

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Recursos Naturais

Renata Martins dos Santos

Estrutura das comunidades fito e zooplanctônicas do Reservatório
Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a
eutrofização

São Carlos - SP
2014

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Recursos Naturais

Estrutura das comunidades fito e zooplanctônicas do Reservatório
Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a
eutrofização

Renata Martins dos Santos

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área da concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha

São Carlos - SP

2014

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

S237ef

Santos, Renata Martins dos.

Estrutura das comunidades fito e zooplancônicas do Reservatório Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a eutrofização / Renata Martins dos Santos. -- São Carlos : UFSCar, 2014.
239 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2014.

1. Ecologia. 2. Cyanobacteria. 3. Rotífero. 4. Grupos funcionais. 5. Produção secundária. 6. Impacto antrópico. I. Título.

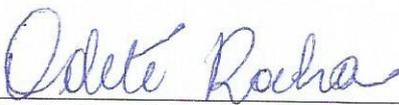
CDD: 574.5 (20^a)

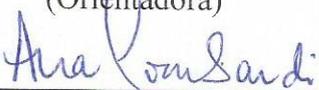
RENATA MARTINS DOS SANTOS

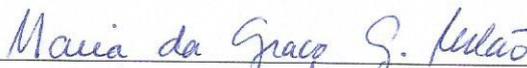
Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

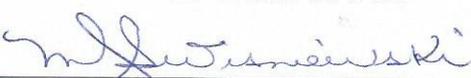
Aprovada em 07 de março de 2014

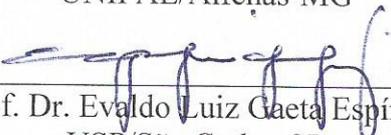
BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Prof. Dra. Odete Rocha
(Orientadora)

1º Examinador 
Prof. Dra. Ana Teresa Lombardi
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Prof. Dra. Maria da Graça Gama Melão
PPGERN/UFSCar

3º Examinador 
Prof. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski
UNIFAL/Alfenas-MG

4º Examinador 
Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola
USP/São Carlos-SP

Dedico este trabalho a todos que contribuíram para que este objetivo fosse alcançado.

Agradecimentos

À Professora Odete Rocha pela orientação e amizade nesses 6 anos de convívio, sempre confiando no meu trabalho e me ensinando a cada dia como ser uma pesquisadora competente e uma pessoa mais paciente e compreensiva. Durante esses anos você me mostrou, com seu exemplo, que podemos ser justos e compreensivos com todos.

À Professora Dra. Maria José dos Santos Wisniewski por me ensinar a dar os primeiros passos na árdua tarefa de trabalhar em Limnologia, por sanar minhas dúvidas nas identificações, principalmente de Chydoridae, e também pela confiança, incentivo e amizade.

Ao professor Ângelo Saggio por ter possibilitado a realização deste estudo.

À CAPES, pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos.

À SABESP, pelo apoio financeiro para esta pesquisa e análises dos nutrientes.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar pela minha formação acadêmica em nível de Doutorado, à Coordenação do Curso e à Secretaria do Programa por todo o apoio concedido.

Aos funcionários do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, em especial à secretária Edna e aos técnicos José Valdecir de Lucca, Alcidio Custódio Filho e Luiz Aparecido Joaquim pelo apoio nas coletas e nas análises em laboratório.

Aos colegas de laboratório Marcos, Dani, Maíra, Emanuela, Laine, Denise, Laira, Thiago, Bruna, Maiara pela paciência e pelos momentos de descontração no cafezinho.

Agradeço às queridas amigas Lidiane, Natalia, Patrícia e Raquel por todo apoio e sobretudo pelo convívio diário e compreensão nos momentos de estresse. Vocês me mostraram como foi bom e importante para o meu crescimento pessoal poder ter pessoas grandiosas ao meu lado.

À minha família por todo amor, compreensão e incentivo.

A todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

Sumário

Resumo	1
Abstract.....	3
Apresentação da tese	4
1. Introdução e justificativa	1
1.1 Reservatórios e Eutrofização	1
1.2 Fitoplâncton	3
1.3 Zooplâncton	9
1.4 Justificativa	13
2. Objetivos e hipóteses	15
2.1 Objetivo Geral.....	15
2.2 Objetivos Específicos	15
2.3 Hipóteses.....	16
3. Materiais e Métodos Geral	17
3.1 Descrição da Área e do Reservatório.....	17
3.2 Local e Época das Coletas	18
3.3. Variáveis Físicas e Químicas	20
3.3.1 Transparência da Água	20
3.3.2 Potencial Hidrogeniônico, Condutividade Elétrica, Concentração de Oxigênio Dissolvido e Temperatura da Água	21
3.3.3 Concentração de Nutrientes	21
3.3.4 Índice de Estado Trófico.....	21
3.4 Variáveis Bióticas	23
3.4.1 Concentração de Clorofila a.....	23
3.4.2 Comunidade Fitoplanctônica	24
3.4.3 Determinação do Biovolume e Classificação do Fitoplâncton.....	25
3.4.4 Comunidade Zooplanctônica	25
3.4.5 Índice de Frequência de Ocorrência	26
3.4.6 Cálculo da Biomassa das Espécies Zooplanctônicas.....	27
3.4.7 Determinação do Tempo de Desenvolvimento Embrionário e Pós-Embrionário	28
3.4.8 Cálculo da Produção Secundária Instantânea	29
3.4.9 Razão Produção/Biomassa (P/B).....	30

3.5 Análise dos Dados	31
3.5.1 Índice de Diversidade	31
3.5.2 Análises estatísticas	31
Referências Bibliográficas.....	33
4. Resultados e Discussão.....	49
Capítulo 4.1 Estratificação térmica de curto prazo e eventos de mistura parcial em um reservatório polimítico: efeitos sobre a distribuição da comunidade fitoplanctônica ...	49
Resumo	49
4.1.1 Introdução	50
4.1.2 Materiais e Métodos.....	52
4.1.3 Resultados.....	54
4.1.4 Discussão	65
Referências Bibliográficas	68
Capítulo 4.2 Fatores determinantes nos padrões de distribuição vertical em curto prazo das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica no reservatório de Guarapiranga ...	71
Resumo	71
4.2.1 Introdução	72
4.2.2 Materiais e Métodos.....	74
4.2.3 Resultados.....	77
4.2.4. Discussão	92
Referências Bibliográficas	95
Capítulo 4.3 Comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrofizado sob constante manejo: seleção de espécies resistentes?	101
Resumo	101
4.3.1 Introdução	102
4.3.2 Materiais e Métodos.....	103
4.3.3 Resultados.....	106
4.3.4 Discussão	119
Referências Bibliográficas	124
Capítulo 4.4. Grupos funcionais do fitoplâncton refletem a heterogeneidade de um reservatório eutrófico tropical?.....	130
Resumo	130
4.4.1. Introdução	131
4.4.2 Materiais e Métodos.....	132

4.4.3. Resultados	135
4.4.4. Discussão	143
Referências Bibliográficas	146
Capítulo 4.5. A comunidade zooplanctônica como indicadora da eutrofização e da qualidade da água no reservatório de Guarapiranga.....	150
Resumo	150
4.5.1. Introdução	151
4.5.2. Materiais e Métodos.....	152
4.5.3. Resultados	156
4.5.4. Discussão	171
Referências Bibliográficas	178
Capítulo 4.6. Biomassa e produção secundária instantânea da comunidade zooplanctônica em um reservatório urbano	185
Resumo	185
4.6.1. Introdução	185
4.6.2. Materiais e Métodos.....	188
4.6.3. Resultados	192
4.6.4. Discussão	210
Referências Bibliográficas	214
Capítulo 4.7. Microzooplâncton: interações ecológicas.....	220
Resumo	220
4.7.1. Introdução	221
4.7.2. Materiais e Métodos.....	222
4.7.3. Resultados	224
4.7.4. Discussão	229
Referências Bibliográficas	230
5. Conclusões Gerais	232
6. Considerações Finais e Perspectivas Futuras	235
Apêndice.....	236

Resumo

Os reservatórios são ambientes ecologicamente complexos e heterogêneos, sujeitos a impactos ocasionados pelo aumento das atividades antrópicas em seu entorno, causando entre outros distúrbios a eutrofização. As comunidades fito e zooplanctônicas podem ser utilizadas como ferramentas de avaliação dos impactos por responderem rapidamente às alterações que ocorrem nos corpos d'água. O objetivo deste trabalho foi analisar as comunidades fito e zooplanctônica no reservatório de Guarapiranga em relação a diferentes parâmetros ecológicos buscando correlacioná-las aos fatores hidrodinâmica e eutrofização. Foram feitos estudos intensivos com amostragem em varredura tanto no eixo horizontal como vertical, avaliando as características físicas, químicas e estado trófico do reservatório, bem como as comunidades fito e zooplanctônicas em relação à riqueza de espécies, densidade, biomassa, produção secundária, diversidade, uniformidade e dominância. O reservatório de Guarapiranga é um corpo d'água heterogêneo com pequena porção oligotrófica, algumas porções mesotróficas e na maior parte eutrófico, com elevada riqueza de organismos planctônicos. Os resultados da variação nictemeral caracterizaram o sistema neste período estudado como polimítico, com estratificações térmicas intercaladas por períodos de circulação parcial. A temperatura do ar e velocidade do vento foram os fatores meteorológicos mais importantes que alteraram a estrutura térmica do reservatório. O fitoplâncton foi dominado pela cianobactéria *Aphanocapsa delicatissima* West e West e o zooplâncton pelo microzooplâncton (rotíferos e náuplios de Cyclopoida). As porções mais eutrofizadas foram Parelheiros, Embu-Mirim e Guavirutuba. As espécies *Conochilus unicornis* Rousselet e *Bosminopsis deitersi* Richard foram indicadoras do compartimento oligo/mesotrófico Embu-Guaçu. A elevada biomassa de *Filinia longiseta* Ehrenberg em Parelheiros indicou tolerância da espécie a condições extremamente eutróficas. O reservatório de Guarapiranga é um sistema com elevada produtividade secundária quando comparado a outros ambientes de diferentes graus de trofia, tendo como grupos dominantes Cyclopoida e Rotifera. Concluiu-se que o reservatório de Guarapiranga tem elevada produção secundária, mas o grande aporte de nutrientes precisa ser interrompido para reverter o processo de eutrofização e levar à recuperação da qualidade da água deste importante recurso hídrico.

Palavras-chave: Cyanobacteria, rotíferos, grupos funcionais, produção secundária, impactos antrópicos.

Abstract

Reservoirs are ecologically complex and heterogeneous environments subject to impacts caused by increased human activities in its hydrographic basin, causing among other disorders, the eutrophication. The phytoplanktonic and zooplanktonic communities can be used as bioindicators for responding quickly to changes that occur in water bodies. The aim of this study was to analyze the phytoplanktonic and zooplanktonic communities in Guarapiranga reservoir in relation to different ecological parameters searching to correlate them to hydrodynamic factors and eutrophication. Intensive studies were performed with sampling surveys in both horizontal and vertical axis. Physical and chemical characteristics and also the trophic status of the reservoir were evaluated, and the phytoplanktonic and zooplanktonic communities were studied in relation to species richness, population densities, biomass, secondary production, diversity, uniformity and dominance. The Guarapiranga reservoir is a heterogeneous water body with a small oligotrophic portion, some mesotrophic portions and a larger part eutrophic with high richness of planktonic organisms. The results from two diel cycles characterized the system studied in this period as polymictic, with thermal stratifications interspersed by periods of partial circulation. The air temperature and wind speed were the most important meteorological factors that altered the thermal structure of the reservoir. The phytoplankton was dominated by the cyanobacterium *Aphanocapsa delicatissima* West and West and the zooplankton by microzooplankton (rotifers and Cyclopoida nauplii). The most eutrophic reservoir compartments were Parelheiros, Embu-Mirim and Guavirutuba. The rotifer *Conochilus unicornis* Rousselet and the cladoceran *Bosminopsis deitersi* Richard were indicators of Embu-Guaçu oligo/mesotrophic compartment. The high biomass of *Filinia longiseta* Ehrenberg in Parelheiros indicated tolerance of this species to extremely eutrophic conditions. The Guarapiranga reservoir is a system with high secondary productivity when compared to other environments of different trophic degree, having as dominant groups the Cyclopoida and rotifers. It was found that Guarapiranga reservoir has high secondary production, but the great load of nutrients needs to be stopped in order to reverse the eutrophication process and to recover the water quality of this important water resource.

Keywords: Cyanobacteria, rotifers, functional groups, secondary production, anthropic impacts.

Apresentação da tese

A presente tese foi constituída de forma a facilitar a publicação dos resultados obtidos e foi estruturada em capítulos da seguinte forma: (1) Introdução e justificativa; (2) Objetivos e hipótese; (3) Materiais e métodos geral; (4) Resultados e discussão (composto por 7 capítulos); (5) Conclusões gerais; (6) Considerações finais e perspectivas futuras e (7) Apêndice (prancha das espécies zooplactônicas dominantes em Guarapiranga).

Inicialmente realizou-se uma revisão da literatura com a finalidade de se ter todo o embasamento teórico necessário para o desenvolvimento da tese. Além disso foi exposta uma justificativa para a realização do trabalho. Posteriormente os objetivos e as hipóteses foram levantadas, seguidos de uma descrição geral dos materiais e métodos utilizados, e nos demais capítulos da tese foram apresentados os resultados e discussão pertinentes a cada um em formato de artigos científicos. A divisão neste formato se justifica pois torna a publicação dos artigos científicos menos trabalhosa, embora, devido a independência de um capítulo em relação aos demais, repetições se tornam inevitáveis. Por consequência do capítulo 4.1 intitulado “Estratificação térmica de curto prazo e eventos de mistura parcial em um reservatório polimítico: efeitos sobre a distribuição da comunidade fitoplantônica” ter sido aceito para publicação na revista *Brazilian Journal of Biology* com data prevista da publicação em agosto de 2015, optou-se por colocar as citações e lista de referências dos demais capítulos nas normas deste periódico. Resumidamente, o primeiro capítulo apresenta os resultados da influência da estratificação na distribuição vertical das espécies dominantes do fitoplâncton no reservatório de Guarapiranga em um período de 48 horas. O segundo capítulo avalia a distribuição vertical e migração em um curto intervalo de tempo (48 horas) das espécies zooplantônicas frente às mudanças hidrodinâmicas e disponibilidade de alimento. O terceiro capítulo avalia a diversidade do fitoplâncton em todo o reservatório de Guarapiranga (64 pontos) e sua relação com a eutrofização. O quarto capítulo investiga se a classificação funcional do fitoplâncton é um bom indicador da compartimentalização em Guarapiranga. O quinto capítulo aborda a diversidade da comunidade zooplantônica em 64 pontos distribuídos em todo o reservatório de Guarapiranga. O sexto capítulo visa estimar a biomassa e produção instantânea das espécies zooplantônicas e correlacioná-las com os diferentes compartimentos e intenso processo de eutrofização no reservatório. E por fim, o sétimo capítulo avaliou a distribuição vertical e

horizontal do protozoário *Paradileptus elephantinus* e as possíveis interações entre este e algumas espécies de rotíferos. Com base nestes sete capítulos, as conclusões, considerações finais e perspectivas futuras foram elaboradas. No apêndice são apresentadas imagens das espécies zooplantônicas dominantes no período de estudo.

1. Introdução e justificativa

1.1 Reservatórios e Eutrofização

Os reservatórios são ambientes ecologicamente complexos e heterogêneos, com características intermediárias entre rios e lagos naturais (Thornton et al., 1990; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). Esses ambientes são foco de estudos ecológicos e sócio-econômicos aprofundados com ênfase nas relações entre sua estrutura física e biológica e a morfologia e o uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas (Tundisi, 1993; Takeda et al., 2002, Figueiredo e Bianchini Jr, 2008). Estes estudos têm proporcionado uma base de conhecimento fundamental para ações voltadas para a preservação, e gerenciamento da qualidade da água.

As diversas características climáticas, geológicas e hidrológicas regionais (tipo de relevo na bacia, tipos de solo, insolação) determinam desde a localização e altura da barragem, até a velocidade do fluxo e vazão das águas afluentes, quantidade de material suspenso transportado, turbidez, temperatura, e padrões de estratificação térmica e química da água (Straškraba e Tundisi, 2008; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

De maneira geral, os reservatórios são classificados como corpos d'água lênticos, que são ambientes propícios ao acúmulo de materiais, uma vez que suas águas exibem menor velocidade de fluxo e maior tempo de residência. Estas características permitem a sedimentação e consequente deposição de partículas no sedimento de fundo (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Em ecossistemas lênticos é possível verificar zonas onde vivem comunidades distintas: zona pelágica, que abrange o centro do corpo hídrico e tem maior volume; zona do litoral ou litorânea, que se localiza nas margens; zona bêntica que se localiza no fundo. Nos reservatórios, na zona profunda, há movimentos de mistura relacionados às variações na temperatura e densidade da água, que podem propiciar a inversão entre as massas das águas superficiais e de fundo (Straškraba e Tundisi, 2008).

Em sua maioria, os reservatórios apresentam menor velocidade de escoamento e maior profundidade do que os rios e seus principais processos se desenvolvem no sentido

vertical, em contraposição a estes últimos em que os processos são predominantemente longitudinais (Allan, 1995; Dent et al., 2002). Por exemplo, a incidência solar sobre a superfície livre da água produz transferência de calor no sentido vertical, que se equilibra com o empuxo da massa d'água. Quando a turbulência é insuficiente para destruir o aquecimento das camadas superiores, o fenômeno de estratificação pode conferir estabilidade à massa líquida (Lewis, 1987; Elçi, 2008).

O grau de heterogeneidade horizontal e vertical dos reservatórios é influenciado de forma decisiva pela sua morfometria, vazões e condições de estratificação. Nestes ambientes, as diferenças horizontais e verticais na massa d'água são criadas pela corrente unidirecional, que vai da entrada do rio à barragem propiciando a mistura. Além disso, as vazões afluentes criam um fluxo e misturam-se com as águas do reservatório tanto na superfície quanto no fundo. Essas características são únicas dos reservatórios e têm grande influência sobre a qualidade da água e (Straškraba e Tundisi, 2008) e sobre as comunidades (Grover e Chrzanowski, 2006; Masson et al., 2004).

As características hidrodinâmicas dos reservatórios permitem a distinção de zonas em um perfil longitudinal. Partindo da entrada do rio encontra-se a zona fluvial que apresenta fluxos relativamente altos devido à proximidade com a entrada do rio. Nesta zona, apesar das concentrações de nutrientes serem altas, a produção de algas é frequentemente baixa, devido à elevada turbidez. A zona de transição localiza-se numa porção intermediária entre o fluxo de entrada e o barramento, recebendo alta carga de nutrientes. A redução gradual de materiais sedimentáveis em suspensão e o subsequente aumento da transparência da água favorecem a produção de algas nesta zona. A zona lacustre localiza-se na região mais larga, mais profunda e pouco influenciada pelo fluxo do rio, próxima à barragem. Nesta última zona, a turbidez e as concentrações de nutrientes são baixas, devido ao efeito da sedimentação e pelo fato da produção de matéria orgânica autóctone exceder o suprimento alóctone (Margalef, 1983; Thornton et al., 1990; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008)

Outra característica distintiva em reservatórios é a grande variação na temperatura em função do tempo de retenção da água mais curto. A estratificação em regiões de clima subtropical se estabelece no verão e se estende até o início de outono, quando a temperatura do ar começa a baixar, diminuindo a transferência de calor para a camada superficial da

coluna d'água. Estas características, próprias de cada reservatório, sujeitas a uma ampliação e redução de suas zonas internas, em função de pulsos externos sazonais de sedimentos e nutrientes implicam na geração de gradientes de heterogeneidade espacial nestes ambientes (Henry et al., 1998; Espíndola et al., 2000).

De maneira geral os reservatórios vêm sofrendo, no mundo todo, os impactos provocados pelo aumento das atividades do homem em seu entorno. No Brasil, a degradação dos rios, lagos, represas e outros corpos d'água compromete a qualidade da água, a manutenção dos habitats aquáticos, a biodiversidade e a saúde humana (Tundisi, 1993; Gentil, 2000).

Vários trabalhos têm evidenciado os impactos tanto positivos quanto negativos na criação de reservatórios artificiais (Tundisi, 1981; Tundisi et al., 2002; Teferi, 2014). Os usos na bacia hidrográfica, relacionados ao aumento da densidade populacional e das atividades antrópicas (agrícola, industrial e urbana), causam nesses reservatórios a eutrofização que se destaca como o impacto negativo de maior relevância. Esse processo é consequência do enriquecimento do corpo d'água por nutrientes, principalmente pelo nitrogênio e fósforo cujo aporte ocorre na forma dissolvida ou particulada nos ambientes aquáticos (Tundisi, 1999; 2003; Gikuma-Njuru et al, 2013).

A eutrofização pode ocorrer naturalmente, sem a influência humana, ou artificialmente quando provocada pelo homem. Esta, por sua vez, causa profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas da água e no nível de produção do sistema levando os ecossistemas ao “envelhecimento precoce” (Esteves, 2011).

Em escala geral, a eutrofização constitui o processo de degradação de recursos hídricos mais acelerado no mundo, e vem merecendo destaque especial em algumas regiões subtropicais e tropicais, em função do desenvolvimento econômico e tecnológico recente.

1.2 Fitoplâncton

Em ecossistemas de águas continentais, os estudos com a comunidade fitoplanctônica são de significativa importância (Infante, 1988; Darchambeau et al., 2014). O fitoplâncton é alimento para os consumidores primários e para os organismos

detritívoros, além de ser um indicativo da qualidade da água (Beyruth, 1996; Reynolds, 2006, Esteves, 2011).

O entendimento da composição e ecologia do fitoplâncton têm grande relevância no diagnóstico ambiental (Tundisi, 2003; Darchambeau et al., 2014). Os conhecimentos ecológicos sobre um grande número de espécies de algas que coexistem no plâncton das águas doces e sobre os mecanismos que interferem na distribuição espacial e vertical destes organismos são importantes para compreensão adequada dessa comunidade, bem como de sua dinâmica. Flutuações temporais e espaciais na composição e biomassa fitoplanctônica, em diferentes escalas, podem ser indicadores eficientes das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos (Crossetti e Bicudo, 2005; 2008a; 2008b; Barbosa, 2002).

As algas constituem uma das comunidades biológicas mais diversas, compostas por dezenas de gêneros e centenas de espécies. Nesta comunidade são incluídos representantes de diversos grupos taxonômicos, desde organismos procariontes (Cyanophyceae ou Cyanobacteria) até os eucariontes (Chlorophyceae e demais grupos algais). Geralmente há um maior desenvolvimento desta comunidade em águas lânticas e rios maiores, em trechos com menor velocidade de corrente (Reynolds, 2006).

O fitoplâncton tem como característica uma distribuição espacial em função da circulação do lago, intensidade dos ventos, crescimento intensivo, migração vertical e predação pelo zooplâncton. Observa-se no fitoplâncton uma zonação vertical na qual a abundância tende a ser maior nas camadas superiores do reservatório, diminuindo o número de indivíduos conforme aumenta a profundidade (Melo e Huszar, 2000; Longhi e Beisner, 2009).

A comunidade de algas planctônicas assume papel fundamental na dinâmica e na estrutura biológica dos ecossistemas lacustres (Reynolds, 2006). De acordo com Bozelli e Huszar (2003), o conhecimento da dinâmica desta comunidade é relevante não apenas por sua importância para a produção primária do ambiente pelágico, como também por ser indicadora eficiente das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos. Além disto, o curto tempo de geração das algas (horas-dias) permite que importantes processos sejam melhor investigados e compreendidos.

Os organismos fitoplanctônicos têm diferentes necessidades fisiológicas e

respondem de modo distinto às variáveis físicas e químicas como luz, temperatura e regime de nutrientes (Reynolds, 2006). Apesar da comunidade fitoplanctônica possuir uma alta diversidade taxonômica e fisiológica, muitas espécies podem coexistir. No entanto, os grupos dominantes variam não apenas no espaço, mas também sazonalmente na medida em que as condições físicas químicas e biológicas da coluna d'água são alteradas ao longo do ano (Granado e Henry, 2014).

Tucci (2002) aponta que algumas alterações de ordem qualitativa e ou quantitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica podem ter importantes reflexos em outros componentes do ecossistema (como o zooplâncton), podendo alterar significativamente a qualidade da água (por exemplo florações de cianobactérias) e até mesmo comprometer seus usos múltiplos.

O regime de luz, temperatura, a disponibilidade de nutrientes inorgânicos, (fósforo e nitrogênio), de micronutrientes e interações biológicas como a competição por recursos e a predação pelos produtores secundários influenciam a dinâmica populacional e a distribuição espacial e temporal do fitoplâncton. Alguns destes desempenham ainda funções críticas na sucessão das populações algais (Reynolds, 1984; 2006; Harris, 1987; Wetzel, 1993).

O conhecimento sobre a ecologia dos táxons que compõem a comunidade fitoplanctônica e as relações de dominância mesmo em nível de grandes grupos são extremamente importantes e podem permitir uma classificação rápida dos corpos d'água quanto ao grau de eutrofização e fazer inferências sobre a qualidade da água (Kruk et al., 2002). Essa fato é marcante nas regiões tropicais e subtropicais pois as algas e outras plantas aquáticas utilizam permanentemente os nutrientes disponíveis nos corpos d'água e, o enriquecimento nutricional associado às elevadas temperaturas e ao menor controle das fontes poluidoras agravam as mudanças na estrutura dessas comunidades, especialmente no primeiro nível trófico da rede alimentar (Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2005). Diferenças na biomassa e composição fitoplanctônica têm sido encontradas em estudos em reservatórios de diferentes níveis de trofia (Zalocar de Domitrovic et al., 1998; Moura et al., 2007; Ferrari, 2010).

A comunidade fitoplanctônica tem sido muito utilizada na construção de modelos ecológicos, tais como os modelos de dinâmica de nutrientes, visando o entendimento do

funcionamento dos ecossistemas em geral (Elliott et al., 2010). Assim, estudos do fitoplâncton são relevantes para a obtenção de informações úteis em modelos sobre estimativas de fluxo energético entre os diferentes níveis da cadeia trófica e a capacidade suporte do sistema (Bozelli e Huszar, 2003).

Na tentativa de propor modelos e interpretar padrões de sucessão para a comunidade fitoplanctônica em lagos e reservatórios que apresentam diferentes níveis de trofia, foram desenvolvidas classificações funcionais mais abrangentes (Hutchinson, 1961; Reynolds, 1988). Reynolds (1997) estabeleceu subdivisões da comunidade fitoplanctônicas em espécies estrategistas C-S-R, onde C-estrategistas são compostas por espécies de pequenas dimensões, com alta relação superfície/volume, rápido crescimento. Estas são selecionadas por condições satisfatórias de luz e nutrientes; S-estrategistas apresentam crescimento lento, grandes células ou colônias, baixa relação superfície/volume e são aptas a dominarem sob condições de elevada disponibilidade de luz e deficiência de nutrientes; R-estrategistas são geralmente células, colônias ou filamentos alongados, com alta relação superfície/volume, as quais são adaptadas à baixa disponibilidade de luz, mas não de nutrientes.

Posteriormente um novo modelo foi proposto por Reynolds et al. (2002) no qual as espécies do fitoplâncton foram agrupadas em 31 grupos funcionais, denominados por códigos alfanuméricos, baseando-se em suas estratégias de sobrevivência, tolerâncias e sensibilidades. Estes eram definidos pelos atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos de espécies que potencial e alternativamente podem dominar ou co-dominar um sistema (Huszar et al., 2003). Estes grupos são frequentemente polifiléticos e respondem similarmente a um determinado conjunto de condições ambientais, possuindo características adaptativas para a sobrevivência e dominância em distintos ambientes (Reynolds et al., 2002).

A classificação do fitoplâncton de acordo com grupos funcionais desperta o interesse da comunidade científica, pois este tipo de abordagem contribui para a análise da distribuição e dinâmica das populações fitoplanctônicas naturais (Reynolds et al. 2002; Reynolds, 2006). Esta abordagem é mais eficiente no biomonitoramento ambiental do que a de agrupamentos filogenéticos (Huszar e Caraco, 1998; Kruk et al., 2002), tendo se tornado fundamental para uma melhor compreensão e descrição das comunidades como uma forma

viável de prever respostas e avaliar as mudanças nos ecossistemas aquáticos causados pelas ações antrópicas, facilitando a análise das interações entre o fitoplâncton e outras comunidades biológicas, como as macrófitas aquáticas (Fonseca e Bicudo, 2010).

Além disso, a abordagem dos grupos funcionais considera a tolerância ou a sensibilidade das espécies às variáveis físicas e químicas do sistema aquático onde são encontrados (Cunha e Calijuri, 2011), permitindo a avaliação da influência das condições hidráulicas de um reservatório (por exemplo, tempo de residência), das características morfométricas e do uso e ocupação da bacia hidrográfica sobre as algas (Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2006; Borges et al., 2008).

Ainda, o agrupamento do fitoplâncton em grupos funcionais é mais vantajoso do que o agrupamento filogenético tradicional em virtude da classificação dos organismos no primeiro se basear nas estratégias de sobrevivência e adaptações das espécies fitoplanctônicas às condições ambientais e não nas diferenças morfológicas na qual se baseia o último (Salmaso e Padisák, 2007).

No Brasil a abordagem dos grupos funcionais fitoplanctônicos ainda é recente e os estudos publicados até 2011 totalizavam 26 (Brasil e Huszar, 2011), no entanto, nos últimos 2 anos esse número se elevou para 33. O primeiro estudo foi realizado por Huszar e Reynolds (1997). Neste trabalho os autores verificaram que as assembléias propostas por Reynolds (1993) possibilitavam traçar um ciclo para o fitoplâncton em resposta à variabilidade anual hidrológica e hidrográfica no lago Batata (PA), um lago tropical, onde ocorria uma progressão a partir de pequenas diatomáceas e flagelados sob condições de maré alta. Após esse período, as desmídias e diatomáceas começavam a diminuir e assim ocorria a posterior dominância de *Jaaginema-Oscillatoria* (grupo S). Na maré baixa com o término da condição oligotrófica ocorria a restauração das desmídias e o estabelecimento de clorofíceas coloniais.

Huszar et al. (2000) classificou as cianobactérias de acordo com grupos funcionais em oito lagos produtivos localizados nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Pernambuco. Em um estudo durante um ano, com amostragens trimestrais foram avaliadas a variação diurna do fitoplâncton em relação à flutuação hidrométrica aplicando-se a classificação de grupos funcionais de Reynolds (1997) (Melo e Huszar, 2000). Outros estudos foram realizados também em planícies de inundação de outros rios brasileiros

(Nabout et al., 2006; 2009; Loverde-Oliveira e Huszar, 2007; 2010; Bovo-Scomparin e Train, 2008; Nabout e Nogueira, 2008).

Silva et al. (2005) analisando a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em cinco reservatórios em cascata no rio Iguaçu, no estado do Paraná, aplicaram a classificação de Reynolds et al. (2002) e concluíram que as associações foram importantes indicadoras das condições ambientais nestes sistemas.

A partir de 2007 os estudos sobre a classificação das espécies fitoplânctônicas em grupos funcionais no Brasil se tornaram mais frequentes, sendo muitos deles realizados em pequenos reservatórios (Huszar et al., 2000; Moura et al., 2007; Crossetti e Bicudo 2008a; 2008b, Dantas et al., 2008; Fonseca e Bicudo 2008; 2010; Becker et al., 2009a; 2009b; Rangel et al., 2009; Melo, 2012; Crossetti et al., 2013). Neste período apenas cinco estudos foram realizados em grandes reservatórios (Borges et al., 2008; Gemelgo et al., 2009; Crossetti et al., 2013; Nishimura, 2012; Moreti et al., 2013).

Poucos trabalhos enfocaram os grupos funcionais fitoplanctônicos em rios (Soares et al., 2007; Miranda, 2013; Santos et al., 2013), córregos (Carneiro et al., 2010), estuários (Costa et al., 2009), lagos profundos (Souza et al., 2008) ou tanques de piscicultura (Moura et al., 2012).

Recentemente Padisák et al. (2009) evidenciaram algumas descrições e erros comuns no uso da classificação em grupos funcionais visando facilitar a aplicação desse método. Nesta análise são apresentados 40 grupos funcionais que haviam sido aplicados em 67 estudos publicados havendo, no entanto, discrepâncias quanto à classificação, razão pela qual estes autores também apresentaram uma revisão atualizada dos grupos funcionais. É interessante notar que dos artigos citados, 16 foram realizados no Brasil.

Segundo Araujo (2010) desde a classificação original dos grupos funcionais por Reynolds (1997) verifica-se que a maioria dos estudos do fitoplâncton utilizando o enfoque dos grupos funcionais se concentraram nas regiões temperadas e há necessidade de ampliação destes estudos nos trópicos e subtropicais. Reynolds (1997) afirma que o modelo de grupos funcionais se baseia em elementos sensíveis à localização longitudinal, características morfológicas e estados tróficos dos ecossistemas aquáticos. A partir destes fatos Burliga (2010) concluiu que o sistema de classificação funcional do fitoplâncton encontra-se ainda aberto a novas considerações e análises.

1.3 Zooplâncton

O zooplâncton é composto de consumidores primários herbívoros, predadores de diferentes níveis tróficos, onívoros e detritívoros, que variam desde um pouco menos de 0,04 mm a 2,5 mm ou maiores, que vivem flutuando na coluna d'água, possuindo movimentos próprios, porém, com capacidade natatória limitada, sendo incapazes de vencer contra correntes. A comunidade zooplânctônica de água doce é constituída por três grupos principais de animais: os rotíferos, cladóceros e copépodos, e além destes, protozoários, vermes (nematódeos) e diversas larvas, como as de insetos (Sipaúba-Tavares, 1994).

A maioria das espécies está próxima à base da cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos, sendo o elo de transferência de matéria e energia entre os produtores (fitoplâncton) e os consumidores de níveis tróficos superiores na cadeia alimentar. Devido à elevada taxa metabólica específica são capazes de influenciar processos ecológicos fundamentais, como a ciclagem de nutrientes (Epp e Lewis, 1979; Hisatugo, 2012) e a magnitude da produção biológica (Jang et al., 2003; Santos et al., 2010)

De acordo com Rocha et al. (1995), os rotíferos dominam o zooplâncton da maioria dos lagos, tanques, reservatórios e rios do Brasil em densidade e número de espécies. Isto se deve provavelmente ao fato destes organismos consumirem uma variedade de espécies fitoplânctônicas, detritos e bactérias, com dietas variando entre espécies distintas ou uma única espécie (Starkweather, 1980). Rotifera é reconhecidamente o grupo mais diverso entre o zooplâncton de água doce (Sharma e Sharma, 2008).

Os cladóceros são utilizados como alimento principalmente por larvas de peixes, com destaque para as espécies pertencentes ao gênero *Moina* e *Daphnia*, devido ao seu alto valor nutricional (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001). São muito importantes na transferência de energia através da cadeia alimentar de ambientes lênticos, já que atingem a maturidade em pouco tempo e por possuírem elevada taxa reprodutiva. A retirada desses filtradores pode interferir de forma negativa na qualidade da água levando à ocorrência de densos florescimentos algais em regiões temperadas (Bernardi et al., 1987; Liu et al., 2013). Estudos em locais impactados evidenciaram que os cladóceros, mesmo em locais com alta turbidez e sujeitos a poluentes alcançam elevadas densidades demonstrando alta capacidade

de adaptação para esses organismos (Bozelli, 1996; Maia-Barbosa e Bozelli, 2006).

Os copépodos são extremamente numerosos no plâncton dos ambientes aquáticos, ocupam posição intermediária na rede alimentar entre o fitoplâncton e detritos de um lado e os consumidores de grande porte do outro (Seebens et al., 2007). O conhecimento sobre a dinâmica dos microcrustáceos contribui para o melhor entendimento da comunidade zooplanctônica como um todo e do funcionamento do ecossistema aquático.

O zooplâncton distribui-se de forma não homogênea em seu habitat e exhibe padrões diferentes de segregação espacial, os quais, às vezes, podem sofrer alterações no decorrer de algumas horas (Pinto-Coelho, 2003). A comunidade zooplanctônica possui movimentos de migração vertical tanto em ambientes marinhos como de água doce, e dependem de vários fatores tais como local, estação, idade e sexo dos organismos (Costa, 1998).

A distribuição heterogênea registrada para a comunidade zooplanctônica em reservatórios está diretamente relacionada as diferentes zonas desses ecossistemas em relação à morfometria (Espíndola et al., 2000). Alguns trabalhos relatam maiores riquezas na região fluvial onde o fluxo de água é maior e relacionam esse resultado com o possível incremento de espécies oriundas da vegetação marginal e da ressuspensão dos organismos dos sedimentos (Lansac-Tôha et al., 1999). Outra explicação seria a dificuldade dos predadores de visualizar suas presas nas regiões mais a montante e portanto com águas mais turbidas (Nogueira, 2000).

A morfometria dos reservatórios, relacionada ao tamanho e forma, é uma das características influenciadoras da diversidade zooplanctônica, logo, reservatórios grandes e dendríticos contribuem para um aumento na riqueza dessa comunidade, fato que corrobora a hipótese de heterogeneidade espacial da diversidade (Rocha et al., 1999; Kovalendo, 2012).

A análise da diversidade de espécies do zooplâncton refere-se ao estudo das relações quantitativas entre riqueza e abundância de táxons dentro da comunidade. Existem espécies que predominam na região litorânea (próximo à margem) e vivem na maioria das vezes associadas à vegetação (macrófitas) enquanto outras habitam preferencialmente a região limnética (pelágica) onde geralmente ocorre uma menor riqueza de espécies (Santos-Wisniewski et al., 2002). As regiões litorâneas possibilitam a ocorrência de diversos micro-habitats que fornecem abrigo e alimento para diferentes espécies e quando esse local é rico

em macrófitas esse efeito é ainda maior (Maia-Barbosa et al., 2008). Nesse estudo os autores verificaram que na região litorânea rica em vegetação aquática, houve o registro de 67 espécies a mais do que na região litorânea sem vegetação, demonstrado desta forma a importância desses locais para a conservação biológica da comunidade zooplanctônica.

A importância dos estudos do zooplâncton reside no seu papel no biomonitoramento dos ecossistemas aquáticos, uma vez que as populações podem sofrer alterações tanto quantitativas como qualitativas (mudança na composição de espécies) em detrimento das mudanças no ambiente (Coelho-Botelho, 2004). Esses organismos representam um grupo responsável por constituir a unidade básica de produção nos ecossistemas aquáticos sendo fundamental no transporte e regeneração de nutrientes devido a seu elevado metabolismo.

A comunidade zooplanctônica além de contribuir para o estoque de carbono na forma de biomassa orgânica particulada, ainda participa na liberação de COD (carbono orgânico dissolvido) (Lampert, 1978). Segundo Margalef (1983), os organismos que mais contribuem para a biomassa total do zooplâncton nos ambientes aquáticos são os microcrustáceos, principalmente copépodos. Em ambientes muito eutróficos, os rotíferos e protozoários são os que mais contribuem para a biomassa (Peláez-Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2002).

Segundo Pinto-Coelho (2003), a biomassa zooplanctônica é uma variável de fundamental importância para o conhecimento ecológico da participação de cada grupo na comunidade e para o estudo da estrutura trófica do ecossistema. A biomassa pode ser utilizada para expressar a quantidade de matéria orgânica nos organismos por unidade de área ou volume e também fornece uma medida integradora para a análise da estrutura do ecossistema, independente da composição taxonômica (Bonecker et al., 2007). Alguns autores investigaram a biomassa do zooplâncton em reservatórios brasileiros (Esteves e Sendacz, 1988; Matsumura-Tundisi et al., 1989; Santos-Wisniewski, 1998; Melão e Rocha, 2000; Panarelli, 2004; Casanova, 2005; Sendacz et al., 2006; Bonecker et al., 2007; Santos-Wisniewski e Rocha, 2007; Negreiros, 2010; Santos, 2010; Silva, 2011; Gazonato, 2013). Os estudos realizados nestes ambientes têm apontado um predomínio numérico de organismos de pequena biomassa, como os protozoários e rotíferos, e uma maior contribuição dos organismos maiores, como os cladóceros e os copépodos para a biomassa total. Além disso, o aumento da biomassa zooplanctônica tem sido frequentemente

associado ao aumento do nível de trofia dos ambientes aquáticos (Robarts et al., 1992; Melão, 1997; Rietzler et al., 2004; Bonecker et al., 2007; Corgosinho e Pinto-Coelho, 2006; Santos, 2010; Silva, 2011; Gazonato, 2013).

Apesar da biomassa zooplanctônica ser considerada uma estimativa mais precisa e mais realista do que a da densidade numérica, quando são realizados estudos comparativos entre diferentes ambientes, esta não reflete necessariamente a taxa de produção de matéria nova ou a taxa em que a energia está sendo processada (Matsumura-Tundisi et al., 1989; Peláez-Rodríguez e Matsumura-Tundisi, 2002). Contudo, a variação da biomassa presente num dado ambiente é uma medida mais realista da contribuição de cada um dos componentes para a retenção de energia e matéria dentro da comunidade (Melão, 1997).

A produção secundária pode ser entendida como uma etapa final ou síntese de todos os processos envolvidos no consumo, transformação e armazenamento da matéria orgânica pelos consumidores e é quantificada como o incremento em biomassa por unidade de tempo (Winberg et al., 1965; Santos-Wisniewski, 1998; Panarelli, 2004). Estimativas da produtividade do zooplâncton não são frequentes, apesar de serem uma fração importante da produção secundária dos ecossistemas aquáticos continentais (Edmondson e Winberg 1971; Melão, 1997; Melão e Rocha, 2000; Santos-Wisniewski e Rocha, 2007) .

A produção secundária é considerada a base para o entendimento da organização das comunidades naturais em termos de matéria e energia, sendo o processo mantenedor da abundância e estrutura da comunidade (Winberg et al., 1965; Melão, 1997). Adicionalmente, a produção secundária é também considerada um canal para o fluxo de massa e energia através dos níveis tróficos e o mecanismo por meio do qual as populações garantem sua existência e permanência (Edmondson e Winberg 1971; Santos-Wisniewski, 1998).

As características populacionais, incluindo biomassa, idade, longevidade, número de gerações produzidas e tamanho do corpo das espécies individuais, entre outros fatores, afetam a produtividade secundária nos ambientes aquáticos (Soranno et al., 1993; Rietzler et al., 2004). Diversos fatores ambientais influenciam a produtividade secundária dos organismos planctônicos: o regime climático, as variáveis hidrobiológicas de cada sistema aquático, além das interações biológicas como predação e competição (Maia-Barbosa, 2000).

Os trabalhos sobre o conhecimento da dinâmica de população e das características do ciclo de vida das espécies são fundamentais para a avaliação do processo de produção secundária da comunidade zooplanctônica.

1.4 Justificativa

Guarapiranga é um reservatório urbano que há décadas vem sofrendo um intensivo processo de eutrofização que tem consequências diretas sobre a qualidade da água (Beyruth, 2000; Fontana et al., 2014). Esse processo gera alterações nas variáveis ambientais sejam elas abióticas ou bióticas. Tendo em vista que esse ambiente fornece água para milhões de pessoas na Região Metropolitana de São Paulo e que a eutrofização é um fator preponderante na limitação das comunidades biológicas no ambiente aquático, a análise das populações fito e zooplanctônicas fornece informação relevantes no caso de um manejo ambiental.

O estudo sobre a comunidade zooplanctônica, sua interação com o fitoplâncton e a utilização destas comunidades para a avaliação da qualidade da água é relevante no contexto da preservação dos recursos hídricos do estado de São Paulo. O levantamento das características das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica do reservatório de Guarapiranga pode mostrar que tais comunidades podem ser diferentes quanto à composição, abundância e diversidade. Uma comparação entre tais comunidades é relevante para se conhecer o grau de influência das características hidrológicas e dos fatores físicos e químicos sobre essas populações.

A variação da comunidade fitoplanctônica pode ser atribuída às variações climáticas, hidrodinâmicas, limnológicas e também das atividades dos consumidores primários. Sendo assim, a quantidade e qualidade do fitoplâncton disponível refletirá diretamente sobre a comunidade zooplanctônica. Essa, por sua vez, quando tem alterada sua estrutura e dinâmica, pode provocar mudanças em toda a rede trófica do reservatório e conseqüentemente refletir na qualidade de suas águas (Rocha et al., 1995).

A abordagem de classificação funcional das comunidades biológicas surge como uma ferramenta útil na avaliação dos ecossistemas aquáticos, que aliada aos estudos de distribuição horizontal, vertical e temporal, e de produtividade compreendem ferramentas

indispensáveis na avaliação dos impactos causados pelas ações antrópicas nas bacias hidrográficas.

Portanto, o presente estudo visa a análise das interações fito-zooplâncton no reservatório de Guarapiranga, considerando que o entendimento da classificação funcional e da produção dos organismos dentro dos ecossistemas é relevante, pois fornece informações sobre a transferência de matéria dentro das comunidades auxiliando na detecção de efeitos sobre esses organismos. Este estudo contribui ainda para o entendimento do aspecto trófico-dinâmico em Guarapiranga e das variáveis controladoras dos processos de produção nas comunidades biológicas, fornecendo subsídios para o manejo ambiental.

2. Objetivos e hipóteses

2.1 Objetivo Geral

Analisar as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica do reservatório de Guarapiranga e a influência de alguns fatores de natureza meteorológica, hidrodinâmica e limnológica (abióticos e bióticos), na dinâmica espacial e temporal de suas populações em curta escala de tempo.

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar o reservatório de Guarapiranga quanto às características limnológicas.
- Determinar como a estrutura física da coluna d'água influencia a distribuição vertical do fitoplâncton em um reservatório polimítico quente usado para o abastecimento público.
- Analisar os padrões de distribuição vertical das comunidades fito e zooplanctônica, existência ou não e tipo de migração diurna da comunidade zooplanctônica e sua relação com o padrão de estratificação/circulação e as variáveis ambientais em um reservatório tropical eutrófico, o reservatório de Guarapiranga.
- Quantificar a diversidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Guarapiranga.
- Analisar a comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano dedicado ao abastecimento humano por meio de um estudo intensivo de curto prazo, visando avaliar se há heterogeneidade na estrutura física e química, decorrente da hidrodinâmica do reservatório e, verificar se há também heterogeneidade em relação à composição de espécies algais tanto em nível de espécies como em relação aos grupos funcionais.
- Comparar a eficiência da classificação em grupos funcionais em contraposição à de espécies individuais para a predição das assembleias fitoplanctônicas presentes em diferentes compartimentos de um reservatório eutrófico polimítico caracterizado por

alterações de curto prazo em resposta às alterações nos fatores climatológicos e hidrodinâmicos.

- Avaliar a variabilidade horizontal da composição e abundância do zooplâncton em uma escala temporal prazo, mas em escala espacial em rede amostral fina em um reservatório eutrófico visando identificar os fatores desencadeadores da heterogeneidade espacial dentro desta comunidade.
- Estimar a biomassa e produção secundária instantânea da comunidade zooplânctônica no reservatório de Guarapiranga, um reservatório urbano eutrofizado, visando avaliar a resposta desta comunidade a múltiplos fatores.
- Avaliar possíveis interações tróficas do protozoário *Paradileptus elephantinus* com outras populações de rotíferos no reservatório de Guarapiranga.
- Avaliar a distribuição espacial do fitoplâncton e do zooplâncton em 64 pontos no reservatório de Guarapiranga.

