. *Revista USP*, São Paulo, 70:46-63.
- BLETTLER, M.C. M.; BONECKER, C.C. 2006. Avaliação da biomassa de microcrustáceos em ambientes aquáticos continentais. *Interciência*, 31(8): 591-597.

BINI, L.M. 2004. Análises multivariadas e Limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. In: BICUDO, C. E. M; BICUDO, D.C. Carlos (Org.). Amostragem em Limnologia: São Carlos: RIMA, p. 73-108.

BISWAS, A.K. 2012. Impacts of Large Dams: Issues, Opportunities and Constraints. In: Tortojada *et al.* 2012. Impacts of Large Dams: A Global Assessment. 407p.

BORTOLI, S. & PINTO, E. 2015 Cianotoxinas: Características Gerais, Histórico, Legislação E Métodos De Análises. In: Pompêo et al. (Orgs.) Ecologia de reservatórios e interfaces, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

BOTTRELL, H. H.; DUCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, v. 24, p. 419-456, 1976.

BROOK, A.J.; WOODWARD, W.B. 1956. Some observations on the effects of water inflow and outflow on the plankton of small lakes. *The journal of Animal Ecology*, 25(1): 22-35.

CALLISTO, M. GOULART, M. BARBOSA, F.A.R.; ROCHA, O. Avaliação da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo de uma cascata de reservatórios no baixo rio São Francisco (nordeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 65(2):229-240.

CARDOSO-SILVA, S. 2008. Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo – SP – Brasil). Dissertação de Mestrado em Ecologia – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 99 p.

CARDOSO-SILVA, S. 2013. Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã-São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ²¹⁰Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos. Tese (Doutorado) do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 166 p.

CARDOSO-SILVA, S. FERREIRA, T. POMPÊO, M.L.M. 2013. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. *Ambiente & Sociedade*, 16(1): 39-58.

CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P.Y.; PADIAL, P.R.; MARIANI, C.F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M.L.M. 2014. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, 28(1):31-43

CASANOVA, S. M.; HENRY, R. Longitudinal distribution of Copepoda population in the transition zone of Paranapanema River and Jurumim Reservoir (São Paulo, Brasil) interchange with two lateral lakes. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 1, p. 11-26, 2004.

CASSOL, A.P.V.; PEREIRA-FILHO, W. OLIVEIRA, M.A.; DOMINGUES, A.L.; CORREA, F.S.; BURIOL, G.A. First record of a bloom of the invasive species

Ceratium furcoides (Levander) Langhans 1925 in Rio Grande do Sul state, Brazil *Revista Brasileira de Biologia*. 74(2): 515-517.

CASTILHO, M.C.A. Estrutura da comunidade zooplanctônica em áreas de cultivo em tanques rede no reservatório da UHE de Furnas-MG, compartimento Rio Sapucaí. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2013.124f.

CATUNDA-MARCELINO. 2007. Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanques-rede no reservatório da UHE Pedra no rio Contas, Jequié-BA. Dissertação (Mestrado) em Recursos Pesqueiros e Aquicultura). Universidade Federal de Pernambuco. 59f.

CHAPMAN, M. A.; GREEN, J. D.; JOLLY, V. H. 1985. Relationships between zooplankton abundance and trophic state in seven New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, p. 119-136, 1985.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. Plymouth marine laboratory, UK.176p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. 1990. Norma Técnica L5.314 - Métodos de coleta de zooplâncton marinho e de água doce. 24p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. 2000. Norma Técnica L5.304 - Zooplâncton de Água Doce. Métodos Qualitativo e Quantitativo (Método de ensaio).

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL- CETESB. 2006. Índices de Comunidades Biológicas. Processo nº 378/2006/310/E. 14p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. 528p. 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. 2009. Série Relatórios. Apêndice A. Significado Ambiental E Sanitário Das Variáveis De Qualidade Das Águas E Dos Sedimentos E Metodologias Analíticas E De Amostragem.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Resolução Nº 359, de 29 de Abril de 2005.

CORGOSINHO, P.H.C. & PINTO-COELHO, R.M. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliense*, v.18, n.2, p. 213-224, 2006.

DANTAS-SILVA, L.T.; DANTAS, E.W. Zooplâncton e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*, v.17, n.2, p. 53- 58, 2013.

DE SMET, W. H. Rotifera: The Proalidae (Monogononta). In: DUMONT, H. J. (ed). Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. The Hague: SBP Academic Publishing, v.4, 1996. 102p.

DODSON, S. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography* (American Society of Limnology and Oceanography), 37(4): 848-856.

DOWNING, J. A. Biological heterogeneity in aquatic ecosystems. In: KOLASA, J.; PICKETT, S. T. A. Ecological heterogeneity. New York: Springer-Verlag, 1991. p.160- 180.

EC- EUROPEAN COMMISSION. DIRECTIVE 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Oficial Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels. 2000.

EGLER, M. 2002. Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação Ambiental de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas. RJ, Brasil. Dissertação de mestrado em Saúde Pública, Escola Nacional de Saúde Pública., FIOCRUZ. 147p.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 1984. Aspectos ecomorfológicos em *Bosmina* (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília, DF. Brasília. 105pp. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Brasília: Universa, 1997. 156p.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L. & PADOVESIFONSECA, C. New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 43, n. 3a, p. 415-422, 2004.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C.; TUNDISI, J. G. 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplâncton species. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (2): 179-193, 2000.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FORTIN, M.J.; DALE, M.R.T. 2005. Spatial Analys: A Guide for Ecologists. University Press, Cambridge. 358p.

GALDINO, T.S.; GUSMÃO, L.M.O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SILVA, T.A.; SCHWAMBORN, R.; OLIVEIRA, G.C. Zooplâncton como indicador da qualidade ambiental nas desembocaduras norte e sul do canal de Santa Cruz – Itamaracá – PE – Brasil. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG

GAZONATO-NETO, A. J. Estudo limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacaré com ênfase na comunidade zooplânctônica. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

GAZONATO-NETO, A.J., SILVA, L.C., SAGGIO, A.A., ROCHA, O. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*. 14(4): 1—12p.

GIATTI, L.L. 2000. Reservatório Paiva Castro Mairiporã - SP Avaliação da Qualidade da Água sobre Alguns Parâmetros Físicos Químicos e Biológicos (1987/1998). Dissertação de Mestrado em Saúde Pública – Faculdade de Saúde Pública - USP. 99 p.

GÜTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. *Macrothrix flabelligera*, a newly-recorded Cladocera Macrothricidae in Brazilian freshwaters. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.2, p.221-226, 2004.

HACKBART, V.C.S.; MARQUES, A.R.P.; KIDA, B.M.S.; TOLUSSI, C.E.; NEGRI, D.D.B.; MARTINS, I.A.; FONTANA, I.; COLLUCCI, M.P.; BRANDIMARTE, A.L.; MOSCHINI-CARLOS, V.; CARDOSO-SILVA, S. MEIRINHO, P.A.; FREIRE, R.H.F & POMPEO, M. 2015. Avaliação expedita da heterogeneidade espacial horizontal intra e inter reservatórios do sistema Cantareira (Represas Jaguari-Jacaré, São Paulo). In: Pompeo et al. (Orgs.) *Ecologia de reservatórios e interfaces*, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. R. 1987. *Decaying lakes: The origins and control of cultural eutrophication*. New York: John Wiley & Sons, 254p.

HIRATA, R.T. 2011. Relação da distribuição espacial de *Egeria* densa com as variáveis do ambiente, na represa Guarapiranga – SP. Dissertação (Mestrado) do Instituto de Biociências. 41p.

HUYS, R. & BOXSHALL, G. A. 1991. *Copepod evolution*. The Ray Society, London, 468p.