2.3 Hipóteses

- Os fatores meteorológicos alteram o regime térmico no reservatório de Guarapiranga em curto prazo.
- A comunidade fitoplanctônica responde aos eventos térmicos e hidrodinâmicos, em termos de mudança nas densidades populacionais e distribuição vertical
- A comunidade zooplânctônica no reservatório de Guarapiranga será dominada pelo microzooplâncton pois este reservatório é um ambiente eutrófico.
- O microzooplâncton têm baixa capacidade de locomoção e, portanto as forças termohidrodinâmicas e o padrão de estratificação do sistema determinarão a curto prazo a sua distribuição vertical.
- A comunidade fitoplanctônica do reservatório de Guarapiranga é dominada por cianobactérias em seus principais atributos: riqueza de espécies, diversidade e densidade.

- Dado o caráter polimítico da represa existe grande homogeneidade espacial na densidade das populações e na composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica.
- O manejo das florações pela aplicação do sulfato de cobre selecionou uma assembléia de algas tolerante/resistentes.
- No reservatório de Guarapiranga, devido à distinta ocupação do entorno dos rios afluentes podem ser encontrados ambientes ou compartimentos heterogêneos que, devido a perturbações constantes condicionam o estabelecimento do zooplâncton. Uma vez que a comunidade zooplanctônica responde a estas alterações espera-se encontrar maior riqueza de espécies e diversidade nos locais onde as perturbações sejam moderadas, isto é, ainda estejam nos primeiros níveis de degradação e por outro lado maiores densidades nos compartimentos mais eutrofizados, como preconizado por Hellawell (1978).
- A maior fração da produção secundária será dos rotíferos devido ao elevado grau de trofia deste corpo de água e consequentes florações de cianobactérias.
- A segunda hipótese é que a produção secundária deste corpo de água será comparável a de sistemas eutróficos.

3. Materiais e Métodos Geral

3.1 Descrição da Área e do Reservatório

O Reservatório Guarapiranga está localizado na Bacia do Alto Rio Tietê e faz parte do sistema de abastecimento de água da cidade de São Paulo, localizando-se na porção sudoeste da região metropolitana. Este reservatório é o segundo maior da região e contribui com cerca de 20% da água de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo; atendendo aproximadamente 3,8 milhões de pessoas de diversos municípios, além de ser utilizado também como área de lazer para esportes náuticos, natação e pesca (Cetesb, 2002). Suas coordenadas geográficas e principais características são apresentadas na Tabela 3.1.1.

Tabela 3.1.1 Principais características do Reservatório Guarapiranga.

	Reservatório de Guarapiranga
Coordenadas	23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W
Ano de construção	1906
Uso preponderante	Abastecimento público
Altitude	740 m
Perímetro	85 km
Área da lâmina d'água	33 km ²
Área de drenagem	630 km ²
Área inundada	33,9 km
Volume total	194 x 10 ⁶ m ³
Profundidade máxima	13 m
Profundidade média	5,7 m
Tempo de retenção da água	185 dias

Modificado com base em Caleffi (2000) e Cetesb (1993; 2002)

A bacia do rio Guarapiranga apresenta características heterogêneas, com variada ocupação do solo, áreas verdes tipicamente rurais, bairros densamente habitados, rodovias, indústrias, extração de areia, clubes esportivos e atividades agrícolas (Whately e Cunha, 2006). Atualmente a população da bacia é de 3,8 milhões de habitantes, sendo que cerca de 550.000 destes ocupam as regiões imediatamente no entorno do reservatório.

O reservatório de Guarapiranga é formado pelo represamento do rio Guarapiranga e de seus rios afluentes: Laura, Santa Rita, Embu-Guaçu, Embu-Mirim, Ribeirão Mirim e outros 17 córregos de menor extensão. Encontra-se inserido na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 06, a qual abrange a parte superior do Rio Tietê, desde as suas cabeceiras até a barragem do reservatório de Pirapora, numa extensão de 133 km, abrangendo 34 municípios (Cetesb, 2002)

A partir da década de 70, a ocupação territorial antrópica em grande parte da bacia do reservatório de Guarapiranga foi irregular, caracterizada pela invasão de áreas e falta de infra-estrutura que, associadas as altas densidades populacionais acarretaram acelerada degradação da qualidade da água do reservatório. A partir daí as florações de algas se tornaram frequentes causando entupimentos dos filtros na captação da água e ocasionando problemas para o abastecimento público de água (Whately e Cunha, 2006).

O intenso processo de urbanização caracterizado pela substituição da vegetação natural e atividade agrícola por áreas residenciais e industriais nas últimas décadas faz com que uma parte considerável do reservatório Guarapiranga se encontre circundado pela mancha urbana.

3.2 Local e Época das Coletas

As coletas de água e dos materiais biológicos foram realizadas entre os dias 12 e 14 de setembro de 2010, durante o período seco, em 64 pontos de coleta distribuídos ao longo de toda a extensão do Reservatório Guarapiranga (Figura 3.1.1 e Tabela 3.1.2). Em um ponto do reservatório ($23^{\circ}42'53''S$ e $46^{\circ}44'32''W$) localizado na entrada do rio afluente Embu-Mirim foram realizadas coletas ao longo de dois ciclos nictemerais (48 horas) em intervalos de 3 horas, em diversas profundidades da coluna d'água: 0,0 m; 2,0 m, 4,0 m e 5,5 m. Esse local foi escolhido pois a maioria das florações de algas tem início nesta área.

A localização geográfica dos pontos de coleta foi registrada por meio de um GPS marca GARMIN modelo 130 SOUNDER (Tabela 3.2.1).

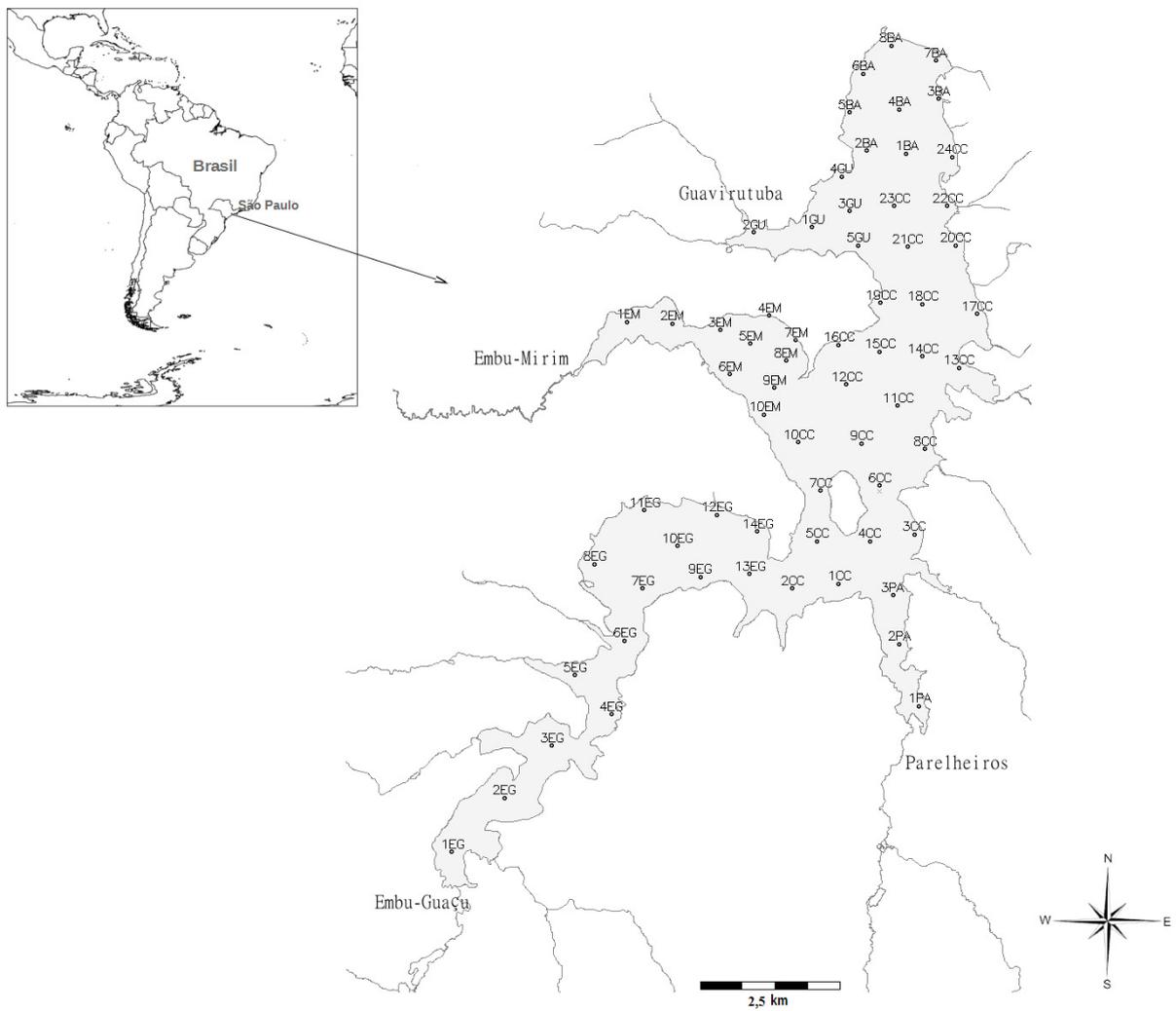


Figura 3.1.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do Reservatório Guarapiranga, principais tributários e pontos de amostragens. (EG = Embu-Guaçu, PA = Parelheiros, CC = Corpo central, EM = Embu-Mirim, GU = Guavitutuba e BA = Barragem).

Tabela 3.2.2 Coordenadas geográficas registradas em cada ponto amostrado no reservatório Gurapiranga.

Embu Guaçu		Corpo Central	
1	23°46'46,35"S e 46°47'27,96"W	16	23°42'46,42"S e 46°44'5,24"W
2	23°46'20,89"S e 46°47'0,44"W	17	23°42'32,39"S e 46°42'53,77"W
3	23°45'56,18"S e 46°46'35,49"W	18	23°42'27,37"S e 46°43'21,70"W
4	23°45'41,68"S e 46°46'4,71"W	19	23°42'26,41"S e 46°43'43,40"W
5	23°45'22,71"S e 46°46'23,13"W	20	23°41'59,44"S e 46°43'4,35"W
6	23°45'6,59"S e 46°45'57,45"W	21	23°41'59,95"S e 46°43'28,97"W
7	23°44'41,70"S e 46°45'47,80"W	22	23°41'40,64"S e 46°43'8,34"W
8	23°44'29,69"S e 46°46'12,25"W	23	23°41'40,34"S e 46°43'35,52"W
9	23°44'36,58"S e 46°45'17,99"W	24	23°41'17,24"S e 46°43'5,50"W

10	23°44'21,59"S e 46°45'29,69"W	Embu Mirim	
11	23°44'4,20"S e 46°45'46,44"W	1	23°42'34,27"S e 46°45'54,13"W
12	23°44'6,97"S e 46°45'9,12"W	2	23°42'35,31"S e 46°45'30,81"W
13	23°44'35,31"S e 46°44'52,51"W	3	23°42'38,48"S e 46°45'6,24"W
14	23°44'15,04"S e 46°44'48,39"W	4	23°42'31,98"S e 46°44'40,70"W
Parelheiros		5	23°42'45,16"S e 46°44'50,73"W
1	23°45'39,57"S e 46°43'25,92"W	6	23°42'59,67"S e 46°45'1,51"W
2	23°45'9,75"S e 46°43'35,74"W	7	23°42'43,83"S e 46°44'27,27"W
3	23°44'46,28"S e 46°43'38,82"W	8	23°42'53,49"S e 46°44'32,48"W
Corpo Central		9	23°43'6,43"S e 46°44'38,65"W
1	23°44'40,50"S e 46°44'6,75"W	10	23°43'19,34"S e 46°44'44,09"W
2	23°44'42,58"S e 46°44'30,54"W	Guavirutuba	
3	23°44'17,51"S e 46°43'27,39"W	1	23°41'50,01"S e 46°44'18,22"W
4	23°44'20,37"S e 46°43'50,34"W	2	23°41'52,04"S e 46°44'48,25"W
5	23°44'20,07"S e 46°44'17,53"W	3	23°41'42,36"S e 46°43'58,71"W
6	23°43'53,87"S e 46°43'44,91"W	4	23°41'25,96"S e 46°44'2,48"W
7	23°43'55,87"S e 46°44'15,48"W	5	23°41'58,89"S e 46°43'54,44"W
8	23°43'36,55"S e 46°43'21,37"W	Barragem	
9	23°43'33,59"S e 46°43'53,82"W	1	23°41'15,41"S e 46°43'29,23"W
10	23°43'32,57"S e 46°44'26,64"W	2	23°41'13,63"S e 46°43'49,57"W
11	23°43'15,69"S e 46°43'35,08"W	3	23°40'49,24"S e 46°43'12,12"W
12	23°43'5,22"S e 46°44'1,57"W	4	23°40'54,28"S e 46°43'32,37"W
13	23°42'58,07"S e 46°43'3,43"W	5	23°40'55,23"S e 46°43'58,08"W
14	23°42'52,40"S e 46°43'22,03"W	6	23°40'36,88"S e 46°43'50,78"W
15	23°42'49,78"S e 46°43'44,06"W	7	23°40'31,05"S e 46°43'13,40"W
		8	23°40'23,75"S e 46°43'36,21"W

3.3. Variáveis Físicas e Químicas

3.3.1 Transparência da Água

A transparência da água foi determinada pela leitura do desaparecimento visual do Disco de Secchi, com 0,30 m de diâmetro e cor branca. O disco foi abaixado verticalmente na coluna d'água, na parte sombreada pela lateral do barco. O valor médio entre a profundidade em que o disco desaparece e aquela em que o mesmo reaparece foi tomada como a medida da transparência da água.

A extensão da zona eufótica ($\approx 1\%$ da luz que atinge a superfície) foi obtida multiplicando-se o valor da transparência da água, obtido pela leitura do Disco de Secchi, pelo coeficiente empírico de 2,7 proposto por Margalef (1983).

3.3.2 Potencial Hidrogeniônico, Condutividade Elétrica, Concentração de Oxigênio Dissolvido e Temperatura da Água

As variáveis físicas e químicas (pH, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água) foram medidas *in situ* ao longo da coluna d'água, por meio de um multisensor da marca HORIBA[®], modelo U-10. As medidas foram realizadas em intervalos de 0,5 m da superfície ao fundo até a profundidade de 5,5 m.

3.3.3 Concentração de Nutrientes

As amostras de água para as análises das concentrações de fósforo total e de nitrogênio total foram coletadas diretamente na superfície da coluna d'água (0,0 a 0,4 m) nos 64 pontos estabelecidos. Para o estudo das variações em dois ciclos nictemerais as amostras de água foram coletadas no eixo vertical, com garrafa de Van Dorn com cinco litros de capacidade, nas profundidades de 0,0 m; 2,0 m; 4,0 m e 5,5 m. Essas amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e mantidas congeladas até a posterior análise. As análises foram realizadas no laboratório de Análises Químicas da Divisão de Gestão e Desenvolvimento Operacional de Recursos Hídricos Metropolitano (SABESP) pelo método de digestão em microondas e cromatografia iônica (Colina e Gardiner, 1999).

3.3.4 Índice de Estado Trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) foi calculado pelo modelo proposto por Toledo et al. (1983) os quais, com base em dados empíricos, modificaram o índice de Carlson (1977), para melhor adaptá-lo às condições climáticas e ambientais das regiões tropicais e subtropicais.

As variáveis utilizadas no modelo de Toledo et al. (1983) consistem na transparência da água (**S**) e nas concentrações de fósforo total (**P**), fosfato inorgânico (**PO₄**) e clorofila *a* (**CL**) e os valores dos parâmetros são ponderados.

As equações utilizadas são:

IET (S) = $10 \times \{6 - [(0,64 + \ln S) / \ln 2]\}$, para a transparência da água

IET (P) = $10 \times \{6 - [\ln (80,32 / P) / \ln 2]\}$, para o fósforo total

IET (PO₄) = $10 \times \{6 - [\ln (21,67 / PO_4) / \ln 2]\}$, para o fosfato inorgânico dissolvido

IET (CL) = $10 \times \{6 - [(2,04 - 0,695 + \ln CL) / \ln 2]\}$, para a clorofila *a*

Onde:

S = leitura da transparência da água pelo disco de Secchi (m)

P = concentração de fósforo total (μgL^{-1})

PO₄ = concentração de fosfato inorgânico dissolvido (μgL^{-1})

CL = concentração de clorofila *a* (μgL^{-1})

De acordo com Toledo et al. (1983), a profundidade do disco de Secchi dos reservatórios tropicais é muito afetada pela elevada turbidez de origem inorgânica (silte, argilas) durante a maior parte do ano. Assim, para minimizar esse problema os autores sugeriram a ponderação das variáveis para a obtenção do valor final do IET médio, de forma a atribuir menos peso à variável Disco de Secchi, mas não eliminá-la. Tal ponderação é feita de acordo com a seguinte equação:

$$\mathbf{IET\ (m\u00e9dio)} = \mathbf{IET\ (S)} + 2 [\mathbf{IET\ (P)} + \mathbf{IET\ (PO_4)} + \mathbf{IET\ (CL)}] / 7$$

No presente estudo, para o cálculo do índice de estado trófico médio foram utilizados apenas os valores do Disco de Secchi e das concentrações de fósforo total e clorofila *a*, tendo em vista que as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido não foram determinadas. A fórmula utilizada para o cálculo do IET médio foi a seguinte:

$$\mathbf{IET\ (m\u00e9dio)} = \mathbf{IET\ (S)} + 2 [\mathbf{IET\ (P)} + \mathbf{IET\ (CL)}] / 5$$

Tendo obtido os valores de IET médio, os critérios utilizados para a classificação do estado trófico em cada ponto foram:

Ultraoligotrófico para $\text{IET} \leq 24$

Oligotrófico para $24 < \text{IET} \leq 44$

Mesotrófico para $44 < \text{IET} \leq 54$

Eutrófico para $54 < \text{IET} \leq 74$

Hipereutrófico para $\text{IET} > 74$

3.4 Variáveis Bióticas

3.4.1 Concentração de Clorofila *a*

As determinações da concentração de clorofila *a* foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos em Nush (1980). Volumes de 0,3 a 0,5 litro da água coletada em cada ponto de coleta foram filtrados sob vácuo, em filtros de fibra de vidro GF/C de 2,5 cm de diâmetro e 1,2 µm de abertura de poro, para a retenção do material suspenso. Os filtros foram armazenados no escuro em frascos com sílica gel e mantidos em freezer até o momento da extração da clorofila. Para a extração dos pigmentos foi utilizada uma solução de etanol 80% como solvente, a extração foi realizada a quente, elevando-se a temperatura do tubo contendo o filtro e o solvente até a fervura, em banho-maria. Os tubos contendo os filtros e o solvente foram guardados em geladeira por 24 horas para completar o processo de extração. Após esse período, os tubos foram deixados em temperatura ambiente para restabelecimento do equilíbrio térmico por trinta minutos, centrifugados e o sobrenadante transferido para um balão volumétrico, completando-se o volume para 10 mL. A leitura da absorbância do extrato da clorofila foi realizada em espectrofotômetro da marca Micronal, UV-visível, nos comprimentos de onda de 665 nm, utilizando-se a solução de etanol 80% como referência (branco).

Após a leitura da absorbância da clorofila foi feita a determinação da concentração da feofitina, por meio da acidificação do extrato com uma solução de HCl 4N. Após a adição do ácido o extrato foi agitado por cinco segundos e a absorbância foi determinada em espectrofotômetro, por meio de leituras nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm.

Para o cálculo da concentração da clorofila e da feofitina foram utilizadas as seguintes fórmulas propostas por Golterman et al. (1978).

$$\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 27,9 * [(E^u_{663} - E^u_{750}) - (E^a_{663} - E^a_{750})] * v/V * 1$$

$$\text{Feofitina ((}\mu\text{g.l}^{-1}\text{)} = 27,9 * \{ [1,7 * (E^a_{663} - E^a_{750}) - (E^u_{663} - E^u_{750})] * v/V * 1$$

Sendo que:

E^u = amostra não acidificada

E^a = amostra acidificada

v = volume do extrato (em mililitros)

V = volume da amostra filtrada (em litros)

l = comprimento da cubeta (em centímetros)

1,7 = razão de rendimento da clorofila não acidificada para acidificada

27,9 = coeficiente de absorção da clorofila em etanol

3.4.2 Comunidade Fitoplanctônica

Para a análise da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Guarapiranga foram coletadas amostras de 250 mL de água em cada ponto de coleta, ou profundidade, as quais foram utilizadas para as análises qualitativas e quantitativas. As amostras foram fixadas em solução de formalina 4%. Em laboratório, para as análises quantitativas, as amostras foram fixadas com solução de lugol para identificação e quantificação das densidades populacionais fitoplanctônicas.

A análise da composição dos organismos fitoplanctônicos presentes nas amostras foi realizada em lâminas e lamínulas sob microscópio binocular da marca Zeiss® com aumento de até 2000x, equipado com contraste de fase, câmara clara, filtros e equipamento fotográfico. A identificação dos organismos foi realizada segundo as características morfológicas e morfométricas dos mesmos, até o menor nível taxonômico possível, com base na seguinte bibliografia específica (Anagnostidis e Komárek, 1988; Komárek e Anagnostidis, 1989; 1999 para Cyanophyceae; Komárek e Fott, 1983 para Chlorococcales; Simonsen, 1979 para Bacillariophyceae, Bourrelly, 1968 para a classe Dinophyceae; Bicudo e Menezes, 2006 para as demais).

A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido da marca Zeiss®, após prévia sedimentação em câmara de Utermöhl. Foram utilizadas câmaras de sedimentação de 10 e 20 mL, com tempo de sedimentação de três horas para cada centímetro de altura da câmara (Utermöhl, 1958).

A análise quantitativa das populações algais foi realizada por meio da contagem numérica das células em 30 campos sob microscópio invertido da marca Zeiss®, modelo Axiovert, em um aumento de 400 vezes. Os indivíduos (células, colônias, cenóbios e filamentos) tiveram suas células enumeradas em campos aleatórios. Os resultados foram expressos em densidade (cel mL⁻¹) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ros (1979).

$$\text{células/mL} = ((n/sc) (1/h)).(F)$$

Onde: n= número de indivíduos contados;
 s=área do campo em mm² no aumento de 400x;
 c= número de campos contados;
 h= altura da câmara de sedimentação em mm;
 F= fator de correção para mililitro = 10³

3.4.3 Determinação do Biovolume e Classificação do Fitoplâncton

O biovolume das células das espécies de algas foi estimado de acordo com as fórmulas propostas por Hillebrand et al. (1999) e Sun e Liu (2003) multiplicando-se a densidade de cada espécie pela unidade volumétrica média dos indivíduos. O valor obtido em $\mu\text{m}^3 \text{ mL}^{-1}$ foi transformado para $\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$ dividindo-se o valor por 10⁶ e, assumindo a unidade de peso fresco como massa, e densidade = 1; $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$ (Wetzel e Likens, 2000).

Os grupos funcionais foram estabelecidos utilizando-se o sistema de classificação funcional do fitoplâncton de água doce, proposto por Reynolds et al. (2002) com base na revisão feita por Padisák et al. (2009), a partir das espécies descritoras, ou seja, aquelas que atingiram biovolume igual ou superior a 1% do biovolume total de cada amostra.

As frações do tamanho do fitoplâncton (0-10, 11-20, 21-30 e >31 μm) foram definidas de acordo com o tamanho do alimento selecionado pelo zooplâncton herbívoro como relatado na literatura (Reynolds, 2006). Essas frações foram estimadas com base no GALD algal (máxima dimensão linear) (Lewis, 1976).

3.4.4 Comunidade Zooplanctônica

Para a análise qualitativa e quantitativa dos organismos zooplanctônicos foram coletados 50 litros de água com uma moto bomba da marca Sthill, modelo P-835, na superfície do reservatório para a análise da distribuição horizontal e em várias profundidades (a partir de 0,0 m, 2,0 m, 4,0 m e 5,5 m) para a análise das variações na distribuição vertical das populações zooplanctônicas nos dois ciclos nictemerais, em intervalos de amostragem de 3 horas durante 48 horas. A água foi filtrada em rede de 68

μm de abertura de malha e a amostra concentrada foi fixada com solução de formalina na concentração final de 4%.

Para as análises qualitativas e quantitativas foram utilizados um microscópio estereoscópico da marca Leica[®] modelo MZ6 com aumento de até 50 vezes e microscópio óptico da marca Zeiss[®], com câmara clara e aumento de até 1000 vezes, ambos com ocular milimetrada.

A identificação dos organismos foi feita por meio de bibliografia especializada (Smirnov, 1974; Koste, 1978; Reid, 1985; Koste e Shiel, 1986; Shiel e Koste, 1992; 1993; Nogrady et al., 1993; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Sinev, 1998, Nogrady e Segers, 2002; Segers e Shiel, 2003; Silva, 2003; Silva e Matsumura-Tundisi, 2005; Van Damme et al., 2011), recorrendo-se a especialistas quando necessário.

Os organismos foram quantificados separadamente para cada táxon/espécie considerando-se as diferentes fases de desenvolvimento/tamanho. Para os Copepoda foram consideradas separadamente as fases de náuplios, copepoditos e adultos ou classes de tamanho no caso de Cladocera (neonatos, jovens e adultos). As contagens de cladóceros e copépodos foram feitas em placas de acrílico quadriculadas sob microscópio estereoscópico, com aumento de 50 vezes com ocular milimetrada. Para os rotíferos e protozoários, subamostras de 1 mL foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico com ocular milimetrada, em um aumento de até 100 vezes.

Os grupos funcionais do zooplâncton foram definidos de acordo com o tamanho e hábitos alimentares: pequenos filtradores de até 200 μm de GALD (rotíferos herbívoros > 25 μm e náuplios de Cyclopoida e Calanoida), médio filtradores até 1 mm de GALD (cladóceros e copepoditos de Calanoida), carnívoros (*Asplanchna*, *Ploesoma*, copepoditos e adultos de Cyclopoida).

3.4.5 Índice de Frequência de Ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies foi calculada de acordo com os procedimentos descritos em Dajoz (1983) levando-se em consideração o número de amostras onde o organismo ocorreu, em relação ao número total das amostras coletadas (expressa em porcentagem), calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$FO = 100 * Pa/P$$

Onde:

Pa = número de amostras contendo o táxon/espécie;

P = número total de amostras obtidas;

FO = frequência de ocorrência do táxon/espécie.

As espécies foram classificadas de acordo com os seguintes critérios:

1. **muito frequentes** – espécies presentes em mais de 70% ou mais das amostras;
2. **frequentes** – espécies presentes em mais de 40% e em menos de 70% das amostras;
3. **pouco frequentes** – espécies presentes em mais de 20% e em menos de 40% das amostras.
4. **esporádicas** – espécies presentes em 20% ou menos das amostras.

3.4.6 Cálculo da Biomassa das Espécies Zooplanctônicas

Para a determinação da biomassa das principais espécies de rotíferos foi utilizada a técnica descrita por Ruttner-Kolisko (1977), pela qual é calculado o biovolume dos indivíduos de cada espécie por meio de medidas das dimensões lineares e o uso de fórmulas específicas para as formas geométricas que mais se aproximem da forma do indivíduo. Para isto foram medidos cerca de 30 indivíduos de cada táxon. Uma vez calculado o volume, este foi considerado igual ao peso úmido do indivíduo assumindo-se que a densidade da massa corporal do mesmo era igual a 1,0. Para a conversão do peso úmido em peso seco foi utilizado o fator 0,1 (Doohan, 1973 *apud* Bottrell et al., 1976), considerando-se, portanto, que o peso seco corresponde a 10% do peso úmido.

A biomassa das espécies de Cladocera e Copepoda foi calculada por meio da equação da regressão linear fornecida por Bottrell et al. (1976), a qual relaciona o comprimento linear (mm) com o peso seco (μg) do indivíduo:

$$\text{Ln } W = \text{Ln } a + b \text{ Ln } L$$

	Ln a	b
Cladocera	1,7512	2,6530
Copepoda	1,9526	2,3990

Onde:

a e b: são constantes obtidas no modelo de regressão entre o peso e o comprimento e

L: comprimento (mm)

Em relação aos Cladocera, estes foram separados por classe ou faixa de tamanho representando adultos, jovens e neonatos. Foram medidos o maior número possível de espécimes de cada espécie. Na maioria das amostras, devido a baixa abundância, foram medidos todos os indivíduos de cada espécie. Após a determinação destes tamanhos, cada espécie foi separada nas três classes de tamanho (L) da seguinte forma: foram consideradas adultas as fêmeas com tamanho maior ou igual à menor fêmea encontrada com ovos; juvenis são os organismos com aspecto de adulto, porém com comprimento inferior ao da menor fêmea ovada, e neonatos (esta categoria é um pouco subjetiva) são os menores organismos encontrados com características intermediárias entre jovem e embrião.

A quantificação dos organismos foi realizada sob microscópio óptico (com ocular graduada) para a contagem dentro de cada classe de tamanho. Estas medidas, juntamente com os dados de densidade, foram utilizadas para a estimativa da biomassa, expressas em μg de peso seco por m^3 ($\mu\text{g PS m}^{-3}$).

Para a análise quantitativa dos copépodos os indivíduos foram separados de acordo com a fase de desenvolvimento (náuplios, copepoditos – I a IV; V e VI – adultos).

Para o cálculo da biomassa dos ovos de Rotifera e de Copepoda foi utilizada a fórmula de uma esfera para se obter o biovolume que corresponde à biomassa úmida e 10% deste valor foi assumido sendo igual ao peso seco. Para os ovos de Cladocera foi utilizado procedimento similar, utilizando-se, no entanto, a fórmula de uma elipsóide para o cálculo do biovolume.

3.4.7 Determinação do Tempo de Desenvolvimento Embrionário e Pós-Embrionário

O tempo de desenvolvimento embrionário das principais espécies de rotíferos foi calculado através da fórmula proposta por Bottrell et al. (1976), que relacionaram o tempo de desenvolvimento do ovo (dias) com a temperatura utilizando uma regressão polinomial:

$$\text{Ln(DE)} = \text{Ln(a)} + b \text{ Ln(t)} + c (\text{Ln(t)})^2$$

Onde: Ln a = 2,7547; b = -0,2484; c = -0,2408 e T = temperatura (°C)

O tempo de desenvolvimento embrionário e pós-embrionário a 20 °C das principais espécies de cladóceros encontrados no reservatório de Guarapiranga foram obtidos na literatura (Hanazato e Yasuno, 1985, Rocha e Matsumura-Tundisi, 1990, Bohrer, 1995, Melão, 1997, Santos-Wisniewski, 1998).

Para o tempo de desenvolvimento de Copepoda foram utilizados os dados de Rietzler (1995), para Cyclopoida, e os dados de Espíndola (1994) para os Calanoida.

3.4.8 Cálculo da Produção Secundária Instantânea

Rotifera

Para a estimativa da produção secundária instantânea das espécies de Rotifera foi utilizado o método do recrutamento, segundo Elster (1954) *apud* Edmondson e Winberg (1971), a partir dos valores da taxa finita de natalidade (B) e do peso seco dos rotíferos.

Taxa finita de natalidade:

$$B = E * D_e^{-1}$$

Onde: B = taxa finita de nascimento; E = proporção de ovos/fêmea e D_e = tempo de desenvolvimento do ovo.

Conhecendo-se B calcula-se o recrutamento (P_N):

$$P_n = N_f * B$$

Onde: P_N = recrutamento de novos indivíduos e N_f = número de fêmeas

Para se obter a produção em peso de matéria orgânica produzida, expressa em microgramas de peso seco m^{-3} utilizou-se a seguinte fórmula:

$$P = P_N * W$$

Onde: P = produção de matéria orgânica expressa em peso seco e W = peso médio do indivíduo, expresso em peso seco.

Cladocera

A produção secundária instantânea dos Cladocera foi calculada utilizando-se o método do incremento em biomassa baseado em Winberg et al. (1965). Para o cálculo da produção dos cladóceros foi calculada a somatória dos incrementos diários em pesos para as classes de tamanho (neonatos, jovens e adultos). A fórmula simplificada para a produção em uma unidade de tempo é:

$$P = (N_o * \Delta w_o * T_o^{-1}) + (N_n * \Delta w_n * T_n^{-1}) + (N_j * \Delta w_j * T_j^{-1})$$

Onde:

P = produção secundária em uma unidade de tempo; N = números de indivíduos;
 Δw = incremento em peso de cada estágio de desenvolvimento; T = duração de cada estágio de desenvolvimento, em dias.
 o = ovo; n = neonato; j = jovem

Copepoda

Para as populações de Copepoda a produção secundária instantânea foi calculada separadamente para cada fase de desenvolvimento (náuplios, copepoditos e adultos) considerando-se o tempo de desenvolvimento e a biomassa de cada fase. A produção da população em uma dada unidade de tempo foi obtida pela fórmula:

$$P = (N_e * \Delta w_e * T_e^{-1}) + (N_n * \Delta w_n * T_n^{-1}) + (N_c * \Delta w_c * T_n^{-1})$$

Onde: e = ovo; n = náuplios; c = copepodito

3.4.9 Razão Produção/Biomassa (P/B)

A razão P/B, ou taxa de reposição de biomassa (*Turnover*) para a comunidade zooplancônica como um todo foi calculada, com base nos valores de biomassa (B) e produção (P).

3.5 Análise dos Dados

3.5.1 Índice de Diversidade

Os Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de uniformidade de Pielou e de dominância de Simpson (Shannon e Weaver, 1948) e de Similaridade de Bray-Curtis (Magurran, 1988), foram calculados de acordo com as seguintes equações:

1. Índice de Shannon-Wiener (H'):

$$H' = -\sum_i \frac{n_i}{N} \log\left(\frac{n_i}{N}\right), \text{ onde:}$$

n_i = valor de importância de cada espécie; N = total dos valores de importância.

2. Índice de Dominância de Simpson (D'):

$$D' = \frac{1}{\sum_i \left(\frac{n_i}{N}\right)^2}, \text{ onde:}$$

n_i = valor de importância de cada espécie (números, biomassa, etc.); N = total de valores de importância.

3. Índice de Uniformidade de Pielou (J'):

$$J' = H' * H'_{\text{máx}}^{-1}, \text{ onde:}$$

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; $H'_{\text{máx}} = \text{Log}S$

Para estimar a riqueza máxima esperada para a comunidade zooplanctônica foram calculados os índices de Jackknife1, Chao2 e Bootstrap (Magurran, 2011).

A fim de relacionar a estrutura da comunidade zooplanctônica e o estado trófico do reservatório de Guarapiranga foram calculados o Quociente *Brachionus:Trichocerca* (QB/T), segundo Sladeček (1983), e a razão Calanoida/Cyclopoida (N_{cal}/N_{cyc}) segundo Tundisi et al. (1988).

3.5.2 Análises estatísticas

A análise de variância (ANOVA post-hoc teste t de significância aceito quando $p \leq 0,05$) e o teste de Kruskal-Wallis (para dados não paramétricos) foram utilizadas

para testar as diferenças significativas na densidade e biomassa do fitoplâncton e zooplâncton entre as diferentes profundidades utilizando o programa PAST 1.79 (Hammer et al., 2001).

A análise de componentes principais (PCA), disponível no programa CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer, 2002) foi utilizada para identificar os principais padrões de variação dentro das variáveis físicas e químicas da água e ordenar as amostras com respeito as características limnológicas.

Os dados das espécies fitoplanctônicas dominantes foram transformados pela função $\log(x+1)$ para normalizá-los e, em seguida, foram submetidos a análise de redundância (RDA) utilizando novamente o programa CANOCO 3.12. O teste de Monte Carlo, com 4999 permutações randômicas foi realizado para testar associações significativas entre as variáveis abióticas (temperatura da água e profundidade) e biológicas (clorofila *a* e densidade do fitoplâncton).

Os dados referentes às comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram submetidos à análise de redundância (RDA), empregando o programa CANOCO 3,12 (Ter Braak & Šmilauer 2002), a qual foi realizada para verificar a influência da densidade fitoplanctônica sobre o zooplâncton. Densidades das espécies das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram transformadas pela função $\log(x+1)$ antes da análise. Tendo em conta o grande número de espécies registradas nas amostras, a Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada às densidades do zooplâncton, a fim de selecionar as espécies que representaram mais do que 0,2% de variância para os primeiros dois componentes.

Para verificar o nível de significância dos parâmetros ambientais e a densidade das classes fitoplanctônicas e da comunidade zooplanctônica foi aplicado o teste de Monte Carlo, com 4999 permutações randômicas, com valor de p menor ou igual a 0,5 ($p \leq 0,5$).

Referências Bibliográficas

- ALLAN, JD., 1995. Stream ecology. Structure and function of running waters. New York: Chapman & Hall. 388 p.
- ANAGNOSTIDIS, K. e KOMÁREK, J., 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 50-53, p. 327-472.
- ARAUJO, GFM., 2010. *Grupos funcionais e dinâmica da comunidade fitoplanctônica e sua aplicabilidade no monitoramento de ecossistemas aquáticos do trópico semiárido*. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 91 p. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente.
- BARBOSA, JEL., 2002. *Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos na escala de tempo (nictimeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido nordestino*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 201 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- BECKER, V., HUSZAR, VLM., CROSSETTI, LO., 2009a. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 628, p. 137-151.
- BECKER, V., CARDOSO, LS., HUSZAR, VLM., 2009b. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Sciences*, vol. 43, no. 2, p. 285-293.
- BERNARDI, R., GIUSSANI, G., MANCA, M., 1987. Cladocera: Predators and prey. *Hydrobiologia*, vol. 145, p. 225-43.
- BEYRUTH, Z., 1996. *Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. São Paulo: : Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. 191 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- BICUDO, CEM. e MENEZES, M., 2006. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. São Carlos: Rima, 502 p.
- BOHRER, MBC., 1995. *Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento dos efluentes líquidos industriais (SITEL) do Pólo Petrolífero do Sul Triunfo, RS, através da comunidade zooplanctônica*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 470 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- BONECKER, CC., NAGAE, MY., BLETLER, MCM., VELHO, LFM. e LANSAC-TÔHA, FA., 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil.

- Hydrobiologia*, vol. 579, p. 115-123.
- BORGES, PAF., TRAIN, S. e RODRIGUES, LC., 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum*, vol.30, no. 1, p. 57-65.
- BOTTRELL, HH., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. e WEGLENSKA, TA., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, vol. 24, p. 419-56.
- BOURRELLY, P., 1968. *Les algues d'eau douce: initiation à la systématique. Tome II: les algues jaunes et brunes*. Paris: Editions N. Boubée and Cie. 517 p.
- BOVO-SCOMPARIN, VM. e TRAIN, S., 2008. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 610, p. 331-344.
- BOZELLI, RL., 1996. The influence of bauxite tailings on the cladoceran populations of Lake Batata, Amazonia, Brazil. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 81, no. 4, p. 621-634.
- BOZELLI, RL. e HUSZAR, VLM., 2003. Comunidades fito e zooplanctônicas continentais em tempo de avaliação. *Limnotemas*, vol. 3, p. 1-30.
- BRASIL, J., HUSZAR, VLM., 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, vol. 15, no. 4, p. 799-834.
- BURLIGA, AL., 2010. Abordagem de grupos funcionais nos estudos do perifiton e do fitoplâncton. In FRANCESCHINI, IM., BURLIGA, AL., REVIERS, B., PRADO, JF. e RÉZIG, SH. *Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Porto Alegre: Artmed. p. 233-258.
- CALEFFI, S., 2000. *Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapinga: Aspectos ecológicos e qualidade ambiental, 1991/92*. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. 163 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- CARLSON, RE., 1977. A Trophic state index for lakes. *Lymnology and Oceanography*, vol. 22, p. 361-380.
- CARNEIRO, FM., BINI, LM. e RODRIGUES, LC., 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, vol. 10, no. 1, p. 249-255.
- CASANOVA, SMC., 2005. *Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim (SP), com ênfase*

na dinâmica populacional de Rotifera. Botucatu: Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho. 131 p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental)., 1993. *Relatório de qualidade das águas de interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo: Série Relatórios CETESB. 45 p.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental)., 2002. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002*. São Paulo: Série Relatórios CETESB. 279 p.

COELHO-BOTELHO, MJ., 2004. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatório. *Boletim CETESB*. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_hidrobiologicas/comunidade_zooplantonica.pdf Acesso em 10 de dezembro 2012.

COLINA, M. e GARDINER, PHE., 1999. Simultaneous determination of total nitrogen, phosphorus and sulphur by means of microwave digestion and ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, vol. 187, no. ½, p. 285-290.

CORGOSINHO, P., PINTO-COELHO, RM., 2006. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 18, no. 2, p. 213-224.

COSTA, ARG., 1998. *Migração vertical diurna e teores de lipídeos do zooplâncton do reservatório do reservatório da Pampulha (BH/MG) e do reservatório de Furnas (Passos/MG)*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 159 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

COSTA, LS., HUSZAR, VLM. e OVALLE, AR., 2009. Phytoplankton Functional Groups in a Tropical Estuary: Hydrological Control and Nutrient Limitation. *Estuaries and Coasts*, vol. 32, no. 3, p. 508-521.

CROSSETTI, LO. e BICUDO, CEM., 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo. *Hydrobiologia*, vol. 541, p. 71-85.

CROSSETTI, LO., BICUDO, CEM., 2008a. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): The assemblage index application. *Hydrobiologia*, vol. 610, p. 161-173.

CROSSETTI, LO., BICUDO, CEM., 2008b. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia*, vol. 614, p. 91-105.

CROSSETTI, L. O., BECKER, V., CARDOSO, LS., RODRIGUES, LHR., COSTA, LS. e MOTTA-MARQUES, D., 2013. Is phytoplankton functional classification a suitable

- tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake?. *Limnologia*, vol. 43, no. 3, p. 157-163.
- CUNHA, DGF. e CALIJURI, MC., 2011. Variação sazonal dos grupos funcionais fitoplanctônicos em braços de um reservatório tropical de usos múltiplos no estado de São Paulo (Brasil). *Acta Botanica Brasílica*, vol. 25, no. 4, p. 822-831.
- DAJOZ, R., 1983. *Ecologia geral*. 4^a ed. Petrópolis: Vozes. 472 p.
- DANTAS, EW., MOURA, AN., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., ARRUDA-NETO, JDT. e CAVALCANTI, ADC., 2008. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundau reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, vol. 22, no. 4, p. 970-982.
- DARCHAMBEAUA, F., SARMENTO, H. e DESCY, JP., 2013. Primary production in a tropical large lake: the role of phytoplankton composition. *Science of the Total Environment*, vol. 473-474, p. 178-188.
- DENT, CL., CUMMING, GS. e CARPENTER, SR., 2002. Multiple states in river and lake ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 357, no. 1421, p. 635-645.
- EDMONDSON, WT. e WINBERG, GC., 1971. *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. 1^a ed. vol. 17. IBP handbook, International Biological Programme. Ann Arbor: Blackwell Oxford. 358 p.
- ELÇI, S., 2008. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology*, vol. 9, p. 135-142.
- ELLIOTT, JA., IRISH, AE. e REYNOLDS, CS., 2010. Modelling phytoplankton dynamics in fresh waters: affirmation of the PROTECH approach to simulation. *Freshwater Reviews*, vol. 3, p.75-96.
- ELMOOR-LOUREIRO, LM., 1997. *Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil*. Brasília: Editora Universa. 156 p.
- EPP, RW. e LEWIS, WM., 1979. Metabolic responses to temperature change in a tropical freshwater copepod (*Mesocyclops brasílicanus*) and their adaptive significance. *Oecologia*, vol. 42, no. 2, p. 123-138.
- ESPÍNDOLA, ELG., 1994. *Dinâmica da associação congênica das espécies de Notodiptomus (Copepoda, Calanoida) no reservatório de Barra Bonita, SP*. São Carlos: Universidade de São Paulo. 363 p. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- ESPÍNDOLA, ELG., MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, AC. e TUNDISI, JG., 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and The distribution of zooplankton species. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 60,

- no. 2, p. 179-193.
- ESTEVES, KE. e SENDACZ, S., 1988. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnológica Brasiliensia*, vol. 2, p. 587-604.
- ESTEVES, FA., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência Ltda. 790 p.
- FERRARI, F., 2010. *Estrutura e dinâmica da comunidade de algas planctônicas e perifíticas (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo)*. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 343 p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas.
- FIGUEIREDO, DM. e BIANCHINI JR. I., 2008. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). *Acta limnologica brasiliensia*, vol. 20, no. 4, p. 277-290.
- FONSECA, BM. e BICUDO, CEM., 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 600, p. 267-282.
- FONSECA, BM. e BICUDO, CEM., 2010. How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? *Journal of Plankton Research*, vol. 32, no. 1, p. 31-46.
- FONTANA, L., ALBUQUERQUE, ALS., BRENNER, M., BONOTTO, DM., SABARIS, TPP., PIRES, MAF., COTRIM, M.EB. e BICUDO, DC., 2014. The eutrophication history of a tropical water supply in Brazil. *Journal of Paleolimnology*, vol. 51, no. 1, p. 9-43.
- GAZONATO, AJN., 2013. *Estudo limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacareí com ênfase na comunidade zooplanctônica*. 115 p. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- GEMELGO, MCP., MUCCI, JLN. e NAVAS-PEREIRA, D., 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 4, p. 1001-1013.
- GENTIL, JG., 1984. *Estudo limnológico comparado de cinco reservatórios do Estado de São Paulo, localizados em diferentes sistemas hidrográficos*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 269 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.

- GRANADO, DC. e HENRY, R., 2014. Phytoplankton community response to hydrological variations in oxbow lakes with different levels of connection to a tropical river. *Hydrobiologia*, vol. 721, p. 223-238.
- GROVER, JP. e CHRZANOWSKI, TH., 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. *Journal of Plankton Research*, vol. 28, no. 1, p. 1-17.
- GIKUMA-NJURU, SJ., GUILDFORD, REH. e KLING, HJ., 2013. Strong spatial differentiation of N and P deficiency, primary productivity and community composition between Nyanza Gulf and Lake Victoria (Kenya, East Africa) and the implications for nutrient management. *Freshwater Biology*, vol. 58, no. 11, p. 2237-2252.
- HAMMER, O., HARPER, DAT. e RIAN, PD., 2001. *Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version. 1.37.
- HANAZATO, T. e YASUNO, M., 1985. Population dynamics production of cladoceran zooplankton in the highly eutrophic lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, vol. 124, p. 13-22.
- HARRIS, GH., 1987. *Phytoplankton ecology: estrutura, function and fluctuation*. 2^a ed. London: Chapman and Hall. 384 p.
- HENRY, R., NUNES, MA., MITSUKA, PM., LIMA, NDE. e CASANOVA, SMC., 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 58, no. 4, p. 571-590.
- HISATUGO, KF., 2012. *Avaliação do consumo de bactérias pelo zooplâncton de um reservatório eutrófico raso (reservatório do Monjolinho – São Carlos – SP)*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 148 p. Tese de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, CD., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U. e ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v. 35, no. 2, p. 403-424.
- HUSZAR, VLM. e REYNOLDS, CS., 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brasil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia*, vol. 346, p. 169-181.
- HUSZAR, VLM. e CARACO, N., 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, vol. 40, no. 4, p. 679-696.