HOFLING, J.C.; FERREIRA, L.I.; RIBEIRO-NETO, F.B.; SANTOS, M.V.S.; MARTINS, T. Alimentação de *Apareiodon affinis* e *Geophagus brasiliensis* na represa Jaguari-Jacaré, SP- Brasil. *Biokos*, PUC-Campinas, 15(1): 7-10, 2001.

JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1, c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. *Physiol.Pflanzen (BPP)*. Bd., v. 167, p. 191-194. 1975.

KOLASA, J. & ROLLO, C. D. Introduction: The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. In: KOLASA, J.; PICKETT, S. T. A. *Ecological heterogeneity*. New York: Springer- Velag. 1991. p.1-23.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). Methods of seawater analysis: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p.117-181.

KOSTE, W. Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978.

KOTOV, A. A. A revision of *Leydigia* Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus. Zootaxa, v. 2082. New Zealand: Magnolia Press, 2009.

KOTOV, A. A.; DAMME, K. V.; ELÍAS-GUTIÉRREZ. Differentiation between African *Leydigia* ciliate Gauthier, 1939 and Neotropical *L. cf. striata* Birabén, 1939 (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). Hydrobiologia, v. 505, p.179-197, 2003.

LANDA, G.G.; AGUILA, L.M.R del; PINTO-COELHO, R. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. Acta Scientiarum, v. 24, n. 2, p. 313-319, 2002.

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

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, 26(4):407-413.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853p.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. Limnology Oceanography, v. 12, n. 2, p.343-346, 1967.

LOPES, J. 1999. Ecologia de mosquitos (Diptera, Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do norte do Paraná, Brasil. VIII. Influência das larvas predadoras (*Toxorhynchites* sp., *Limatus durhamii* e *Culex bigoti* sobre a população de larvas de *Culex quinquefasciatus* e *Culex eduardoi*. Revista Brasileira Zoologia, 16:821-826.

MAIA-BARBOSA, P.M.; PEIXOTO, R.S.; GUIMARÃES, A.S. Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. Brazilian Journal of Biology, 68(4, Suppl.): 1069-1078, 2008.

MACEDO, C. C. L. Heterogeneidade Espacial e Temporal das águas superficial e das macrófitas aquáticas do Reservatório Paiva Castro (Mairiporã – SP- Brasil). 2011. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2011.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, New Jersey.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. Dorset: Freshwater Biol. Ass. 1978. 121p.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford Blackwell publishing. 256p.

MARGALEF, R. 1983. Limnología. Barcelona, Omega. 1010 p.

MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). Reservoir limnology: ecological perspectives. New York: Wiley & Sons, 1990. p.195-208.

MARIANI, C.F. & POMPEO, M.L.M. (2008). Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil. Journal of Soils and Sediments, 8:284-8.

MARTINS, A.L.P.; LOPES, M.J.S.L.; MELO, O.T. Zooplâncton como bioindicador da qualidade ambiental no estuário do rio Anil, São Luís, Maranhão. Boletim do laboratório de Hidrobiologia, v. 19, p. 51-60. 2006.

MATSUMURA-TUNDISI, T., 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In HENRY, R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDBIO; FAPESP. p. 39-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; SILVA, W. M. 2002. Occurrence of *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 (Copepoda Cyclopoida) in water bodies of São Paulo state, identified as *Mesocyclops kieferi* Van de Velde, 1984. Brazilian Journal of Biology, v. 62, n. 4, p. 615-620.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Checklist dos Copepoda Calanoida de água doce do Estado de São Paulo. Biota Neotropica, v.11, supl.1, 2011.

MATSUMURA-TUNDISI, T; TUNDISI, JG; LUZIA, AP and DEGANI, RM. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 70(3):825-829.

McALECEE, N.; LAMBSHEAD, P. J. D.; PATERSON, G. L. J.; GAGE, J. G. Biodiversity professional. Beta-Version. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences, London, 1997.

MEIRINHO, P. A. Compartimentalização da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP). 89 p. Dissertação de Mestrado - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia, 2009.

MEIRINHO, P.A.; NISHIMURA, P.Y.; PIRES-ZOTTARELLI, L.A.; MOSCHINI-CARLOS, V. & POMPÊO, M.L.M. 2013. *Olpidium gregarium*, a chytrid fungus affecting rotifers populations in Rio Grande Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Biota neotropical*, 13(1): 356-359.

MELÃO, M.G.G. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cládóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. In: POMPÊO, M. L. M. ed. *Perspectivas na Limnologia do Brasil*. São Luís, Gráfica e Editora União. 198p.

MELO, A. S. & HEPP, L. U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):463-486.

MOSCHINI-CARLOS, V.; SANTOS, L.G.; POMPÊO, M. 2015. Trophic Descriptors Of A Series Of Reservoirs In Cantareira System (São Paulo, SP, Brazil). In: SEFS 9 - Symposium for European Freshwater Sciences, Geneva, Switzerland, July 5-10, p.115.

NASCIMENTO, M.N. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represa profunda oligotrófica (Sistema Cantareira, Represa Jaguari-Jacareí). Dissertação (Mestrado) em Biodiversidade Vegetal E Meio Ambiente do Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente Concentração de Plantas Avasculares e Fungos em Análises Ambientais.151p.

NETTO, N.P. & BARROS, L.A.A.B. Uma história visual da construção do Sistema Cantareira. São Paulo, Ed. Autor,2010.

NISHIMURA, P.Y.; POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. 2015. Invasive dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans in tow linked troical reservoirs. In: Pompêo et al. (Orgs.) *Ecologia de reservatórios e interfaces*, São Paulo : Instituto de Biociencias da Universidade de São Paulo, 2015.132-142p.

NOGRADY, T.; POURRIOT, R. & SEGERS H. Rotifera: The Notommatidae and the Scardiidae. In: DUMONT, H. J. (ed). *Guides to the Identification of themicroinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishing, v. 3, 1995. 248p.

NOGRADY, T. & SEGERS, H. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In: DUMONT, H. J. (ed). *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishers, v. 6, 2002. 264pp.

NOGUEIRA, M. G.; PANARELLI, E. Estudo da migração vertical das populações zooplânctônicas na Represa de Jurumirim (Rio Parapanema-São Paulo, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliense*, v. 9, p.55-81, 1997.

NOGUEIRA, M.G., JORCIN, A., VIANNA, NC. and DE BRITTO, YCT. 2005. Reservatório em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): um estudo de caso no rio

Paranapanema (SP/PR). In NOGUEIRA, MG., HENRY, R. and JORCIN, A., eds. Ecologia de reservatórios. São Carlos: Rima.

NOGUEIRA, M.G.; OLIVEIRA, P.C.R.; BRITTO, T.B. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica*, 27 (1): 151-170

NOGUEIRA, M.G. FERRAREZE, M. MOREIRA, M.L. GOUVÊA, R.M. 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, 70(3): 781-793.

NORDI, N. & WATANABE, T. Nota preliminar sobre rotíferos (zooplankton) do Açude Epitácio Pessoa, Boqueirão, Paraíba. *Revista Nordestina de Biologia*, v.1(1), p. 31-39, 1978.

OLIVEIRA, L.L.D. Estudo da estrutura da comunidade zooplanctônica e sua relação com as cianobactérias em três reservatórios do médio rio Tietê, SP. 2010. 202p. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

OLIVEIRA, L. L. D. ; LEITE, M. A. ; ROCHA, O. . Caracterização da comunidade zooplanctônica do reservatório de Ilha Solteira e sua aplicação em índices de qualidade da água. In: II Simpósio de Ecologia do PPGERN, 2008, São Carlos-SP. II Simpósio de Ecologia do PPGERN, 2008. p. 282-286.

OLIVEIRA-NETO, A.L. & MORENO, I.H. 1999. Rotíferos. In: JOLY, C.A. & BICUDO, C.E.M. (org.). Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: invertebrados de água doce. FAPESP, São Paulo. v.4, p.39-52.