- HUSZAR, VLM., SILVA, LHS., MARINHO, M., DOMINGOS, P. e SANT'ANNA, CL. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, vol. 424, p. 67-77.
- HUSZAR, VLM., KRUK, C. e CARACO, N., 2003. Steady-state assemblages of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia*, vol. 502, 97-109.
- HUTCHINSON, GE., 1961. The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, vol. 95, p. 137-147.
- INFANTE, AG., 1988. *El plâncton de las águas continentales*. Washington: The general secretariat of the organization of American States. 125 p.
- JANG, MH., HA, K., JOO, GJ. e TAKAMURA, M., 2003. Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater Biology*, vol. 48, no. 9, p. 1540-1550.
- KOVALENDO, KE., THOMAZ, SM., WARFE, DM., 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, vol. 685, p. 1-17, 2012.
- KOMÁREK, J. e FOTT, B., 1983. Chlorophyceae – Chlorococcales. In HUBER-PESTALOZZI, G. *Das phytoplankton des Süwassers: systematik und biologie*. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Pt. 7, Die Binnengewässer, August Thienemann, 16^a ed. 1044 p.
- KOMÁREK, J. e ANAGNOSTIDIS, K., 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 – Nostocales. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 56, p. 247-345.
- KOMÁREK, J. e ANAGNOSTIDIS, K., 1999. Chroococcales. In Ettl, A., Gerloff, J., Heynig, H. e Mollenhauer, D. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 19. Stuttgart: G. Fischer Verlag. 548 p.
- KOSTE, W., 1978. *Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeirdnung Monogononta*. Berlin: Gebriider Berträger. 1010 p.
- KOSTE, W. e SHIEL, RJ., 1986. Rotifera from Australian Inland waters. I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). *Australian Journal Marine Freshwater Research*, vol. 37, p. 765-792.
- KRUK, C., MAZZEO, N., LACEROT, G. e REYNOLDS, CS., 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, no. 9, p. 901-912.
- LAMPERT, W., 1978. Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. *Limnology and Oceanography*, vol. 23, no. 4, p. 831-834.

- LANSAC-TÔHA, FA., VELHO, LFM. e BONECKER, CC., 1999. Estrutura da comunidade zooplantônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá. In HENRY, R. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fundibio. p. 347-374.
- LEWIS, WMJr., 1973. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 18, no. 2, p. 200-217.
- LEWIS, W. M. J., 1987. Tropical limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 18, p. 159–184.
- LIU, G., LIU, Z., CHEN, F., ZHANG, Z., GU, B. e SMOAK, JM., 2013. Response of the cladoceran community to eutrophication, fish introductions and degradation of the macrophyte vegetation in Lake Dianchi, a large, shallow plateau lake in southwestern China. *Limnology*, vol. 14, p. 159–166
- LONGHI, ML., e BEISNER, BE., 2009. Environmental factors controlling the vertical distribution of phytoplankton in lakes. *Journal of Plankton Research*, vol. 31, p. 1195–1207.
- LOVERDE-OLIVEIRA, SM. e HUSZAR, VLM., 2007. Phytoplankton ecological responses to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 19, no. 2, p. 117-130.
- LOVERDE-OLIVEIRA, SM. e HUSZAR, VLM., 2010. Efeitos do pulso de inundação sobre a qualidade da água da lagoa do Coqueiro, Pantanal de Poconé, Mato Grosso. In SANTOS, JWMC. *Produção do Espaço e Transformações Socioambientais das Paisagens do Mato Grosso*. Cuiabá: EdUFMT. p. 82-102.
- MAGURRAN, AE., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princerton Univerty Press. 179 p.
- MAGURRAN, AE., 2011. *Medindo a diversidade ecológica*. Curitiba: Ed. UFPR. 262 p.
- MAIA-BARBOSA, PM., 2000. *Ecologia de cinco espécies de cladóceros de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita (Lago Batata, Pará – Brasil)*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. 218 p. Tese de Doutorado em Ecologia.
- MAIA-BARBOSA, PM. e BOZELLI, RL., 2006. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 18, p. 67-75.
- MAIA-BARBOSA, PM., PEIXOTO, RS. e GUIMARÃES, AS., 2008. Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no.Suppl. 4, p. 1069-1078

- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010 p.
- MASSON, S., PINEL-ALLOUL, B. e DUTILLEUL, P., 2004. Spatial heterogeneity of zooplankton biomass and size structure in southern Québec lakes: variation among lakes and within lake among epi-, meta- and hypolimnion strata. *Journal of Plankton Research*, vol. 26, p. 1441-1458.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 542, p. 367-378.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, AC. e TUNDISI, JG., 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from reservoir (Sao Carlos, SP, Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia*, vol. 179, p. 229-236.
- MELÃO, MGG., 1997. *A comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 258 p. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.
- MELÃO, MGM. e ROCHA, O., 2000. Productivity of zooplankton in a tropical oligotrophic reservoir over short periods of time. *Verhandlungen der Internationalen Verein Limnologie*, vol. 27, p. 2879-2887.
- MELO, KRPS., 2012. *Estratégias adaptativas do fitoplâncton e aplicação do índice de grupos funcionais: ferramentas para a conservação de ecossistemas rasos do semiárido brasileiro*. Campina Grande: Universidade Estadual da Paraíba. 79 p. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental.
- MELO, S. e HUSZAR, VLM., 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brazil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*, vol. 22, no. 1, p. 63-76.
- MIRANDA, ECAO., 2013. *Influência do pulso de inundação do Rio Solimões sobre os processos geoquímicos e comunidade fitoplanctônica do Lago Janauacá, Amazonas, Brasil*. Brasília: Universidade de Brasília. 125 p. Tese de Doutorado em Geociências Aplicadas.
- MORETI, LOR., MARTOS, L., BOVO-SCOMPARIM, VM. E RODRIGUES, LC., 2013. Spatial and temporal fluctuation of phytoplankton functional groups in a tropical reservoir. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, vol. 35, no. 13, p. 359-366.
- MOURA, AN., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., DANTAS, ÊW. e ARRUDA-NETO, JDT., 2007. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. *Acta Botanica Brasilica*, vol. 21, no. 3, p. 641-648.
- MOURA, AN., NASCIMENTO, EC. e DANTAS, Ênio, W., 2012. Temporal and spatial dynamics of phytoplankton near farm fish in eutrophic reservoir in Pernambuco,

Brazil. *Revista de Biología Tropical*, vol.60, no.2, p. 581-597.

- NABOUT, JC. e NOGUEIRA, IS., 2008. Distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica do lago dos Tigres (Goiás, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, vol. 30, p. 47-55.
- NABOUT, JC., NOGUEIRA, IS. e OLIVEIRA, LG., 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, vol. 28, no. 2, p. 181-193.
- NABOUT, JC., NOGUEIRA, IS. e OLIVEIRA, LG., 2009. Estrutura de populações de fitoflagelados nas lagoas de inundação do rio Araguaia, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, vol. 23, no. 1, p. 67-72.
- NEGREIROS, NF., 2010. *Variação anual da diversidade e produção secundária de Rotifera do reservatório da UHE de Furnas-MG, Brasil*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 212 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- NISHIMURA, PY., 2012. *A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo)*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 135 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- NOGUEIRA, MG., 2000. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 431, no. 1/3, p. 115-128.
- NOGRADY, T., WALLACE, RL. e SNELL, TW., 1993. Rotifera: biology, ecology and systematic. In DUMONT, HJF. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. vol.1. Netherlands: SPB Academic Publishing. p. 1-142.
- NOGRADY, T. e SEGERS, H., 2002. Rotifera 6. The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In DUMONT HJF. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18*. Dordrecht, The Netherlands: Backhuys Publishers BV. 264 p.
- NUSH, EA., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 14, p. 14-36.
- PADISÁK, J., GRIGORSZKY, I., BORICS, G., SOROCZKI-PINTER, E., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directives: the assemblage index. *Hydrobiologia*, vol. 553, p. 1-14.

- PADISÁK, J., CROSSETTI, LO., e NASELLI-FLORES, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, vol. 621, p. 1-19.
- PANARELLI, EA., 2004. *Flutuações mensais de comunidade zooplanctônica e dinâmica das populações de Cladóceras em lagoas marginais, na região de transição Rio Paranapanema – Represa de Jurumirim (SP)*. Botucatu: Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita. 247 p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas.
- PELÁEZ-RODRIGUEZ, M. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2002. Rotifer production in a shallow artificial lake (Lobo-Broa reservoir, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, no. 3, p. 509-516.
- PINTO-COELHO, RM., 2003. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton d'águas epicontinentais. In BICUDO, CEM. e BICUDO, DC. *Amostragem em limnologia*. São Carlos: Rima. p. 149-165.
- RANGEL, LM., SILVA, LHS., ARCIFA, MS. e PERTICARRARI, A., 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 9, p. 75-78.
- REID, JW., 1985. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). In *Boletim de Zoologia da Universidade do Estado de São Paulo*, no.9, p. 17-143.
- REYNOLDS, CS., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. 1ª ed. Cambridge: Cambridge University Press. 384 p.
- REYNOLDS, CS., 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In SANDGREN, CD. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. p. 388-433.
- REYNOLDS, CS., 1993. Scales of disturbances and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*, vol. 249, p. 157-171.
- REYNOLDS, CS., 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Germany: Ecology Institute. 371 p.
- REYNOLDS, CS., 2006. *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, Cambridge. 550 p.
- REYNOLDS, CS., HUSZAR, VLM., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. e MELO, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, no. 5, p. 417-428, 2002.
- RIETZLER, AC., 1995. *Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de*

ciclopoidas no reservatório de Barra Bonita, SP. São Carlos: Universidade de São Paulo. 385 p. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.

- RIETZLER, AC., ROCHA, O. e ESPINDOLA, ELG., 2004. Produção secundária de espécies do zooplâncton da represa de Salto Grande, Estado de São Paulo. In ESPINDOLA, ELG., LEITE, MA. e DORNFELD, CB. *Reservatório de Salto Grande (Americana-SP): caracterização, impactos e propostas de manejo*. 1ª ed. vol. 1. São Carlos: Rima, p. 199-219.
- ROBARTS, RD., ZOHARY, T., JARVIS, AC., PAIS-MADEIRA, CM., SEPHTON, LM. e COMBRINK, S., 1992. Phytoplankton and zooplankton population dynamics and production of a recently formed African reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 237, p. 47-60.
- ROCHA, O. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 1990. Growth rate, longevity and reproductive performance of *Daphnia laevis* Berge, *D. gessneri* Herbst and *D. ambigua* Sfield in laboratory cultures. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 50, p. 915-21.
- ROCHA, O. e MELÃO, MG., 2001. Productivity of zooplankton in a tropical oligotrophic reservoir over short periods of time. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 27, no. 5, p. 2879-2887.
- ROCHA, O., SENDACZ, S. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil. In TUNDISI, JG., BICUDO, CEM. e MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnology in Brazil*. vol. 1. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. p. 151-166.
- ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDISI, T., ESPÍNDOLA, ELG., ROCHE, KF. e RIETZLER, AC., 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In TUNDISI, JG. e STRAŠKRABA, MS. *Theoretical Reservoir Ecology and its application*. São Carlos: IIE - International Institute of Ecology. p. 457-476.
- ROS, J., 1979. *Prática de ecologia*. Barcelona: Omega. 181 p.
- RUTTNER-KOLISKO, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie – Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, vol. 8, p. 71-76.
- SALMASO, N. e PADISÁK J., 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, vol. 578, p. 97-112.
- SANTOS, RM. 2010. *Estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do Baixo Rio Tietê, SP.* São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 380 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.

- SANTOS, RM., NEGREIROS, NF., SILVA, LC., ROCHA, O. e SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., 2010. Biomass and production of Cladocera in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 70, no. 3, p. 879-887.
- SANTOS, RM., MOREIRA, RA. e SILVA, LC., 2013. O uso da classificação funcional do fitoplâncton como instrumento de monitoramento ambiental. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, vol. 9, no. 3, p. 1-17.
- SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., 1998. *Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplanctônica do Reservatório de Barra Bonita – SP*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 240 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., ROCHA, O., GUNTZEL, AM. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2002. Cladocera Chydoridae of high Altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, no. 4A, p. 681–687.
- SANTOS-WISNIEWSKI, MJ. e ROCHA, O., 2007. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 67, no. 2, p. 223-233.
- SEEBENS, H., STRAILE, D., HOEGG, R., STICH, HB. e EINSLE, U., 2007. Population dynamics of a freshwater calanoid copepod: complex responses to changes in trophic status and climate variability. *Limnology and Oceanography*, vol. 52, no. 6, p. 2364–2372.
- SEGERS, H., 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta) In DUMONT, HJF. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. vol. 2. Netherlands: SPB Academic. 226 p.
- SEGERS, H. e SHIEL, RJ., 2003. Microfaunal diversity in a biodiversity hotspot: new rotifers from Southwestern Australia. *Zoological Studies*, vol. 42, no. 4, p.516-521.
- SENDACZ, S., CALEFFI, S. e SANTOS-SOARES, J., 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in diferent trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no.1b, p. 337-350.
- SHANNON, CE. e WEAVER, W., 1949. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press. 144 p.
- SHARMA, S.e SHARMA, BK., 2008. Zooplankton diversity in floodplain lakes of Assam. *Records of the Zoological Survey of India, Occasional Paper*, vol. 290, p. 1–307.
- SHIEL, RJ. e KOSTE, W., 1992. Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichercidae (Monogononta). *Transactions Royal Society of South Australia*, vol.116, no.1, p.1-27.

- SHIEL, R.J. e KOSTE, W., 1993. Rotifera from Australian waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions Royal Society of South Australia*, vol.117, p. 111-139.
- SILVA, WM., 2003. *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) d'água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 154 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- SILVA, LC., 2011. *Variação espacial e temporal da diversidade e biomassa da comunidade zooplancônica do reservatório da UHE Furnas-MG, Brasil*. 306 p. São Carlos; Universidade Federal de São Carlos. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- SILVA, WM. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2005. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 65, no.3, p.521-531.
- SILVA, CA., TRAIN, S. e RODRIGUES, LC., 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, vol. 537, p. 99-109.
- SIMONSEN, R., 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*, vol. 2, p. 9-71.
- SINEV, YA., 1998. *Alona ossiani* sp. n., a new species of the *Alona affinis* complex from Brazil, deriving from the collection of G.O. Sars (Anomopoda: Chydoridae). *Arthropoda Selecta*, vol. 7, no. 2, p. 103-110.
- SIPAÚBA-TAVARES, LHS., 1994. *Limnologia aplicada à aquicultura*. Jaboticabal: FUNEP. 70 p.
- SIPAÚBA-TAVARES, LH. e ROCHA, O., 2001. *Produção de plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. São Carlos: RiMa. 106 p.
- SLÁDEČEK, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, vol. 100, p. 169-201.
- SMIRNOV, NN., 1974. *Crustacea: Chydoridae*. Jerusalém: Israel Program for Scientific Translation. 644 p.
- SOARES, MCS., HUSZAR, VLM., ROLAND, F., 2007. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River Research and Applications*, vol. 23, no. 7, p. 698-714.
- SORANNO, LA., CARPENTER, SR. e HE, X., 1993. Zooplankton biomass and body size. In CARPENTER, SR. e KITCHCLL, JE. *The trophic cascade in lakes*. Cambridge: Cambridge University Press. p. 172-188.

- SOUZA, MBG., BARROS, CFA., BARBOSA, FAR., HAJNAL, É. e PADISÁK, J., 2008. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages' replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 607, p. 211-224.
- STARKWEATHER, PL., 1980. Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. *Hydrobiologia*, vol. 73, p. 63-72.
- STRAŠKRABA, M. e TUNDISI, JG., 2008. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas. 2ª ed. vol. 9. São Carlos: ILEC/IEE. 300 p.
- SUN, J. e LIU, D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 25, p. 1331-1346.
- TAKEDA, AM., LANSAC-TÔHA, FA., AGOSTINHO, AA., 2002. *Estudos ecológicos de longa duração: reservatório de Itaipu e planície alagável do alto rio Paraná*. Curitiba: Cadernos da Biodiversidade, vol. 3, no. 2, p. 51-63.
- TEFERI, M., DECLERCK, SAJ., DE BIE, T., LEMMENS, P., GEBREKIDAN, A., ASMELASH, T., DEJENIE, T., GEBREHIWOT, K., BAUER, H., DECKERS, JÁ., SNOEKS, J. e DE MEESTER, L., 2014. Strong effects of occasional drying on subsequent water clarity and cyanobacterial blooms in cool tropical reservoirs. *Freshwater Biology*, Early View (Online Version of Record published before inclusion in an issue).
- TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P., 2002. *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. Ithaca, NY: Microcomputer Power.
- THORNTON, KW., KIMMEL, LB. e FONEST, EP., 1990. *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley e Sons, Inc. 246 p.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.
- TUCCI, A., 2002. *Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil*. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. 274 p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas.
- TUNDISI, JG., 1981. Typology of reservoirs in southern Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 21, no. 2, p. 1031-1039.
- TUNDISI, JG., 1993. The environment impact assessment of lakes and reservoirs. In SALÁNSKI, J. e ITSVÁNOVICS, V. *Limnological bases of lake management*.

- Tihany, Hungray: ILEC/UNEP. p. 38-50.
- TUNDISI, JG., 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP. 800 p.
- TUNDISI, JG., 2003. *Água no século XXI. Enfrentando a escassez*. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia. 246 p.
- TUNDISI, JG. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 631 p.
- TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R., ROCHA, O. e HINO, K., 1988. Comparação do Estado Trófico de 23 Reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e Manejo. In Tundisi, JG. *Limnologia e Manejo de Represas*. vol.1, tomo 1. São Paulo: USP. p. 165-203.
- TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T. e ROCHA, O., 2002. Ecossistemas de águas interiores. In REBOLÇAS, AC., BRAGA, B. e TUNDISI, JG. *Águas doce no Brasil – Capital ecológico uso e conservação*. 2^a ed. São Paulo: Escrituras. p. 153-194.
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, vol. 9, p.1-38.
- VAN DAMME, K., SINEV, AY. e DUMONT, HJ., 2011. Separation of *Anthalona* gen. n. from *Alona* Baird, 1843 (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda): morphology and evolution of scraping stenothermic alonines. *Zootaxa*, vol. 2875, p. 1-64.
- WETZEL, RG., 1993. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian. 1110 p.
- WETZEL, RG. e LIKENS, GE., 2000. *Limnological analyses*. 3rd edn. New York: Springer. 429 p.
- WHATELY, M. e CUNHA, PM., 2006. *Guarapiranga 2005: como e porque São Paulo está perdendo este manacial: resultados do diagnóstico sócioambiental participativo da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 51 p.
- WINBERG, GC., PECHEN, GA. e SHUSSHKINA, EA., 1965. Production of planktonic crustaceans in three lakes of different type. *Zoologichesky Zhurnal*, vol. 44, p. 676-87.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y., ASSELBORN, VM. e CASCO, SL., 1998. Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 58, no.3, p. 359-382.

4. Resultados e Discussão

Capítulo 4.1 Estratificação térmica de curto prazo e eventos de mistura parcial em um reservatório polimítico: efeitos sobre a distribuição da comunidade fitoplanctônica

Resumo

Em ecossistemas de água doce, os padrões de estratificação térmica têm uma influência considerável sobre a dinâmica populacional do fitoplâncton. Neste estudo foram investigados como os padrões de estratificação térmica e os processos hidrodinâmicos afetaram a distribuição vertical do fitoplâncton durante dois ciclos nictemerais consecutivos em um reservatório urbano na cidade de São Paulo. As amostragens e medidas das variáveis físicas e químicas foram realizadas a cada três horas durante um período de 48 horas, ao longo de um perfil vertical. Ocorreram dois eventos de estratificação e subsequente abaixamento da termoclina acarretando alterações na distribuição vertical do fitoplâncton. *Aphanocapsa delicatissima* Nägeli foi a principal espécie dominante durante todo o período avaliado. No segundo ciclo nictemeral o gradiente de densidade criado pelas diferenças de temperatura impediu o afundamento de *Mougeotia* sp. C. Agardh para as camadas mais profundas. Por outro lado *Pseudoanabaena galeata* Böcher se manteve nas camadas de 4,0 e 5,5 m. A estrutura térmica da água foi diretamente afetada pelos fatores meteorológicos temperatura do ar e velocidade do vento. As mudanças na densidade e na distribuição vertical do fitoplancton foram controladas pelos eventos térmicos e hidrodinâmicos.

Palavras-chave: fitoplâncton, termohidrodinâmica, estratificação térmica, variação nictemeral, reservatório de Guarapiranga.

4.1.1 Introdução

A estratificação térmica é um importante fenômeno natural nos ecossistemas aquáticos, a qual interfere significativamente em sua estrutura física e química, criando gradientes complexos ou simplesmente levando ao aumento da heterogeneidade da coluna d'água. O padrão de estratificação e temperatura da camada superior de mistura depende muito da latitude; assim, mudanças na estabilidade são muito mais variáveis em um curto prazo em lagos tropicais do que naqueles temperados, principalmente se os ventos forem fortes suficiente para causar um movimento vigoroso na camada superior da água (Lewis, 1987; Cantin et al., 2011).

Pesquisas recentes têm chamado a atenção para o fato de que estudos ecológicos das comunidades planctônicas em lagos e reservatórios requerem mais do que a tradicional abordagem limnológica, com base nas análises químicas do corpo d'água e na biologia dos microorganismos que a compõem. Os dados físicos também são necessários, especialmente no que diz respeito a hidrodinâmica da massa d'água (MacIntyre et al., 2002), uma vez que o padrão de estratificação é uma característica distintiva e uma chave para entender a dinâmica das comunidades planctônicas em lagos tropicais (Sarmiento et al., 2012). Em outras palavras, os processos físicos são as causas primárias dos resultados de primeira ordem que, em seguida, se propagam através de numerosos e complexos efeitos de natureza ecológica (Lewis, 1987).

A hidrodinâmica térmica de reservatórios polimíticos quentes é normalmente governada pelo gradiente de densidade. De acordo com Reynolds (1984), mudanças na densidade da água resultantes de um aumento de 1°C de 24°C para 25°C é aproximadamente 3 vezes maior do que a observada entre 4°C e 5°C, aumentando a probabilidade de distintas camadas estáveis serem formadas em regiões quentes. No entanto, a distribuição do calor e, portanto, os gradientes de densidade em lagos tropicais mudam constantemente, e esses corpos d'água sendo mais suscetíveis a numerosos eventos de mistura parcial, geralmente tendem a se tornar estratificados durante o dia e misturados a noite (Lewis, 1987; Sarmiento et al., 2012).

Em regiões temperadas, os padrões de estratificação térmica em lagos são associados principalmente com as estações do ano (Hutchinson, 1957; Imberger e

Patterson, 1989), mostrando uma sequência bem definida de eventos. Por outro lado nas regiões tropicais, onde as estações são menos acentuadas, a estratificação em lagos tende a ser associada com a sequência de eventos climáticos de curto prazo (como a intensa radiação solar, fortes chuvas, frentes frias ou fortes ventos), que promovem múltiplos ciclos de estratificação e mistura parcial em curto intervalo de tempo (Talling, 1966; Barbosa e Padišák, 2002; Becker et al., 2009).

Entre as várias comunidades de água doce, o fitoplâncton é particularmente afetado pelos processos de mistura turbulenta na água e aos eventos de estratificação, os quais têm grande importância em várias características ecológicas desses organismos (Reynolds, 1984; Lopes et al., 2005). A composição, distribuição vertical e produtividade primária das populações de algas são diretamente afetadas pela interação de vários fatores que modulam a estrutura térmica e química da coluna d'água, especialmente o fluxo de calor, velocidade do vento, densidade, viscosidade e disponibilidade de nutrientes (Cantin et al., 2011).

As condições dos ambientes habitados pelo fitoplâncton são evidentemente heterogêneas, sendo que as mudanças na temperatura, irradiação, vazão hidráulica e disponibilidade de nutrientes são as variáveis mais relevantes para este fato. De acordo com Reynolds (1984), um entendimento adequado da ecologia do fitoplâncton depende do conhecimento da heterogeneidade do habitat, dos fenômenos que produzem essa heterogeneidade, e dos padrões de distribuição dos organismos no tempo e no espaço.

O objetivo desse estudo foi determinar como a estrutura física da coluna d'água influencia a distribuição vertical do fitoplâncton em um reservatório polimítico quente usado para o abastecimento público. As principais questões levantadas nesse estudo foram: i) Como fatores meteorológicos alteram o regime térmico no reservatório de Guarapiranga em curto prazo? ii) Como a comunidade fitoplanctônica responde aos eventos térmicos e hidrodinâmicos, em termos de mudança nas densidades populacionais e distribuição vertical?

4.1.2 Materiais e Métodos

Área de Estudo

Guarapiranga (23°46'S e 46°43'W) é um reservatório subtropical polimítico (Gemelgo et al., 2009) localizado na Bacia do Alto Rio Tietê (Figura 4.1.1). Esse reservatório possui 33 km² de área de superfície, profundidade média de 5,7 m e 185 dias de tempo de retenção da água (Beyruth, 2000). Ele faz parte do sistema de suprimento de água da Região Metropolitana de São Paulo, contribuindo com aproximadamente 20% da água consumida e é o segundo maior corpo d'água da região metropolitana. Desde 1970, a densidade da população humana tem aumentado, e as áreas de conservação no entorno do reservatório têm sido ocupadas. Esse processo juntamente com a ausência de um sistema municipal eficaz de tratamento de esgoto na área de abrangência do reservatório tem levado a um acelerado processo de eutrofização e queda da qualidade da água (Beyruth, 2000).

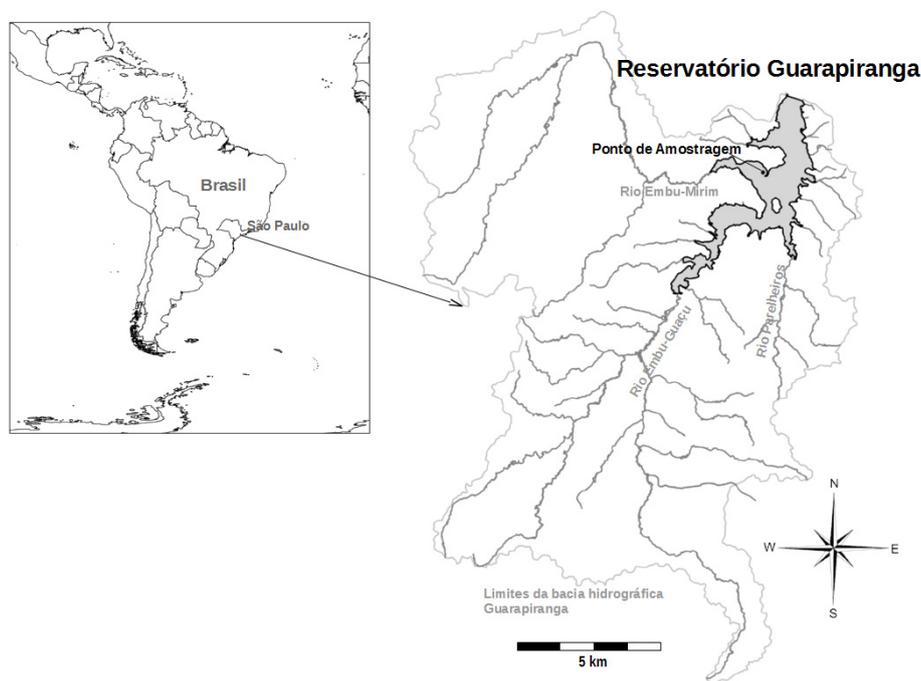


Figura 4.1.2.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do Reservatório de Guarapiranga, principais tributários e ponto de amostragem.

Variáveis Meteorológicas

A temperatura do ar, velocidade e direção do vento foram registradas durante todo o período de estudo em intervalos de 10 s, por meio de uma estação meteorológica flutuante localizada próxima à barragem. Os dados pluviométricos foram coletados a cada 10 minutos por meio de uma estação meteorológica localizada a 5 km de distância do ponto de amostragem.

Variáveis Físicas e Químicas da Água

Amostras de água foram coletadas para as análises das variáveis químicas nas profundidades de 0,0; 2,0; 4,0 e 5,5 m em um ponto próximo à entrada do tributário Embu-Mirim no reservatório de Guarapiranga (23°42'53''S e 46°44'32''W) a cada 3 horas, durante um período de 48 horas, abrangendo o período de 12 a 14 de setembro de 2010 (período de seca). O local foi escolhido devido às frequentes florações de cianobactérias. As amostras para análise das concentrações de nitrogênio total e fósforo total foram refrigeradas e analisadas em laboratório por cromatografia iônica de acordo com a metodologia descrita por Colina e Gardiner (1999). A temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica da água foram mensuradas *in situ*, em intervalos de 0,5 m da superfície ao fundo até a profundidade de 5,5 m, utilizando-se uma sonda portátil da marca Horiba, modelo U-10. A transparência da água e profundidade da zona eufótica (definida como 1% irradiância superficial) foram determinadas como descrito em Margalef (1983), por meio da leitura do Disco de Secchi.

Variáveis Biológicas

Um total de 68 amostras do fitoplâncton foi coletado com uma garrafa de Van Dorn (5 litros), nas profundidades de 0,0; 2,0; 4,0 e 5,5 m, e fixadas com solução neutra de lugol para as análises quantitativas. As células algais foram contadas sob microscópio invertido modelo Axiovert da marca Zeiss®, após prévia sedimentação de 10 mL da amostra em câmara de Utermöhl. O tempo de sedimentação foi de 3 horas para cada centímetro da altura da câmara (Utermöhl, 1958). A contagem foi realizada em transectos verticais do campo de visão e a densidade foi calculada pela fórmula proposta por Ros (1979) e expressa em número de células por mililitro (cels mL⁻¹).

As concentrações de clorofila *a* foram determinadas pelo método espectrofotométrico como descrito em Nush (1980), por extração a quente em etanol 90%.

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET médio) foi calculado de acordo com Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), considerando os valores das concentrações de fósforo, clorofila *a* e da transparência obtida pelo Disco de Secchi. O IET médio foi calculado pela média aritmética simples para os valores dos índices individuais do fósforo total, da clorofila *a* e Secchi. O seguinte critério foi usado para classificar o estado trófico: ultraoligotrófico - $IET \leq 24$; oligotrófico - $24 < IET \leq 44$; mesotrófico - $44 < IET \leq 54$; eutrófico - $54 < IET \leq 74$ e hipereutrófico - $IET > 74$.

Análises Estatísticas

A análise de variância (ANOVA post-hoc teste *t* de significância aceito quando $p \leq 0,05$) foi usada para testar a existência ou não de diferenças significativas na densidade do fitoplâncton entre as diferentes profundidades utilizando o programa PAST 1.79 (Hammer et al., 2001). A análise de componentes principais (PCA), disponível no programa CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer, 2002) foi utilizada para identificar os principais padrões de variação dentro das variáveis físicas e químicas da água e ordenar as amostras com respeito às características limnológicas. Os dados das espécies fitoplanctônicas dominantes foram transformados pela função $\log(x+1)$ para normalizá-los e, em seguida, foram submetidos à análise de redundância (RDA) utilizando novamente o programa CANOCO 3.12. O teste de Monte Carlo, com 4999 permutações randômicas foi realizado para testar associações significativas entre as variáveis abióticas (temperatura da água e profundidade) e biológicas (clorofila *a* e densidade do fitoplâncton).

4.1.3 Resultados

Variações Nictemerais das Variáveis Meteorológicas e da Coluna d'água

As flutuações na velocidade e direção do vento e temperatura do ar registradas no período de amostragem estão apresentadas na Tabela 4.1.3.1. No início do estudo, às 10

horas do dia 12 de setembro de 2010 foi registrado para a temperatura do ar 20°C e vento de 1,5 m s⁻¹ na direção Sul. Das 19 horas do dia 12 às 7 horas do dia 13 de setembro, as condições meteorológicas mudaram. A velocidade do vento aumentou para 4 m s⁻¹ e a direção mudou para o Norte (Tabela 4.1.3.1). A temperatura do ar também variou amplamente, alcançando 14°C. As temperaturas mais elevadas, em torno de 30 °C, foram registradas na tarde do dia 13 de setembro. Simultaneamente, a velocidade do vento variou de 0 m s⁻¹ a uma forte brisa (4 a 5 m s⁻¹). Não foi registrada a ocorrência de chuva durante o período de estudo nem nas 48 horas anteriores.

No segundo ciclo diurno, com início às 10 horas do dia 13 de setembro, a temperatura do ar aumentou gradualmente a partir 17°C para o valor máximo de 29,8°C às 16 horas e a partir desse momento a temperatura diminuiu constantemente até as 22 horas e novamente aumentou durante a noite e início da manhã.

Tabela 4.1.3.1 Velocidade do vento e temperatura do ar registradas por estação meteorológica flutuante durante o período de estudo, das 10 horas do dia 12 às 10 horas do dia 14 de setembro de 2010.

Dia	Hora	Velocidade do vento (m s⁻¹)	Direção do vento (°)	Temperatura do ar (°C)
12/10/2010	10:00	1,50	180 ↑	20,25
	13:00	1,50	180 ↑	26,45
	16:00	3,67	167 ↑	23,20
	19:00	2,65	180 ↑	20,10
	22:00	0,52	154 ↖	18,40
13/10/2010	01:00	0		17,20
	04:00	0,23		16,60
	07:00	0		17,00
	10:00	3,93	30 ↙	24,14
	13:00	3,46	54 ↙	28,16
	16:00	2,36	26 ↗	29,85
	19:00	1,24	232	23,64

	22:00	0			19,09
	01:00	0		↘	19,55
14/10/2010	04:00	4,32	332		22,40
	07:00	2,14	360	↓	21,50
	10:00	4,14	5	↓	25,12
Direção do vento definida no sentido horário, 0° sendo vento do Norte					

Características Físicas e Químicas da Coluna d'água

As condições físicas e químicas da água também variaram com a profundidade (Tabela 4.1.3.2). O pH variou de levemente básico na superfície a levemente ácido próximo ao fundo ($7,15 \pm 0,65$). As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram altas em todas as profundidades ($1.932,84 \pm 264,42 \mu\text{g L}^{-1}$ e $40,8 \pm 11,19 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente) e as concentrações de clorofila *a* foram também elevadas ($27,55 \pm 8,5 \mu\text{g L}^{-1}$), com menores valores a 5,5 m de profundidade.

O maior valor para a zona eufótica foi registrado às 16 horas do dia 13 de setembro (3,18 m), coincidindo com os maiores valores na superfície da concentração de oxigênio dissolvido (OD) e da temperatura da água (Figura 4.1.3.1). Na camada mais profunda (5,5 m abaixo da superfície), baixas concentrações de OD foram registradas, com completa anoxia em 5,5 m (Tabela 2), enquanto que na superfície a concentração de OD foi geralmente alta (por exemplo: $12,5 \text{ mg L}^{-1}$ às 16 horas do dia 13 de setembro).

De acordo com o índice de estado trófico (IET) (Tabela 4.1.3.2) o reservatório de Guarapiranga foi classificado como eutrófico durante o período de estudo.

Tabela 4.1.3.2 Valores médios das variáveis físicas e químicas da água e índice de estado trófico (IET) calculado para o reservatório de Guarapiranga entre as 10 horas do dia 12 de setembro e 10 horas do dia 14 de setembro de 2010.

	0,0 m	2,0 m	4,0 m	5,5 m
Secchi (m)	$1,0 \pm 0,1$	--	--	--
Zona eufótica (m)	$2,8 \pm 0,2$	--	--	--
Temperatura da água (°C)	$20,4 \pm 0,6$	$19,7 \pm 0,5$	$18,7 \pm 0,5$	$18,2 \pm 0,2$
pH	$7,8 \pm 0,6$	$7,4 \pm 0,4$	$6,9 \pm 0,3$	$6,3 \pm 0,3$
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$102,9 \pm 5,2$	$104,2 \pm 5,0$	$103,4 \pm 3,1$	$101,4 \pm 6,1$

Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)	9,6 ± 1,2	7,6 ± 1,5	3,3 ± 2,5	1,1 ± 1,1
Nitrogênio total (µg L⁻¹)	1912,4 ± 198,8	2076,3 ± 163,9	1883,9 ± 335,7	1854,9 ± 287,1
Fósforo total (µg L⁻¹)	42,5 ± 8,7	44,3 ± 10,2	38,3 ± 13,5	38,1 ± 11,4
Clorofila <i>a</i> (µg L⁻¹)	32,4 ± 5,1	34,2 ± 6,2	22,8 ± 6,3	20,8 ± 6,5
IET			> 54	

Mudanças Nictemerais na Estrutura Térmica, Química e Biológica da Coluna d'água

Mudanças nos perfis térmicos químicos e biológicos da coluna d'água foram analisados em detalhe em um ponto fixo ao longo de dois ciclos nictemerais consecutivos iniciando as 10 horas do dia 12 de setembro de 2010 (Figura 4.1.3.1).

Inicialmente, a coluna d'água foi caracterizada por moderada estratificação, com um gradiente de temperatura menor que 1°C em um espesso epilímnio de 1 m e um metalímnio moderadamente bem definido. Durante o dia progressivamente formou-se uma estrutura com múltiplas termoclinas (*stepped*), retornando após as 16 horas a uma moderada estratificação.

Durante a noite, com temperaturas mais ou menos estáveis e pouco vento, as múltiplas termoclinas se desfizeram enquanto a termoclina abaixou para 3,5 m aumentando a espessura da camada de mistura. Um epilímnio homogêneo e profundo (até de 3,5 m) apareceu nos perfis a partir de 1 hora até as 7 horas do dia 13 de setembro.

Um terceiro período entre 10 horas e 22 horas do dia 13 de setembro exibiu a mesma sequência, com calor penetrando das camadas superiores gerando o padrão de múltiplas termoclinas e metalímnio espesso. A partir das 13 horas do dia 13 de setembro a temperatura do ar aumentou de 17°C para 29,8°C (às 16 horas), levando à mais forte estratificação observada no período do estudo. Às 16 horas, a temperatura da água no epilímnio também foi a maior (21,8°C) e o metalímnio alcançou amplitude máxima (3,7 m) (Figura 4.1.3.1). Enquanto isso, a profundidade do metalímnio diminuiu de 4-5 m nas primeiras horas do dia 13 de setembro, para alcançar 2 m às 13 horas, onde permaneceu até as 19 horas.

Após o cessar dos ventos, em torno de 22 horas, um novo evento termohidrodinâmico se inicia, caracterizado pelo abaixamento da termoclina e isso se prorroga até o final do período do estudo, às 10 horas do dia 14 de setembro.

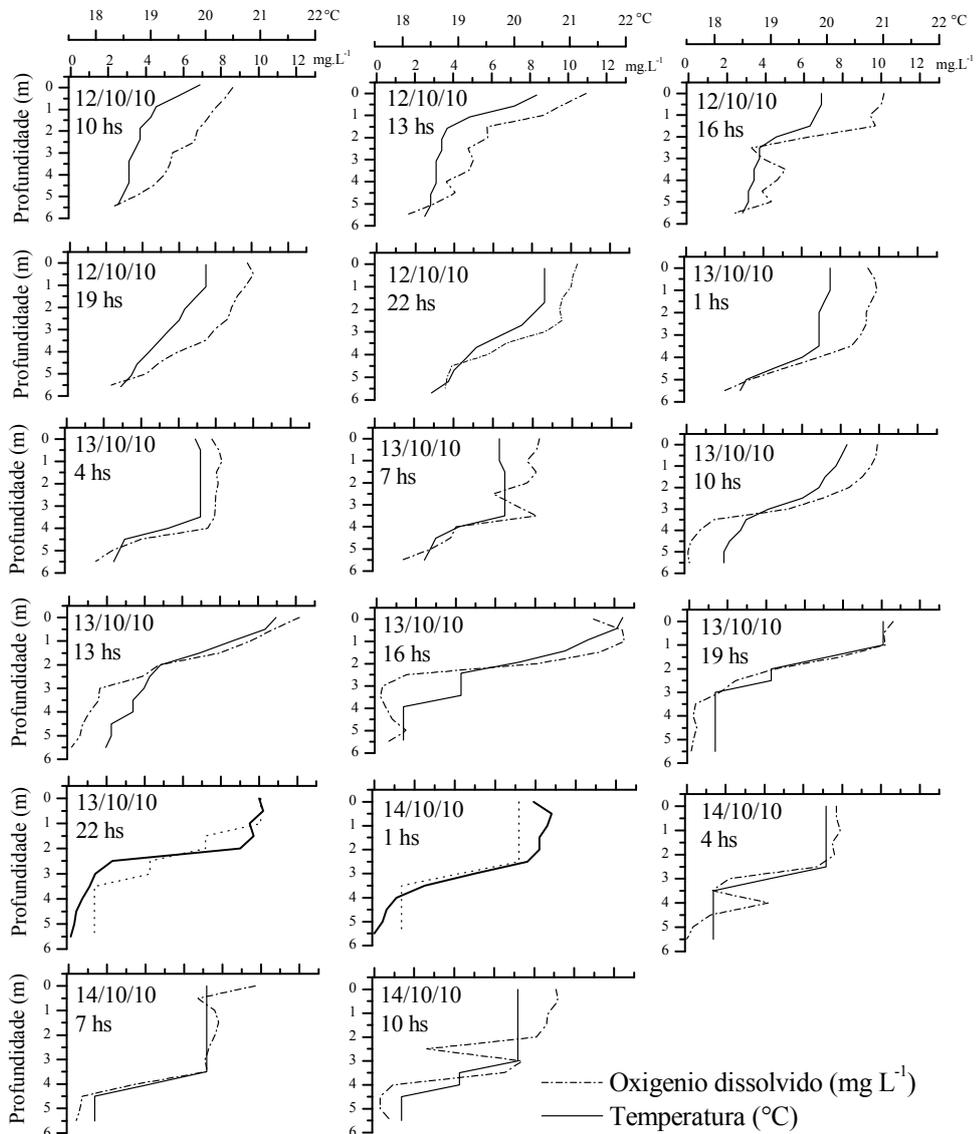


Figura 4.1.3.1 Perfis da temperatura da água (°C) e concentração de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) em um ponto localizado no reservatório de Guarapiranga (SP, Brasil), em intervalos de 3 horas, das 10 horas do dia 12 até as 10 horas do dia 14 de setembro de 2010.

Composição do Fitoplâncton e Distribuição Vertical das Espécies Dominantes

No presente estudo, 68 táxons de algas e cianobactérias foram identificados na comunidade fitoplanctônica em Guarapiranga, a maioria pertencendo às Chlorophyceae (41%), Cyanophyceae (25%) e Bacillariophyceae (12%).

Em termos de abundância numérica, a espécie dominante foi a cianobactéria *Aphanocapsa delicatissima* Nägeli. As chorofíceas *Scenedesmus ecornis* (Ehrenberg)

Chodat, *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komàrková-Legnerová e *Mougeotia* sp. C. Agardh também foram abundantes. As espécies que contribuíram com mais de 5% da densidade total do fitoplâncton foram incluídas na análise das mudanças na distribuição vertical durante o período de 48 horas. Juntas, essas espécies representaram mais de 75% do total da abundância do fitoplâncton.

As maiores densidades ocorreram nas profundidades de 0,0 e 2,0 m e as menores em 5,5 m (Figura 4.1.3.2). *Aphanocapsa delicatissima* foi numericamente dominante durante todo o período de estudo em quase todas as amostragens e intervalos de coleta. Uma exceção ocorreu na amostragem a 4,0 m de profundidade do dia 13 de setembro às 7 horas, quando *Scenedesmus ecornis* foi a espécie dominante. Essa clorófitcea foi a espécie mais abundante entre as Chlorophyta na maioria das amostras analisadas (Figura 4.1.3.2).

Pseudanabaena galeata Böcher foi outra cianobactéria que ocorreu em todas as amostras, exceto no dia 13 de setembro às 7 horas. Essa espécie ocorreu em densidades expressivas apenas na profundidade de 5,5 m.

Synechococcus sp. ocorreu em baixas densidades em todo o período de estudo. Com o aumento da temperatura e ventos fortes que caracterizaram o segundo período noturno (7 às 19 horas, 13 de setembro), a abundância de *Synechococcus* sp. aumentou aproximadamente oito vezes.

A distribuição de *Cryptomonas* sp. foi heterogênea na coluna d'água, mas os maiores valores de densidade foram sempre registrados próximo a superfície (0,0 m). A distribuição mais homogênea foi observada apenas à 1 hora do dia 13 de setembro de 2010.

Similarmente a *Cryptomonas* sp., *Eudorina elegans* Ehrenberg permaneceu nas camadas superiores (0,0 e 2,0 m). No período entre 1 hora e 7 horas dos dias 13 e 14 de setembro, a densidade de *E. elegans* aumentou em torno de quatro vezes.

Como para a maioria das espécies de algas que ocorreram no reservatório de Guarapiranga, *Mougeotia* sp. foi abundante em 0,0 e 2,0 m de profundidade. Apenas às 19 e 22 horas do dia 12 de setembro e 4 horas do dia 13 de setembro foram registradas altas densidades desse táxon na camada mais profunda (5,5 m).