PADIAL, P. R. 2008. Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP). Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 109 p.

PARANHOS, J. D. N.; ALMEIDA, V. L. S.; SILVA FILHO, J. P.; PARANAGUÁ, M. N.; MELO JÚNIOR, M.; NEUMANN-LEITÃO, S. The zooplankton biodiversity of some freshwater environments in Parnaíba basin (Piauí, Northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n.1, p. 125-134, 2013.

PEDROZO, C.S.; SCHNEK, F.; SCHWARZBOLD, A. e FARIAS, R.N.F. 2012. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 102(2):142-149, 30 de junho de 2012

PERBICHE-NEVES, G.; NOGUEIRA, M. G.; OLIVEIRA, P. & SERAFIM-JUNIOR, M. 2014. Sobre alguns atributos ecológicos de copépodes (Crustacea) planctônicos de dois reservatórios profundos. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 18(1):1-8.

PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR., M.; GHIDINI, A. R.; BRITO, L. 2007. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçu River, Paraná, Brazil. *Acta Limnologica. Brasiliensis*, 19 (4):393-406, 2007.

PERBICHE-NEVES. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Dissertação (Mestrado) do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – Zoologia. 250p.

PERBICHE-NEVES; G.; BOXSHALL, G.A. PREVIATTELLI, D.; NOGUEIRA, M.G. E ROCHA C.E.F. 2015. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America), *Zookeys*; 497: 1–111.

PERES-NETO, P.R. 1995. Introdução a análises morfofométricas. In: P.R. PERESNETO; J.L. VALENTIN & F.A.S. FERNANDEZ (Eds). *Tópicos em tratamentos de dados biológicos*. Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 161p.

PIRES, J.S.R. e SANTOS, J.E. 1995. Bacias Hidrográficas - Integração entre meio ambiente e desenvolvimento. *CIÊNCIA HOJE*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 110, p. 40-45.

POCIECHA, A.; TOMASZ-HEESE. Spatial distribution of zooplankton in a cascade system of Pomeranian dam reservoirs (Hajka, Rosnowo), northern Poland, *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36(3): 39-51

POMPÊO, M.L.M; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. A deterioração da qualidade das águas continentais brasileiras: o processo de eutrofização. *Saneas*, v. 2, n. 21, p. 24-28, 2005.

PORTO, R.; PORTO, M.F.A.; PALERMO, M. 2014. A ressurreição do volume morto do Sistema Cantareira na Quaresma. *Revista DAE*, n. 197, setembro-dezembro.

REID, J. W.; PINTO-COELHO; R. M.; GIANI, A. Uma apreciação da fauna de copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. *Acta Limnologica Brasiliense*, v. 11, p. 527-547, 1988.

REN, L. ZHANG, Z. ZENG, X.; MA, Y. ZENG, Y. ZHOU, C. Community Structure of Zooplankton and Water Quality Assessment of Jialing River in Nan Chong. *Procedia Environmental Sciences*, 10 (B):1321-1326.

ROCHA, C. E. F. New morphological characters useful for the taxonomy of the genus *Microcyclops* (Copepoda, Cyclopoida). *Journal of Marine Systems*, v. 15, p.425–431, 1998.

ROCHA, O., SENDACZ, S. & MATSUMURA-TUNDISI, T., 1995, Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil, pp.

151-166. In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds.), *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHE, K. F. & RIETZLER, A. C., 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton, pp.457-476. In: J. G. Tundisi, & M. Straškraba (eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, São Carlos.

ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist de Cladocera de água doce do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, v.11, p. 1-21, 2011.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. 2005. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4): 697-710.

RODRIGUES, M. E. F. Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. 2011. 217 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Departamento de Botânica. São Paulo. 2011.

ROSA, A. H., FRACETO, L. F., CARLOS, V. M. Meio Ambiente e Sustentabilidade. Porto Alegre, Bookman p. 103 – 125., 2012.

ROSSA, D.C.; BONECKER, C.C.; FULONE, L.J.F. 2007. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: Revisão de métodos e fatores influentes. *Interciência*, 32(4):pp.220-226.

RUPPERT, E.E.; BARNES, R.D. 1994. *Zoologia dos Invertebrados*. 6.Ed. Ed. Roca, São Paulo. 1056pp.

RUTTNER-KOLLISKO, A. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol.* v. 8, p. 71-76, 1977.

STRAŠKRABA, M. & TUNDISI, J.G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. Série Diretrizes para o gerenciamento de lagos, vol. 9. São Carlos: International Lake Environmental Commitee, 2000. 280 p.

SHIEL, R. J. & KOSTE, W. Rotifera from australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). *Transactions of the Royal Society of S. Aust*, v. 116, n. 1, p.1-27, 1992.

SHIMABUKURO, E.M. 2014. A fauna bentônica na represa Jurumirim e lagoas marginais. In: Henry, R. *Represa de Jurumirim: Ecologia, Modelagem e Aspectos sociais*. Holos, 2014.435p.

SAAD, A.R; VARGAS, R.R; LOPES, J.C; ARRUDA, R.O.M; QUEIROZ, W. 2013. Índice De Estado Trófico Da Bacia Hidrográfica Do Ribeirão Tanque Grande, Guarulhos (SP): Análise Comparativa Entre As Zonas Rural E Urbana. *Geociencias*, 32(4): 611-624

SARTORI, LP.; NOGUEIRA, MG.; HENRY, R.; MORETTO, EM. 2009. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 1, p. 1-18, 2009.

SANTANGELO, J. M., ARAÚJO, L. R., ESTEVES, F. A., MANCA, M., AND BOZELLI, R. L. 2011. Method for hatching resting eggs from tropical zooplankton: effects of drying or exposing to low temperatures before incubation. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23(1):42–47

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.67, n.2, p.223-233, 2007.

SANTOS, T.G.dos; GUSMÃO, L.M.O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; CUNHA, A.G.da. 2009. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. *Revista Brasileira Engenharia de Pesca*, v. 4, n.1, 2009.

SANTOS, L.G¹; MACHADO, L.S²; BEGHELLI, F.G.S.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M. 2015. Avaliação Da Comunidade Fitoplantônica Nos Reservatórios Do Sistema Cantareira, São Paulo-Brasil. In: XII Congresso De Ecologia Do Brasil. 3p.

SAMPAIO, EV.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, JG. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of reservoir of the Paranapanema river. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 3, p. 525-545, 2002.

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

SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Biomassa de organismos zooplantônicos em represas de diferentes condições tróficas do Estado de São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, v.66, n.1, p.337-350.2006

SEGBERS, H. Rotifera: the Lecanidae (Monogonta) In: DUMONT, H. J. (ed). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishing, v. 2, 1995.

SEGBERS, H. & DUMONT, H. J. 102+ rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. *Hydrobiologia*, v. 316. p.183-197, 1995.

SHIEL, R. J. & KOSTE, W. Rotifera from australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). Transactions of the Royal Society of S. Aust, v. 116, n. 1, p.1-27,1992.

SILVA, D.C.V.R. Toxicidade da água e do sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na região metropolitana de São Paulo-SP. Dissertação de mestrado em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.141p.

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

SILVA, W. M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist dos Copepoda Cyclopoida de vida livre de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica, v.11, supl.1, 2011.

SILVA, W. M. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. Tese (doutorado). Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR, São Carlos, SP, 2003. 154p.

SMITH, W.S. ESPÍNDOLA, E.L.G. e ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. Acta Limnologica Brasiliensia, 26(1): 73-88.

SONODA, S.L.2011. Transposição e fragmentação do Rio Piumhi (Bacia do rio São Francisco, MG): variáveis limnológicas e microcrustáceos zooplânctônicos da lagoa dos Tropeiros. Tese (doutorado) em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. 2011. 94f.