Seguindo o mesmo padrão, *Monoraphidium contortum* foi também mais abundante nas camadas superiores (0,0 e 2,0 m), exceto às 4 horas do dia 13 de setembro, quando, assim como *Mougeotia* sp., foi mais numerosa na maior profundidade (Figura 4.1.3.2)

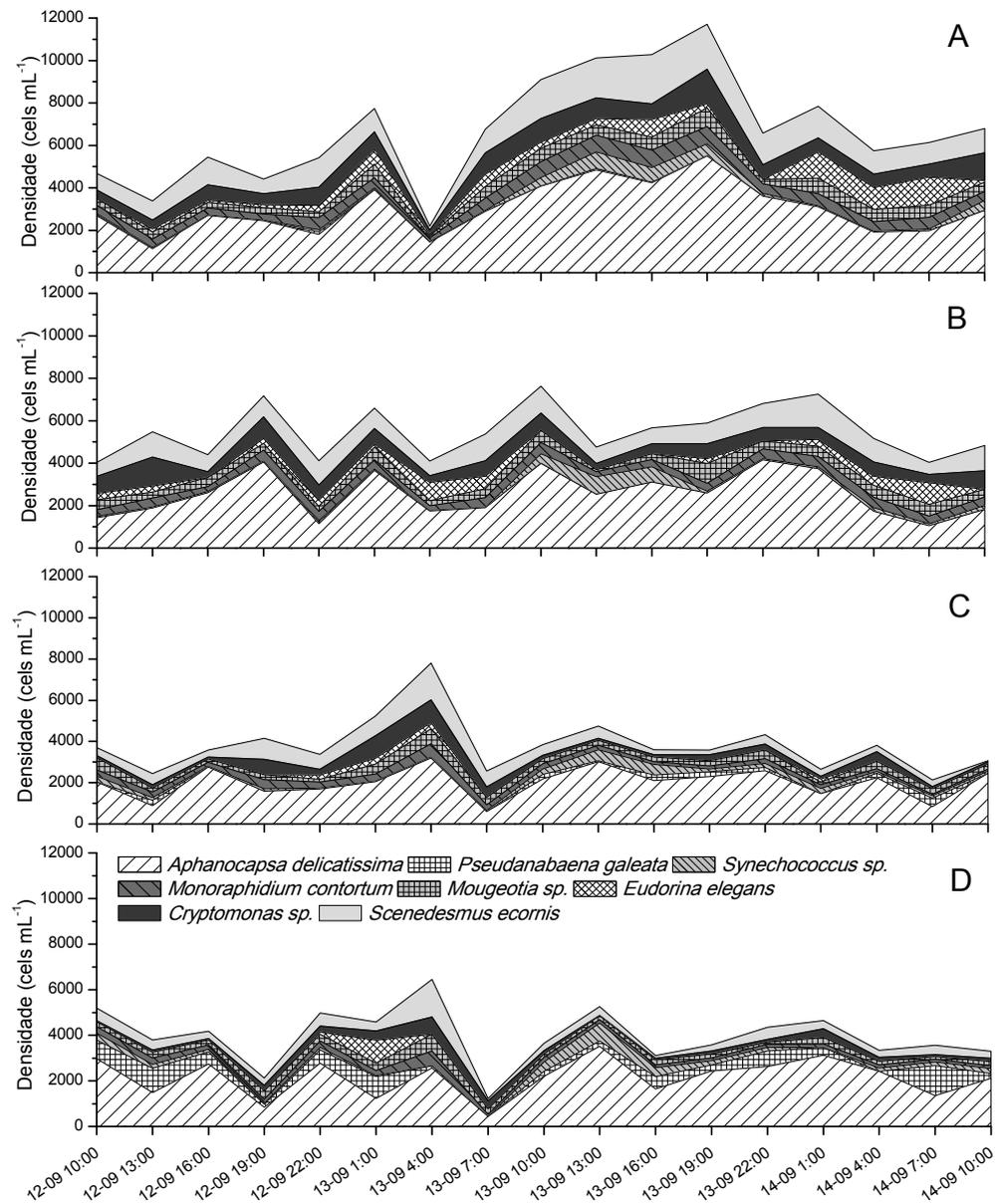


Figura 4.1.3.2 Densidade (cels mL⁻¹) das espécies de fitoplâncton dominantes no reservatório de Guarapiranga (SP, Brasil), nas diferentes profundidades (A: 0,0 m, B: 2,0 m, C: 4,0 m e D: 5,5 m), das 10 horas do dia 12 às 10 horas do dia 14 de setembro de 2010.

Mudanças de Curto Prazo na Distribuição Vertical da Comunidade Fitoplanctônica Total

A densidade do fitoplâncton e a concentração de clorofila *a* diferiram entre as camadas da coluna d'água (profundidades) e horários de coleta na sequência das alterações na estrutura térmica. A distribuição vertical da densidade total da comunidade

fitoplanctônica e perfis de temperatura são apresentados juntos para cada intervalo de amostragem (Figura 4.1.3.3).

No primeiro período, das 10 horas até as 22 horas do dia 12 de setembro, as populações das algas foram distribuídas igualmente na coluna d'água. Os valores médios de densidades foram de 5.917 ± 1.184 cels mL^{-1} ; 6.071 ± 1.674 cels mL^{-1} ; 4.507 ± 1.019 e 5.965 cels $\text{mL}^{-1} \pm 1.399$ em 0,0; 2,0; 4,0 e 5,5 m respectivamente. Não houve diferenças significativas da densidade fitoplanctônica entre as profundidades amostradas ($F = 1,526$; $df = 3$; $p = 0,2461$).

No segundo período, caracterizado por mistura no epilímnio e abaixamento da termoclina, da 1 até as 7 horas do dia 13 de setembro, a distribuição do fitoplâncton foi heterogênea com altas densidades nas duas camadas superiores, com 10.419 ± 1.541 cels mL^{-1} e 8.442 ± 1.431 cels mL^{-1} em 0,0 e 2,0 m respectivamente, e baixas nas camadas mais profundas 5.025 ± 1.429 e 4.100 ± 2.237 cels mL^{-1} em 4,0 e 5,5 m respectivamente. A análise da ANOVA mostrou diferenças significativas entre a densidade total em 0,0 m e aquela registrada a 2,0; 4,0 e 5,5 m ($F = 9,09$, $df = 3$; $p = 0,005$).

O período seguinte (das 10 horas até as 22 horas do dia 13 de setembro) foi caracterizado por forte estratificação térmica e aumento e queda na termoclina. O fitoplâncton foi concentrado principalmente na superfície onde a densidade registrada foi de 11.790 ± 2.272 cels mL^{-1} . As densidades nas demais profundidades foram de 7.667 ± 1.509 cels mL^{-1} em 2,0 m; $5.574 \pm 800,6$ em 4,0 m; e $5.036 \pm 689,0$ cels mL^{-1} em 5,5 m. Houve diferenças significativas entre as profundidades ($F = 15,91$, $df = 3$; $p = 0,0001$), e a densidade do fitoplâncton em 0,0 m foi estatisticamente diferente daquela registrada nas profundidades de 2,0; 4,0 e 5,5 m ($p < 0,05$).

O último período (da 1 até as 10 horas do dia 14 de setembro) foi caracterizado por resfriamento noturno e abaixamento da termoclina, resultando na redistribuição do fitoplâncton no epilímnio. A maior média da densidade foi registrada em 0,0 m ($8.396 \pm 332,3$ cels mL^{-1}) e a menor em 4,0 m ($4.299 \pm 349,7$ cels mL^{-1}). Os testes estatísticos indicaram diferenças significativas entre as profundidades ($F = 9,41$, $df = 3$; $p = 0,001$). As densidades do fitoplâncton em 0,0 m foram estatisticamente diferentes daqueles em 4,0 e 5,5 m ($p < 0,05$) e as densidades em 2,0 m também foram significativamente diferentes daquelas em 4,0 m ($p = 0,046$).

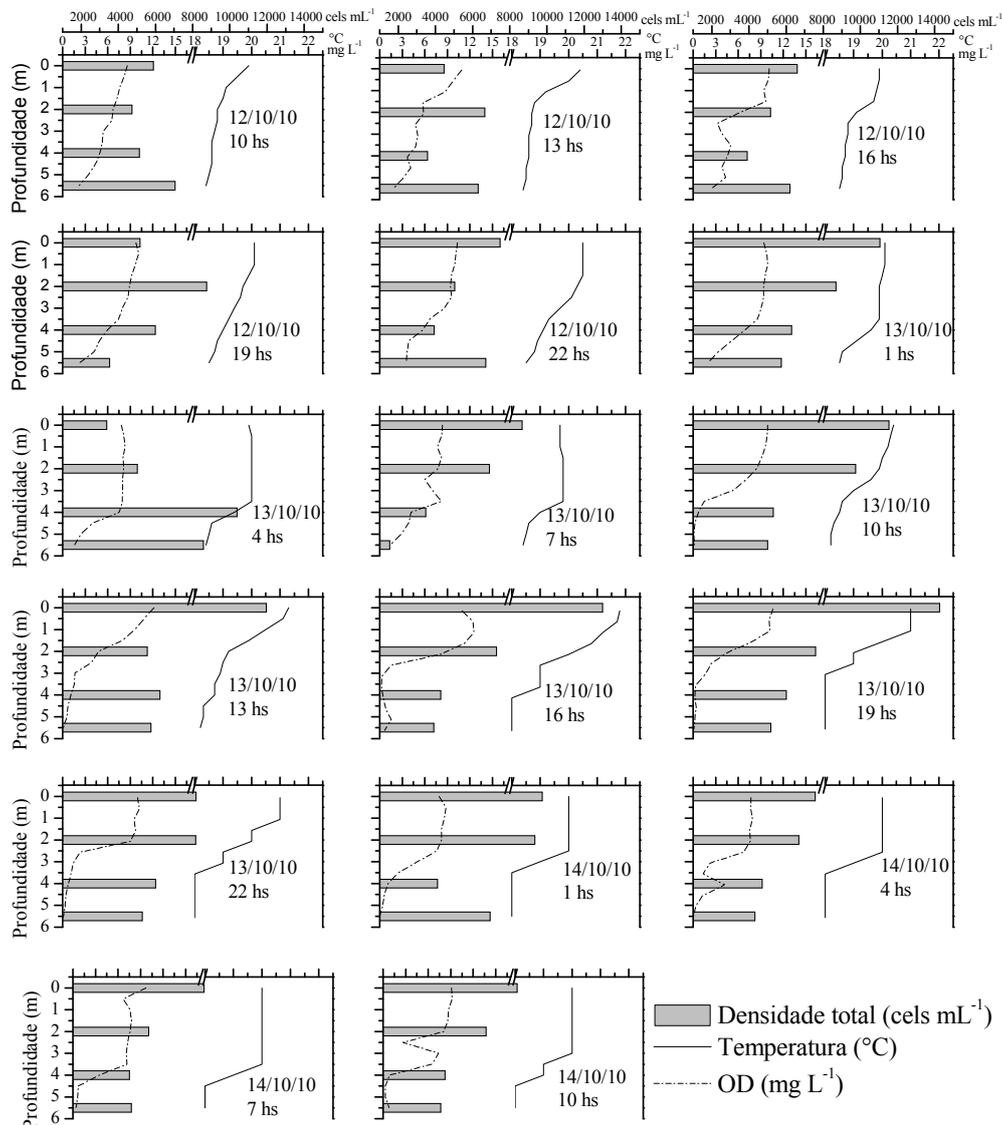


Figura 4.1.3.3 Perfis da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e a densidade total do fitoplâncton (cells mL^{-1}) mensurados em várias profundidades em um ponto localizado no Reservatório de Guarapiranga (SP, Brasil), em intervalos de 3 horas, das 10 horas do dia 12 às 10 horas do dia 14 de setembro de 2010.

Análise de Ordenação

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada para estudar as relações entre as variáveis abióticas e a profundidade de amostragem na coluna d'água (Figura 4.1.3.4). A análise mostrou forte relações entre as variáveis, como evidenciado pela alta explicabilidade alcançada pelos dois primeiros eixos, que juntos explicaram 84,6% do total

da variância. O primeiro eixo mostrou correlações negativas entre todas as variáveis abióticas e as menores profundidades. Este eixo separou a superfície (0,0 m) e as amostras de 2,0 m no lado esquerdo, e as amostras das profundidades de 4,0 e 5,5 m no lado direito. A temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido e pH foram sempre maiores nas camadas superficiais, enquanto o nitrogênio total, fósforo total e condutividade elétrica, embora predominantemente relacionados com as camadas superficiais, foram algumas vezes relacionadas com as amostras coletadas a 4,0 m.

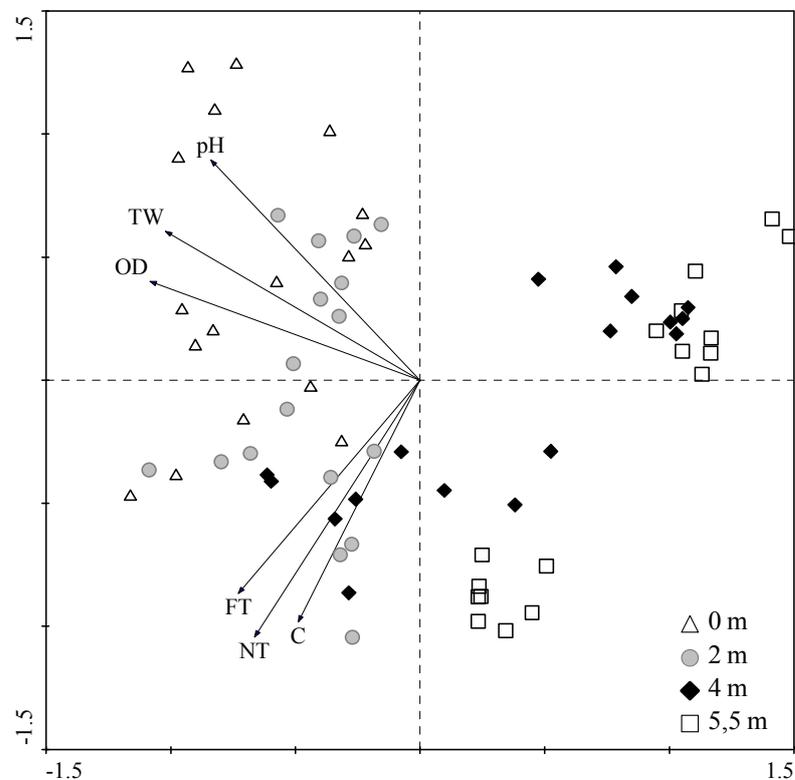


Figura 4.1.3.5 Diagrama de ordenação da análise de componentes principais (PCA) relacionando as variáveis físicas e químicas com as profundidades da coluna d'água: TW = temperatura da água; OD = concentração de oxigênio dissolvido; C = condutividade elétrica da água; FT = fósforo total; NT = nitrogênio total e pH.

A análise de redundância (RDA) revelou fortes associações entre a densidade das espécies dominantes de fitoplâncton e as variáveis abióticas selecionadas e os dois primeiros eixos explicaram 96,3 e 3,4% da variância respectivamente (Figura 4.1.3.5). As densidades das populações das espécies dominantes de fitoplâncton foram fortemente

associadas com as variáveis temperatura da água ($p < 0,05$), clorofila *a* ($p < 0,05$) e profundidade de amostragem. As densidades populacionais das clorofíceas *Scenedesmus ecornis*, *Monoraphidium contortum*, *Mougeotia* sp. e *Eudorina elegans*; da criptofíceia *Cryptomonas* sp. e da cianobactéria *Aphanocapsa delicatissima* foram positivamente associadas com as profundidades de 0,0 e 2,0 m e também com as altas temperaturas e concentração de clorofila *a*. Por outro lado, as densidades populacionais das cianobactérias *Synechococcus* sp. e *Pseudanabaena galeata* foram negativamente relacionadas com a temperatura da água e concentração de clorofila *a*, e positivamente relacionadas com as maiores profundidades de amostragem, uma vez que esses táxons foram registrados em maiores densidades nas camadas de 4,0 e 5,5 m.

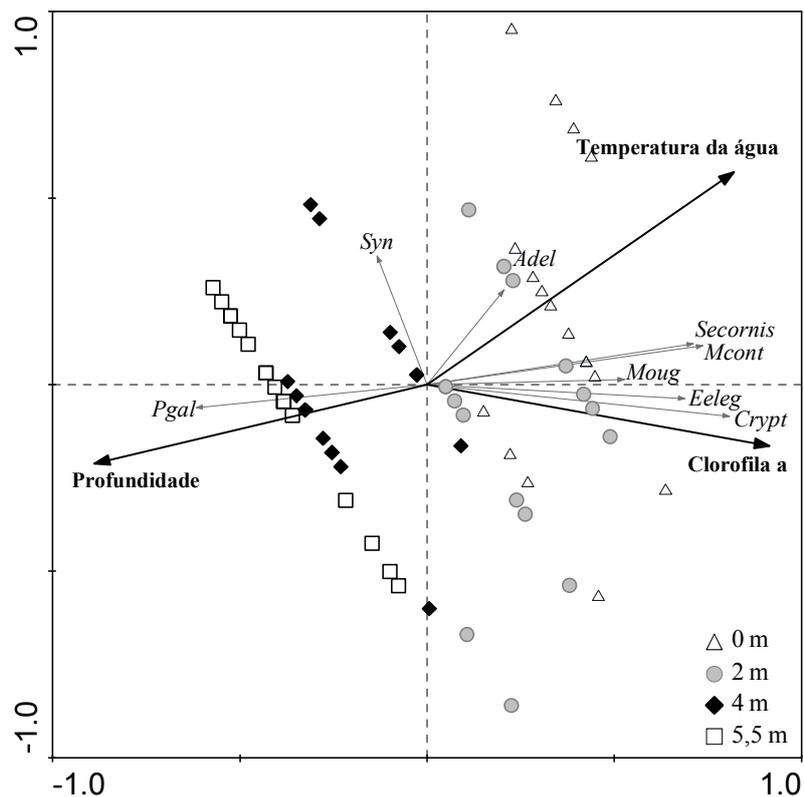


Figure 4.1.3.5 Diagrama de ordenação da análise de redundância (RDA) relacionando a distribuição vertical das espécies dominantes de fitoplâncton com as variáveis ambientais (profundidade, temperatura da água e clorofila *a*) e camadas da coluna d'água. (Adel = *Aphanocapsa delicatissima*; Crypt = *Cryptomonas* sp.; Eeleg = *Eudorina elegans*; Mcont =

Monoraphidium contortum; Moug = *Mougeotia* sp.; Pgal = *Pseudanabaena galeata*; Secornis = *Scenedesmus ecornis* e Syn = *Synechococcus* sp.)

4.1.4 Discussão

Durante o período de estudo, o compartimento do rio Embu-Mirim no reservatório de Guarapiranga foi sujeito a dois ciclos consecutivos de estratificação seguidos por mistura parcial da coluna d'água. O aquecimento diurno criou novos gradientes de temperatura na camada superficial resultando em um metalímnio com múltiplas termoclinas. Durante a noite, como a água da superfície estava mais fria, a densidade aumentou fazendo com que essa camada mais pesada do que a abaixo dela se movimentasse e isso criou uma mistura por convecção e a termoclina abaixou.

Nas primeiras horas do dia, a camada superficial tornou-se bem misturada, principalmente devido a convecção penetrativa associada com a perda de calor a partir das camadas superficiais durante a noite. Uma termoclina pôde ser bem definida com base nessa camada bem misturada. À medida em que a temperatura do ar subia durante a manhã, a água da superfície também era aquecida. A termoclina permaneceu rasa, na profundidade de 2,0 m ou menos, devido à difusão de calor dentro do epilímnio. O vento soprou durante todo o dia, causando uma energia cinética turbulenta na camada superficial, reforçando o transporte do calor para as camadas mais profundas, diminuindo desta forma a temperatura da água próxima à superfície e abaixando a termoclina. Novas termoclinas começaram a se formar nas camadas mais profundas, dentro de um metalímnio com múltiplas termoclinas acumuladas durante o aquecimento da camada superficial, um processo comumente observado em lagos tropicais. (Lewis, 1973; Barbosa e Pádisak, 2002).

O vento diurno durante o primeiro dia foi forte, causando uma estratificação moderada e uma distribuição mais uniforme do fitoplâncton na coluna d'água. Durante a noite, com uma termoclina estável e mais profunda, as maiores concentrações do fitoplâncton foram registradas nas camadas superiores.

De acordo com Payne (1986), o metalímnio pode agir como um segundo fundo na coluna d'água, onde a sedimentação de partículas pode ser evitada devido ao marcante gradiente de densidade. O metalímnio no reservatório de Guarapiranga certamente

funcionou como um segundo fundo mantendo as clorofíceas *Scenedesmus ecornis* e *Eudorina elegans* praticamente isoladas dos filamentos da cianobactéria *Pseudanabaena galeata*, a qual foi registrada apenas no hipolímnio.

O segundo dia foi marcado pela forte estratificação, determinada por uma maior entrada de calor e velocidade do vento mais constante. O fitoplâncton nas camadas superficiais provavelmente teve seu crescimento favorecido por estas condições durante o segundo ciclo nictemeral, uma vez que a luz e temperatura foram adequadas e os nutrientes não foram limitantes.

A alta disponibilidade de nutrientes no reservatório de Guarapiranga foi observada em estudo anterior (Gemelgo et al., 2009), no qual os compostos nitrogenados inorgânicos e o fósforo total foram registrados em elevadas concentrações. Além disso, durante o presente estudo, a temperatura e a zona eufótica eram cerca de 20°C e 3,0 m, respectivamente.

Isso poderia ser a explicação para o marcado aumento de *Aphanocapsa delicatissima*, cuja densidade quase duplicou nas primeiras 12 horas do estudo. De acordo com a literatura, a espécie deste gênero *A. elachista*, tem um tempo de duplicação de aproximadamente 15 horas (Rippka, 1972).

Pode-se supor que pelo menos uma parte do aumento na densidade de *A. delicatissima* e de algumas algas co-dominantes pode ser devido ao crescimento populacional o que implica uma resposta biológica de replicação do fitoplâncton em um tempo mais curto do que o de 50-200 horas sugerido por Harris (1986).

A maioria das espécies permaneceu nas profundidades de 0,0 e 2,0 m. Em alguns casos, isso pode ser relacionado ao pequeno tamanho das células (*Scenedesmus ecornis* e *Synechococcus* sp.) ou da capacidade de flutuabilidade das colônias com matriz mucilaginosa (*Aphanocapsa delicatissima*) que evita a sedimentação (Barbosa et al., 2011). Mesmo as grandes espécies filamentosas, como *Mougeotia* sp., foram mantidas na camada superficial por longos períodos. Esta alga foi possivelmente separada do perifiton das macrófitas aquáticas flutuantes pelos movimentos da água nas camadas superiores. Durante a manhã e início da tarde do segundo ciclo nictemeral, a temperatura do ar aumentou 5,6°C e o fluxo de calor foi alto, com um aumento de 1,4°C na temperatura da água na camada superior. Filamentos de *Mougeotia* sp. foram mantidos no epilímio bem misturado devido

ao forte gradiente de densidade. Essa pode ser também a explicação para as grandes algas flageladas *Eudorina elegans* e *Cryptomonas* sp., que permaneceram principalmente na superfície. Embora estas espécies sejam capazes de se locomoverem, de acordo com Reynolds et al. (1983), as velocidades mais altas que podem atingir (normalmente 1 mm s^{-1}) são mais lentas do que as velocidades de turbulência geradas por um vento de 1 m s^{-1} . Em ambos os ciclos nictemerais havia ventos fracos de 3 a 4 m s^{-1} , os quais conseguem causar uma turbulência que excede em muito a velocidade das espécies de algas móveis.

Pseudanabaena galeata foi a única espécie abundante apenas nas camadas mais profundas (4,0 e 5,5 m) no reservatório de Guarapiranga. Outros estudos (por exemplo Barbosa et al., 2011) também registraram essa espécie na camada mais profunda em um lago tropical estratificado (Lagoa Carioca, MG, Brasil). Sabe-se que esta espécie ocupa preferencialmente as camadas mais profundas devido à sua tolerância à deficiência de luz (Reynolds et al., 2002).

Em conclusão, a temperatura do ar e velocidade do vento foram os fatores meteorológicos mais importantes que alteraram a estrutura térmica do reservatório de Guarapiranga, durante o período de 48 horas, promovendo padrões de estratificação diurnos de curto prazo e de mistura a noite.

A distribuição vertical das principais espécies de fitoplâncton foi relacionada aos eventos de estratificação e hidrodinâmica. Durante o período de moderada estratificação e ventos fracos, ambas as pequenas e grandes células, colônias ou filamentos foram mais amplamente distribuídas na coluna d'água, enquanto que durante os períodos de estratificação térmica todas as espécies, exceto *Pseudanabaena galeata*, foram mantidas nas camadas superiores devido ao forte gradiente de densidade e extenso metalímnio.

Nossos resultados demonstram que em reservatórios tropicais polimícticos os eventos hidrodinâmicos associados à estratificação térmica e mistura da coluna d'água determinam a maioria dos padrões da distribuição vertical das populações de algas. Velocidade e direção do vento são variáveis importantes que devem ser incluídas para uma melhor compreensão dos fatores que controlam a distribuição vertical do fitoplâncton e consequentemente seu desempenho fisiológico funcional.

Referências Bibliográficas

- BARBOSA, FAR. e PADISÁK, J., 2002. The forgotten lake stratification pattern: atelomixia, and its ecological importance. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 28, p. 1385-1395.
- BARBOSA, LG., MAIA-BARBOSA, PM. e BARBOSA, FARB., 2011. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 23, no. 1, p. 63-73.
- BECKER, V., CARDOSO, LS., HUSZAR, VLM., 2009. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology*, vol. 43, no. 2, p. 285–293.
- BEYRUTH, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 424, no. 1-3, p. 51-65.
- CANTIN, A., BEISNER, BE., GUNN, JM., PRAIRIE, YT. e WINTER, JG., 2011. Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 68, no. 2, p. 260–276.
- CARLSON, RE., 1977. A Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p. 361-380.
- COLINA, M. e GARDINER, PHE., 1999. Simultaneous determination of total nitrogen, phosphorus and sulphur by means of microwave digestion and ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, vol. 187, no 1-2, p. 285-290.
- GEMELGO, MCP., MUCCI, JLN. e NAVAS-PEREIRA, D., 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 4, p. 1001-1013.
- HAMMER, O., HARPER, DAT. e RIAN, PD., 2001. *Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version. 1.37.
- HARRIS, GP., 1986. *Phytoplankton ecology: Structure, function and fluctuation*. London: New York, Chapman and Hall.
- HUTCHINSON, GE., 1957. *A Treatise on Limnology*. New York: John Wiley.
- IMBERGER, J. e PATTERSON, JC., 1989. Physical limnology. In HUTCHINSON, JW e WU, T. *Advances in Applied Mechanics*. Boston: Academic Press, p. 303-475.
- LEWIS, WMJr., 1973. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical

- implications for tropical lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 18, no. 2, p. 200-217.
- LEWIS, WMJ., 1987. Tropical limnology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 18, p. 159–184.
- LOPES, MRM., BICUDO, CEM. e FERRAGUT, MC., 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 542, p. 235–247.
- MACINTYRE, S., ROMERO, JR., e KLING, GW., 2002. Spatial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of Lake Victoria, East Africa. *Limnology and Oceanography*, vol. 43, no. 3, p. 656-671.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega.
- NUSH, EA., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 14, p. 14-36.
- PAYNE, AL., 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York: John Wiley and Sons.
- REYNOLDS, CS., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- REYNOLDS, CS., WISEMAN, SW., GODFREY, BM. e BUTTERWICK, C., 1983. Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *Journal of Plankton Research*, vol. 5, p. 203–234.
- REYNOLDS, CS., HUZSAR, V., KRUK, C., FLORES-NASELLI, L. e MELO, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, p. 417-428.
- ROS, J., 1979. *Pratica de ecologia*. Barcelona: Omega.
- RIPPKA, R., 1972. Photoheterotrophy and chemoheterotrophy among unicellular blue-green algae. *Archives of Microbiology*, vol. 87, no. 1, p. 93-98.
- SARMENTO, H., 2012. New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web. *Hydrobiologia*, vol. 686, p. 1-14.
- TALLING, JF., 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, vol. 51, no. 4, p. 545-621.
- TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P., 2002. *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. New York:

Microcomputer Power.

TOLEDO, AP., TALARICO, M., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 1983. Camború: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, p.1-34

UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, vol. 9, p.1-38.

Capítulo 4.2 Fatores determinantes nos padrões de distribuição vertical em curto prazo das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica no reservatório de Guarapiranga

Resumo

O conhecimento sobre a distribuição vertical das populações e grupos que compõem o zooplâncton podem fornecer informações relevantes para o entendimento dos requerimentos biológicos das espécies individuais, das interações entre as diferentes espécies e desta comunidade com outras, em especial, com a comunidade fitoplanctônica que influencia as espécies chave em um sistema. A análise das espécies zooplanctônicas na abordagem das interações nos ecossistemas fornece informações importantes sobre as causas das seleções das espécies em ambientes lênticos. No presente estudo, a variação diurna do zooplâncton foi analisada buscando-se os padrões de distribuição e de migração e suas relações com as frações de tamanho do fitoplâncton e com os deslocamentos diários das variáveis ambientais em um sistema eutrófico. As comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram amostradas a cada 3 horas durante um período de 48 horas, em um perfil vertical em um reservatório eutrófico no período de seca. O fitoplâncton foi classificado em classes de tamanho e o zooplâncton em pequenos filtradores, médios filtradores e carnívoros. De forma geral, Rotifera foi o grupo numericamente dominante em todo o estudo. O fitoplâncton foi dominado numericamente pelas cianobactérias, no entanto em termos de biomassa as algas de tamanho superior a 31 μm (predominantemente Chlorophyta) foram as mais representativas. Padrão de migração noturna foi registrado apenas para *Bosmina freyi* De Melo e Hebert e *Ilyocryptus spinifer* Herrick e migração reversa foi registrada apenas para *Acanthocyclops robustus* Sars. Padrão de distribuição vertical heterogêneo foi registrado para os pequenos filtradores compostos predominantemente pelos rotíferos. Conclui-se que o padrão de migração e de distribuição do zooplâncton no reservatório de Guarapiranga é distinto entre os componentes desta comunidade, demonstrando uma dinâmica influenciada por ambos os fatores termohidrodinâmicos (estratificação térmica) e de distribuição do alimento na coluna d'água.

Palavras-chave: dinâmica do zooplâncton, fração de alimento, migração vertical, estratificação

4.2.1 Introdução

As populações planctônicas apresentam uma distribuição vertical heterogênea em parte devida aos seus próprios requerimentos biológicos e em parte oriundos de sua migração diária, determinada por ritmos endógenos adaptativos, com base genética, que surgiram ao longo da evolução das espécies (Hutchinson, 1967).

O zooplâncton, por apresentar capacidade própria de locomoção, move-se através da coluna d'água, com variadas implicações ecológicas para a própria comunidade e também para outras com as quais seus componentes interagem. É um fenômeno comum na região pelágica dos lagos, razão pela qual este fenômeno tem sido estudado desde muito tempo (Hutchinson, 1967; Lampert e Sommer, 1997; Previatelli et al., 2005; Bezerra-Neto et al., 2009; Hays, 2003).

A migração vertical inclui movimentos ativos diurnos na coluna d'água sendo a mais comum a migração noturna com movimento ascendente para a superfície a partir do crepúsculo e descendente antes do amanhecer (Dodson, 1990; Reichwaldt e Stibor 2005), embora algumas espécies apresentem migração diurna reversa, com permanência na superfície durante o dia e descida para camadas profundas à noite (Lampert, 1993).

Há muitas teorias que buscam explicar as causas para a migração, como aquela relacionada às estratégias de evitação da predação por peixes (Dodson, 1990; Han e Straškraba, 2001), minimização da competição intra-específica (Dumont, 1972; Armengol e Miracele, 2000), otimização das atividades metabólicas das espécies que se alimentam na superfície quando as células algais estão repletas de carboidratos sintetizados ao longo do dia e posteriormente assimilam, em temperaturas mais baixas, nas camadas mais profundas da coluna d'água (Dawidowicz e Loose, 1992; Lampert e Sommer, 1997).

A migração vertical do zooplâncton na coluna d'água com padrão definido, tem implicações ecológicas relevantes, como por exemplo a participação do zooplâncton no controle da produção de matéria orgânica pelo fitoplâncton, na ciclagem de nutrientes entre diferentes estratos da coluna d'água e na diminuição da competição intra-zooplanctônica

por recursos (Reynolds, 1984; Han e Straškraba, 2001). Na migração reversa, quando o deslocamento ocorre durante o dia, estas vantagens não seriam contempladas, contudo esse mecanismo possibilitaria aos organismos zooplancônicos de menor tamanho reduzirem a predação por invertebrados planctônicos maiores, que usualmente migram durante a noite para escapar de predadores visuais vertebrados (Lampert, 1993).

O conhecimento sobre as interações fito-zooplâncton é extremamente importante para a compreensão desses controles. Sabe-se que florações de Cyanobacteria são frequentemente precedidos por um enriquecimento com nutrientes os quais coincidem com mudanças ambientais como estratificação, elevação da temperatura e ausência de herbivoria do zooplâncton (Pearl, 1988; Reynolds, 1998).

Trabalhos recentes enfocam a distribuição vertical tanto do fitoplâncton como do zooplâncton na coluna d'água (Barbosa e Padisák, 2002; Lopes et al., 2005; Previatelli et al., 2005; Bezerra-Neto e Pinto-Coelho, 2007; Becker et al., 2009) relacionando-as com fatores abióticos como luz, nutrientes e temperatura. No entanto, as variações na distribuição destas comunidades em decorrência das interações entre estes grupos é pouco explorada (Becker et al., 2009).

Há atualmente grande interesse em se analisar sob que condições o padrão intrínseco de migração das espécies zooplancônicas prevalece face às forças termohidrodinâmicas que regem a movimentação da água e os padrões de estratificação ou de circulação na coluna d'água.

Assim, o objetivo deste trabalho foi analisar os padrões de distribuição vertical das comunidades fito e zooplancônica, existência ou não e tipo de migração diurna da comunidade zooplancônica e sua relação com o padrão de estratificação/circulação e as variáveis ambientais em um reservatório tropical eutrófico, o reservatório de Guarapiranga.

Nós hipotetizamos que no reservatório de Guarapiranga, por se tratar de um ambiente eutrófico, a comunidade zooplancônica será dominada pelo microzooplâncton e que, se assim for, esses pequenos organismos têm baixa capacidade de locomoção e, portanto as forças termohidrodinâmicas e o padrão de estratificação do sistema determinarão a curto prazo a distribuição vertical da comunidade zooplancônica.

4.2.2 Materiais e Métodos

Área de Estudo

O reservatório de Guarapiranga (Figura 4.2.2.1) está localizado na Bacia do Alto Rio Tietê, sendo parte do sistema de abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Este reservatório é o segundo maior desta região, contribui com cerca de 20% da água de abastecimento da RMSP, atendendo cerca de 3,8 milhões de pessoas de diversos municípios, além de ser utilizado também como área de lazer (esportes náuticos, natação e pesca) (Cetesb, 2002). As principais características deste reservatório são apresentadas na Tabela 4.2.2.1.

Tabela 4.2.2.1 Localização geográfica e principais características do reservatório de Guarapiranga, São Paulo, SP, Brasil.

Reservatório de Guarapiranga	
Coordenadas	23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W
Ano de construção	1906
Uso preponderante	Abastecimento
Área	33 Km ²
Área de drenagem	630 Km ²
Volume total	194 x 10 ⁶ m ³
Profundidade máxima	13 m
Profundidade média	5,7 m
Tempo de retenção da água	185 dias

Fonte: Caleffi (2000); Cetesb (2002)

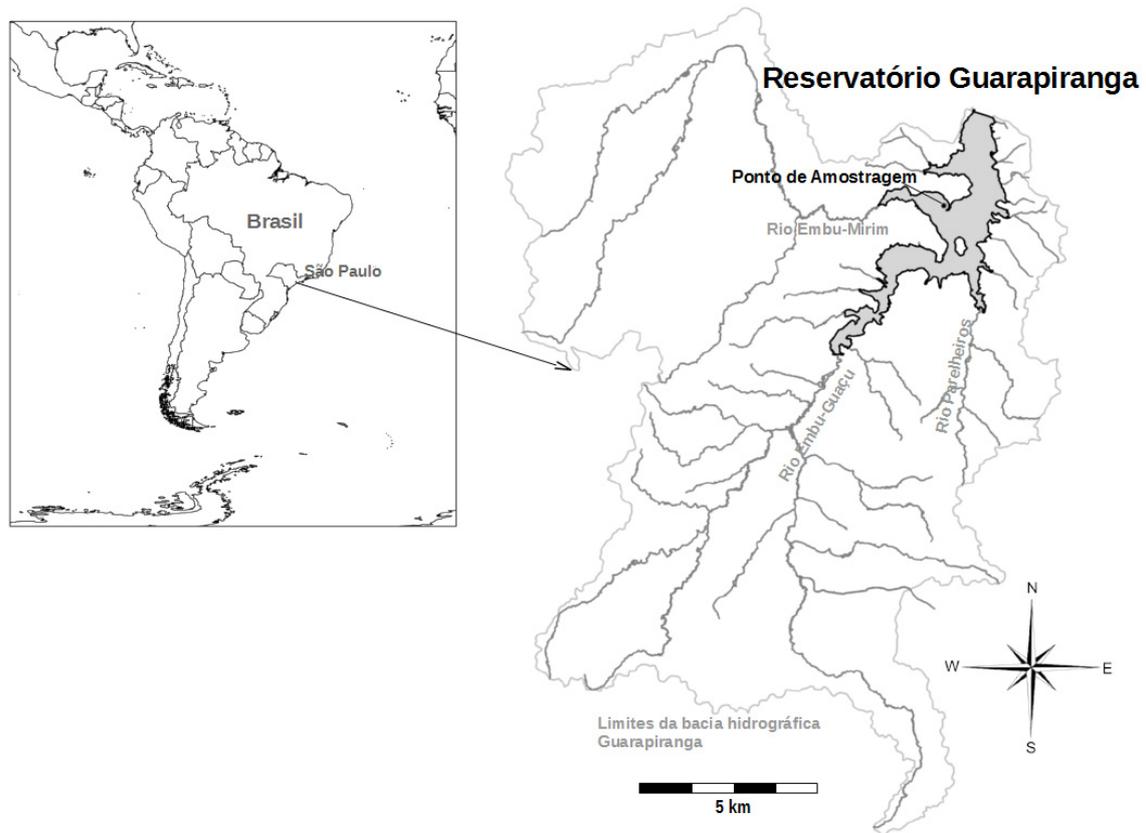


Figura 4.2.2.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do reservatório de Guarapiranga e mapa da bacia de drenagem ressaltando o reservatório, os principais tributários e o ponto de coleta selecionado para amostragem neste estudo.

Amostragem e Medidas de Variáveis Físicas e Químicas da Água

O ponto de coleta selecionado para a realização deste estudo de variação em curto prazo da distribuição vertical das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica na represa de Guarapiranga localiza-se em um dos compartimentos da represa, uma baía em frente à entrada do tributário Embu-Mirim ($23^{\circ}42'53''S$ e $46^{\circ}44'32''W$). As amostragens foram realizadas durante dois ciclos nictemerais, em um período de 48 horas, compreendido entre os dias 12 e 14 de setembro de 2010. Medidas *in situ* das variáveis físicas e químicas da água, e coletas de água para análises químicas laboratoriais e amostragens do fitoplâncton e do zooplâncton foram realizadas a cada três horas, ao longo do perfil vertical abrangendo as profundidades de 0,0-0,6 m; 2,0-2,6 m; 4,0-4,6 m e 5,5-6,0 m, por meio de uma garrafa do

tipo Van Dorn com 5,0 litros de capacidade. Assim, foram realizadas 68 medidas para cada variável e coletados um igual número de amostras para cada uma das comunidades.

A temperatura da água, a concentração de oxigênio dissolvido, o pH e a condutividade elétrica foram medidas com uma sonda da marca Horiba, modelo U-10, a cada 0,5 m até a profundidade de 5,5 m. A transparência da água foi estimada com base na leitura do Disco de Secchi. O fitoplâncton foi fixado com solução neutra de lugol. O zooplâncton foi amostrado nas mesmas profundidades com uma moto bomba da marca Sthil e rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha, e então fixado com solução de formalina 8%, com volumes pré-determinados para atingir a concentração final de 4%.

Análise das Amostras

A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada em um microscópio invertido da marca Zeiss, modelo Axiovert, após prévia sedimentação em câmara de Utermohl. Foram utilizadas câmaras de sedimentação que variaram de 10 a 15 mL, após um tempo de sedimentação de três horas para cada centímetro de altura da câmara (Utermohl, 1958). O procedimento de contagem foi realizado por meio de transectos horizontais e verticais e os resultados expressos em densidade (cels mL^{-1}) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ros (1979).

A contagem dos organismos zooplanctônicos foi realizada de acordo com o método descrito em Apha (2005); subamostras de 1 mL para Rotifera e náuplios de Copepoda em câmara de Sedgwick-Rafter; Cladocera e Copepoda em placas de acrílico quadriculadas.

Análise dos Dados

A profundidade da zona eufótica foi calculada multiplicando-se o valor da leitura do Disco de Secchi pelo coeficiente empírico de extinção de 2,7 (Margalef, 1983). O Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) adaptado para ambientes tropicais foi calculado como proposto por Toledo et al. (1983) utilizando-se as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total e valores do Disco de Secchi considerando-se a média ponderada entre os três. O biovolume das algas foi calculado utilizando-se os modelos de Hillebrand et al. (1999) e de Sun e Liu (2003) para as formas geométricas mais aproximadas à forma das células e assumindo-se o biovolume como igual à unidade de massa, com o seguinte fator de

conversão: $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$ (Wetzel e Likens, 2000). As frações de tamanho do fitoplâncton (0-10 μm , 11-20 μm , 21-30 μm e $>31 \mu\text{m}$) foram definidas de acordo com as faixas de tamanho do alimento selecionado pelo zooplâncton herbívoro, como relatado na literatura (Reynolds, 2006). Essas frações foram estimadas com base na máxima dimensão linear (GALD algal) (Lewis, 1976). Os grupos funcionais do zooplâncton foram definidos de acordo com o tamanho e hábitos alimentares: pequenos filtradores com até 200 μm de GALD (rotíferos herbívoros $> 25 \mu\text{m}$ e náuplios de Cyclopoida), filtradores médios com até 2 mm de GALD (cladóceros e náuplios e copepoditos de Calanoida) e carnívoros (*Asplanchna*, *Ploesoma* e copepoditos e adultos de Cyclopoida).

Para verificar a existência ou não de diferenças significativas da biomassa e densidade total do fitoplâncton e zooplâncton entre as profundidades e entre os horários de coleta foram realizadas para os dados paramétricos a análise de variância (ANOVA) seguida pelo teste *t* e o teste de Kruskal-Wallis para os dados não paramétricos. As análises foram feitas com o software PAST versão 1.79 (Hammer et al., 2001).

A análise de redundância (RDA) foi aplicada para verificar as relações da abundância do zooplâncton com as frações de tamanho do fitoplâncton e as variáveis ambientais (temperatura da água, condutividade, pH, concentração de oxigênio dissolvido, extensão da zona eufótica). Essa análise foi realizada utilizando-se o programa CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer, 2002). Os dados da comunidade zooplanctônica foram transformados pela função $\log(x+1)$ para se obter uma distribuição normal. O teste de Monte Carlo com 4999 permutações randômicas foi aplicado para se verificar a ocorrência de associações significativas entre as variáveis ambientais e biológicas selecionadas.

4.2.3 Resultados

Variáveis Abióticas

Uma análise mais aprofundada das variáveis físicas e químicas no reservatório de Guarapiranga é apresentada no capítulo 4.1. Durante o período de estudo foi registrado um padrão de estratificação térmica e química decorrentes da formação de termoclina bem definida. Houve circulação parcial da coluna d'água e abaixamento periódico da termoclina no período noturno (Figura 4.2.3.1).

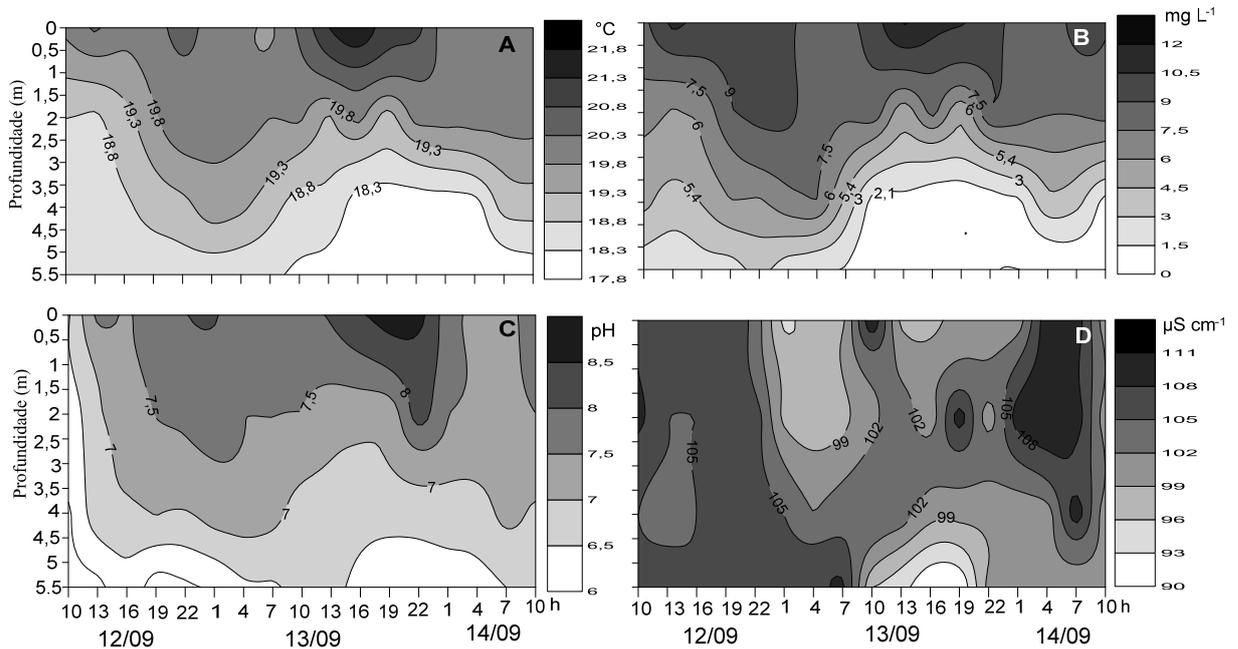


Figura 4.2.3.1 Variações nictemerais nos perfis das variáveis físicas e químicas da água: (A) temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); (B) concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}); (C) pH e (D) condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) durante o período entre 10 horas do dia 12 de setembro e 10 horas do dia 14 de setembro de 2010, no reservatório de Gurarapiranga, São Paulo, SP.

A extensão da zona eufótica alcançou valor máximo no dia 13 de setembro às 16 horas coincidindo com os maiores valores na temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido (Figura 4.2.3.1). Na camada do hipolimnion foram registrados baixos valores de oxigênio dissolvido e completa anoxia na profundidade de 5,5 m. Na camada superficial da água foram registrados valores elevados da concentração de oxigênio dissolvido, caracterizando supersaturação ($12,5 \text{ mg.L}^{-1}$ às 16 horas em 13/09/2010).

O valor médio obtido para o Índice de Estado Trófico do reservatório de Guarapiranga no período de estudo foi de $56,3 \pm 3,1$ o que, pelo índice adotado, o caracteriza como um reservatório eutrófico.

Composição Taxonômica e Distribuição Vertical da Comunidade fitoplanctônica

No presente estudo foram identificadas 68 espécies fitoplanctônicas. A classe com maior riqueza de espécies foi Chlorophyceae (com 28 táxons), seguida por Cyanophyceae

representada por 17 táxons. A Classe Bacillariophyceae foi representada por oito espécies, Euglenophyceae por seis, Zygnematophyceae por quatro, Chlamydomphyceae por dois e Dinophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae, por apenas uma espécie cada.

Neste compartimento do reservatório as espécies mais importantes em termos de biomassa populacional foram aquelas pertencentes à classe de tamanho $> 31 \mu\text{m}$, como a clorofícea colonial flagelada *Eudorina elegans* ($0,42 \text{ mg L}^{-1}$) e a filamentosa *Mougeotia* sp. ($0,41 \text{ mg L}^{-1}$). Outros táxons importantes em termos de biomassa foram as clorofíceas *Eutetramorus fottii* (Hindák) Komárek, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová, *Desmodesmus quadricauda* (Turpin) Brébrisson, *Dictiosphaerium pulchellum* Wood, *Scenedesmus ecornis* (Ehrenberg) Chodat, a euglenofícea *Trachelomonas volvocinopsis* Svirenko, a diatomácea *Cyclotella* sp. e a cianobactéria *Pseudoanabaena galeata* Böcher para os quais foram registrados valores médios de biomassa superiores a $0,01 \text{ mg L}^{-1}$.

Os táxons mais frequentes, que ocorreram em 100% das amostras foram: *Cyclotella* sp., *Monoraphidium contortum*, *Cryptomonas* sp., *Scenedesmus ecornis*, *Aphanocapsa delicatissima* West e West e *Mougeotia* sp (Tabela 4.2.3.1).

Tabela 4.2.3.1 Lista dos táxons fitoplanctônicos, frequência de ocorrência (FO) e biomassa destes em 17 amostragens realizadas em quatro profundidades no compartimento Embu-Mirim, no período entre 10 horas do dia 12 de setembro e 10 horas do dia 14 de setembro de 2010 no reservatório de Gurarapiranga, São Paulo, SP.

Classe de tamanho	Táxon	Ocorrência (%)	Biomassa (mg L ⁻¹)	Classe de tamanho	Táxon	Ocorrência (%)	Biomassa (mg L ⁻¹)
0-10	<i>Synechococcus</i> sp.	97	0,003 ±0,003	21-30	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	46	0,001 ±0,0002
0-10	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	66	0,0003 ±0,0003	21-30	<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	49	0,0090 ±0,0165
0-10	<i>Golenkiniopsis solitaria</i> Koršikov	72	0,0003 ±0,0004	21-30	<i>Radiococcus</i> sp.	88	0,0064 ±0,0069
0-10	<i>Cyclotella</i> sp.	100	0,017 ±0,010	>31	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West e West	100	0,0040 ±0,0017
11-20	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	72	0,0013 ±0,0025	>31	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) An, Friedl e Hegewald	74	0,0010 ±0,0009
11-20	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	63	0,0020 ±0,003	>31	<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébrisson	94	0,0147 ±0,0117
11-20	<i>Monoraphidium contortum</i> . Komárková-Legnerová	100	0,0125 ±0,0070	>31	<i>Dichotomococcus curvatus</i> Korshikov	44	0,0001 ±0,0002
11-20	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S.West) Korshikov	50	0,0005 ±0,0007	>31	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	82	0,0121 ±0,0107
11-20	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	75	0,0177 ±0,0166	>31	<i>Mougeotia</i> sp.	100	0,4145 ±0,2268
11-20	<i>Cryptomonas</i> sp.	100	0,1538 ±0,1139	>31	<i>Urosolenia</i> cf. <i>longiseta</i> (O.Zacharias) Edlund e Stoermer	43	0,0006 ±0,0009
11--20	<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	71	0,0297 ±0,0366	>31	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	47	0,4175 ±0,6723
21-30	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	100	0,00003 ±0,0001	>31	<i>Uroglena</i> sp.	62	0,0068 ±0,0082
21-30	<i>Chroococcus</i> sp.	51	0,00753 ±0,009				

A fração de tamanho $>31 \mu\text{m}$ foi a dominante na comunidade fitoplanctônica, em termos de densidade e biomassa. Nessa fração os principais representantes foram as grandes clorofíceas e as algas flageladas (Tabela 4.2.3.1). A fração de 11-20 μm foi a segunda dominante. Em alguns horários de coleta os organismos pertencentes à fração de 21-30 μm ocorreram em quantidades expressivas de biomassa.

Quanto à distribuição vertical do fitoplâncton na coluna d'água os resultados da ANOVA evidenciaram que a biomassa total do fitoplâncton entre as profundidades de 0,0 e 2,0 m foram estatisticamente diferentes ($p<0,05$). No entanto, entre as demais profundidades não houve diferença significativa. Entre os horários, houve diferença significativa da biomassa total do fitoplâncton entre o período de estratificação e o período de circulação parcial da coluna d'água no primeiro dia ($p<0,05$), no entanto, no segundo dia não foram registradas diferenças. A biomassa total do fitoplâncton no período de estratificação no primeiro dia foi diferente do período de maior circulação no primeiro e no segundo dia ($p<0,05$).

Os resultados referentes à comparação da biomassa fitoplanctônica entre as quatro classes de tamanho dos táxons evidenciam um padrão de distribuição heterogêneo (Figura 4.2.3.2). A maior fração da biomassa correspondeu ao fitoplâncton com tamanho superior a 31 μm , enquanto entre as frações consideradas comestíveis para o zooplâncton (21-30 μm) foi a segunda em termos de representatividade ($>20\%$ da biomassa total) (Figura 4.2.3.2). Os maiores valores de biomassa para as frações de tamanho de 0-10 μm e $>31 \mu\text{m}$ foram registrados no epilímnio (0,0 e 2,0 m), principalmente no período diurno. Para as classes de 11-20 e 21-30 μm foram registrados altos valores de biomassa também nas profundidades de 4,0 e 5,5 m em alguns horários. Em relação à fração de 11-20 μm , no dia 13 de setembro, entre 1 hora e 4 horas da manhã foram registrados elevados valores de biomassa da alga *Cryptomonas* sp. Esse resultado para a fração de 21-30 μm foi mais evidente no dia 14 de setembro às 7 horas devido aos maiores valores de biomassa de *Pseudanabaena galeata* nas camadas mais profundas.

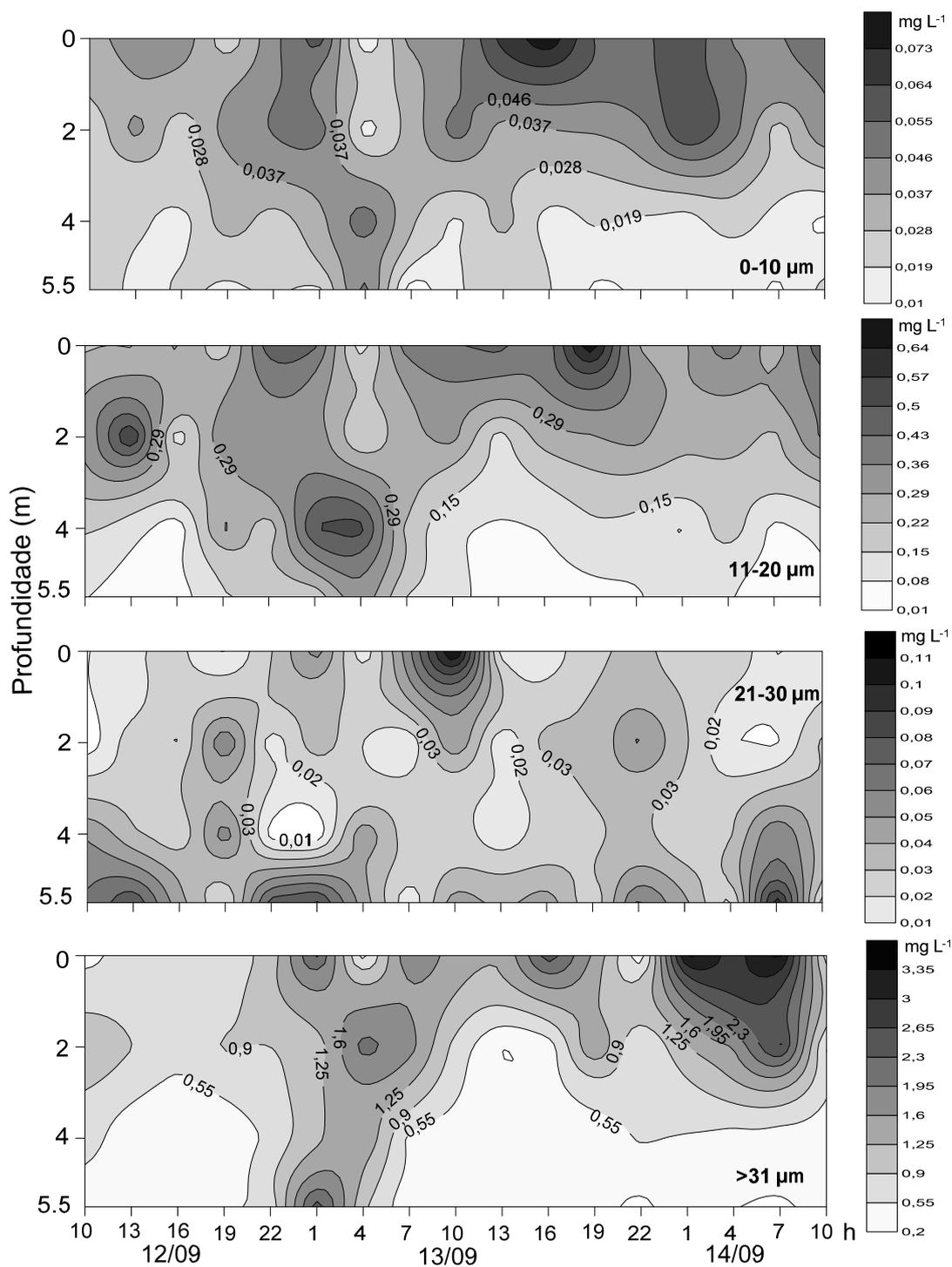


Figura 4.2.3.2 Diagrama tempo - profundidade da biomassa (mg L^{-1}) do fitoplâncton durante o período das 10 horas do dia 12 de setembro até as 10 horas do dia 14 de setembro de 2010, amostrada a cada três horas, no reservatório de Gurarapiranga, São Paulo, SP.

Composição Taxonômica e Distribuição Vertical da Densidade da Comunidade Zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica foi representada por um total de 66 táxons. A maior riqueza de espécies foi registrada para o grupo Rotifera (45 espécies), seguida pelos Cladocera (12 espécies) e Copepoda com oito espécies da Ordem Cyclopoida e apenas as formas juvenis de náuplios e copepoditos da Ordem Calanoida, evidenciando a ocorrência de pelo menos uma espécie de Calanoida no compartimento Embu-Mirim na represa de Guarapiranga.

Os Rotifera constituíram principalmente os pequenos filtradores e dominaram a comunidade zooplanctônica no reservatório de Guarapiranga, com densidades elevadas dos táxons *Keratella* spp., *Polyarthra* aff. *vulgaris*, *Synchaeta jollyae* Shiel e Koste e *Trichocerca similis* Wierzejski (Tabela 4.2.3.2). As formas juvenis de náuplios e copepoditos da Ordem Cyclopoida foram frequentes em todas as amostragens. Entre as espécies, as maiores densidades foram registradas para *Thermocyclops decipiens* Kiefer e *Acanthocyclops robustus* Sars (291,5 e 156,9 ind m⁻³, respectivamente). Os Cladocera foram pouco representativos tanto em termos de riqueza de espécies quanto em densidade numérica. *Bosminopsis deitersi* Richard foi a espécie com maior frequência de ocorrência e a que ocorreu em maior densidade neste grupo.

Tabela 4.2.3.2 Média da densidade (ind m⁻³), frequência de ocorrência (FO em %) e classificação das espécies zooplanctônicas durante o período das 10 horas do dia 12 de setembro às 10 horas do dia 14 de setembro de 2010 no reservatório de Gurarapiranga. (PF = pequenos filtradores; MF = médios filtradores e CA = carnívoros).

GF	Densidade (ind m ⁻³)	Ocorrência (%)	GF	Densidade (ind m ⁻³)	Ocorrência (%)		
Cladocera			Rotifera				
MF	<i>Alona glabra</i> Sars	6 ±49	2	PF	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	3309 ±5419	83
MF	<i>Bosmina freyi</i> De Melo e Hebert	100 ±168	72	PF	<i>Brachionus caudatus</i> Barrois e Daday	8219 ±8170	88
MF	<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard	767 ±705	94	PF	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias	5 ±42	2
MF	<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>	0,3 ±2	2	PF	<i>Brachionus mirus</i> Daday	44 ±364	2
MF	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday	20 ±70	16	PF	<i>Brachionus cf. forficula</i> Wierzejski	124 ±1019	2
MF	<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield	5 ±19	8	PF	<i>Collotheca</i> sp.	719 ±1506	20
MF	<i>Daphnia laevis</i> Birge	1 ±5	3	PF	<i>Conochilus coenobasis</i> Skorikov	3029 ±6559	42
MF	<i>Daphnia gessneri</i> Herbst	1 ±5	2	PF	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet	11605 ±15008	78
MF	<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen	44 ±162	19	PF	<i>Epiphanes macroura</i> Barrois e Daday	24453 ±29017	81
MF	<i>Ilyocriptus spinifer</i> Herrick	31 ±81	31	PF	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	32 ±267	2
MF	<i>Moina micrura</i> Kurz	67 ±128	53	PF	<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg	6834 ±12179	61
MF	<i>Simocephalus serrulatus</i> Koch	0,4 ±3	2	PF	<i>Filinia opoliensis</i> Zacharias	2837 ±4864	39
	Cladocera subtotal	1042 ±843		PF	<i>Filinia pejleri</i> Hutchinson	376 ±1787	5
	Copepoda			PF	<i>Hexarthra intermedia</i> Wiszniewski	59 ±485	2
	Calanoida			PF	<i>Kellicottia bostoniensis</i> Rousselet	58890 ±86360	88
MF	Copepoditos I a IV	2 ±9	6	PF	<i>Keratella americana</i> Carlin	46861 ±58196	86
MF	Náuplios	5 ±40	2	PF	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	151968 ±151143	100
	Cyclopoida			PF	<i>Keratella lenzi</i> Hauer	7084 ±8893	64
CA	<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars	159 ±329	55	PF	<i>Keratella tecta</i> Gosse	396388 ±403744	100
CA	<i>Eucyclops solitarius</i> Herbst	6 ±44	5	PF	<i>Keratella tropica</i> Apstein	59226 ±179310	91
CA	<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud	4 ±15	6	PF	<i>Lecane cornuta</i> Müller	53 ±437	2
CA	<i>Mesocyclops meridianus</i> Kiefer	6 ±46	2	PF	<i>Lecane steroonsi</i> Meissner	59 ±485	2

CA	<i>Microcyclops anceps</i> Richard	1 ±9	3	PF	<i>Platias quadricornis</i> Ehrenberg	62 ±509	3
CA	<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer	284 ±509	59	CA	<i>Ploeosoma truncatum</i> Levander	232 ±908	11
CA	<i>Thermocyclops minutus</i> Lowndes	17 ±98	5	PF	<i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>	99854 ±113571	97
CA	<i>Tropocyclops prasinus</i> Fischer	24 ±69	19	PF	<i>Ptygura melicerta</i> Ehrenberg	59 ±485	2
MF	Copepoditos I a IV	25138 ±26542	100	PF	<i>Rotaria neptunia</i> Ehrenberg	750 ±1388	66
MF	Copepoditos V	510 ±4189	6	PF	<i>Sinantherina semibullata</i> Thorpe	5 ±37	2
PF	Náuplios	108383 ±675543	100	PF	<i>Synchaeta jollyae</i> Shiel e Koste	93847 ±94426	95
	Copepoda subtotal	135948 ±100158		PF	<i>Testudinella patina</i> Hermann	5 ±40	3
	Rotifera			PF	<i>Trichocerca chattoni</i> de Beauchamp	168 ±766	5
PF	<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse	775 ±4416	6	PF	<i>Trichocerca gracilis</i> Tessin	62 ±509	2
PF	<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet	11467 ±12916	78	PF	<i>Trichocerca intermedia</i> Stenroos	103 ±506	2
PF	<i>Ascomorpha saltans</i> Trusted	329 ±1933	5	PF	<i>Trichocerca mus</i> Hauer	2581 ±4146	39
PF	<i>Ascomorpha tundisii</i> Segers e Dumont	1879 ±4535	25	PF	<i>Trichocerca pusilla</i> Jennings	5993 ±8858	61
CA	<i>Asplanchna sieboldi</i> Trusted	11213 ±11546	94	PF	<i>Trichocerca rousseleti</i> Voigt	8761 ±8489	78
PF	<i>Brachionus ahlstromi</i> Lindeman	11 ±93	2	PF	<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski	63114 ±63401	98
PF	<i>Brachionus bidentatus</i> Anderson	66 ±546	2	PF	<i>Trichocerca stylata</i> Gosse	7337 ±9441	81
	Zooplâncton total	1220500 ±743499			Rotifera subtotal	1083510 ±675543	

As densidades da comunidade zooplancônica entre as profundidades foram estatisticamente diferentes ($p < 0,05$), no entanto o mesmo não foi verificado para os horários de amostragem, com exceção para o primeiro período de estratificação, que, diferiu daquele de circulação parcial da coluna d'água no primeiro ciclo nictemeral ($p < 0,05$).

As espécies *Bosmina freyi* De Melo e Hebert, *Bosminopsis deitersi* Richard, *Ilyocryptus spinifer* Herrick e *Moina micrura* Kurz que ocorreram em mais de 30% das amostragens foram selecionadas para a representação da distribuição vertical de Cladocera (Figura 4.2.3.3). A distribuição das populações de Cladocera foi distinta entre as espécies e diferentes padrões foram observados. As maiores densidades de *B. freyi* foram registradas durante o dia em profundidades variadas. No primeiro ciclo nictemeral esta espécie ocorreu em maior densidade a 4,0 m tanto durante o dia como à noite, enquanto no segundo ciclo durante o dia sua distribuição foi mais homogênea na coluna de água e a noite foi muito maior na camada de superfície. Houve indícios de migração vertical com ascendência noturna na coluna d'água. O padrão de distribuição vertical registrado para *Bosminopsis deitersi* foi de maior homogeneidade na coluna d'água durante o dia, embora com maiores concentrações nas menores profundidades (maior concentração a 0,0 e 2,0 m), portanto havendo também indícios de migração ascendente noturna. O valor máximo da densidade desta espécie foi registrado entre às 22 horas do dia 13 e 1 hora do dia 14 de setembro, coincidindo com os maiores valores de biomassa da fração de $>31 \mu\text{m}$ do fitoplâncton (Figuras 4.2.3.2 e 4.2.3.3). As maiores densidades do cladóceros *I. spinifer* ocorreram predominantemente nas regiões mais profundas (abaixo de 2,0 m) durante o dia e uma distribuição vertical mais homogênea durante a noite. Por outro lado, entre os cladóceros houve maior permanência de *M. micrura* na camada de 2,0 m, com exceção da elevada densidade a 5,5 m entre as 10 e 13 horas do dia 13 de setembro e entre 7 e 10 horas do dia 14 de setembro.

Entre os Copepoda são apresentados os padrões de distribuição vertical das espécies *Acanthocyclops robustus* Sars e *Thermocyclops decipiens* Kiefer e as formas juvenis de náuplios e copepoditos de Copepoda (Cyclopoida e Calanoida), as quais ocorreram em elevadas densidades e em mais de 50% das amostras (Figura 4.2.3.3). O padrão de distribuição dos náuplios e copepoditos entre os dois ciclos diurnos foi distinto. Estes se mantiveram mais homogeneamente distribuídos durante o dia e à noite se concentraram abaixo de 2,0 m. No segundo ciclo foi registrada uma distribuição mais

heterogênea tanto durante o dia quanto à noite. O padrão típico de migração reversa foi registrado para *A. robustus* em ambos os ciclos. A espécie *T. decipiens* foi registrada em elevadas densidades na camada de 2,0 m principalmente nos períodos noturnos, não tendo sido evidenciado nenhum padrão de migração.

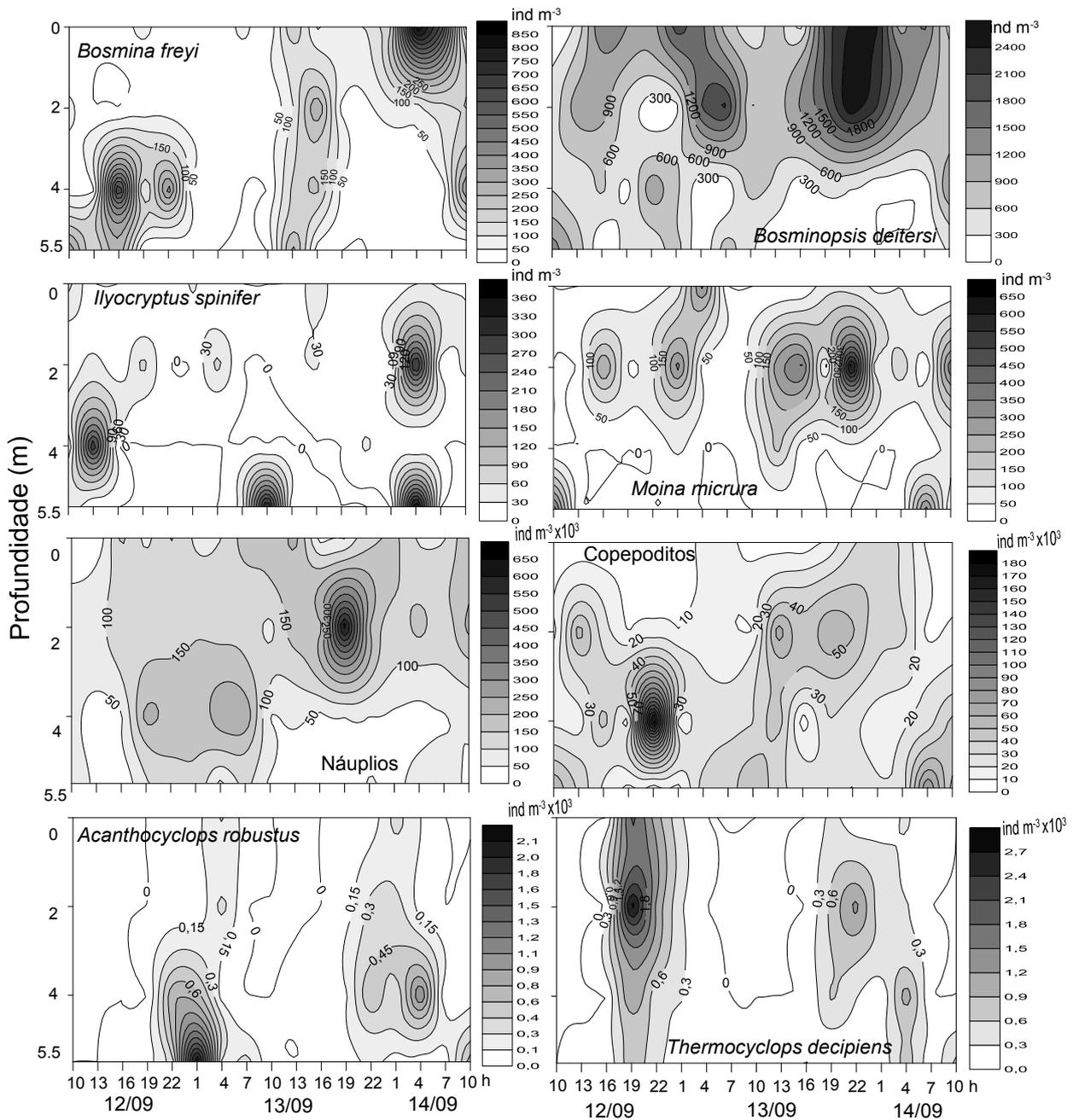


Figura 4.2.3.3 Diagrama tempo - profundidade da densidade das espécies mais abundantes de Cladocera (ind m^{-3}) e espécies ou fases de desenvolvimento de Copepoda ($\text{ind m}^{-3} \times 10^3$) durante o período das 10 horas do dia 12 de setembro até as 10 horas do dia 14 de setembro de 2010, no reservatório de Gurarapiranga.

Assim como observado para as espécies de Cladocera e Copepoda, não foi evidenciado um padrão de migração para os pequenos filtradores pertencentes aos Rotifera (Figura 4.2.3.4). A distribuição foi distinta e heterogênea para as espécies *Brachionus caudatus* Barrois e Daday, *Keratella cochlearis* Gosse, *K. tecta* Gosse, *Polyarthra. aff vulgaris* e *Synchaeta jollyae* Shiel e Koste, com maiores densidades principalmente em 0,0 e 2,0 m. A espécie *Kellicottia bostoniensis* Rousselet foi registrada apenas nas camadas de 4,0 e 5,5 m, em elevadas densidades tanto durante o dia quanto à noite. A distribuição vertical do predador *Asplanchna sieboldi* Trusted diferiu entre os ciclos nictemerais, sendo heterogênea no primeiro ciclo, com maiores densidades entre 0,0 e 2,0 m. No segundo ciclo foi observado para esta espécie o padrão típico de migração reversa. *Ploeosoma truncatum* Levander foi registrado apenas nas camadas de 0,0 e 2,0 m, tanto durante o dia quanto à noite, em ambos os ciclos.

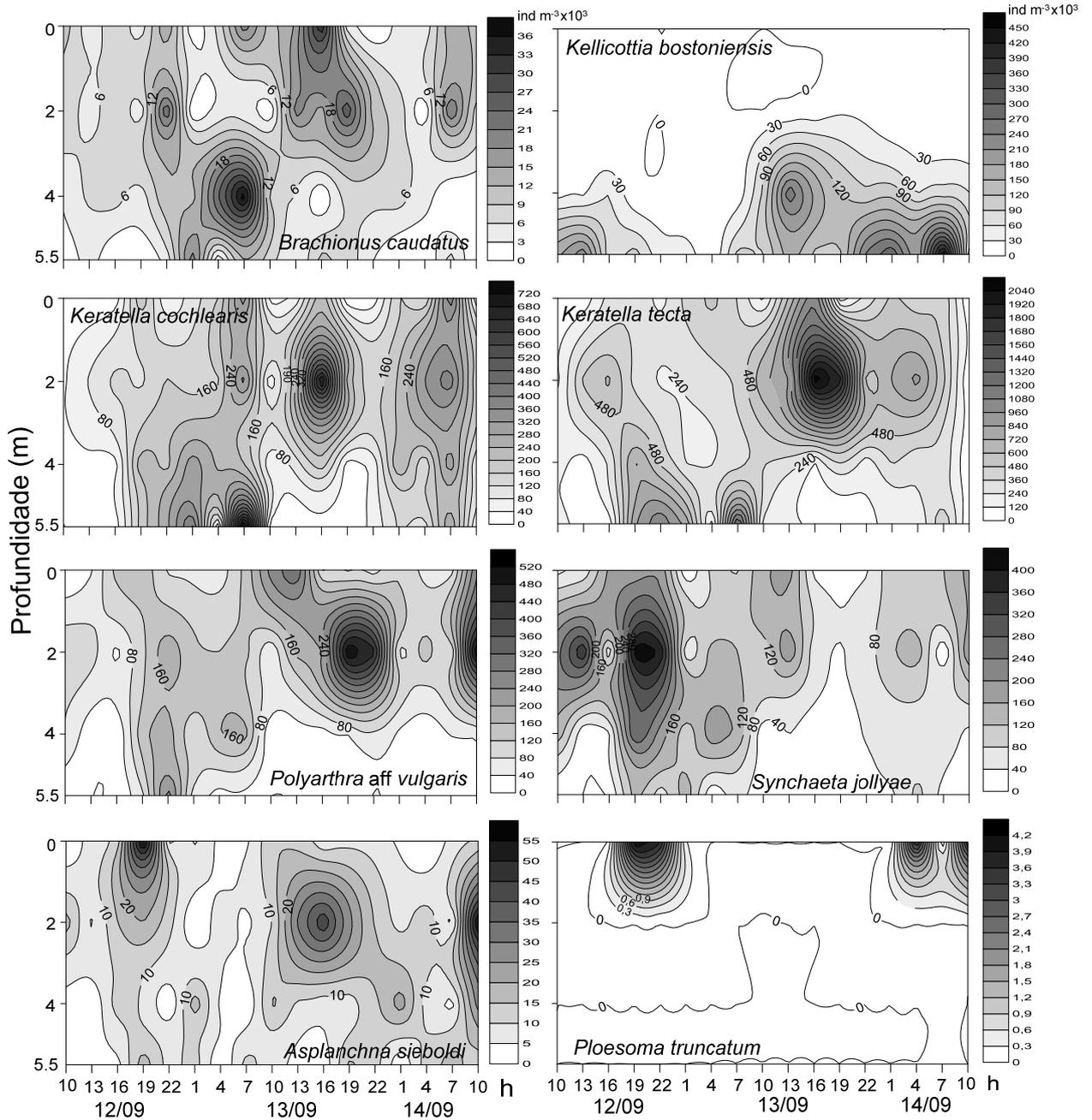


Figura 4.2.3.4 Diagrama tempo - profundidade da densidade (ind m⁻³ x 10³) das principais espécies de Rotifera durante o período das 10 horas do dia 12 de setembro até as 10 horas do dia 14 de setembro de 2010, no reservatório de Guarapiranga.

A partir da análise de redundância (RDA) foi observado que os dois primeiros eixos explicaram 84,6% da variabilidade total dos dados (Figura 4.2.3.5). De modo geral, nas amostras das profundidades de 0,0 e 2,0 m foram registradas as maiores densidades das frações de 0-10, 11-20 e >31 μm do fitoplâncton, e também valores elevados das variáveis abióticas oxigênio dissolvido, temperatura da água e pH, proporcionando melhores condições para o desenvolvimento dos médios e pequenos

filtradores (Cladocera, náuplios e Rotifera). O teste de Monte Carlo evidenciou que o oxigênio dissolvido e extensão da zona eufótica foram as variáveis que registraram correlações significativas para a ordenação da distribuição dos grupos da comunidade zooplanctônica ($p < 0,05$).

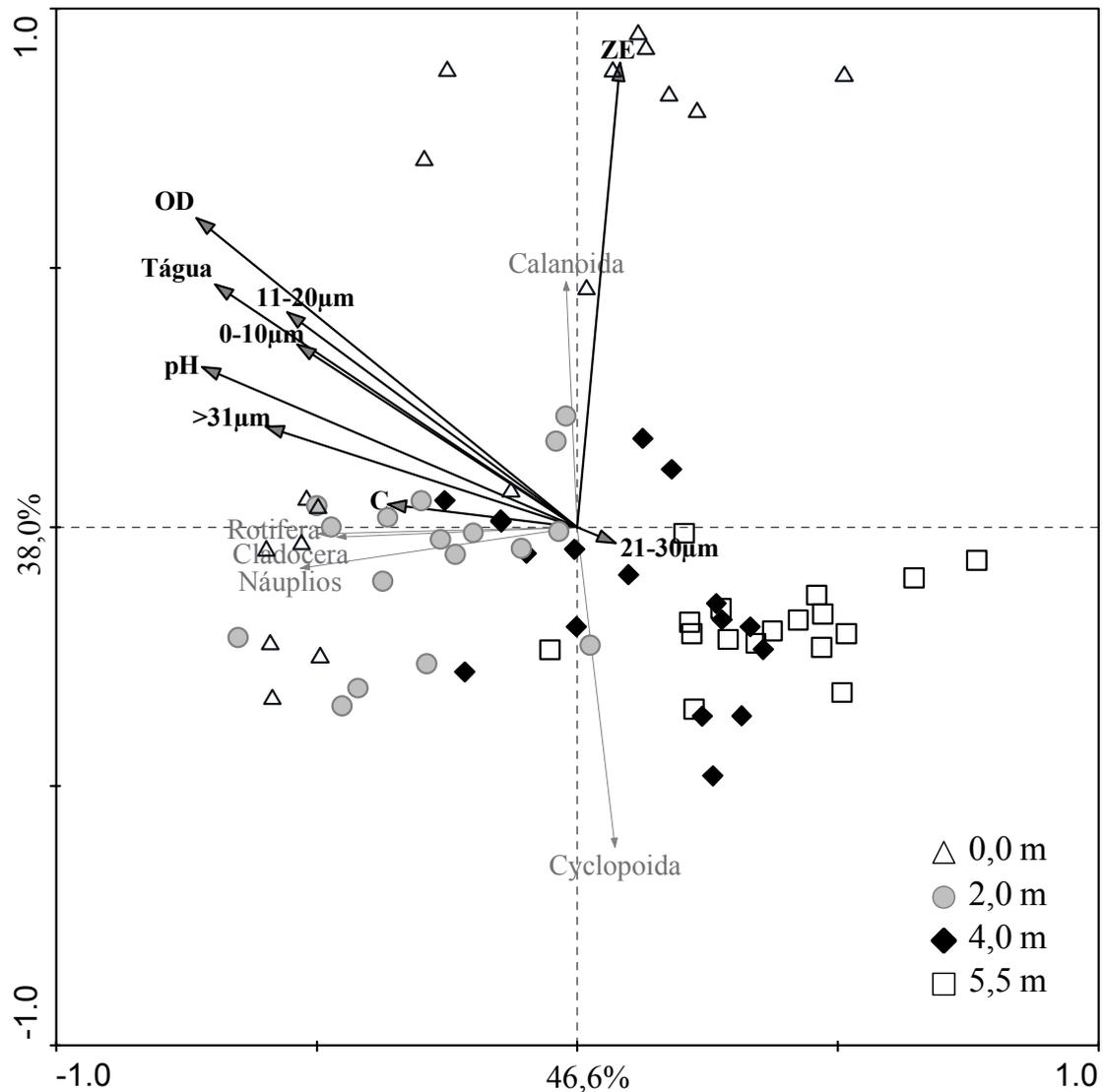


Figura 4.2.3.5 Diagrama de ordenação da análise de redundância (RDA) associando a distribuição vertical dos grupos da comunidade zooplanctônica com as variáveis abióticas (OD = oxigênio dissolvido; Tágua = temperatura da água; C = condutividade elétrica; ZE = zona eufótica) e com as frações de tamanho do fitoplâncton (0-10 µm; 11-20 µm; 21-30 µm e >30 µm) na coluna d'água.

Na análise de redundância (RDA) da distribuição vertical das espécies mais abundantes da comunidade zooplanctônica os dois primeiros eixos explicaram 49,2 e

22,8% da variabilidade dos dados respectivamente (Figura 4.2.3.6). A densidade de algumas populações do zooplâncton foi fortemente associada com as concentrações de oxigênio dissolvido, extensão da zona eufótica e a fração do fitoplâncton com tamanho $>31 \mu\text{m}$ ($p < 0,05$). *K. bostoniensis*, *A. robustus* e os copepoditos de Copepoda foram associados às maiores profundidades e com a fração de tamanho do fitoplâncton de 21-30 μm . Por outro lado, os demais pequenos e médios filtradores e carnívoros foram registrados em maiores densidades nas profundidades de 0,0 e 2,0 m sendo associados com as variáveis oxigênio dissolvido, temperatura da água e pH e com as frações do fitoplâncton de tamanho de 0-10, 11-20 e $>31 \mu\text{m}$ que predominaram nessas camadas.

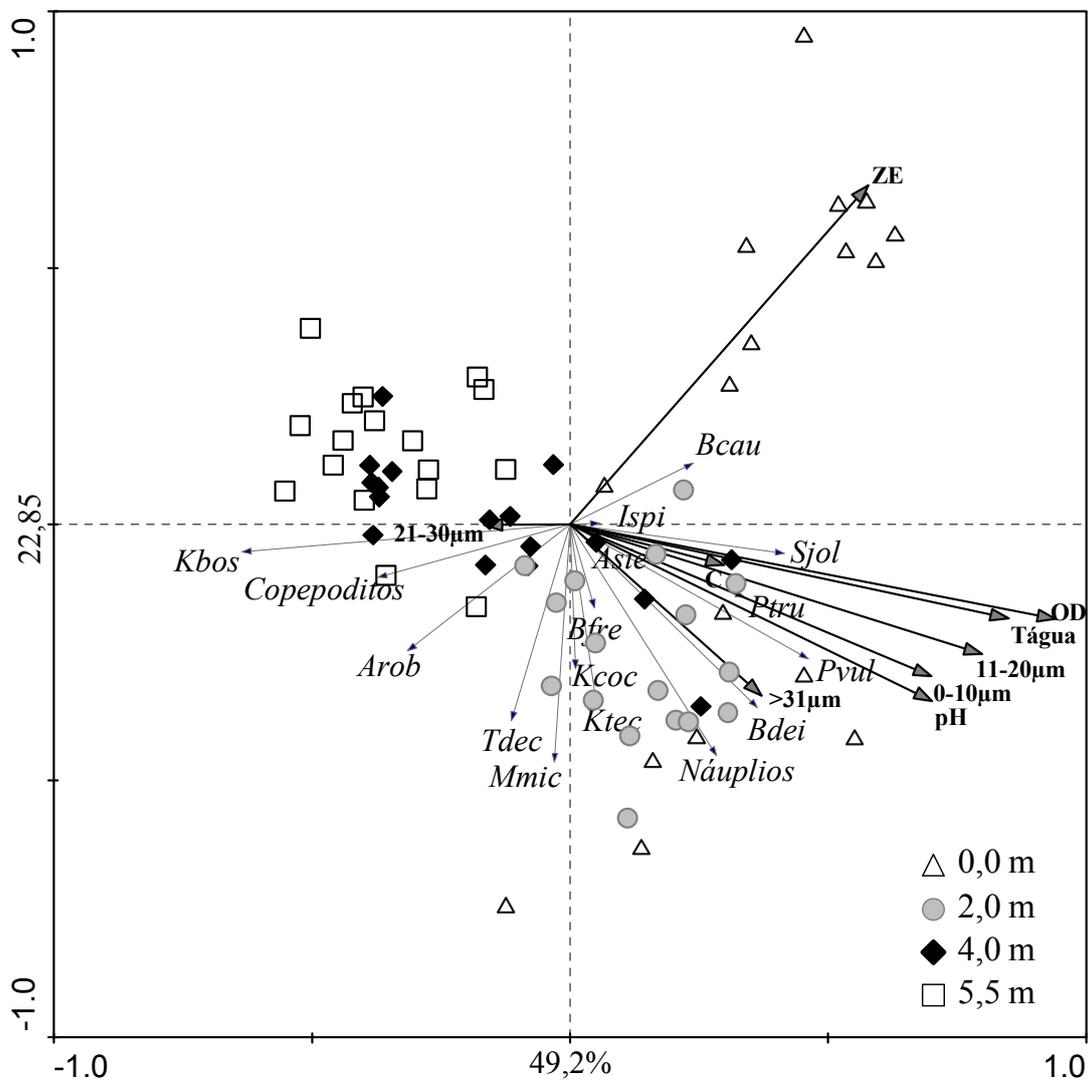


Figura 4.2.3.6 Diagrama de ordenação da análise de redundância (RDA) associando a distribuição vertical das espécies mais abundantes da comunidade zooplantônica com as variáveis abióticas (OD = oxigênio dissolvido; Tágua = temperatura da água; C =

condutividade elétrica; ZE = zona eufótica) e com as frações de tamanho do fitoplâncton (0-10 μm ; 11-20 μm ; 21-30 μm e >30 μm) na coluna d'água. (Arob = *Acanthocyclops robustus*; Asie = *Asplanchna sieboldi*; Bcau = *Brachionus caudatus*; Bdei = *Bosminopsis deitersi*; Bfre = *Bosmina freyi*; Ispi = *Ilyocryptus spinifer*; Kbos = *Kellicottia bostoniensis*; Kcoc = *Keratella cochlearis*; Ktec = *Keratella tecta*; Ptru = *Ploeosoma truncatum*; Pvul = *Polyarthra* aff. *vulgaris*; Sjol = *Synchaeta jollyae*; Tdec = *Thermocyclops decipiens*).

4.2.4. Discussão

O zooplâncton do reservatório de Guarapiranga foi dominado pelo microzooplâncton, representado principalmente pelas espécies de Rotifera e náuplios de Copepoda. A maior expressividade de rotíferos é provavelmente consequência do atual grau de eutrofização deste corpo de água, que favoreceu a dominância de cianobactérias. Com o avanço da eutrofização, nos corpos de água onde a comunidade zooplanctônica era antes dominada por grandes e médios filtradores passam a dominar os pequenos filtradores (Sendacz et al., 2006), os quais têm papel fundamental na cadeia trófica de detritivoria, pois podem também se alimentar de bactérias e pequenas partículas oriundas da decomposição de algas grandes ou inadequadas para o consumo direto (Kilham et al., 1997; Ferrão-Filho et al., 2000).

Um padrão claro de migração para algumas espécies da comunidade zooplanctônica no reservatório de Guarapiranga não foi registrado, no entanto na análise para cada espécie, verifica-se que existem respostas diferentes e específicas, demonstrando a existência de várias interações entre os organismos. O estudo da migração vertical em diferentes ecossistemas aquáticos foi e ainda é avaliado por muitos autores (Hutchinson, 1967; Peticarrari et al., 2003; Silva et al., 2009; Becker et al., 2009; Dorak et al., 2013), no entanto, ainda não há um consenso sobre o significado deste comportamento para os organismos envolvidos e ainda menos para os fatores que induzem a migração. O valor adaptativo deste comportamento pode ser resposta a evitação a predadores, sendo essa explicação amplamente aceita por muitos pesquisadores (Wright et al., 1980; Stich e Lampert, 1981; Ohman, 1988). A busca por alimento também é reportado como um fator influente (Ruttner, 1975), assim como a estratificação de um corpo d'água (José de Paggi, 1995; Silva et al., 2009).

As populações de Rotifera não apresentaram migração, apesar de terem apresentado padrões de distribuição vertical heterogêneos. Fato já relatado para o lago Tupé na Amazônia por Previatelli et al. (2005) e por Silva et al. (2009) estudando a migração vertical do zooplâncton em um lago tropical. Rotifera foi um grupo influenciado pelas forças hidrodinâmicas atuantes no reservatório de Guarapiranga. Durante os períodos de estratificação as espécies se concentraram nas camadas mais rasas (acima de 2,0 m), demonstrando que os gradientes de densidade provocados pelas diferenças de temperaturas impediram a movimentação destes organismos na coluna d'água.

Apesar do fator hidrodinâmico desempenhar um papel chave na distribuição vertical dos rotíferos (José de Paggi, 1995), estes são capazes de capturar vorazmente seu alimento. Por exemplo, *Brachionus*, em estudos experimentais, prefere algas de tamanho médio ou maiores, como *Eudorina*, bem como aquelas em constante movimento devido a capacidade que esta espécie possui de produzir fortes ondas de corrente para capturar o alimento (Ajah, 2010). No presente estudo foi registrado o maior valor de densidade da espécie *B. caudatus* na profundidade de 4,0 m, local onde se concentrou a maior biomassa do fitoplâncton com fração de tamanho de 11-20 μm . Isso demonstra que ambos os fatores físicos e alimentar influenciam as populações destes pequenos filtradores.

Os indivíduos das espécies *B. freyi*, *B. deitersi* e *I. spinifer*, de forma geral, durante o dia tenderam a se concentrar nas regiões mais profundas (abaixo de 2,0 m), e durante a noite se distribuíram mais homoganeamente. Esse comportamento se assemelha com o esperado para organismos que realizam a migração denominada noturna ou normal (Hutchinson, 1967). O fato destas espécies serem filtradoras ajuda a explicar o seu deslocamento, que pode estar relacionado com a otimização metabólica citada por Lampert e Sommer (1997).

Os filtradores de tamanho médio foram registrados em maiores densidades nas camadas de 0,0 e 2,0 m, nas quais também ocorreu a maior concentração do fitoplâncton com fração de tamanho de 0-10, 11-20 e $>31 \mu\text{m}$. Estudos experimentais com *Ceriodaphnia cornuta* Sars, *Moina micrura* Kurz, *Simocephalus mixtus* Sars e *Daphnia gessneri* Herbst demonstraram que as duas primeiras espécies, consideradas de menor tamanho, tiveram altas taxas de crescimento quando alimentadas com o nanoplâncton ($<20 \mu\text{m}$), enquanto as de maior tamanho, como *S. mixtus*, produziram maior ninhada na presença do microplâncton ($>20 \mu\text{m}$) (Fileto et al., 2004).

Entre os médios filtradores pertencentes aos cladóceros, *I. spinifer* foi uma espécie registrada em elevadas densidades no fundo da coluna d'água na maioria da amostragens e também a 2,0 m no segundo período de forte estratificação. Isso se relaciona mais ao fato dessa espécie possuir hábito bentônico, e de se associar à matéria orgânica floculada, podendo penetrar no sedimento (Kotov e Štifter, 2006) do que da atuação das forças hidrodinâmicas e disponibilidade de alimento.

A fração de tamanho de 11-20 μm (constituída principalmente por *Cryptomonas* sp.) foi registrada em elevados valores de biomassa e na RDA foi evidenciada a associação desta fração principalmente com os pequenos filtradores. As algas criptofíceas são empregadas com sucesso como alimento para copépodos de água doce e *Daphnia* em cultivos laboratoriais, permitindo uma elevada reprodução e alta produção de ovos (Williamson e Butler 1987; Burns e Xu 1990; Infante e Litt, 1985). Além desses organismos foi verificado que também os rotíferos e ciliados planctônicos geralmente crescem bem com essa alga como fonte de alimento (Verity e Villareal 1986; Skogstad et al. 1987; Klaveness, 1988).

A espécie *B. deitersi* geralmente se concentrou na superfície a noite e durante o dia se distribuiu mais homoganeamente. Na análise RDA essa espécie foi associada principalmente com a fração de tamanho do fitoplâncton maior que 31 μm . Isso pode ser um padrão claro de compensação metabólica (Klessner e Lampert, 2004) e busca por alimento de maior valor nutricional, haja vista que nessa fração de tamanho predominavam as algas verdes (*Mougeotia* sp. e *E. elegans*). Outros estudos, no entanto, evidenciaram a preferência alimentar de *B. deitersi* por partículas alimentares de menor tamanho (Smirnov e Timms, 1983 *apud* Julli, 1986). Esses resultados demonstram a variedade de tamanho das frações alimentares das quais os Cladocera podem se alimentar (variação de 1,3 a 40-50 μm) (Fileto et al., 2004).

A distribuição do alimento é um fator relevante na distribuição vertical do zooplâncton (Stich e Lampert, 1981; Lampert, 1987; Rinke e Vijverberg, 2005). Na maioria das amostragens verificou-se que o zooplâncton se concentrou nas camadas acima de 2,0 m, onde havia maior biomassa fitoplanctônica. Algumas espécies migram para as camadas superiores para se alimentar, como registrado para *Moina minuta* Hansen, no lago Castanho na Amazônia (Ruttner, 1975). Esses autores relacionaram as elevadas abundâncias desta espécie com o aumento da oferta de alimento e com um aumento da temperatura na água.

A distribuição dos pequenos filtradores, Rotifera e náuplios de Copepoda de

uma maneira geral está de acordo com a hipótese da ausência de migração para esses grupos de organismos. Esses organismos provavelmente estão sob a influência de outros fatores como a estratificação térmica e química registrada nesse reservatório (Santos et al., no prelo).

Vários estudos enfocam a prevalência dos fatores ambientais sobre a distribuição vertical do zooplâncton (José de Paggi, 1975; Dawidowicz et al., 1990; Haney et al., 1990; Tomm et al., 1992; Lampert e Sommer, 1997). O aumento da temperatura também tem sido associado a elevadas abundâncias e diversidade do zooplâncton (Castro et al., 2005; Buyurgan et al., 2010). Provavelmente a barreira criada pelo gradiente de densidade fez com que muitas espécies zooplânctônicas ficassem presas nas camadas superficiais, o que impediu seu deslocamento para as camadas mais profundas.