SOUZA-SOARES, F., TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.M. Checklist of fresh-water Rotifera from São Paulo State, Brazil. Biota Neotropica, v. 11, n.1a, 2011.

STELZER, C.P. 1998. Feeding behaviour of the rotifer *Ascomorpha ovalis*: functional response, handling time and exploitation of individual *Ceratium* cells. Journal of Plankton Research, no. 6.pp.1131-1144.

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. 2000. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. ed. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos, ILEC/IEE. v.9, 280p.

STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. Bull. Fihs. Res. Bel. Can., v. 125, p. 213-288, 1960.

TEIXEIRA, C., TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. Boletim Instituto Oceanográfico, v. 24, p.23-41, 1965.

TER BRAAK, C.J.F., VERDONSCHOT, P.F.M., 1995. Canonical correspondence

analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Ecol.* 57 (3): 255–289.

THORNTON, K. E., KIMMEL, B. L. and PAYNE, F. E. 1990. *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. John Wiley and Sons. New York. pp. 246

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J. & AGUDO E. G. A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 1983. 57p.

TOWNSEND, C.R., BEGON, M. & HARPER, J.L. 2006. *Fundamentos em Ecologia*. 2ª edição, Editora Artmed, Porto Alegre, 592pp.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São paulo: Oficina de Textos, 2008, 632p.

TUNDISI, J.G. ;TUNDISI-MATSUMURA,T. 2002. *Lagos e Reservatórios Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização*; v.3, São Carlos: UNEPIETC/ILEC/IIE, 2011. v. 3, 34 p.

TUNDISI, J. G. Tropical South America: present and perspectives. In: MARGALEF, R. *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam: Elsevier Science Amsterdam, 1994, p.353-424.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine chemistry*, v.10, p.109-222, 1981.

VALENTIN, J.L. Agrupamento e ordenação. In: PERES-NETO, P. R.; VALENTIN, J.L.; FERNANDEZ, F.A.S. (Ed.) *Oecologia Brasiliensis*. Volume II: Tópicos em tratamento de dados biológicos. Rio de Janeiro: Instituto de Biologia – UFRJ, 1995, p. 27-55.

VANDERLEY- SILVA, I. Estudo Da Comunidade zooplânctonica E Qualidade Da Água Do Reservatório De Taiaçupeba – São Paulo, Submetido À Aplicação De Algicida. Dissertação (Mestrado) em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA. 2010. 119p.

VETROMILLA, F.E. Efeito da heterogeneidade de habitats sobre o fitoplâncton no reservatório de Moxotó, Rio São Francisco, Brasil Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife, 2011.82p.

XIE, P.; IWAKUMA, T. & FUJII, K. 1998. Changes in the structure of a zooplankton community during a *Ceratium* (dinoflagellate) bloom in a eutrophic fishless pond *Journal of Plankton Research*, 20(9), pp.1663-1678.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*: Springer-Verlag. 1991. 391p.

WINBERG, G.G. & DUNCAN, A. 1971. Biomass and how to express it. In: Winberg, G.G. & Duncan, A. (eds): Method for the estimation of production of aquatic animals. Academic Press, London. p. 11-32.

WHATELY, M. & CUNHA, P. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Sócio-Ambiental 2007. 68p.

ZANATA, L.H. 2005. Distribuição das populações de Cladocera (Branchiopoda) nos reservatórios do médio e baixo Tietê: uma análise espacial e temporal. Tese (Doutorado) em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos. 279p.

ZAGANINI, R.L.; PERBICHE-NEVES, G. NALIATO, D.A.O.; CARVALHO, E.D. Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição? Estudos de Biologia (Curitiba), 32/33(76-81):17-24.

ZALEHA, K. IBRAHIM, B; JOHN, A. AND KAMARUZZAMAN, B.Y. 2012. Generation Time of Some Marine Harpacticoid Species in Laboratory Condition. Journal of Biological Sciences, 12: 433-437.