Os resultados aqui apresentados dão suporte para aceitação das hipóteses do presente estudo, sendo demonstrado um padrão de distribuição vertical heterogêneo para o zooplâncton do reservatório de Guarapiranga, com predomínio do microzooplâncton, apesar de algumas espécies apresentarem migração (*B. freyi* e *A. robustus*). A distribuição das espécies foi altamente dependente das flutuações ambientais como a estratificação térmica e disponibilidade do alimento. Além disso, esse trabalho contribui para o conhecimento da dinâmica da distribuição das espécies do fitoplâncton e zooplâncton no reservatório de Gurapiranga, tendo em vista que este é o primeiro trabalho realizado nesse ambiente com esse enfoque.

Referências Bibliográficas

- AJAH, PO., 2010. Mass culture Rotifera (*Brachionus quadridentatus* [Hermann, 1783]) using three different algae species. *African Journal of Food Science*, vol. 4, no. 3, p. 80-85.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION., 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 21th ed. Washington: Academic Press, p. 214-218.
- ARMENGOL, X. e MIRACELE, MR., 2000. Diel vertical movements of zooplankton in lake La Cruz (Cuenca, Spain). *Journal of Plankton Research*, vol. 22, no. 9, p. 1683-1703.
- BARBOSA, FAR. e PADISÁK, J., 2002. The forgotten lake stratification pattern:

- atelmixia, and its ecological importance. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 28, p. 1385-1395.
- BECKER, V., CARDOSO, LS. e HUSZAR, VLM., 2009. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology*, vol. 43, no. 2, p. 285–293.
- BEZERRA-NETO, JF. e PINTO-COELHO, RM., 2007. Diel vertical migration of the copepod *Thermocyclops inversus* (Kiefer, 1936) in a tropical reservoir: the role of oxygen and the spatial overlap with *Chaoborus*. *Aquatic Ecology*, vol. 41, p. 535-545.
- BEZERRA-NETO, JF., MELLO, N., MAIA-BARBOSA, PM. e PINTO-COELHO, RM., 2009. The role of predation in the diel vertical migration of zooplankton in two tropical freshwaters ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 21, no. 1, p. 45-56.
- BURNS, EW. e XU, Z., 1990. Utilization of colonial cyanobacteria and by freshwater calanoid copepods: Survivorship and reproduction of adult *Boeckella* spp. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 117, no. 3, p. 257-270.
- BUYURGAN O., ALTINDAG, A. e KAYA, M., 2010. Zooplankton community structure of Asartepe dam lake (Ankara, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 10, p. 135-138.
- CALEFFI, S., 2000. *Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapinga: Aspectos ecológicos e qualidade ambiental, 1991/92*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 163 p. Tese de Doutorado em Saúde Pública.
- CARLSON, RE., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p. 361-369.
- CASTRO, BB., ANTUNES, SC., PEREIRA, R., SOARES, AMVM. e GONCALVES, F., 2005. Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. *Hydrobiologia*, vol. 543, p. 221–232.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental)., 2002. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002*. Série Relatórios CETESB. São Paulo, 2003, vol.1, 279 p.
- DAWIDOWICZ, P. e LOOSE, CJ., 1992. Metabolic costs during predator-induced diel vertical migration of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, vol. 37, no. 8, p. 1589–1595.
- DAWIDOWICZ, P., PIJANOWSKA, J. e CIECHOMSKI, K., 1990. Vertical migration of *Chaoborus* larvae is induced by the presence of fish. *Limnology and Oceanography*, vol. 35, p. 1631–1637.
- DODSON, S., 1990. Predicting diel vertical migration of zooplankton. *Limnology and Oceanography*, vol. 35, p. 1195–1200.

- DORAK, Z., GAYGUSUZ, O., TARKAN, AS. e AYDIN, H., 2013. Diurnal vertical distribution of zooplankton in a newly formed reservoir (Tahtalı Reservoir, Kocaeli): the role of abiotic factors and chlorophyll a. *Turkish Journal of Zoology*, vol. 37, p. 1-10.
- DUMONT, HJ., 1972. A competition-based approach of the reverse vertical migration in zooplankton and its implications, chiefly based on a study of the interactions of the rotifer *Asplanchna priodonta* (Gosse) with several crustacea Entomostraca. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, vol. 57, no. 1, p. 1-38.
- FERRÃO-FILHO, AS., AZEVEDO, SMFO. e DEMOTT, WR., 2000. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, vol. 45, p. 1-19.
- FILETO, C., FERRAO-FILHO, A., ARCIFA, S. e SILVA, L., 2004. Influence of phytoplankton fractions on growth and reproduction of tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, vol. 38, no. 4, p. 503-514.
- HAN, BP. e STRAŠKRABA, M., 2001. Control mechanisms of diel vertical migration: theoretical assumptions. *Journal of Theoretical Biology*, vol. 210, p. 305-318
- HANEY, JF., CRAGGY, A., KIMBALL, K. e WEEKS, F., 1990. Light Control of evening vertical migration by *Chaoborus punctipennis* larvae. *Limnology and Oceanography*, vol. 35, p. 1068-1078.
- HAYS, GC., 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia*, vol. 503, p.163-170.
- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, CD., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U. e ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, p. 403-424.
- HAMMER, O., HARPER, DAT. e RIAN, PD., 2001. *Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version. 1.37.
- HUTCHINSON, GE., 1967. *A treatise on limnology*. New York: John Wiley e Sons, v. 2, Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. 1115 p.
- INFANTE, A. e LITT, AH., 1985. Differences between two species of *Daphnia* in the use of 10 species of algae in Lake Washington. *Limnology and Oceanography*. 30:1053-1059.
- JOSÉ DE PAGGI, S., 1995. Vertical distribution and diel migration of rotifers in a Parana River floodplain lake. *Hydrobiologia*, vol. 310, p. 87-94
- JULLI, ME., 1986. *The taxonomy and seasonal population dynamics of some Magela Creek flood plain microcrustaceans (Cladocera and Copepoda)*. Austrália: Technical memorandum / Supervising scientist for the Alligator Rivers Region, 80 p.

- KILHAM, SS., KREEGER, DA., GOULDEN, CE. e LYNN, SG., 1997. Effects of algal food quality on fecundity and population growth rates of *Daphnia*. *Freshwater Biology*, vol. 38, p. 639–647
- KLAVENESS, D., 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In SANDGREN, CD. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, p.103-133.
- KESSLER, K. e LAMPERT, W., 2004. Fitness optimization of *Daphnia* in a trade-off between food and temperature. *Oecologia*, vol. 140, p. 381-387
- KOTOV, AA. e ŠTIFTER, P., 2006. *Cladocera: Family Ilyocryptidae (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda)*. Backhuys Publisher/Kenobi Productions, Leiden e Ghent.
- LAMPERT, W., 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, vol. 21, no. 3, p. 483-490.
- LAMPERT, W., 1993. Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton: new evidence for the predator avoidance hypothesis. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft/Ergebnisse der Limnologie*, vol. 39, p. 79–88.
- LAMPERT, W. e SOMMER, U., 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. New York: Oxford University Press. 324 p.
- LEWIS, WM., 1976. Surface/volume ratio: implication for phytoplankton morphology. *Science*, vol. 192, p. 885–887.
- LOPES, MRM., BICUDO, CEM. e FERRAGUT, MC., 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 542, p. 235–247.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010 p.
- OHMAN, MD., 1988. Behavioral responses of zooplankton to predation. *Bulletin of Marine Science*, vol.43, p. 530-550.
- PEARL, HW., 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In SANDGREN, CD. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 261-305.
- PERTICARRARI, A., ARCIFA, MS. e RODRIGUES, RA., 2003. Diel vertical migration of cladocerans in a tropical lake. *Nauplius*, vol. 11, no. 1, p. 15-25.
- PREVIATELLI, D., SANTOS-SILVA, EN. e DARWICH, AJ., 2005. Distribuição vertical do zooplâncton e sua relação com as variáveis ambientais. In SANTOS-SILVA, EN., APRILE, FM., SCUDELLER, VV. e MELO, S. *Biotupé: meio físico, diversidade biológica e sócio-cultural do baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil*. Manaus: Editora INPA. p. 109-121.

- REICHWALDT, ES. e STIBOR, H., 2005. The impact of diel vertical migration of *Daphnia* on phytoplankton dynamics. *Oecologia*, vol. 146, no. 1, p. 50-56.
- REYNOLDS, CS., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- REYNOLDS, CS., 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, vol. 369/370, p. 11-26.
- REYNOLDS, CS., 2006. *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge: Cambridge University Press.
- RINKE, K. e VIJVERBERG, J., 2005. A model approach to evaluate the effect of temperature and food concentration on individual life history and population dynamics of *Daphnia*. *Ecological Modelling*, vol. 186, no. 3, p. 326-344
- ROS, J., 1979. *Práticas de ecologia*. Barcelona:Omega. 181 p.
- RUTTNER, F., 1975. *Fundamentals of limnology*. Toronto: University Toronto. 307 p.
- SANTOS, RM., SAGGIO, AA., SILVA, TLR., NEGREIROS, NF. e ROCHA, O. (no prelo). Short-term thermal stratification and partial overturning events in a warm polymictic reservoir: effects on distribution of phytoplankton community. *Brazilian Journal of Biology*.
- SENDACZ, S., CALEFFI, S. e SANTOS-SOARES, J., 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no.1b, p. 337-350.
- SILVA, AMA., MEDEIROS, PR., SILVA, MCBC. e BARBOSA, JEL., 2009. Diel vertical migration and distribution of zooplankton in a tropical Brazilian reservoir. *Biotemas*, vol. 22, no. 1, p. 49-57.
- SKOGSTAD, A., GRANSKOG, LM. e KLAVENESS D., 1987. Growth of freshwater ciliates offered planktonic algae as food. *Journal of Plankton Research*, vol. 9, no. 3, p. 503-512.
- STICH, HB. e LAMPERT, W., 1981. Predator evasion as explanation of diurnal vertical migration by zooplankton. *Nature*, vol. 293, p. 396-398
- SUN, J. e LIU, D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 25, p. 1331-1346.
- TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P., 2002. *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. New York, Microcomputer Power.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e*

Ambiental.

- TOMM, I., POZZOBON, MGG., DALLA-COSTA, MLSR. e LANSAC-TÔHA, FA., 1992. Distribuicao vertical nictemeral de crustáceos planctonicos em um braco do Reservatorio de Itaipu- PR. *Revista UNIMAR*, vol. 14, p. 57-22.
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, vol. 9, p.1-38.
- VERITY, PG. e VILLAREAL, TA., 1986. The relative food value of diatoms, dinoflagellates, flagellates. and cyanobacteria for tintinnid ciliates. *Archiv für Protistenkunde*, vol. 131, p. 71-84.
- WILLIAMSON, CE.e BUTLER, NM., 1987. Temperature. food and mate limitation of copepod reproductive rates: Separating the effects of multiple hypotheses. *Journal of Plankton Research*, vol. 5, p. 821-836.
- WETZEL, RG. e LIKENS, GE., 2000. *Limnological analyses*. 3rd edn. New York: Springer. 429 p.
- WRIGHT, D., O'BRIEN, WJ.e VINYARD, GL., 1980. Adaptive value of vertical migration: a simulation model argument for the predation hypothesis. In KERFOOT, WC. *Evolution and ecology of zooplankton communities*. American society of limnology and oceanography special symposium 3, Hanover: University of New England Press, p. 138–147.

Capítulo 4.3 Comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrofizado sob constante manejo: seleção de espécies resistentes?

Resumo

A comunidade fitoplanctônica em muitos reservatórios tropicais é influenciada pelas alterações físicas na estrutura da coluna d'água, associadas aos fatores climatológicos e aos efeitos da eutrofização artificial. Com o objetivo de analisar a diversidade e distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica, no reservatório de Guarapiranga, foram realizadas duas amostragens do tipo varredura com malha amostral de 64 pontos na camada de superfície. Foram determinadas as concentrações de nitrogênio e fósforo total, a densidade e biomassa algal e também foram calculados os índices de estado trófico e de diversidade por ponto amostral para análise da heterogeneidade espacial. O fitoplâncton foi representado por 91 táxons; sendo as Chlorophyceae o grupo mais rico em espécies. Cyanobacteria e Chlorophyceae foram os grupos mais expressivos em densidade e em ambas varreduras foram registradas elevadas densidades da cianobactéria *Aphanocapsa delicatissima* West e West. *Eudorina elegans* Ehrenberg e *Mougeotia* sp. dominaram em termos de biomassa, sendo a primeira dominante nos compartimentos do rio Parelheiros e Guavirutuba e a segunda no compartimento da barragem. Na porção inicial do reservatório, próxima à entrada do maior tributário, o rio Embu-Guaçu, e na porção final próxima à barragem ocorreu uma maior diversidade e uniformidade na representatividade dos diversos grupos de algas. No corpo central e próximo à desembocadura de tributários altamente poluídos a riqueza, diversidade de espécies e uniformidade fitoplanctônica foram baixos, e houve maior dominância da cianobactéria *A. delicatissima*. Em geral, não ocorreram diferenças significativas entre as duas varreduras consecutivas. Constatou-se que as cianobactérias e clorofíceas são os grupos que mais contribuem para a dinâmica e estrutura neste reservatório, e a comunidade fitoplanctônica foi neste período dominada por espécies características de ambientes eutróficos, provavelmente oportunistas e tolerantes a metais. De maneira geral, a heterogeneidade espacial nas características limnológicas, na riqueza de espécies, uniformidade/dominância e diversidade das populações fitoplanctônicas foram determinadas pelo estado trófico e ou distância dos tributários do reservatório.

Palavras-chave: variabilidade espacial, espécies descritoras, eutrofização, *Aphanocapsa delicatissima*.

4.3.1 Introdução

A necessidade crescente de água para abastecimento público é um problema em diversas partes do mundo e decorre do aumento da demanda pelos recursos hídricos, principalmente em função do crescimento urbano (Straškraba e Tundisi, 2008). Contudo, a maioria dos corpos de água continentais utilizados para usos múltiplos tem sofrido crescente deterioração na qualidade da água, seja pela eutrofização ou por outros tipos de impactos. Como conseqüência, várias formas de recuperação dessas áreas são propostas pelas autoridades, no entanto, estas não têm conseguido um efetivo processo de melhoramento desses sistemas.

Uma forma de avaliar e monitorar os corpos hídricos utilizados para abastecimento é utilizar as comunidades biológicas como bioindicadoras. A comunidade fitoplanctônica tem sido frequentemente utilizada, e foi por exemplo escolhida pela Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OECD) como a comunidade a ser monitorada por todos os países da comunidade européia (Söndergaard et al., 2005) para avaliar os efeitos dos distúrbios nos ecossistemas aquáticos, inclusive daqueles originados pelas atividades antrópicas desenvolvidas nas bacias de drenagem.

Esta comunidade responde rapidamente às alterações ambientais, especialmente à eutrofização, que é um problema recorrente em corpos d'água do Brasil (Calijuri et al., 2002; Tundisi et al., 2008; Pinto-Coelho et al., 2008; Ribeiro-Filho et al., 2011; Dantas-Silva e Dantas, 2013), sendo um processo caracterizado pela alta concentração de nutrientes e matéria orgânica na água, que propicia o crescimento elevado do fitoplâncton e de macrófitas (Tundisi et al., 2008).

Em muitos reservatórios têm sido observada a crescente ocorrência das florações algais e entre estas frequentemente o crescimento excessivo de cianobactérias (Dos-Santos e Calijuri, 1998; Moschini-Carlos et al., 2009). Muitas cianobactérias são produtoras de toxinas, podendo desta forma causar prejuízos ao abastecimento de água e sérios problemas à saúde humana (Azevedo, 1998). Uma forma de controlar as florações das cianobactérias consiste no uso de algicidas. Desde 1905, o algicida

utilizado em grande escala em lagos e represas de abastecimento público é o sulfato de cobre (CuSO_4) (Wehr e Sheath, 2003). Estudos recentes avaliam o efeito do uso desse algicida no controle de florações de algas e seu efeito sobre a qualidade da água de reservatórios urbanos (Garcia et al., 2009), bem como sobre as comunidades aquáticas, e em especial sobre as comunidades zooplancônica (Silva, 2010) e fitoplancônica (Beyruth, 2000).

Considerando que muitas espécies fitoplancônicas podem ter limitações no seu crescimento devido ao tipo de manejo atualmente praticado ou que, por outro lado, espécies resistentes podem ser favorecidas e se tornarem dominantes em detrimento de outras espécies que podem ser eliminadas via competição interespecífica o presente estudo teve como principal objetivo quantificar a diversidade da comunidade fitoplancônica no reservatório de Guarapiranga.

Nesse contexto o presente estudo objetiva testar as hipóteses de que a comunidade fitoplancônica do reservatório de Guarapiranga será dominada por cianobactérias em seus principais atributos: riqueza de espécies, diversidade e densidade; dado o caráter polimítico da represa existe grande homogeneidade espacial na densidade das populações e na composição taxonômica da comunidade fitoplancônica e o manejo das florações pela aplicação do sulfato de cobre selecionou uma assembléia de algas tolerante/resistentes.

4.3.2 Materiais e Métodos

Área de Estudo

O reservatório de Guarapiranga está localizado entre as coordenadas 23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W, é um reservatório polimítico subtropical localizado na Bacia do Alto Rio Tietê. Este reservatório se localiza na região metropolitana de São Paulo e possui uma área de 33 km², profundidade máxima de 13,0 m, profundidade média de 5,7 m e um tempo de retenção médio em torno de 185 dias. É o segundo maior reservatório urbano utilizado para o abastecimento público da cidade de São Paulo (Carvalho et al., 2007; Gemelgo et al., 2009).

Desde a década de 1970 este corpo d'água tem sido submetido a uma intensa ação antrópica, especialmente em relação ao despejo de esgotos domésticos e efluentes

industriais, decorrentes principalmente da falta de tratamento do esgoto doméstico, pela remoção da vegetação no entorno do reservatório e pela ocupação ilegal da área. A consequência direta destes processos é a acelerada eutrofização, a perda da qualidade da água e a ocorrência de florações de cianobactérias (Beyruth, 2000; Carvalho et al., 2007; Fontana et al., 2014).

A eutrofização e as constantes florações algais levaram ao comprometimento de usos múltiplos e à perda de biodiversidade nesse corpo d'água. A partir da década de 90 iniciou-se o processo de tratamento da água com o uso de algicidas para controle das florações das algas e das cianobactérias (Beyruth, 2000; Fontana et al., 2014).

Variáveis Físicas e Químicas

Amostras de água foram coletadas em 64 pontos abrangendo toda a área do reservatório (Figura 4.3.2.1) nos dias 13 e 14 de setembro de 2010 (período de seca), um dia após a aplicação de sulfato de cobre no corpo central do reservatório. Aplicações nas semanas anteriores também haviam sido feitas embora não haja registro das datas das aplicações. Nas amostras de água coletadas foram determinadas as concentrações totais de nitrogênio e de fósforo de acordo com o método descrito em Colina e Gardiner (1999).

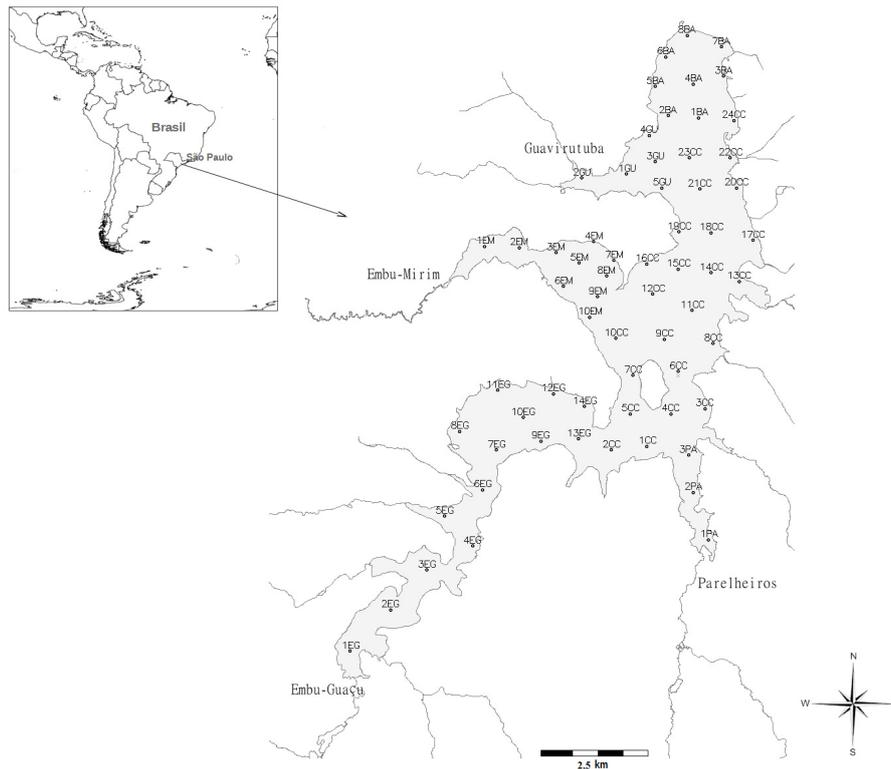


Figura 4.3.2.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do Reservatório Guarapiranga, principais tributários e pontos de amostragem. (EG = Embu-Guaçu, PA = Parelheiros, CC = Corpo central, EM = Embu-Mirim, GU = Guavitutuba e BA = Barragem).

Variáveis Biológicas

A comunidade fitoplanctônica foi amostrada na camada de superfície e sub-superfície, em uma varredura do reservatório com uma rede amostral de 64 pontos (Figura 4.3.2.1). Em campo, as amostras foram fixadas com solução de formalina 4% e no laboratório, para a análise quantitativa as amostras foram novamente fixadas com lugol. A contagem numérica das algas (cels mL^{-1}) foi realizada sob microscópio invertido da marca Zeiss, modelo Axiovert, em campos aleatórios (Uhelinger, 1964) usando a técnica de sedimentação (Utermohl, 1958).

O biovolume das algas foi calculado utilizando-se os modelos de Hillebrand et al. (1999) e de Sun e Liu (2003) para as formas geométricas mais aproximadas à forma das células e assumindo-se o biovolume como igual à unidade de massa, com o seguinte fator de conversão: $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$ (Wetzel e Likens, 2000).

Índices de Diversidade

Com base na riqueza de espécies e na proporção relativa das populações foram calculados os índice de uniformidade de Pielou e o índice de dominância de Simpson (Magurran, 1988), e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon e Weaver, 1948). A frequência de ocorrência foi calculada segundo Dajoz (1983). Para estimar a riqueza máxima esperada para a comunidade fitoplanctônica foram calculados os índices de Jackknife1, Chao2 e Bootstrap (Magurran, 2011).

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET médio) foi calculado de acordo com Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), considerando os valores das concentrações de fósforo e clorofila *a* e da transparência obtida pelo disco de Secchi. O IET médio foi calculado pela média aritmética simples para os valores dos índices individuais do fósforo total e da clorofila *a* e Secchi. O seguinte critério foi usado para classificar o estado trófico: ultraoligotrófico – $IET \leq 24$; oligotrófico - $24 < IET \leq 44$; mesotrófico - $44 < IET \leq 54$; eutrófico - $54 < IET \leq 74$ e hipereutrófico - $IET > 74$.

4.3.3 Resultados

Variáveis Abióticas

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram altas no período de estudo (Figura 4.3.3.1). Na primeira amostragem realizada no dia 13 de setembro a maior concentração de nitrogênio foi registrada no ponto 6 da barragem ($5.085,3 \mu\text{g L}^{-1}$) e a menor no ponto 3 do rio Embu-Guaçu ($5.514 \mu\text{g L}^{-1}$); a maior concentração registrada para o fósforo total foi de $74,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 2 do rio Guavirububa e a menor no ponto 2 do rio Embu-Guaçu ($16,4 \mu\text{g L}^{-1}$). Na segunda amostragem realizada no dia 14 de setembro a maior concentração de nitrogênio foi registrada no ponto 1 do rio Parelheiros ($4.188,7 \mu\text{g L}^{-1}$) e a menor no ponto 2 do rio Embu-Mirim ($476,5 \mu\text{g L}^{-1}$); a maior concentração para o fósforo total na segunda amostragem, assim como na amostragem anterior foi registrada no ponto 2 do rio Guavirutuba ($210,4 \mu\text{g L}^{-1}$) e a menor no ponto 3 do rio Embu-Guaçu ($16,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Os maiores valores para estas variáveis foram registrados em pontos próximos a entrada dos afluentes do rio Guavirutuba (ponto 2), Parelheiros (ponto 1) e próximo a barragem (ponto 6). Em geral,

os menores valores foram registrados nos pontos próximos ao tributário Embu-Guaçu (Figura 2).

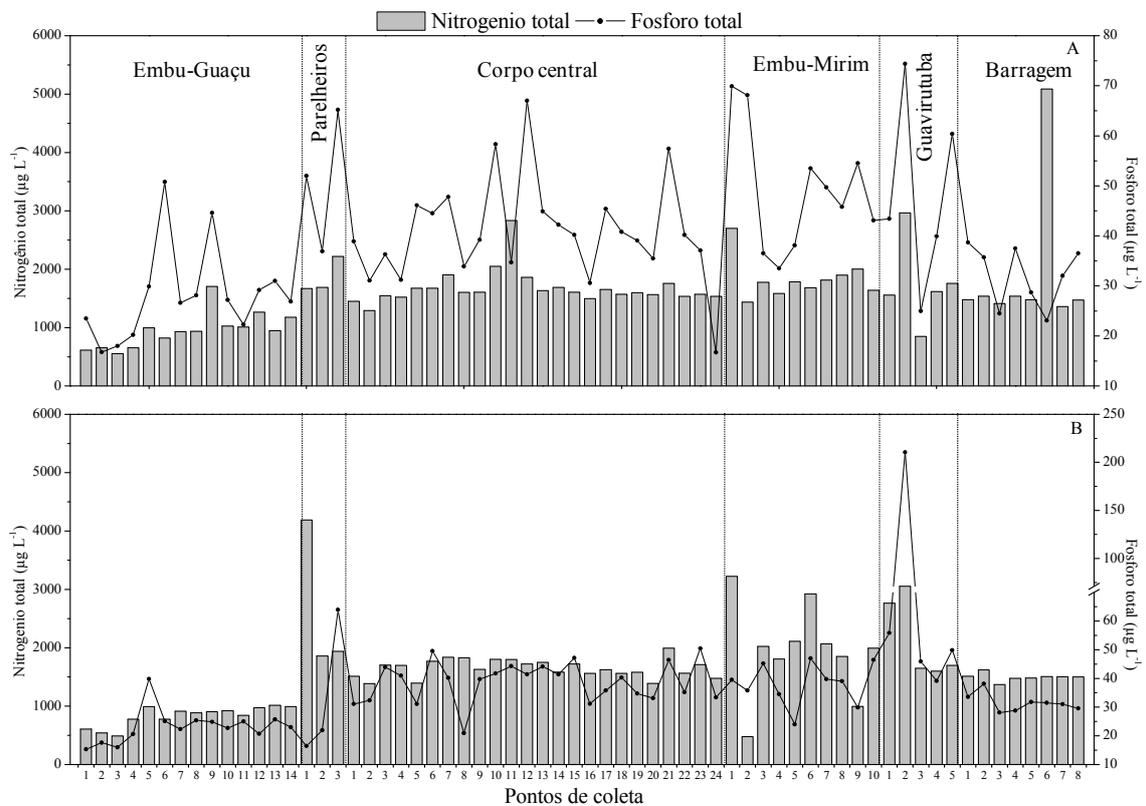


Figura 4.3.3.1 Variação dos valores das concentrações de nitrogênio total e fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - Dados da amostragem realizada no dia 13 de setembro de 2010 e B - dados da amostragem realizada no dia 14 de setembro de 2010.

Assim como os valores de nutrientes, o IET médio foi alto, sendo eutrófico na maioria dos pontos de coleta. Os únicos pontos de coleta classificados como oligotróficos foram 1, 2, 3 e 4 (próximo ao tributário Embu-Guaçu) na primeira amostragem, os quais na amostragem do dia 14 de setembro foram classificados como mesotróficos (Figura 4.3.3.2). De um modo geral verifica-se menor trofia da água nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu e maior em Parelheiros, Embu-Mirim e Guavirutuba.

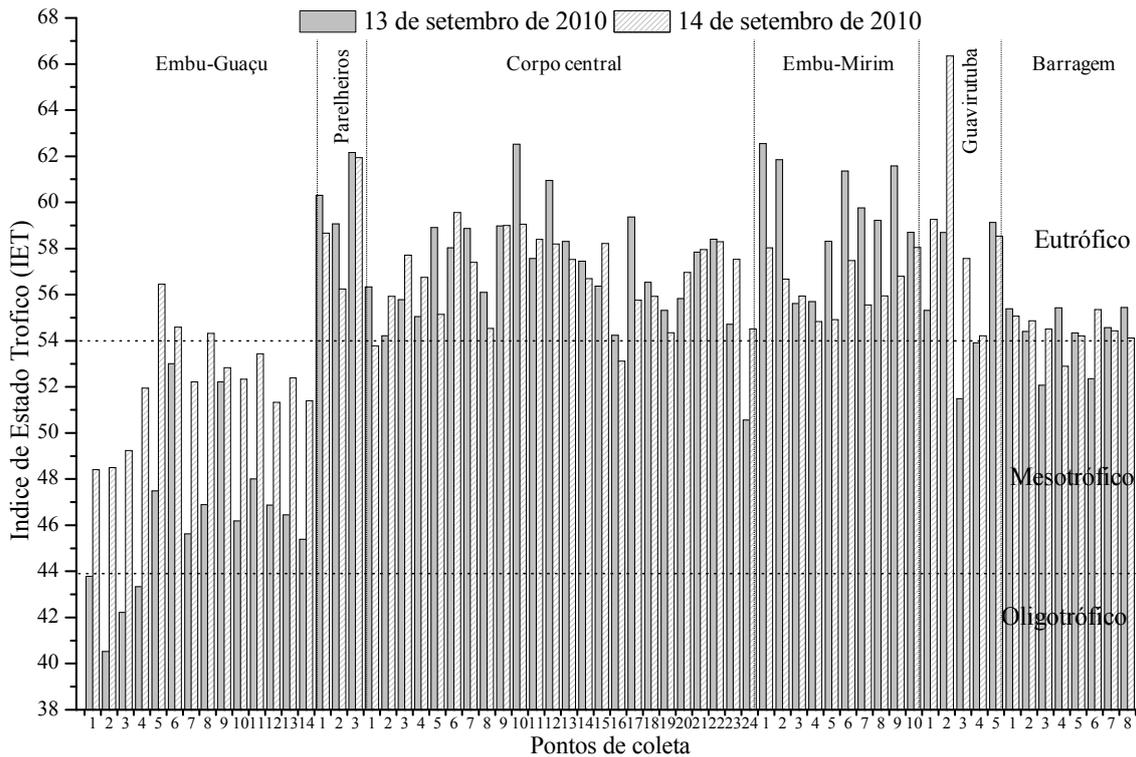


Figura 4.3.3.2 Variações nos valores do Índice de Estado Trófico (IET) médio para os pontos amostrados na varredura do reservatório de Guarapiranga em duas amostragens consecutivas.

Comunidade Fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica do reservatório de Guarapiranga foi composta por 91 táxons euplanctônicos, incluindo Cyanophyta (24), Chlorophyta (45), Chrysophyta (12), Euglenophyta (7), Pyrrhophyta (2) e Cryptophyta (1) (Tabela 4.3.3.1). Esse padrão na distribuição geral dos táxons por Divisão foi observado também na maioria dos pontos amostrais (Figura 4.3.3.3).

Aphanocapsa delicatissima West e West foi a única espécie que ocorreu em todos os pontos e juntamente com as espécies *Synechococcus* sp., *Desmodesmus denticulatus* (Lagerheim) An, Friedl e Hegewald, *D. quadricauda* (Turpin) Brébrisson, *Dictiosphaerium pulchellum* Wood, *Eutetramosrus fottii* (Hindák) Komárek, *Golenkinia radiata* Chodat, *Micractinium pusillum* Fresenius, *Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová, *Mougeotia* sp., *Scenedesmus ecornis* (Ehrenberg) Chodat, *Trachelomonas volvocinopsis* Svirenko, *Cyclotella* sp., *Fragilaria* sp. e *Cryptomonas* sp. foram classificadas como muito freqüentes (Tabela 4.3.3.1), sendo portanto os táxons descritores da comunidade.

Tabela 4.3.3.1 Valores médios e respectivos desvios-padrão da densidade (cels mL⁻¹), abundância relativa (%) e frequência de ocorrência das espécies fitoplanctônicas no reservatório de Guarapiranga. (MF= Muito Frequente; F = Frequente; PF = Pouco Frequente e E = Esporádica).

	Média	DP	%	FO		Média	DP	%	FO		Média	DP	%	FO
Cyanophyta					Chlorophyta					Chlorophyta				
<i>Aphanizomenon</i> sp.	48,6	187,1	9,4	E	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dangeard) Senn	6,6	57,0	2,3	E	<i>Staurodesmus</i> sp.	0,1	1,1	0,8	E
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West e West	3693,6	1913,6	100,0	MF	<i>Coenocystis</i> sp.	2,1	17,1	1,6	E	<i>Tetraedron</i> sp.	2,0	9,4	18,8	E
<i>Aphanothece</i> sp.	108,4	221,0	38,3	PF	<i>Cosmarium</i> sp	1,8	8,9	8,6	E	<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling	4,2	47,9	0,8	E
<i>Chroococcus</i> sp.	40,3	67,0	46,9	F	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	24,6	51,9	29,7	PF	<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat	0,6	4,8	2,3	E
<i>Coelomorum</i> sp.	6,2	66,0	1,6	E	<i>Crucigenia rectangularis</i> (Nägeli) Gay	12,5	48,8	9,4	E	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröder) Lemmermann	4,6	12,5	14,8	E
<i>Coelosphaerium</i> sp.	4,8	39,9	1,6	E	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) An, Friedl e Hegewald	99,0	142,2	72,7	MF	<i>Treubaria crassispina</i> Smith	0,0	0,5	0,8	E
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju	2,3	15,1	2,3	E	<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébrisson	159,7	154,2	71,9	MF	Euglenophyta				
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb.) Wacklin, L.Hoffm. e Komárek	7,1	58,1	2,3	E	<i>Dichotomococcus curvatus</i> Korshikov	19,8	43,1	26,6	PF	<i>Euglena</i> sp.	40,1	71,5	55,5	F
<i>Fischerella ambigua</i> (Kützing ex Bornet e Flahault)	1,7	19,1	0,8	E	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	394,3	495,7	78,1	MF	<i>Lepocinlis</i> sp.	1,3	4,8	10,2	E

<i>Geitlerinema</i> cf. <i>splendidum</i> (Greville) Anagnostidis	0,7	7,4	0,8	E	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	0,2	1,5	1,6	E	<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	1,2	4,2	12,5	E
<i>Gloeocapsa</i> sp.	73,8	149,7	32,8	PF	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	881,2	1557,5	69,5	F	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein	4,2	7,0	36,7	PF
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	4,8	26,7	4,7	E	<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	195,4	200,3	84,4	MF	<i>Trachelomonas superba</i> Svirenko	0,2	1,7	1,6	E
<i>Limnothrix</i> sp.	12,0	47,5	10,2	E	<i>Eutetramorus</i> sp.	105,1	199,3	39,8	PF	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	1,6	5,3	12,5	E
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	17,6	96,4	6,3	E	<i>Franceia droescheri</i> (Lemmermann) Smith	1,6	7,2	7,0	E	<i>Trachelomonas</i> <i>volvocinopsis</i> Svirenko	26,5	33,2	87,5	MF
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	8,4	51,0	3,9	E	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	23,3	29,9	86,7	MF	Chrysophyta				
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	7,8	52,7	3,1	E	<i>Golenkiniopsis solitaria</i> Koršikov	8,2	10,1	60,2	F	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	8,5	18,0	25,8	PF
<i>Phormidium</i> sp.	3,1	32,5	1,6	E	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	60,3	110,1	57,8	F	<i>Cyclotella</i> sp.	129,9	69,7	99,2	MF
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	99,1	283,0	21,1	PF	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	112,5	109,0	89,8	MF	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	12,3	46,0	14,1	E
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	173,8	276,5	57,0	F	<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	0,8	9,6	0,8	E	<i>Fragilaria</i> sp.	32,8	76,8	78,9	MF
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann e Huber- PeStalozzi) Bourrelly	3,4	29,5	1,6	E	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková- Legnerová	437,6	228,4	99,2	MF	<i>Mallomonas caudata</i> (Ivanov) Willi e Krieger	21,9	50,1	46,1	F
<i>Raphidiopsis</i> sp.	152,6	826,6	8,6	E	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková- Legnerová	0,1	0,7	1,6	E	<i>Navicula</i> sp.	2,5	5,9	22,7	PF
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> Azevedo e C.L.Sant' Anna	1,7	19,1	0,8	E	<i>Mougeotia</i> sp.	499,8	403,9	97,7	MF	<i>Nitzschia</i> sp.	7,7	21,1	28,1	PF
<i>Synechococcus</i> sp.	338,6	444,2	80,5	MF	<i>Nephrochlamys</i> <i>subsolitaria</i> (G.S.West) Korshikov	7,0	19,4	16,4	E	<i>Pinnularia</i> sp.	0,5	2,9	5,5	E
<i>Woronichinia</i> sp.	105,7	342,2	16,4	E	<i>Oocystis</i> sp.	36,5	79,1	24,2	PF	<i>Surirella</i> sp.	0,5	2,5	5,5	E
Chlorophyta					<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	7,9	24,9	17,2	E	<i>Tabellaria</i> sp.	1,0	2,9	11,7	E

<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	7,0	23,0	11,7	E	<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	0,2	1,3	2,3	E	<i>Uroglena</i> sp.	97,5	227,8	33,6	PF
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda ex Korshikov	25,9	70,0	30,5	PF	<i>Radiococcus</i> sp.	51,4	90,4	39,1	PF	<i>Urosolenia</i> cf. <i>longiseta</i> (O.Zacharias) Edlund e Stoermer	21,5	45,0	68,0	F
<i>Ankistrodesmus</i> <i>bibraianus</i> (Reinsch) Korshikov	10,5	91,4	1,6	E	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	24,6	49,1	37,5	PF	Pyrrhophyta				
<i>Ankyra</i> cf. <i>ancora</i> (G.M.Smith) Fott	0,1	0,9	2,3	E	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	872,5	579,3	96,9	MF	<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	0,1	0,9	2,3	E
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	39,9	36,4	86,7	MF	<i>Schroederia antillarum</i> Komárek	0,8	4,2	3,9	E	<i>Peridinium</i> sp.	17,6	33,9	53,1	F
<i>Closterium</i> sp.	6,3	9,0	45,3	F	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	76,3	153,4	35,9	PF	Cryptophyta				
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	33,4	111,8	21,9	PF	<i>Staurastrum</i> sp.	0,8	2,1	11,7	E	<i>Cryptomonas</i> sp.	403,2	332,3	99,2	MF

A maior riqueza de táxons (88) foi registrada na primeira amostragem (13/09/2010), com um valor médio de 28 táxons por ponto. No ponto 10 do rio Embu-Mirim foi registrada a maior riqueza (36 táxons). Na segunda amostragem a riqueza total da comunidade fitoplanctônica foi inferior à da primeira (71 táxons). Nessa segunda amostragem, a riqueza média por ponto foi de 27 e o maior número de táxons (38) foi registrado no ponto 23 no corpo central do reservatório (Figura 4.3.3.3).

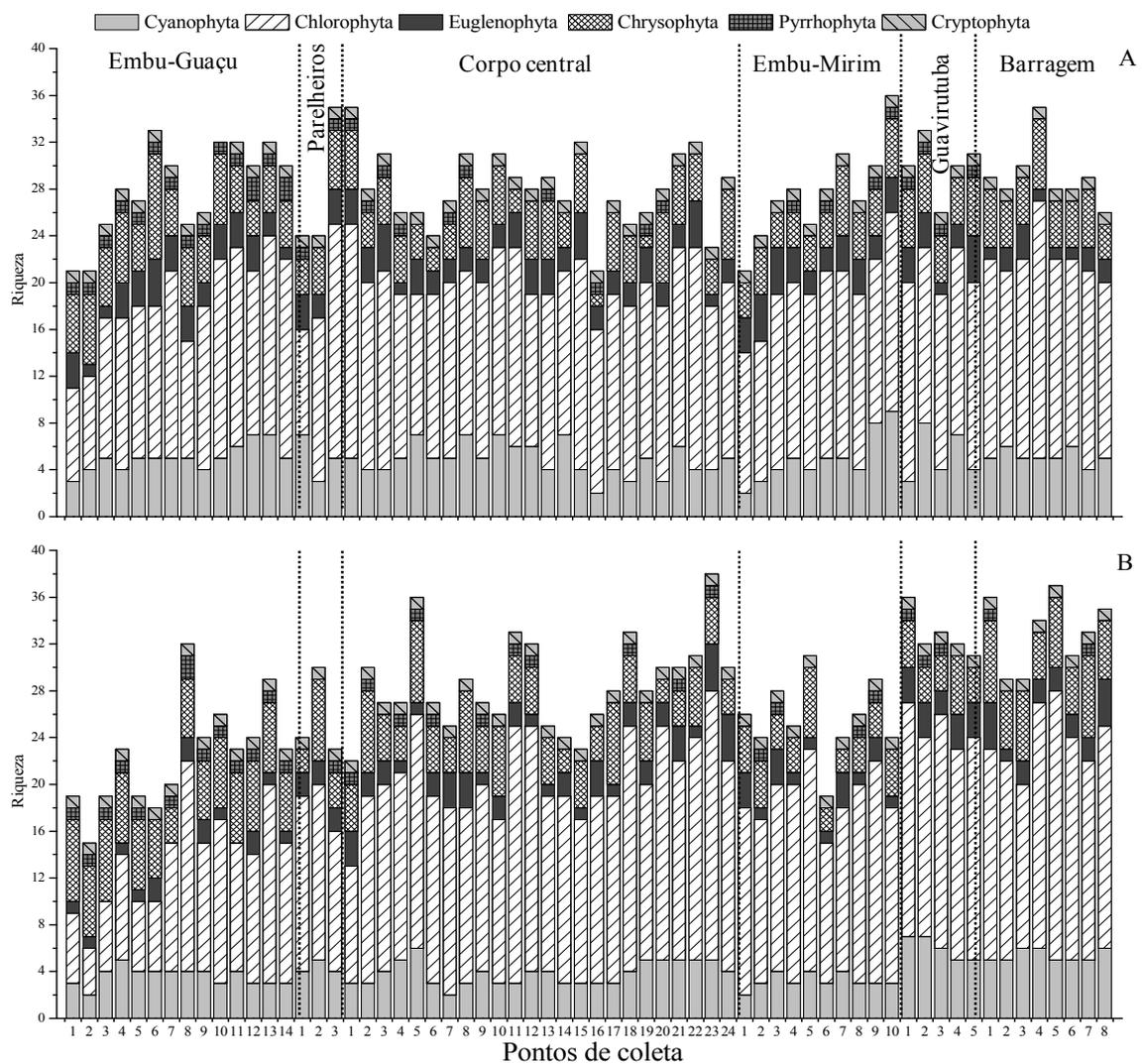


Figura 4.3.3.3 Variação da riqueza de táxons da comunidade fitoplanctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Os valores dos índices de diversidade, uniformidade e dominância foram em geral ligeiramente maiores na segunda amostragem, no entanto esta diferença não foi significativa ($p > 0,05$) (Figura 4.3.3.4). Na primeira amostragem, a maior diversidade foi

registrada no ponto 2 próximo a barragem (1,16 bits ind⁻¹) coincidindo com um baixo valor do índice de dominância (0,11) e alta uniformidade (0,79). No entanto, nesse período a maior uniformidade foi registrada no ponto 2 do rio Embu-Guaçu (0,80) e a menor dominância no ponto 3 do rio Embu-Mirim (0,10). Na segunda amostragem, a maior diversidade e uniformidade foram registradas no ponto 23 no corpo central do reservatório (1,28 bits ind⁻¹ e 0,82 respectivamente). Neste local houve baixa dominância (0,07). De uma forma em geral, a maior diversidade foi registrada nos últimos pontos do Corpo central, nos pontos em Guavirutuba e na Barragem.

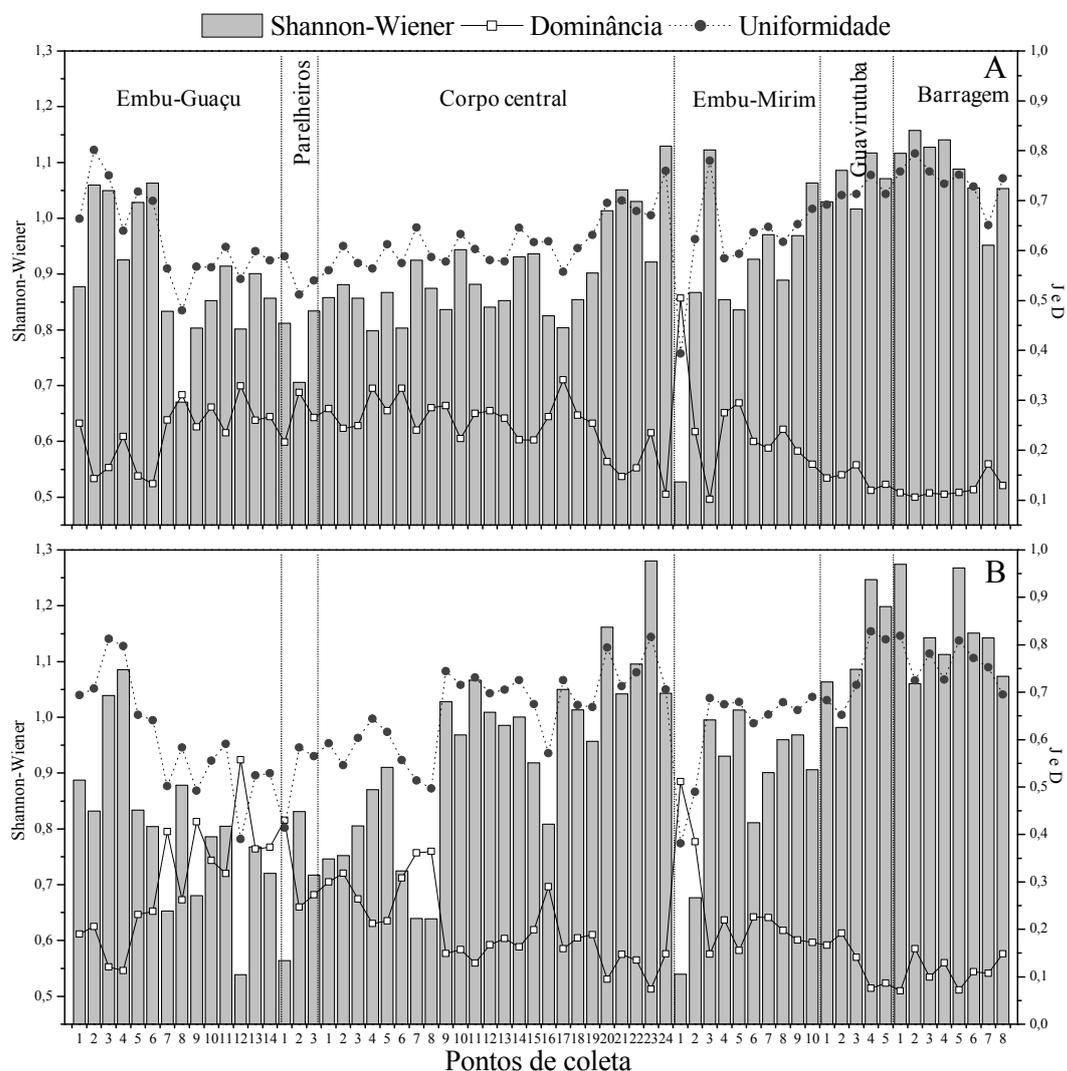


Figura 4.3.3.4 Variação nos valores dos Índices de diversidade (Shannon-Wiener), uniformidade (J) e dominância (D) da comunidade fitoplanctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A estimativa para a riqueza máxima no reservatório de Guarapiranga expressa pelos estimadores Jackknife 1 e Bootstrap foi maior para a primeira amostragem e o estimador Chao 2 não demonstrou diferenças entre os períodos de coleta (Figura 4.3.3.5). De uma forma geral, a riqueza de espécies registrada foi similar àquela demonstrada pelos estimadores.

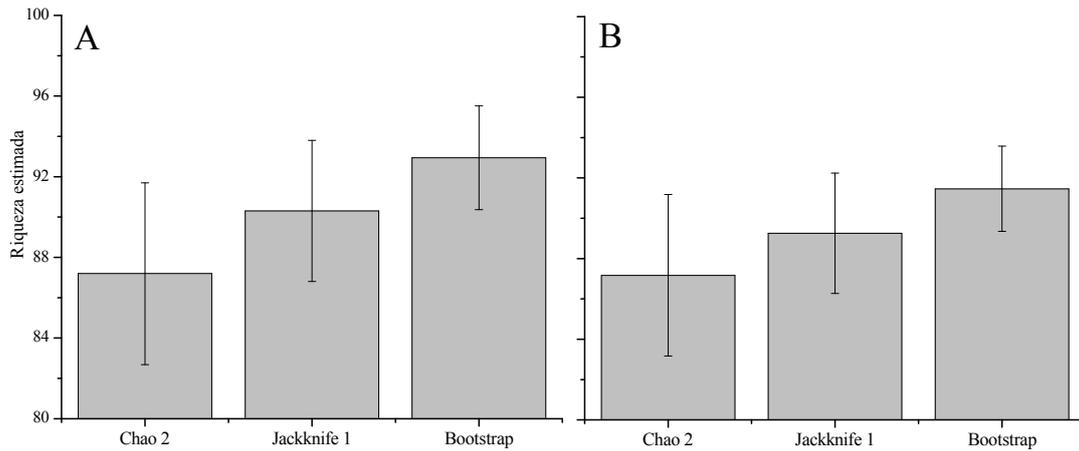


Figura 4.3.3.5 Estimativa da riqueza máxima de espécies fitoplanctônicas esperada para o reservatório de Guarapiranga. A: amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B: amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Cyanophyta e Chlorophyta dominaram em termos de abundância relativa nos períodos de estudo (Figura 4.3.3.6). Juntas estas duas Divisões de algas representaram em média mais de 90% da densidade total do fitoplâncton. As Divisões Chrysophyta e Cryptophyta foram mais abundantes na segunda amostragem, principalmente nos pontos 1 a 4 do rio Embu-Guaçu. O oposto foi registrado para as divisões Euglenophyta e Pyrrophyta, que foram registradas em elevada abundância na primeira amostragem.

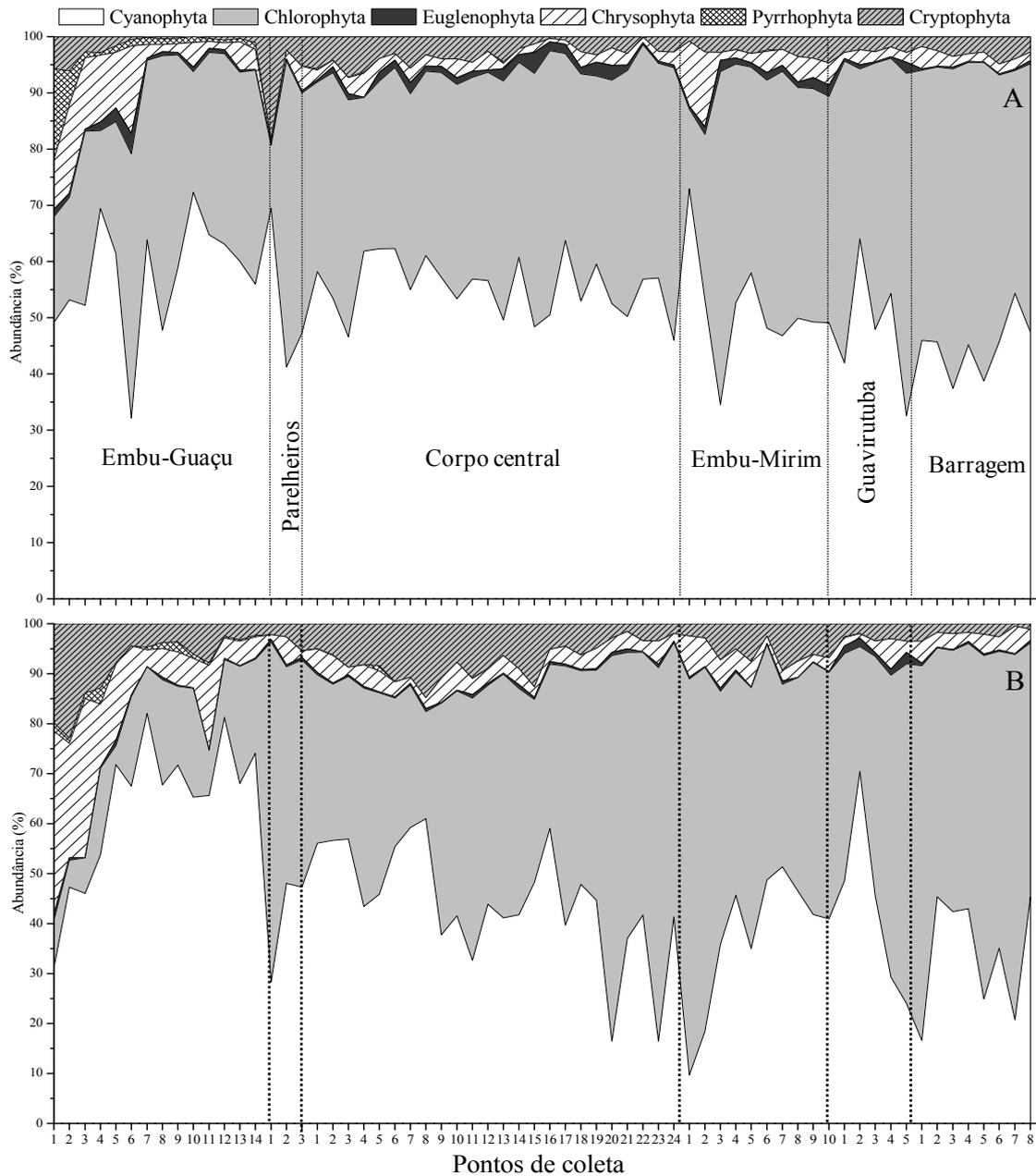


Figura 4.3.3.6 Variação da abundância relativa (%) dos grupos da comunidade fitoplantônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

As maiores densidades foram registradas na primeira amostragem principalmente nos pontos 17 do corpo central do reservatório ($18.311 \text{ cels mL}^{-1}$) e 2 do rio Guavirutuba ($16.735 \text{ cels mL}^{-1}$). As algas das Divisões Cyanophyta e Chlorophyta foram as mais abundantes seguidas por Chrysophyta e Cryptophyta (Figura 4.3.3.7).

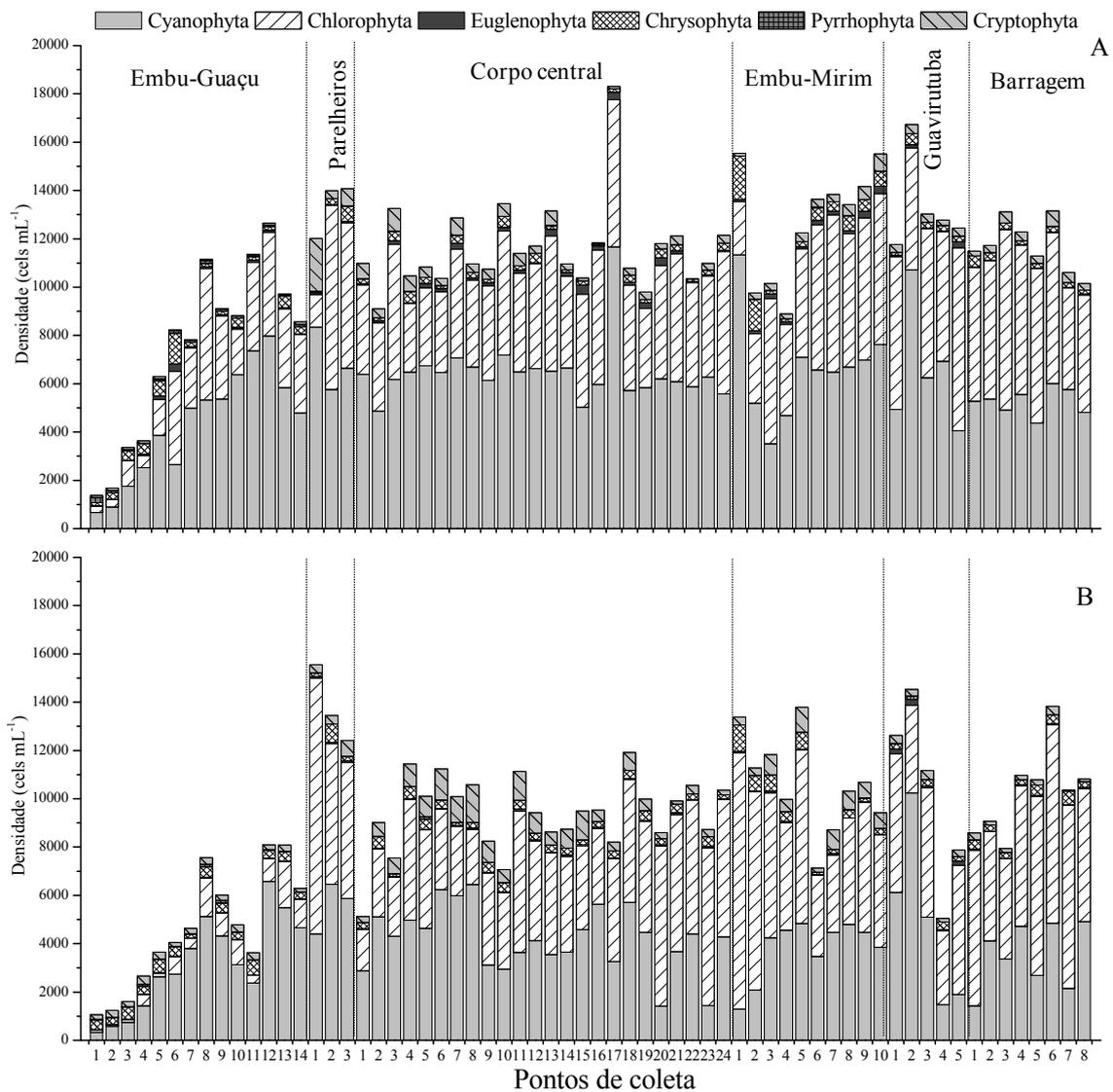


Figura 4.3.3.7 Variação da densidade total (cels mL⁻¹) da comunidade fitoplânctônica e proporção relativa dos grupos componentes (Divisões taxonômicas) nos 64 pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A: amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B: amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

As espécies que contribuíram com mais de 2% da densidade total da comunidade fitoplânctônica foram selecionadas como descritoras para o padrão da distribuição horizontal dessa comunidade no reservatório de Guarapiranga. Essas espécies foram *Aphanocapsa delicatissima*, *Pseudanabaena galeata* Böcher, *Synechococcus* sp. entre as Cyanophyta; *Desmodesmus quadricauda*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Eutetramorus fottii*, *Monoraphidium contortum*, *Mougeotia* sp. e *Scenedesmus ecornis* entre as algas verdes; e *Cryptomonas* sp.

A cianobactéria *A. delicatissima* foi dominante na maioria dos pontos e em ambas as amostragens (Figura 4.3.3.8). Entre as Chlorophyta, *S. ecornis* e *E. elegans* foram também importantes em termos numéricos ultrapassando até mesmo *A. delicatissima* em alguns pontos na segunda amostragem.

Os maiores valores de densidade da espécie *P. galeata* foram registrados nos pontos localizados próximo a entrada do rio Embu-Guaçu (5, 6, 8 e 9). *Synechococcus* sp. foi registrada em densidades mais elevadas apenas nos pontos próximos a barragem em ambas as amostragens, assim como *Cryptomonas* sp.

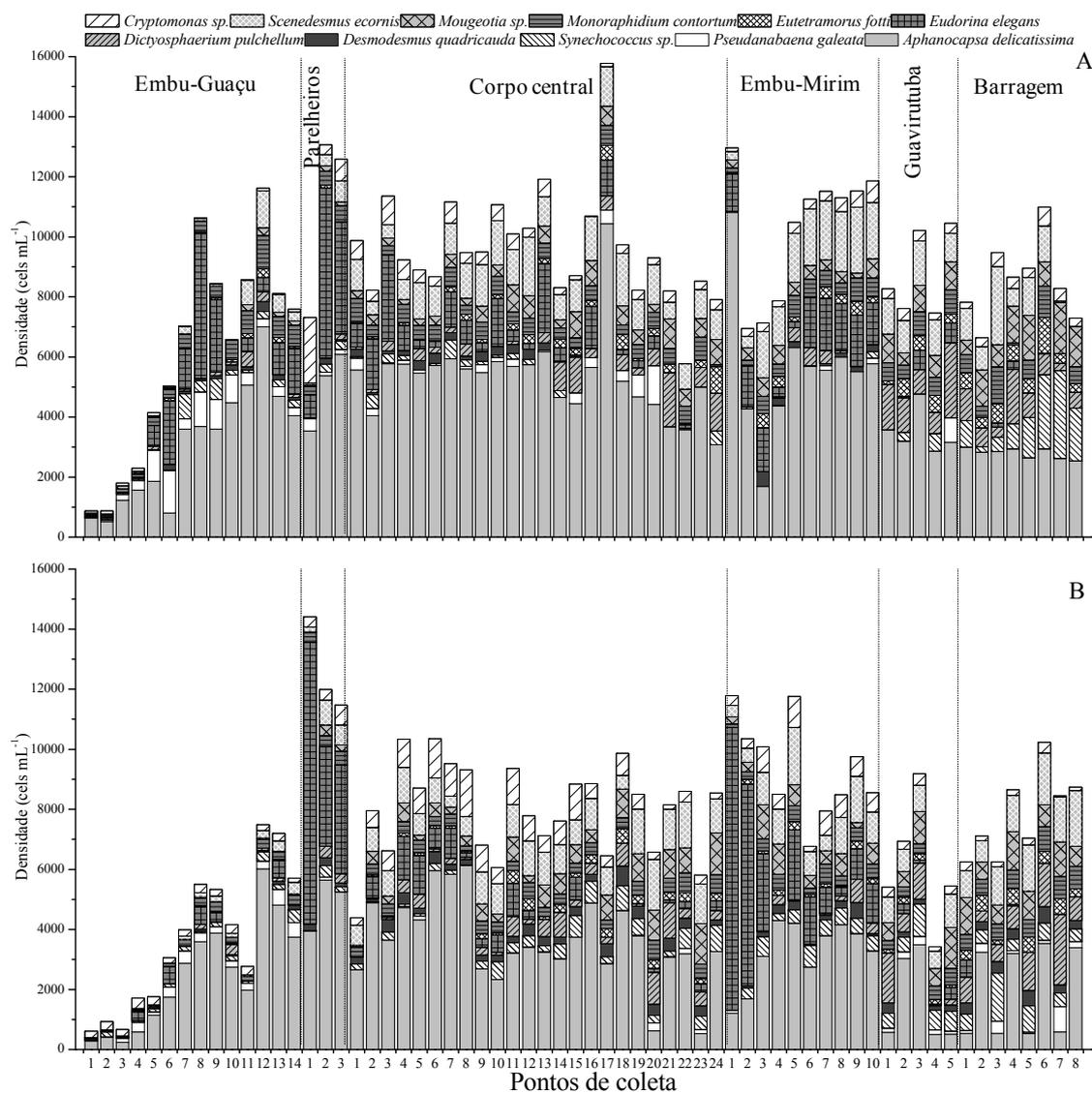


Figura 4.3.3.8 Variação da densidade (cels mL⁻¹) das espécies descritoras do fitoplâncton nos 64 pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A: amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B: amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

As espécies que contribuíram com mais de 1% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica em ambas as amostragens foram selecionadas como descritoras para o padrão da distribuição horizontal dessa comunidade no reservatório de Guarapiranga. Essas espécies foram *Dictyosphaerium pulchellum*, *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Eutetramorus fottii* e *Mougeotia* sp. entre as algas verdes; *Trachelomonas volvocinopsis* entre as euglenófitas; *Cyclotella* sp. entre as crisófitas e *Cryptomonas* sp.

Eudorina elegans foi dominante em muitos pontos e em ambas as amostragens (Figura 4.3.3.9), sendo que os maiores valores de biomassa para esta espécie na primeira amostragem ocorreram próximos ao rio Embu-Guaçu e Parelheiros e na segunda amostragem alcançou picos de biomassa principalmente em Parelheiros e nos primeiros pontos próximos ao rio Embu-Mirim. Ainda entre as Chlorophyta, *Mougeotia* sp. foi também importante em termos de biomassa no compartimento da Barragem e em alguns pontos do Corpo central.

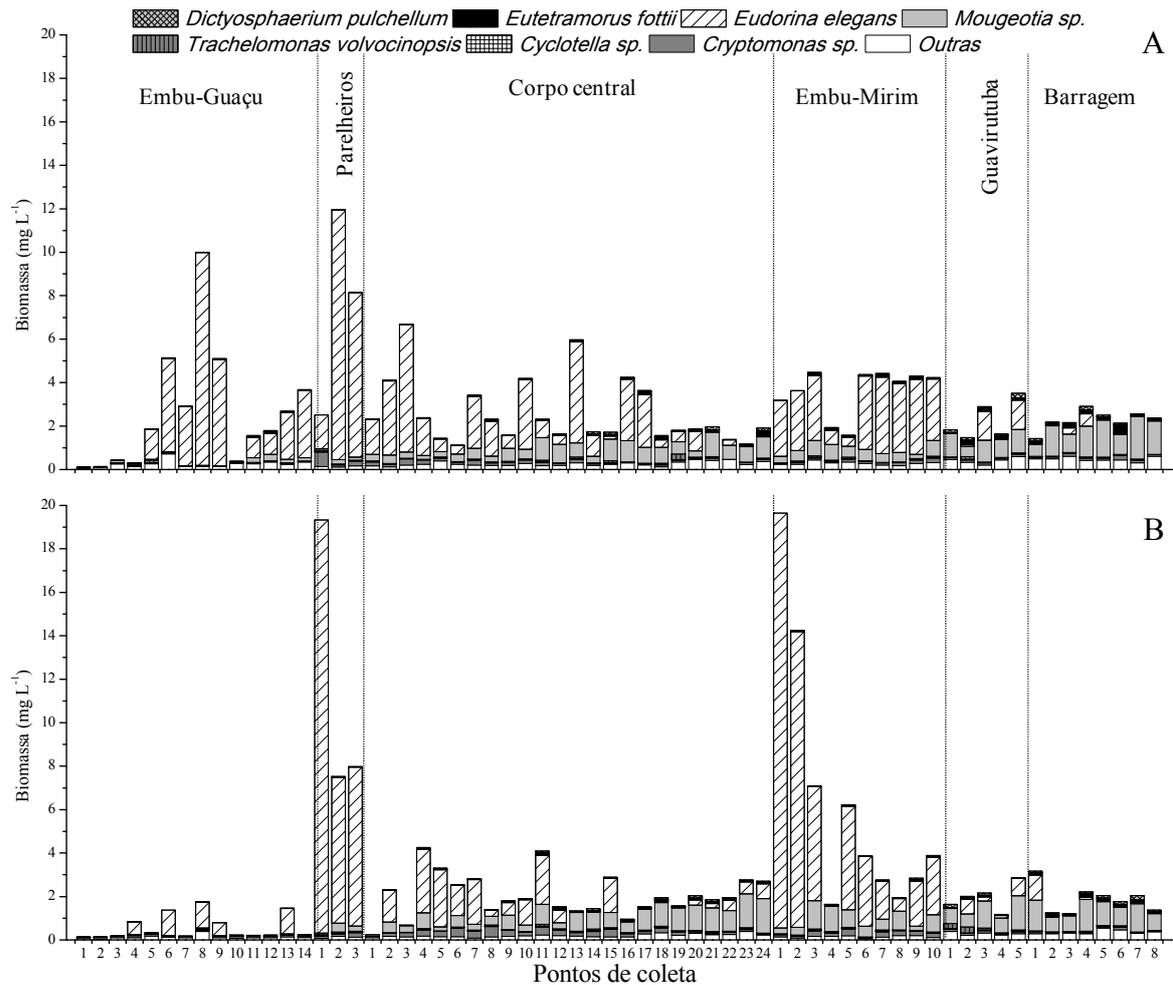


Figura 4.3.3.9 Variação da biomassa (mg L^{-1}) das espécies descritoras do fitoplâncton nos 64 pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A: amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B: amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

4.3.4 Discussão

Na represa de Guarapiranga, assim como em outros reservatórios, as regiões mais distantes da barragem e mais próximas à entrada dos tributários apresentaram dinâmica hidrológica distinta das áreas do corpo central do reservatório, influenciando diretamente as variáveis físicas, químicas e conseqüentemente o fitoplâncton. Interações entre a entrada de rios e as características da bacia em reservatórios levam ao estabelecimento de gradientes longitudinais físicos, químicos e biológicos na coluna d'água na direção da barragem (Kennedy, 1999), criando assim uma heterogeneidade do sistema (Nogueira, 2000).

No reservatório de Guarapiranga, na região mais próxima ao maior tributário, o rio Embu-Guaçu, e na porção oposta, mais próxima à barragem, foram registradas as menores concentrações de nutrientes e índices de estado trófico variando de oligotrófico a mesotrófico. A região do rio Embu-Guaçu está localizada em uma área mais preservada, com menor impacto das atividades antrópicas (Nishimura, 2012). Nesse local registraram-se os menores valores de densidade, no entanto a diversidade foi maior, com valores do índice de Shannon próximos e superiores a 1,0. Embora a riqueza total de táxons euplanctônicos não tenha sido a mais elevada, houve maior uniformidade. Esta foi a porção do reservatório com menor dominância das cianobactérias, isto é com maior representatividade de outros grupos de algas na comunidade fitoplanctônica.

Baixa diversidade de espécies e baixa uniformidade nas comunidades fitoplanctônicas de ambientes eutrofizados, associados à dominância de cianobactérias, tem sido frequentemente verificados em reservatórios tropicais (Calijuri e Dos-Santos, 1996; Dos-Santos e Calijuri, 1998; Beyruth, 2000).

De uma forma geral, comparado com outros reservatórios (Calijuri et al., 2002; Silva et al., 2005) a diversidade de espécies na comunidade fitoplanctônica do reservatório de Guarapiranga foi baixa ($<1,3$ bits ind⁻¹) e os maiores valores ocorreram próximo à entrada do maior e mais preservado tributário, o rio Embu-Guaçu e na porção final, lacustrina, onde a maior profundidade e a estrutura física da coluna de água, permite o desenvolvimento de uma comunidade mais complexa.

O número de espécies do fitoplâncton pode ser interpretado como uma medida da heterogeneidade do ambiente. Sistemas heterogêneos são aqueles considerados com maior número de táxons (Schäffer, 1985). O número total de táxons registrado no reservatório de Guarapiranga foi elevado. Em apenas duas amostragens consecutivas foram registrados 91 táxons. Este número é similar ao reportado para outros reservatórios brasileiros (Nogueira, 2000; Calijuri et al., 2002; Silva et al., 2005). Porém, considerando que foram realizadas apenas duas coletas no período seco, é de se esperar que o reservatório de Guarapiranga apresente uma comunidade fitoplanctônica mais complexa. Essa premissa ganha maior embasamento quando comparamos os resultados do presente estudo com aquele realizado por Beyruth (1996), que realizou coletas semanais entre 1991 e 1992 em dois pontos neste reservatório e registrou um total de 240 táxons. Estudos em lagos africanos apontam que o número de espécies do

fitoplâncton em lagos tropicais varia de 94 a 143 (Kalff e Watson, 1986), estando o número de táxons registrado no presente estudo próximo a essa faixa de variação.

As maiores densidades fitoplanctônicas ocorreram em pontos de amostragem localizados no corpo central do reservatório, provavelmente em decorrência das concentrações mais elevadas de nutrientes nesta região oriundos dos aportes dos tributários Guavirituba, Embu-Mirim e Parelheiros, fortemente poluídos pelos despejos domésticos e industriais recebidos das áreas urbanas por onde passam. Além disso, parte das mudanças na comunidade fitoplanctônica podem ocorrer em resposta a interações competitivas entre as próprias espécies, consumo por herbivoria (Silva, 2004) e o manejo de florações por meio da aplicação de algicidas (Moschini-Carlos, et al., 2010).

Reservatórios com dinâmicas hidrológicas complexas apresentam ampla variação nas respostas da comunidade fitoplanctônica (López et al., 2012). Em ambientes com elevadas taxas de renovação da água, a comunidade fitoplanctônica pode ser dominada por uma ou duas espécies que constituem até 80% do total do biovolume. Já em ambientes onde esse tempo é maior a comunidade é mais diversificada (López et al., 2012). No reservatório de Guarapiranga o tempo de renovação da água é baixo (185 dias) (Calefi, 2000), no entanto, nos locais próximos a entrada dos tributários, esse tempo é menor, o que pode ter favorecido uma comunidade diferente daquele que se estabelece no corpo do reservatório (região lântica). A biomassa registrada nos pontos de coleta próximos ao tributário Embu-Guaçu foi menor quando comparada àquela do corpo central. Em contrapartida, nos braços dos rios Parelheiros e Embu-Mirim registrou-se uma elevada dominância em termos de biomassa de *Eudorina elegans*.

As condições hidrodinâmicas verificadas, neste reservatório, bem como a disponibilidade de luz e nutrientes favoreceram o desenvolvimento de espécies adaptadas a tais condições, especialmente as cianobactérias, responsáveis pela maior contribuição para a densidade total da comunidade, as quais, segundo Reynolds et al. (2002), são favorecidas em ambientes com estabilidade térmica, mistura parcial da coluna d'água e elevada concentração de nutrientes. A espécie *Aphanocapsa delicatissima*, dominante em Guarapiranga, também foi freqüente no reservatório hiper-eutrófico da Pampulha, Belo Horizonte, MG (Campos, 2010), onde a comunidade fitoplanctônica foi composta por 128 espécies, das quais 20 pertencentes às Cyanophyceae.

As elevadas densidades de *Cryptomonas* sp., registradas concomitantemente a *Synechococcus* sp., nos períodos de amostragem, podem ser atribuídas à alta taxa reprodutiva que estes táxons apresentam. A espécie cosmopolita *Synechococcus nidulans* (Pringsheim) Komárek, tem sido frequentemente encontrada em lagos rasos e tanques, em condições de pH neutro e altas concentrações de nitrogênio (Stockner et al., 2000), sendo típica de ambientes com alta disponibilidade de luz (Reynolds et al., 2002).

Algas da Classe Cryptophyceae, abundantes principalmente nos pontos localizados no Corpo central, são oportunistas, encontradas durante todo o ano em vários ambientes aquáticos (Reynolds et al., 2002), e se adaptam às condições de turbulência e baixa luminosidade, sendo mais abundantes em ambientes meso-utróficos (Nabout et al., 2006).

O estado estável de uma comunidade fitoplanctônica é alcançado quando não ocorrem alterações marcantes na composição de espécies, por um período mínimo de duas semanas e quando as espécies dominantes representam 50 a 80% da biomassa total (Rojo e Alvarez-Cobelas, 2003; Komárková e Tavera, 2003). No presente estudo, pode-se considerar que a comunidade fitoplanctônica apresentou-se em estado estável propiciado pela baixa riqueza e diversidade, além da dominância de algumas espécies. Reservatórios tropicais, com elevado tempo de retenção e impactados por ação antrópica (Calijuri e Dos-Santos, 1996; Reynolds, 1999; Beyruth, 2000; Calijuri et al., 2002) podem propiciar estado próximo ao equilíbrio, que é caracterizado por baixa diversidade fitoplanctônica e florações de cianobactérias, principalmente nos meses de verão.

Mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica e particularmente a ocorrência de algumas espécies podem afetar a qualidade da água e interferir na utilização urbana dos reservatórios (Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004). A densidade máxima de 5.000 células por mL de *Mycrocystis* foi estabelecida como limite máximo aceitável em águas a serem captadas para o abastecimento humano pela World Health Organization, acima da qual já é considerado muito elevado o risco de intoxicação por cianotoxinas e é necessário um tratamento especial da água de abastecimento, geralmente com carvão ativado (Who, 2003). No entanto para o Brasil, em corpos de água de classe 2 pela portaria 375/05 do Conama, é permitido até 50.000 cels mL⁻¹ de cianobactérias (Conama, 2005).

Devido a isso o controle das populações fitoplanctônicas nos corpos d'água destinados ao abastecimento é necessário e um dos tipos de manejo ainda utilizado em países em desenvolvimento como o Brasil é a aplicação de sulfato de cobre, principalmente para a contenção das florações de cianobactérias. Em Guarapiranga, após uma floração de *Anabaena solitaria* Klebahn (Beyruth, 1996), que causou um surto de gastroenterite, o uso de algicida tem se intensificado chegando a dezenas de toneladas por ano (Moschini-Carlos et al., 2010). Essa técnica possui uma baixa eficiência prestando-se apenas à remoção temporária das espécies do gênero *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*, e em detrimento destes grupos outras espécies começam a prevalecer, como verificado no período do presente estudo, no qual *Aphanocapsa delicatissima*, uma espécie oportunista e metal-tolerante, se tornou rapidamente dominante em densidade na maioria dos pontos amostrados.

Os problemas das florações não são resolvidos com a aplicação do sulfato de cobre, uma vez que são recorrentes na literatura *blooms* de cianobactérias em ambientes que fazem uso deste tipo de controle (Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004; Matsuzaki, 2007; Moschini-Carlos et al., 2009). Outro fator preocupante é a diminuição da densidade de outros grupos não-alvo como as algas verdes que também são afetadas por essa forma de tratamento (Padovesi-Fonseca e Philomeno, 2004).

Analisando o reservatório como um todo e comparando os resultados obtidos neste estudo com outros no mesmo corpo d'água (Beyruth, 1996; Beyruth, 2000; Nishimura, 2012), observa-se que as cianobactérias e clorofíceas continuam sendo os grupos que mais contribuem para a estrutura e dinâmica neste reservatório, apesar da aplicação do sulfato de cobre, porém, após um longo tempo de exposição a um ou mais metais as espécies mais sensíveis foram provavelmente eliminadas e as espécies resistentes ou tolerantes se tornaram dominantes. Dentre as espécies consideradas por Paulik-Skowróńska e Skowróński (1996; 2001) como capazes de minimizar os efeitos do cobre e de outros metais por mecanismos diversos (como adaptação genética, mutação, seleção ou mesmo mudanças fisiológicas dos organismos), alguns gêneros foram presentes na comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga e muitas foram frequentes ou dominantes, como *Scenedesmus ecornis*, *Pseudoanabaena galeata* e *Mougeotia* sp. A exposição a longo prazo pode fazer com que as espécies desenvolvam meios de evitar ou tolerar a poluição por metais, no entanto, esses mecanismos ainda são pouco conhecidos e dependem de diversos fatores que operam simultaneamente nos ambientes naturais.

Outras algas que também respondem à eutrofização são aquelas pertencentes à Divisão Chrysophyta. Em relação às diatomáceas registros paleolimnológicos revelou que as diatomáceas atuais e as presentes em sedimentos mais recentes diferem daquelas contidas nas camadas mais profundas de sedimento em períodos anteriores à eutrofização e à aplicação do sulfato de cobre como algicida (Fontana et al., 2014). Nesse estudo os autores verificaram que na década de 70, ocorreu uma substituição dos táxons típicos de ambientes oligo-mesotróficos para táxons característicos de ambientes eutróficos como *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana* e *A. ambigua*, marcando o início da eutrofização cultural, as quais se tornaram mais abundantes na fase de forte eutrofização e início da aplicação do algicida sulfato de cobre. No presente estudo, *Cyclotella* sp. foi muito frequente e dominante entre as diatomáceas confirmando a observação dos referidos autores de que *Cyclotella meneghiniana* é favorecida em ambientes altamente eutrofizados.

A elevada disponibilidade de luz, nutrientes e temperatura favoráveis durante todo o ano e a aplicação de sulfato de cobre, como tipo de manejo empregado, são provavelmente os fatores selecionadores e mantenedores por mais de uma década deste *status quo* da comunidade fitoplânctônica no reservatório de Guarapiranga (Beyruth, 2000, Nisimura, 2012).

A recuperação dos rios tributários degradados com a retirada das fontes poluidoras e alterações no tipo de manejo de florações é certamente a única maneira de reverter a crescente eutrofização, o desenvolvimento de comunidades tolerantes ou resistentes aos metais e gradativamente eliminar as florações de cianobactérias que elevam os custos do tratamento da água e apresentam riscos à saúde da população.

Referências Bibliográficas

- AZEVEDO, SMFO., 1998. Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a Saúde Pública. *Medicina On line - Revista Virtual de Medicina*, vol.1, no. 3 , p.1-16.
- BEYRUTTH, Z., 1996. *Comunidade Fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários, e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 190 p. Tese de Doutorado em Saúde Pública.
- BEYRUTH, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton

characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 424, no. 1-3, p. 51-65.

CALIJURI, MC. e DOS-SANTOS, ACA., 1996. Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, vol. 330, p. 163-175.

CALIJURI, MC., DOS-SANTOS, ACA. e JATI, S., 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Journal Plankton Research*, vol.24, no. 7, p. 617-634.

CAMPOS, MO., 2010. *Fatores que influenciam a distribuição espacial do fitoplâncton na Lagoa da Pampulha - BH, MG*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 75 p. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

CARLSON, RE., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p.361-80.

CARVALHO, LR., SANT'ANNA, CL., GEMELGO, MCP. e AZEVEDO, MTP., 2007. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. 2007. *Revista Brasileira de Botânica*, vol.30, no.1, p.141-148.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental)., 2002. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002*. São Paulo: Série Relatórios CETESB. 279 p.

COLINA, M. e GARDINER, PHE., 1999. Simultaneous determination of total nitrogen, phosphorus and sulphur by means of microwave digestion and ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, vol.187, no. ½, p. 285-290.

CONAMA. 2005. *Resolução nº 357, de 17 de dezembro de 2005*. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em jan. 2012.

DAJOZ, R., 1983. *Ecologia geral*. 4ª ed. Petrópolis: Vozes. 472 p.

DANTAS-SILVA, LT. e DANTAS, EW., 2013. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*, vol.17, no.2, p. 53-58.

DOS-SANTOS, ACA. e CALIJURI, MC., 1998. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 367, p. 139-152.

FONTANA, L., ALBUQUERQUE, ALS., BRENNER, M., BONOTTO, DM., SABARIS, TPP., PIRES, MAF., COTRIM, M.EB. e BICUDO, DC., 2014. The

eutrophication history of a tropical water supply in Brazil. *Journal of Paleolimnology*, vol. 51, no. 1, p. 9-43.

GARCIA, FC., BARBOSA, FAR., BRAZ, S., PETRUCIO, MM. e FARIA, B., 2009. Water quality of an urban reservoir subjected to periodic applications of copper sulphate: the case of Ibitité reservoir, southeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol 21, no. 2, p. 235-243.

GEMELGO, MCP., MUCCI, JLN., NAVAS-PEREIRA, D., 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 4, p. 1001-1013.

HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, CD., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U. e ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, p. 403-424.

KALFF, J. e WATSON., 1986. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia*, vol. 138, p. 161-176.

KENNEDY, RH., 1999. Reservoir Design and Operation: Limnological Implications and Management Opportunities. In TUNDISI, J. e STRAŠKRABA, M. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology. 585 p.

KOMÁRKOVÁ, J. e TAVERA, R., 2003. Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Hydrobiologia*, vol. 502, p. 187-196.

LÓPEZ, NL., RONDÓN, CAR., ZAPATA, Á., JIMÉNEZ, J., VILLAMIL, W., ARENAS, G., RINCÓN, C. e SÁNCHEZ, T., 2012. Factors controlling phytoplankton in tropical high-mountain drinking-water reservoirs. *Limnetica*, vol. 31, p. 305-322.

MAGURRAN, AE., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princerton Univerty Press. 179 p.

MAGURRAN, AE., 2011. *Medindo a diversidade ecológica*. Curitiba: Ed. UFPR. 262 p.

MATSUZAKI, M., 2007. *Transposição das águas do braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade de água para abastecimento*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 183 p. Tese de Doutorado em Saúde Pública.

MOSCHINI-CARLOS, V., BORTOLI, S., PINTO, E., NISHIMURA, PY., FREITAS, LG., POMPÊO, MLM. e DÖRR, F., 2009. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*, vol. 28, no. 2, p. 273-282.

MOSCHINI-CARLOS, V., FREITAS, LG., POMPÊO, MLM., 2009. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings

Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 5, no. 3, p.47-59.

- NABOUT, JC., NOGUEIRA, IS., OLIVEIRA, LG., 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research*, vol. 28, no. 2, p.181-193.
- NISHIMURA, PY., 2012. *A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo)*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 135 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- NOGUEIRA, MG., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 431, p. 115-128.
- NOGUEIRA, MG., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 431, p. 115-128.
- PADOVESI-FONSECA, C. e PHILOMENO, MG., 2004. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 64, no. 4, p. 819-826.
- PAWLIK-SKOWRONSKA, B. e SKOWRONSKI, T., 1996. Cyanobacteria and their interaction with heavy metals. *Wiadomości Botaniczne*, vol. 40, p. 17-30.
- PINTO-COELHO, RM., BEZERRA-NETO, JF., MIRANDA, F., MOTA, TG., RESCK, R., SANTOS, AM., MAIA-BARBOSA, PM., MELLO, NAST., MARQUES, MM., CAMPOS, MO. e BARBOSA, FAR., 2008. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 4 suppl., p. 1025-1037.
- REYNOLDS, CS., 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In TUNDISI, JG. e STRAŠKRABA, M. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology. p. 439-456.
- REYNOLDS, CS., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELI-FLORES, L. e MELO, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, no. 5, p. 417-428.
- RIBEIRO-FILHO, RA., PETRERE JUNIOR, M., BENASSI, SF. e PEREIRA, JMA. 2011. Itaipu reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 71, n. 4, p. 889-902.
- ROJO, C. e ÁLVARES-COBELAS, M., 2003. Are there steady-state phytoplankton assemblages in the field? *Hydrobiologia*, vol. 502, p. 3-12.
- ROS, J., 1979. *Prática de ecologia*. Barcelona: Omega. 181 p.

- SCHÄFFER, A., 1985. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 532 p.
- SHANNON, CE. e WEAVER, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press. 144 p.
- SILVA, IV., 2010. *Estudo da comunidade zooplânctônica e qualidade da água do reservatório de Taiacupeba – São Paulo submetido a aplicação de algicida*. São Paulo. São Pulo: Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento de São Paulo. 119 p. Dissertação de Mestrado em Aquicultura e Pesca.
- SILVA, LHS., 2004. *Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, SP): dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. 217 p. Tese de Doutorado.
- SILVA, CA., TRAIN, S. e RODRIGUES, LC., 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, vol. 537, p. 99-109.
- SÖNDERGAARD, M., JEPPESEN, E., JENSEN, JP. e AMSINK, SL., 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, vol. 42, no. 4, p. 616-619.
- STOCKNER, JG., CALLIERI, C. e CRONBERG, G., 2000. Picoplankton and other Non-Bloom-Forming Cyanobacteria in Lakes. In WHILTON, BA. e POTTS, M. *The ecology of Cyanobacteria: their diversity in time and space*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 195-225.
- STRAŠKRABA, M. e TUNDISI, JG., 2008. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas. 2ª ed. vol. 9. São Carlos: ILEC/IIIE. 300 p.
- SUN, J. e LIU, D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 25, p. 1331-1346.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.
- TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T. e ABE, DS., 2008. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 4 suppl., p. 1079-1098.
- UHELINGER, V., 1964, Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. *Archives des Sciences*, vol. 17, no. 2, p. 121-223.

- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, vol. 9, p.1-38.
- WEHR, JD. e SHEATH, RG., 2003. *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. San Diego: Academic Press. 917 p.
- WETZEL, RG. e LIKENS, GE., 2000. *Limnological analyses*. 3rd edn. New York: Springer. 429 p.
- WHO, 2003. *Who Guidelines for drinking-water quality*. Geneva: World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/39).

Capítulo 4.4. Grupos funcionais do fitoplâncton refletem a heterogeneidade de um reservatório eutrófico tropical?

Resumo

A abordagem dos grupos funcionais atribui à ecologia do fitoplâncton um caráter mais preditivo e mais aplicado na avaliação do *status* ecológico dos ecossistemas aquáticos. O objetivo deste estudo foi verificar a distribuição do fitoplâncton nos diferentes compartimentos em um reservatório eutrófico tropical e investigar os fatores determinantes da variabilidade na biomassa, utilizando a abordagem dos grupos funcionais. As variáveis climatológicas, químicas, e biológicas com ênfase na comunidade fitoplanctônica foram avaliadas. As amostras foram coletadas na superfície da água em 64 pontos distribuídos por todo o reservatório de Guarapiranga. Os resultados foram analisados por meio da Análise de Redundância (RDA). O reservatório de Guarapiranga foi dividido em seis compartimentos de acordo com o Índice de Estado Trófico (IET) e a biomassa fitoplanctônica. No compartimento Embu-Guaçu foram registrados os menores valores de densidade e biomassa do fitoplâncton sendo este o local menos eutrófico e mais protegido. Parelheiros foi o compartimento mais eutrófico devido principalmente à ocupação irregular nessa área. De acordo com a análise de RDA, o índice de estado trófico da água foi a variável mais importante influenciando os diferentes grupos funcionais fitoplanctônicos. Durante o período de estudo, na maioria dos compartimentos os valores de biomassa fitoplanctônica foram baixos ($< 3 \text{ mg L}^{-1}$), exceto em Parelheiros e em Embu-Mirim ($> 3 \text{ mg L}^{-1}$). Em todos os compartimentos registrou-se dominância de *Aphanocapsa delicatissima* West e West (grupo funcional K) em densidade. Entretanto, em termos de biomassa, houve o predomínio de *Eudorina elegans* Ehrenberg (grupo funcional G) nos compartimentos Embu-Guaçu, Parelheiros, Corpo Central e Embu-Mirim, e de *Cryptomonas* sp. (grupo funcional Y) em Guavirutuba e na Barragem. Os grupos funcionais distintos do fitoplâncton caracterizaram bem os diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga de acordo com suas afinidades e tolerância já conhecidas e podem ser uma ferramenta útil para avaliar a heterogeneidade em reservatórios e auxiliarem em programas de monitoramento e posterior manejo desses sistemas.

Palavras-chave: Guarapiranga, eutrofização, classificação do fitoplâncton, grupo K.

4.4.1. Introdução

Em pesquisas ecológicas da comunidade fitoplanctônica, além dos estudos tradicionais de diversidade que envolvem a análise em nível de espécies, uma abordagem que assumiu grande relevância nas últimas décadas foi a de classificar as espécies em vários grupos funcionais que potencialmente podem dominar ou co-dominar um dado ambiente de acordo com as características adaptativas das espécies. A classificação se baseia em atributos fisiológicos, morfológicos e ecológicos das espécies.

A primeira classificação em grupos funcionais, e que é ainda a mais amplamente utilizada é a de Reynolds et al. (2002), que definiram 31 grupos ou assembléias identificadas por códigos alfa-numéricos e definidas de acordo com as sensibilidades e tolerâncias das espécies. Recentemente esta classificação passou por uma extensa revisão que resultou na proposição de 38 grupos funcionais (Padisák et al., 2009).

Apesar de alguns problemas na abordagem inicialmente proposta por Reynolds et al. (2002), esta tem sido útil para o estudo da ecologia do fitoplâncton tornando-a mais preditiva e mais aplicada. Esse sistema de classificação permite sintetizar os tipos de comunidades em ecossistemas aquáticos do mundo todo, tanto em regiões temperadas como tropicais (Padisák et al., 2003; 2006; 2009; Becker et al., 2009; Costa et al., 2009; Crossetti e Bicudo, 2008; Mieleitner et al., 2008; Brasil e Huszar, 2011).

Os múltiplos fatores que governam a dinâmica dos ecossistemas aquáticos afetam a comunidade fitoplanctônica (Reynolds, 2006). As condições locais como: estrutura física do sistema, recursos disponíveis, processos de escoamento hidráulico, morfometria e hidrodinâmica dos corpos d'água, e os fatores bióticos como herbivoria, competição e taxas de sedimentação determinam que espécies e com que intensidade elas ocorrerão em um dado momento (Beisner et al., 2006). Estes fatores em conjunto atuam como filtros favorecendo ou restringindo grupos de espécies que compartilham características similares. Em reservatórios, o tempo de retenção da água e os pulsos produzidos pelas operações na barragem criam compartimentos distintos podendo afetar a comunidade fitoplanctônica (Tundisi et al., 1999; Borges et al., 2008).

Classificações que abranjam aspectos ecológicos podem vir a ser utilizadas como ferramentas para a avaliação de impactos e a tomada de decisões no gerenciamento de ecossistemas aquáticos .

O objetivo deste estudo foi analisar a comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano de abastecimento humano por meio de um estudo intensivo de curto prazo, visando avaliar se há heterogeneidade na estrutura física e química, decorrente da hidrodinâmica do reservatório e, verificar se há também heterogeneidade em relação à composição de espécies algais tanto em nível de espécies como em relação aos grupos funcionais.

Um dos objetivos específicos foi comparar a eficiência da classificação em grupos funcionais em contraposição à de espécies individuais para a predição das assembleias fitoplanctônicas presentes em diferentes compartimentos de um reservatório eutrófico polimítico caracterizado por alterações de curto prazo em resposta às alterações nos fatores climatológicos e hidrodinâmicos.

4.4.2 Materiais e Métodos

Área de Estudo

O reservatório de Guarapiranga (23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W) é um reservatório polimítico subtropical localizado na Bacia do Alto Rio Tietê. Este reservatório se localiza na região metropolitana de São Paulo, maior cidade da América Latina. Ele possui uma área de 33 km², profundidade máxima de 13 m e um tempo de retenção de água de 185 dias. Esse reservatório é o segundo maior utilizado para abastecimento público (Gemelgo et al., 2009).

Desde 1970 este corpo d'água tem sido submetido a uma intensa ação antrópica, especialmente em relação ao despejo de esgotos sanitários e efluentes industriais. Isso ocorre principalmente pela falta de tratamento do esgoto sanitários e pela remoção da vegetação no entorno do reservatório. A consequência destes processos é uma acelerada eutrofização e perda da qualidade da água em Guarapiranga (Beyruth, 2000).

Variáveis Climáticas

As variáveis temperatura do ar, velocidade e direção do vento foram medidas em intervalos de 10 s em uma estação meteorológica localizada próximo a barragem do reservatório. Os dados de precipitação pluviométrica foram registrados a cada 10 minutos, sendo estes medidos em uma estação pluviométrica.

Variáveis Físicas e Químicas

Amostras de água foram coletadas em 64 pontos (Figura 4.4.2.1) abrangendo toda a área do reservatório nos dias 13 e 14 de setembro de 2010 (período de seca). Nessas amostras foi determinada a concentração total de nitrogênio e de fósforo de acordo com o método de digestão em microondas e cromatografia iônica (Colina e Gardiner, 1999).

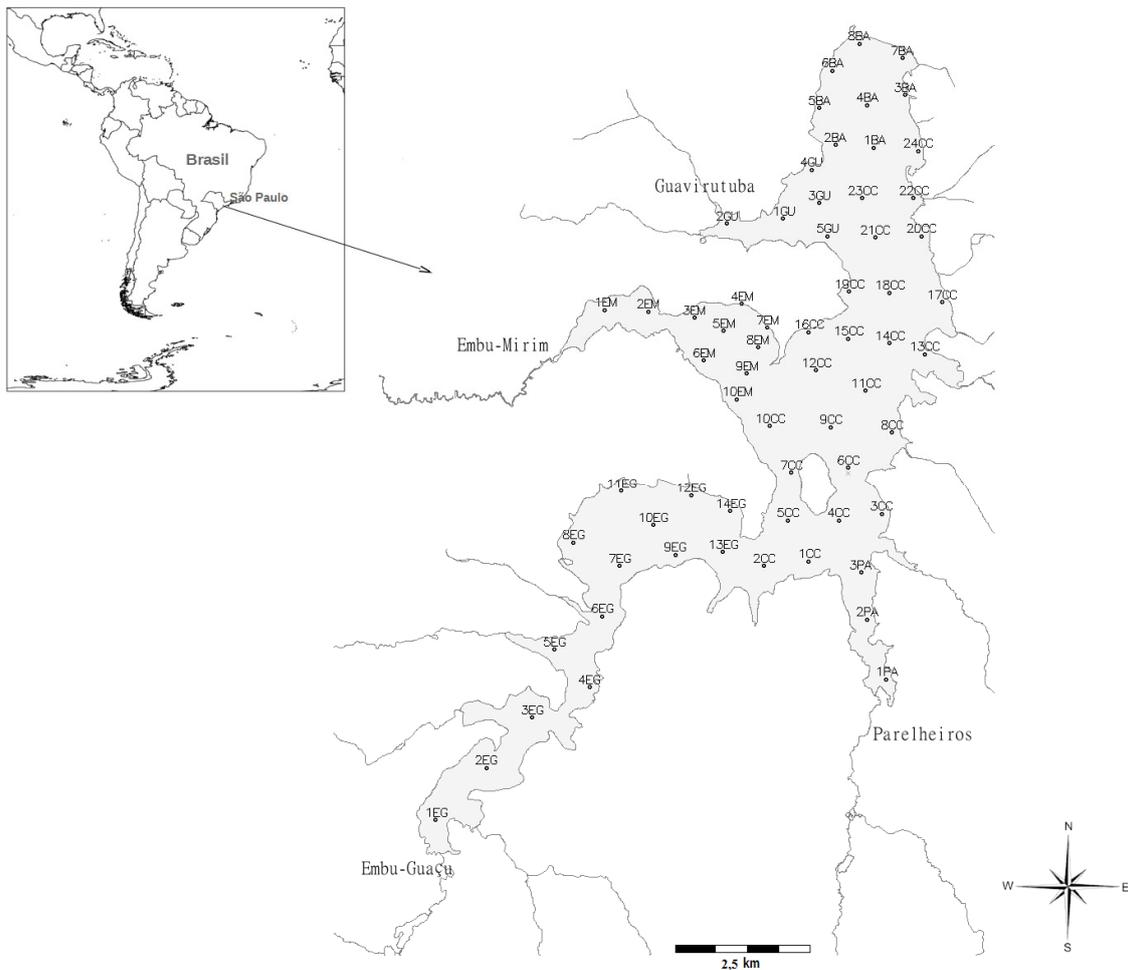


Figura 4.4.2.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do Reservatório Guarapiranga, principais tributários e pontos de amostragem. (EG = Embu-Guaçu, PA = Parelheiros, CC = Corpo central, EM = Embu-Mirim, GU = Guavitutuba e BA = Barragem).

Variáveis Biológicas

A comunidade fitoplânctonica foi amostrada na camada superficial em 64 pontos. Em campo, as amostras foram fixadas com solução de formalina 4% e no laboratório, para a análise quantitativa, as amostras foram novamente fixadas com lugol.

A contagem numérica das algas (cels mL⁻¹) foi realizada sob microscópio invertido da marca Zeiss, modelo Axiovert, em campos aleatórios (Uhelinger, 1964) usando a técnica de sedimentação (Utermohl, 1958).

O biovolume das algas foi calculado utilizando-se modelos de formas geométricas aproximadas à forma das células (Hillebrand et al., 1999; Sun e Liu, 2003) e assumindo a unidade de peso fresco como massa, e densidade = 1, onde 1 mm³ L⁻¹ = 1 mg L⁻¹ (Wetzel e Likens, 2000). Posteriormente todas as espécies foram classificadas em grupos funcionais usando os critérios de Reynolds et al. (2002).

As concentrações de clorofila *a* foram determinadas de acordo com Nush (1980) utilizando-se o método de extração por etanol 80% a quente.

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET médio) foi calculado de acordo com Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), considerando os valores das concentrações de fósforo e clorofila *a* e da transparência obtida pelo disco de Secchi. O IET médio foi calculado pela média aritmética simples para os valores dos índices individuais do fósforo total e da clorofila *a* e Secchi. O seguinte critério foi usado para classificar o estado trófico: ultraoligotrófico – IET ≤ 24; oligotrófico - 24 < IET ≤ 44; mesotrófico - 44 < IET ≤ 54; eutrófico - 54 < IET ≤ 74 e hipereutrófico - IET > 74.

Análises Estatísticas

Os dados dos grupos funcionais fitoplanctônicas dominantes foram transformados pela função log (x+1) para normalizá-los e, em seguida, foram submetidos a análise de redundância (RDA) utilizando o programa CANOCO 3.12 (Ter Braak e Šmilauer, 2002). O teste de Monte Carlo, com 4999 permutações randômicas foi realizado para testar associações significativas entre as variáveis abióticas (nitrogênio total, fósforo total, extensão da zona eufótica e IET) e biológicas (densidade e biomassa dos grupos funcionais do fitoplâncton).

4.4.3. Resultados

Variáveis Abióticas

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram maiores nos compartimentos de Guavirutuba, Embu-Mirim e Parelheiros, assim como os valores de IET. Em relação aos valores médios, apenas o compartimento Embu-Guaçu foi classificado como mesotrófico, nos demais o índice de estado trófico foi eutrófico (Figura 4.4.3.1).

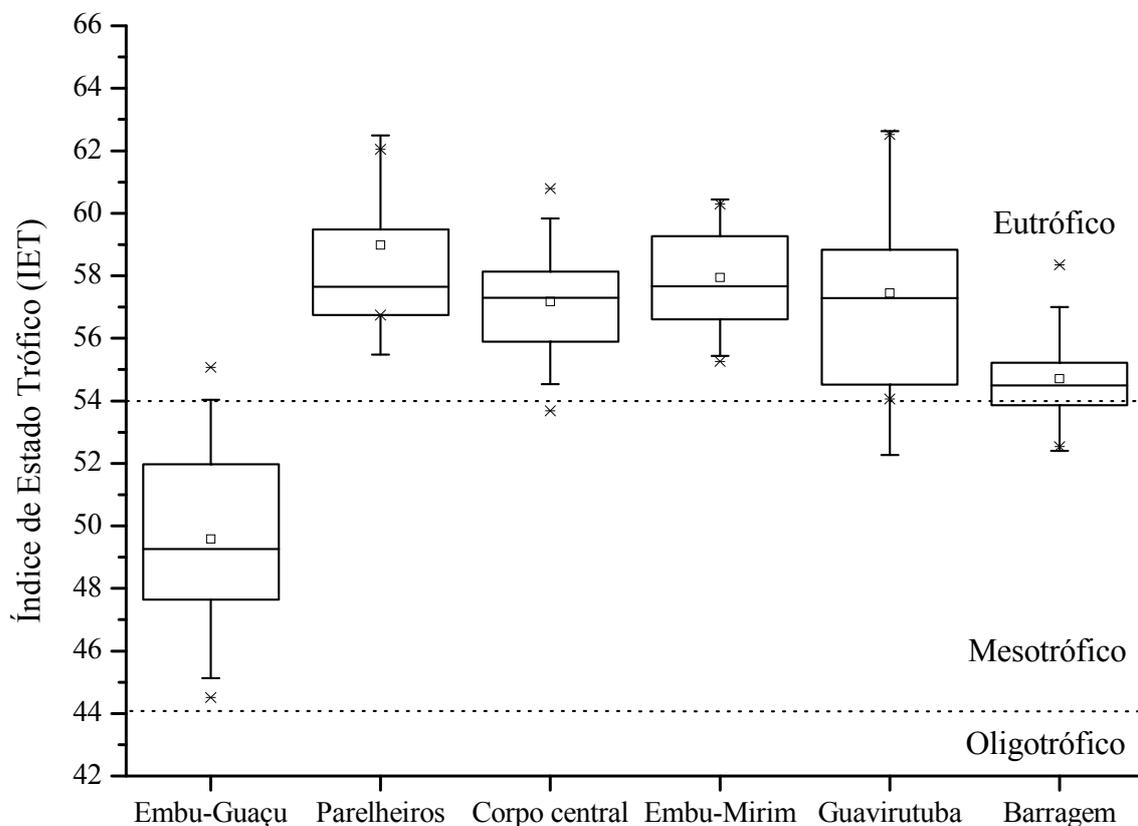


Figura 4.4.3.1 Box plot com valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão do Índice de Estado Trófico (IET) nos diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga.

Comunidade fitoplanctônica

Foram registradas nove classes fitoplanctônicas com um total de 91 espécies. O maior número de espécies foi registrado para a Classe Chlorophyceae (39) seguida de Cyanophyceae (24); Bacillariophyceae contribuiu com nove espécies, Euglenophyceae sete, Zygnemaphyceae cinco; para as Classes Dinophyceae, Chlamydoephyceae e

Chrysophyceae foram encontrados dois táxons para cada uma e Cryptophyceae apenas um táxon. As espécies foram classificadas em 23 grupos funcionais na classificação de Reynolds et al. (2002) (Tabela 4.4.3.1).

Tabela 4.4.3.1 Biomassa relativa (expressa em porcentagem) das principais espécies descritoras dos grupos funcionais (GF) nos diferentes compartimentos do reservatório de Gurapiranga nos dias 13 e 14 de setembro de 2010.

GF	Táxons	Biomassa relativa (%)											
		Embu-Guaçu		Parelheiros		Corpo central		Embu-Mirim		Guavirutuba		Barragem	
		13/09/2010	14/09/2010	13/09/2010	14/09/2010	13/09/2010	14/09/2010	13/09/2010	14/09/2010	13/09/2010	14/09/2010	13/09/2010	14/09/2010
K	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & West	13,4	11,6	28,3	19,3	20,2	20,9	18,4	23,0	8,9	14,0	10,8	11,2
S1	<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn <i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	31,9	17,8	4,0	7,3	4,6	17,8	1,0	15,0	22,4	26,3	36,1	15,8
Z	<i>Synechococcus</i> sp.	5,7	10,6	7,8	8,6	14,7	6,3	18,1	1,0	27,2	8,4	26,6	65,1
J	<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébrisson <i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	3,1	9,7	12,3	13,1	20,8	21,4	13,6	18,4	19,0	20,8	31,2	16,6
F	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood <i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	1,9	3,0	4,0	2,2	19,2	13,6	11,3	14,3	24,7	26,5	38,8	40,5
T	<i>Mougeotia</i> sp.	0,6	2,3	6,1	3,8	19,9	16,9	18,5	14,3	26,3	25,7	28,5	37,1
G	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	1,9	15,8	61,4	49,9	4,4	10,7	29,5	18,7	2,0	4,0	0,9	0,8
Y	<i>Cryptomonas</i> sp.	9,9	2,3	18,3	41,9	27,9	14,7	24,7	14,0	11,4	12,6	7,8	14,4
	Outros	10,0	20,1	15,6	12,1	12,8	14,4	11,8	15,9	28,9	25,0	20,8	12,4

Densidade Fitoplanctônica

A partir dos valores do IET e da densidade e biomassa total da comunidade fitoplanctônica verificou-se a formação de seis compartimentos distintos, sendo eles Embu-Guaçu, Parelheiros, Corpo central, Embu-Mirim, Guavirutuba e Barragem.

Em ambos os períodos de coleta os maiores valores da densidade fitoplanctônica foram registrados nos braços dos rios Parelheiros, Guavirutuba e Embu-Mirim (Figura 4.4.3.2).

A classificação em grupos funcionais demonstrou padrão entre os grupos dominantes e consequentemente entre as espécies. O grupo K, o qual inclui a espécie *Aphanocapsa delicatissima*, dominou em termos de densidade em ambas as amostragens em todos os compartimentos, com exceção na segunda amostragem no compartimento Guavirutuba, no qual registrou-se uma densidade superior dos outros grupos funcionais.

Os grupos J (*Scenedesmus ecornis*), Z (*Synechococcus* sp.), F (*Dictiosphaerium pulchelum* e *Eutetramorus fotti*), T (*Mougeotia* sp.) e S1 (*Pseudoanabaena galeata* e *P. catenata*) foram mais expressivos em termos numéricos ora em Guavirutuba ora na Barragem (Figura 4.4.3.2).

Para os grupos G e Y (*Eudorina elegans* e *Cryptomonas* sp. respectivamente) um padrão oposto foi registrado. Os valores de densidade das espécies desses grupos foram maiores em Parelheiros e Corpo central e menores na Barragem e em Guavirutuba.

Em ambas as amostragens apenas para os grupos F, T, G e outros foi registrado o mesmo padrão de abundância entre os compartimentos: F e T na Barragem, G em Parelheiros, e outros em Guavirutuba. Na primeira amostragem foi registrado para o grupo K maior densidade no compartimento Embu-Mirim, para o grupo Z em Embu-Guaçu, S1 e J em Guavirutuba e Y em Parelheiros. Na segunda amostragem o grupo K foi dominante no compartimento Parelheiros, o grupo Z em Guavirutuba, S1 e J na Barragem e Y no Corpo central.

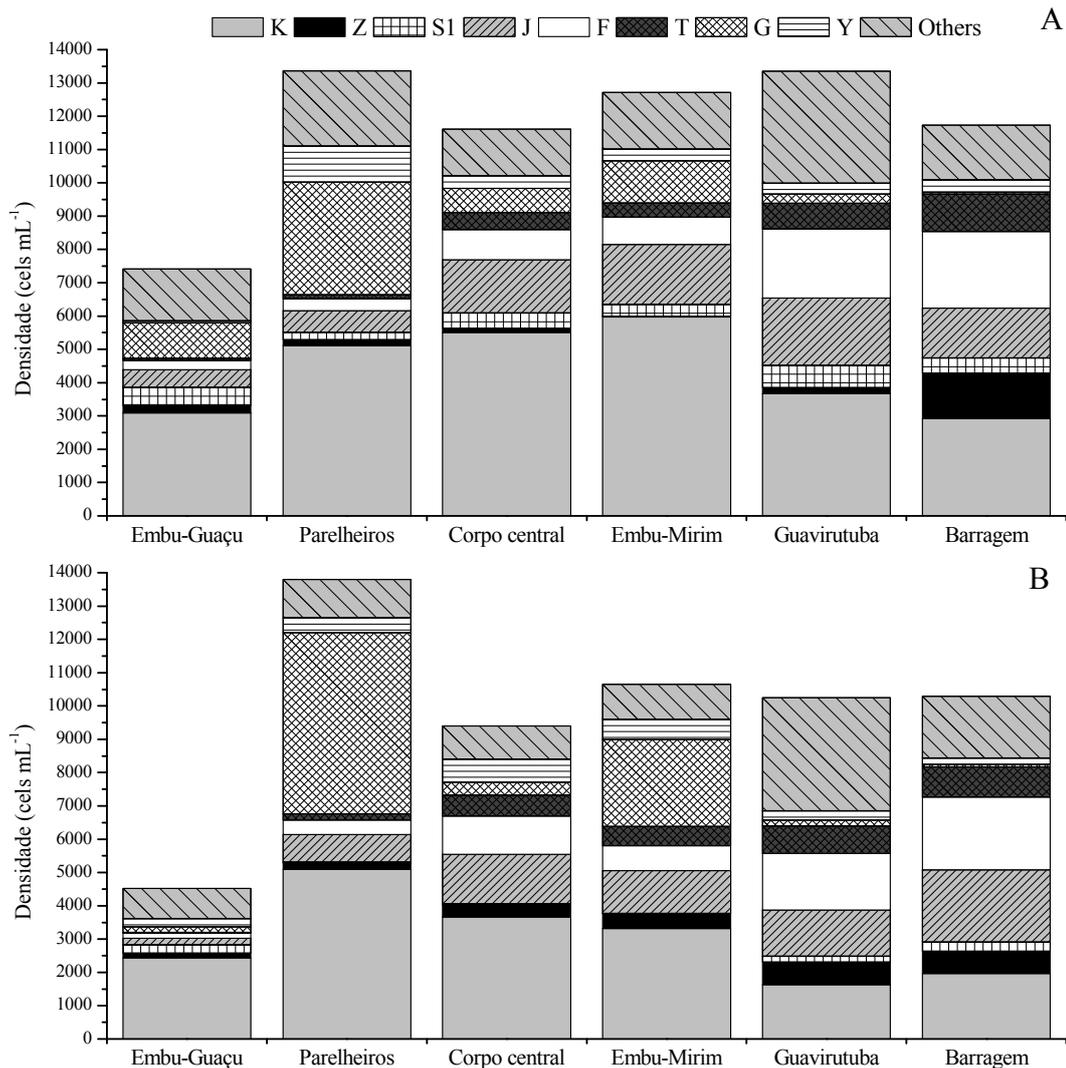


Figura 4.4.3.2 Densidade dos principais grupos funcionais (cels mL⁻¹) nos diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga. A: amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B: amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Biomassa Fitoplanctônica

A biomassa fitoplanctônica registrada nos diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga seguiu o padrão da densidade. No entanto as espécies que contribuíram para este resultado foram diferentes. A espécie *Aphanocapsa delicatissima*, que dominou em densidade em todos os compartimentos, em termos de biomassa não foi expressiva. *Eudorina elegans* (G) e *Cryptomonas* sp. (Y) predominaram no compartimento Parelheiros e, *Eutetramorus fottii* (F) e *Mougeotia* sp. (T) no compartimento Barragem (Figura 4.4.3.3)

Os grupos mais abundantes em termos de biomassa foram G, T, F e Y. O grupo G composto exclusivamente por *Eudorina elegans* dominou em quatro dos seis compartimentos, sendo ultrapassado pelo grupo T (*Mougeotia* s.) apenas em Guavirutuba e na Barragem.

Houve um aumento da biomassa no sentido da barragem para o grupo F e J e, o oposto para o grupo G.

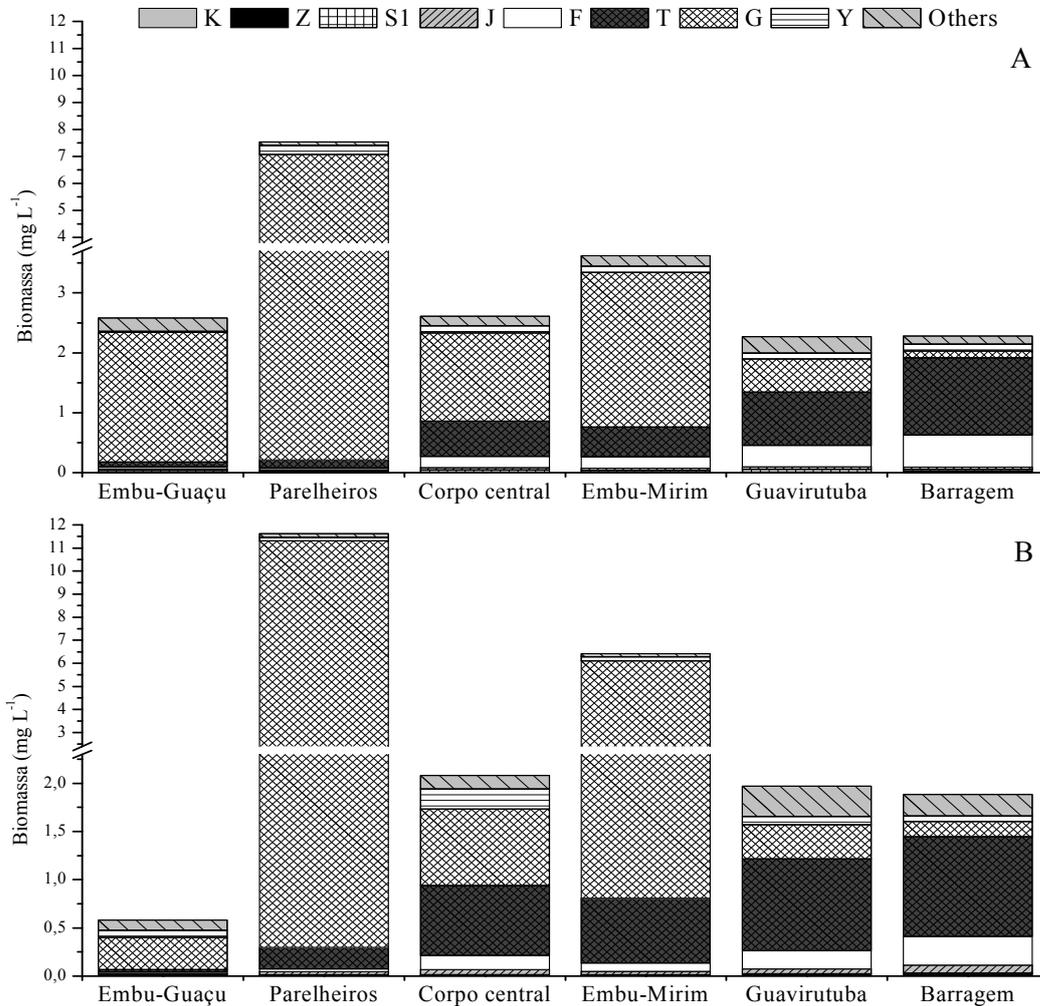


Figura 4.4.3.3 Variação da biomassa dos principais grupos funcionais (mg L⁻¹) nos diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga. A: amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B: amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A ordenação RDA explicou 97,8% das relações entre a densidade dos grupos funcionais fitoplancctônicos e as variáveis abióticas. A RDA ordenou a densidade dos grupos funcionais de acordo com o estado trófico dos compartimentos (Figura 4.4.3.4A). O compartimento Embu-Guaçu diferiu dos demais tanto nas características abióticas como na densidade dos grupos funcionais. Os maiores valores do IET e dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) favoreceram o desenvolvimento da maioria dos grupos funcionais nos compartimentos de Parelheiros, Corpo central e Embu-Mirim.

A ordenação RDA explicou 99,0% das relações entre a biomassa dos grupos funcionais fitoplanctônicos e as variáveis abióticas. A RDA da biomassa assim como na análise da densidade, ordenou os grupos funcionais de acordo com o estado trófico dos compartimentos (Figura 4.4.3.4B). O compartimento Embu-Guaçu diferiu dos demais tanto nas características abióticas como na biomassa dos grupos funcionais.

O teste de Monte Carlo evidenciou correlações significativas da biomassa e densidade dos grupos funcionais do fitoplâncton apenas com o IET ($p < 0,05$).

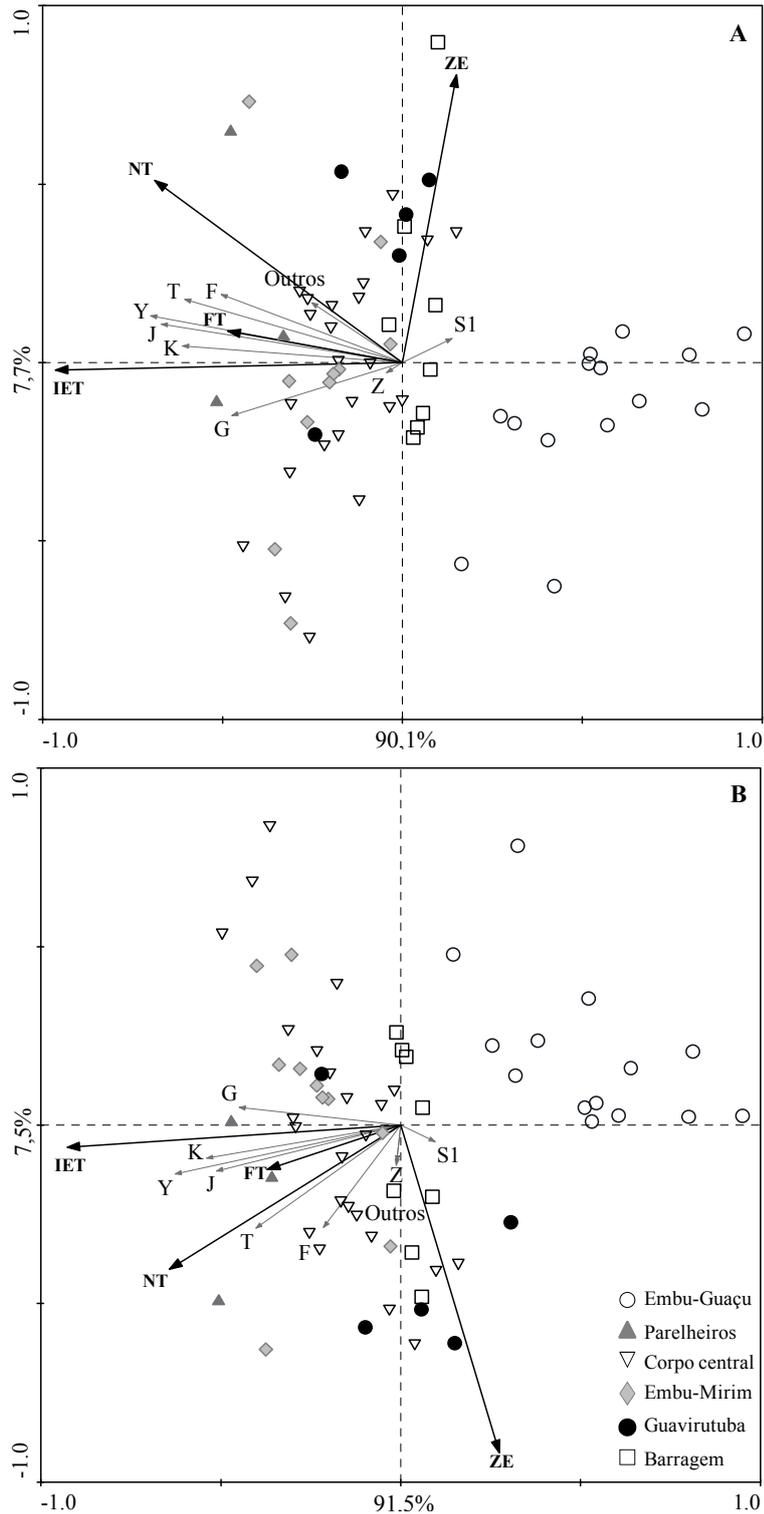


Figura 4.4.3.4 Diagrama de ordenação da Análise de Redundância (RDA) relacionando a densidade (A) e biomassa (B) dos grupos funcionais do fitoplâncton com as variáveis abióticas nos diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga. (IET: índice de estado trófico; NT: nitrogênio total; FT: fósforo total e ZE: zona eufótica).

4.4.4. Discussão

A classificação quanto ao estado trófico entre os compartimentos do reservatório de Guarapiranga evidenciou alta variação. De acordo com a classificação de Vollenweider (1968), considerando os critérios e valores da biomassa do fitoplâncton, apenas os compartimentos Parelheiros e Embu-Mirim foram classificados como eutróficos (> 5 a $< 10 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) e os demais como mesotróficos ($< 3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$), embora, em relação as concentrações de fósforo total, disco de Secchi e clorofila *a* tenha predominado as condições eutróficas na maioria dos compartimentos. No entanto, quando é analisando todos esses fatores (fitoplâncton e variáveis abióticas) a tendência é considerar Guarapiranga como um corpo d'água eutrófico.

Os trabalhos anteriormente realizados no reservatório de Guarapiranga e que avaliaram a compartimentalização nesse ambiente (Domingos, 1993; Cardoso-Silva, 2008; Rodrigues, 2011; Nishimura et al., 2012) obtiveram resultados similares ao registrado no presente estudo, para a região represada do tributário Embu-Guaçu, sendo esta a mais protegida e conseqüentemente a de menor índice de estado trófico, enquanto os compartimentos Parelheiros e Embu-Mirim como os compartimentos mais eutróficos pois estes são os tributários mais poluídos, oriundos da drenagem de áreas degradadas principalmente pela ocupação humana irregular (Nishimura et al., 2012).

Vários estudos mostram que o conteúdo de fósforo na coluna d'água pode prever bem a biomassa fitoplanctônica (Vollenweider e Kerekes, 1980; Huszar e Caraco, 1998). Existe uma relação positiva entre o fósforo total (FT) e a abundância de cianobactérias e uma relação inversa com Crysophyceae. Estudando a influência das variáveis físicas e química da água no fitoplâncton em seis lagos temperados, Huszar e Caraco (1998) verificaram uma forte correlação da biomassa total fitoplanctônica com o fósforo total; uma correlação significativa, porém menos forte entre a abundância relativa de Cyanobacteria e crisofíceas com o FT e uma relação não significativa entre Cryptophyceae e dinoflagelados com o FT. No presente estudo os valores de fósforo total foram elevados em todos os compartimentos, que em termos de densidade fitoplanctônica foram todos, exceto em Guavirutuba e na Barragem no dia 14 de setembro de 2010, dominados pelos grupos funcionais G, F e K .

Na análise de ordenação, as estações amostradas no compartimento Embu-Guaçu se distinguiram das demais, indicando que esta região exibe muitas características distintas. Além disso, foi a região de menor estado trófico e isso influenciou a composição e biomassa fitoplanctônica. Nesse local houve predomínio de outros grupos, dentro do qual, o grupo

funcional X1 (*Monoraphidium contortum* e outras clorofíceas) se sobressaiu. Esse grupo compreende espécies de ambientes rasos com condições enriquecidas e tolerantes à estratificação e à deficiência de nutrientes (Reynolds et al., 2002).

Nos demais compartimentos houve predomínio de espécies fitoplanctônicas com diferentes características, desde pequenas até grandes clorofíceas (*Scenedesmus ecornis* e *Mougeotia* sp.); grandes algas flageladas coloniais (*Eudorina elegans*) até cianobactéria colonial *Aphanocapsa delicatissima*. A classificação do fitoplâncton em grupos funcionais evidenciou bem as condições ambientais, correlacionando o códon K (cianobactéria colonial de ambientes eutróficos) com os compartimentos de Parelheiros e Embu-Mirim e os códons F e T (ambiente meso-eutrófico claro com epilímnio bem misturado) com o compartimento da Barragem. Os grupos funcionais de Reynolds et al. (2002) são bons descritores das condições ambientais. Em um outro estudo sobre a influência da heterogeneidade ambiental na comunidade fitoplanctônica no reservatório de Guarapiranga, Nishimura et al. (2012) verificaram que os códons M e F correlacionaram-se com a estação amostral C1, de características mais eutróficas.

Assim como os autores acima citados, durante o presente estudo a Agência de Saneamento, Tratamento e Distribuição de Água para Abastecimento (SABESP) realizava aplicações de grandes quantidades de sulfato de cobre como algicida na água do reservatório, especificamente na região do tributário Embu-Mirim. Essa é uma ação rotineira para controle da biomassa fitoplanctônica, especialmente para os *blooms* de Cyanobacteria. Provavelmente essa medida pode ter modificado a estrutura do fitoplâncton, no entanto a quantificação do sulfato de cobre não foi realizada. A comunidade fitoplanctônica em condição enriquecida por nutrientes (Beyruth, 2000) favorece os competidores mais eficientes como *Aphanocapsa delicatissima* e *Eudorina elegans*.

Entre os compartimentos do reservatório de Guarapiranga verifica-se uma maior heterogeneidade da biomassa em comparação com os valores de densidade. Os baixos valores da biomassa no compartimento Embu-Guaçu, mesmo na camada do epilímnio que possui maior disponibilidade de luz, pode ser explicado pelo baixo tempo de retenção da água (Pivato et al., 2006; Borges et al., 2008). Nesse compartimento, assim como em Parelheiros, Corpo central e Embu-Mirim houve predomínio em biomassa do grupo funcional G representado pela espécie *Eudorina elegans*. Essas algas tem a capacidade de regular sua posição na coluna d'água em relação à luz do ambiente; elas são caracteristicamente de

ambientes ricos em nutrientes tolerando altas intensidades luminosas e sendo sensíveis a deficiência de nutrientes (Reynolds et al., 2002).

As algas verdes flageladas podem dominar a população fitoplanctônica em curto intervalo de tempo. Por exemplo, a espécie *E. elegans* aumenta sua colônia de 16 a 32 células em 5 – 6,2 dias (Reynolds e Rodgers, 1983). O crescimento ocorre usualmente em condições de estratificação, em níveis de nutrientes moderadamente elevados. Outra espécie fitoflagelada que dominou nos compartimentos Guavirutuba e Barragem foi *Cryptomonas* sp., a qual é comum formar *blooms* próximos à quimioclina e devido à presença de flagelos possui a capacidade de migrar na coluna d'água (Camacho et al., 2001). O predomínio de *Cryptomonas* já foi registrado também no reservatório de Capivari (Borges et al., 2008). Esses autores concluíram que as condições favoráveis de fósforo total e menor disponibilidade de luz na zona de mistura favoreceram essa espécie caracteristicamente oportunista (Reynolds, 1997; Rodrigues et al, 2005; Train et al, 2005; Pivato et al., 2006).

Considerando a biomassa dos grupos funcionais fitoplanctônicos verifica-se que G e T claramente distinguem os compartimentos. G é o grupo que predomina em Parelheiros e Embu-Mirim e T em Guavirutuba e na Barragem. A alga descritora do grupo T foi *Mougeotia* sp., resultado também encontrado por Beyruth (2000) e Gemelgo et al. (2009) estudando o reservatório de Gurapiranga. Esses autores correlacionaram esta dominância com altos valores de precipitação, altas concentrações de nitrato e extensa zona eufótica. *Mougeotia* sp. é tipicamente perifítica e, devido aos baixos valores pluviométricos, na época da coleta, o nível do reservatório estava muito baixo e as macrófitas submersas chegaram muitas vezes a ultrapassar a superfície e com isso esta espécie aderida às plantas despreendeu-se atingindo elevadas densidades na coluna d'água

Os grupos funcionais do fitoplâncton foram indicadores eficientes das condições ambientais, como observado em outros ambientes (Huszar et al., 2000; Reynolds et al., 2002; Pivato et al., 2006; Borges et al., 2008), e podem ser utilizados para indicar as variáveis limnológicas de diferentes compartimentos em reservatórios. O compartimento Parelheiros foi caracterizado principalmente pelos grupos funcionais K e G, indicativo da mais elevada concentração de fósforo, enquanto que no compartimento Barragem foi caracterizado principalmente pelos grupos funcionais J e F, indicadores de um ambiente com maior estabilidade.

Referências Bibliográficas

- BECKER, V.; CARDOSO, LS. e HUSZAR, VLM., 2009. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Sciences*, vol. 43, no. 2, p. 285-293.
- BEISNER, B., PERES-NETO, P., LINDSTRO, E., BARNETT, B. e LONGHI, M., 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, vol. 87, no. 12, p. 2985-2991.
- BEYRUTH, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 424, no. 1-3, p. 51-65.
- BORGES, PAF., TRAIN, S. e RODRIGUES, LC., 2008. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, vol. 607, p. 63-74.
- BRASIL, J., HUSZAR, VLM., 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, vol. 15, no. 4, p. 799-834.
- CAMACHO, A., VECENTE, E. e MIRACLE, MR., 2001. Ecology of *Cryptomonas* at the chemocline of a karstic sulfate-rich lake. *Marine and Freshwater Research*, vol. 52, no. 5, p. 805-815.
- CARDOSO-SILVA, S., 2008. *Heterogeneidade especial e qualidade das águas superficiais do reservatório de Guarapiranga (São Paulo – SP – Brasil)*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 99 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia.
- CARLSON, RE., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, no. 2, p. 361-80.
- COLINA, M. e GARDINER, PHE., 1999. Simultaneous determination of total nitrogen, phosphorus and sulphur by means of microwave digestion and ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, vol. 187, no 1-2, p. 285-290.
- COSTA, LS., HUSZAR, VLM. e OVALLE, AR., 2009. Phytoplankton functional groups in a tropical estuary: hydrological control and nutrient limitation. *Estuaries and Coasts*, vol. 32, p. 508-521.
- CROSSETTI, LO. e BICUDO, CEM., 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): The assemblage index application. *Hydrobiologia*, vol. 610, p. 161-173.
- DOMINGOS, MD., 1993. *Heterogeneidade espacial (horizontal) na represa de Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplânctônica*. São Carlos: Universidade de São Paulo. 156 p. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental.
- GEMELGO, MCP., MUCCI, JLN. e NAVAS-PEREIRA, D., 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings

- and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 4, p. 1001-1013.
- HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, CD., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U. e ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, no. 2, p. 403–424.
- HUSZAR, VL M. e CARACO, NF., 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical–chemical variables: A comparison of taxonomic and morphological–functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, vol. 40, p. 679–696.
- HUSZAR, VLM., SILVA, LHS., MARINHO, MM., DOMINGOS P. e SANT’ANNA, CL., 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, vol. 424, p. 67–77.
- MIELEITNER, J., BORSUK, M., BÜRGI, HR. e REICHERT, P., 2008. Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquatic Sciences*, vol. 70, p. 30-46.
- NISHIMURA, PY., MOSCHINI-CARLOS, V. e POMPÊO, MLM., 2012. Does the phytoplankton community always follow the water quality heterogeneity in reservoirs? In *XVIth Congress of the Iberian Society of Limnology*, 2012. Guimarães, Portugal: University of Minho.
- NUSH, EA., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 14, p. 14-36.
- PADISÁK, J., BORICS, G., FEHÉR, G., GRIGORSZKY, I., OLDAL, I., SCHMIDT, A. e ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z., 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, vol. 502, p. 157-168.
- PADISÁK, J., BORICS, G., GRIGORSZKY, I. e SOROCZKI-PINTER, E., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia*, vol. 553, p. 1–14.
- PADISÁK, J., CROSSETTI, LO. e NASELLI-FLORES, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, vol. 621, p. 1-19.
- PIVATO, B.M., TRAIN, S. e RODRIGUES, LC., 2006. Dinâmica nictemeral das assembléias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. *Acta Scientiarum*, vol. 28, p. 19–29.
- REYNOLDS, CS., 1997. *Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Germany: Ecology Institute Oldendorf/Luhe. 367 p.
- REYNOLDS, CS., 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 535p.

- REYNOLDS, CS. e RODGERS, MW., 1983. Cell and colony division in *Eudorina* (Chlorophyta: Volvocales) and some ecological implications. *British Phycological Journal*, vol. 18, no 2, p. 111-119
- REYNOLDS, CS., HUSZAR, VLM., KRUK, C., NASELI-FLORES, L. e MELO, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, no. 5, p. 417-428.
- RODRIGUES, MENF., 2011. Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. São Paulo: Universidade de São Paulo. 203 p. Dissertação de Mestrado em Botânica.
- RODRIGUES, LC., TRAIN, S., PIVATO, BM., BOVO, V M., BORGES, PAF. e JATI, S., 2005. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. In RODRIGUES, L., THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. e GOMES, LC. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. p. 57-72.
- SUN, J. e LIU, D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 25, no. 11, p. 1331-1346.
- TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P., 2002. *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. New York: Microcomputer Power.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.
- TRAIN, S., JATI, S., RODRIGUES, LC. e PIVATO, BM., 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In RODRIGUES, L., THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. e GOMES, LC. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. p. 73-85.
- TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T. e ROCHA, O., 1999. Theoretical basis for reservoir management. In TUNDISI, JG. e STRAŠKRABA, M. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology. p. 505-528.
- UHELINGER, V., 1964, Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. *Archives des Sciences*, vol. 17, no. 2, p. 121-223.
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, vol. 9, p.1-38.
- VOLLENWEIDER, RA., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. 250 p.

VOLLENWEIDER, RA. e KEREKES, JJ., 1980. Background and Summary Results of the OECD Cooperative Program on Eutrophication. In *Proceedings of an International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration*. U.S.A: Environmental Protection Agency. EPA 440/5-81-010. p. 26-36.

WETZEL, RG. e LIKENS, GE., 2000. *Limnological Analyses*. 3th ed. New York: Springer. 429 p.

Capítulo 4.5. A comunidade zooplanctônica como indicadora da eutrofização e da qualidade da água no reservatório de Guarapiranga

Resumo

A heterogeneidade ambiental é de fundamental importância para a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica. O reservatório de Guarapiranga apresenta uma alta heterogeneidade em função dos diferentes rios que o compõem determinando condições distintas em seus compartimentos. Portanto, com o objetivo de testar a hipótese de que o zooplâncton responde a estas condições e que uma maior riqueza e densidade serão encontradas nos locais onde as perturbações ainda sejam moderadas foi realizada uma coleta durante a estação seca (setembro de 2010) em 64 pontos ao longo do eixo horizontal do reservatório de Guarapiranga. A riqueza de espécies, os índices de diversidade, frequência, abundância e densidade foram usados para verificar tendências e possíveis espécies zooplanctônicas bioindicadoras da qualidade da água em diferentes regiões com características distintas quanto ao estado trófico. Espécies que apresentaram alta contribuição para a densidade foram escolhidas como descritoras das condições ambientais. Rotifera foi o grupo com maior riqueza (70 espécies), seguido por Cladocera (22 espécies) e Copepoda (17 espécies de Cyclopoida e uma de Calanoida). As espécies indicadoras de ambientes mais perturbados foram *Trichocerca pusilla* Jennings e *T. similis* Wierzejski entre os Rotifera e *Thermocyclops decipiens* Kiefer e *Tropocyclops prasinus* Fischer entre os Cyclopoida. As espécies de Cladocera foram mais indicativas de ambientes menos alterados sendo que a espécie *Bosminopsis deitersi* Richard evidenciou claramente este padrão. Na análise de redundância, as espécies de Rotifera e Cyclopoida foram relacionadas com as altas densidades de Cyanophyceae e as espécies de Cladocera, diferentemente, se relacionaram com as Chrysophyceae. O uso desses táxons parece ser eficiente indicador do estado trófico no reservatório em estudo, mas comparando-se os resultados com outros locais, muitas vezes as respostas são contraditórias. Os resultados levaram a uma rejeição da hipótese uma vez que a maior diversidade e riqueza foram encontradas nos locais meso/eutróficos, em vez daqueles de menor trofia.

Palavras-chave: indicadores biológicos, Quociente QB/T, razão Calanoida/Cyclopoida, *Bosminopsis deitersi*, *Thermocyclops decipiens*

4.5.1. Introdução

A eutrofização constitui o processo de degradação mais intenso e importante induzido pelo homem nos ecossistemas aquáticos, merecendo destaque especial nas regiões tropical e subtropical (Pinto-Coelho et al., 2005; Corgosinho e Pinto-Coelho, 2004) no entanto, a maioria dos estudos deste processo enfoca principalmente a produção primária em regiões temperadas (Dodson et al., 2000; Masson et al., 2000). Recentemente, verifica-se que a preocupação com a qualidade ecológica das águas continentais vem ganhando proporção e isto provavelmente fornecerá subsídios para um diagnóstico mais acurado sobre a qualidade das águas e a oferta de usos múltiplos de um reservatório, o que poderá fortalecer as ações de conservação e de manejo nestes ecossistemas.

Alterações provocadas pela eutrofização muitas vezes não se limitam apenas a um nível trófico. As respostas do zooplâncton têm sido cada vez mais estudadas (Corgosinho e Pinto-Coelho, 2006; González et al., 2008) e alguns desses estudos revelaram tendências contraditórias nesta comunidade em resposta à eutrofização (Pace, 1986; Hulot et al., 2000). Portanto, este estudo vem contribuir sobre a utilização da comunidade zooplânctônica como bioindicadora das condições ambientais e poderá elucidar os padrões entre as populações desta comunidade.

O zooplâncton constitui a unidade básica da produção secundária em ecossistemas aquáticos, e o estudo dessa comunidade fornece informações importantes para o biomonitoramento dos ecossistemas aquáticos, devido à sua grande sensibilidade às alterações ambientais e por responderem a diversos tipos de impactos tanto pela alteração na quantidade de organismos como na composição e diversidade da comunidade (Bonecker et al., 2007).

O número de estudos sobre a resposta da comunidade zooplânctônica de sistemas tropicais e subtropicais frente à eutrofização é crescente (Pinto-Coelho, 1998; Sendacz e Kubo, 1999; Aka et al, 2000; Espíndola et al, 2000; Starling, 2000; Kozlowsky-Suzuki e Bozelli, 2002; Nogueira, 2000; Sampaio et al, 2002; Santos et al., 2010; Perbiche-Neves et al., 2013). Muitos destes estudos investigam os padrões de respostas às variações e perturbações ambientais que ocorrem nos corpos de água e de que forma estes afetam a distribuição dos organismos pertencentes a esta comunidade.

A heterogeneidade em um corpo de água decorre principalmente de características distintas dos seus afluentes, que apresentam condições ambientais diferentes que variam de acordo com o uso e a ocupação dos solos na sua área de entorno (Matheus e Tundisi, 1988).

De acordo com Hellawell (1978), ambientes que passam pelo processo de eutrofização possuem diferentes fases de alteração. Em geral, na primeira fase o enriquecimento orgânico leva a um aumento na abundância de espécies, sem alteração em sua composição. Ambientes com um avançado grau de eutrofização entram na segunda fase quando as alterações nas relações de dominância ocorrem e que depois evoluem para as alterações na composição das espécies.

No reservatório de Guarapiranga, devido à distinta ocupação do entorno dos rios afluentes podem ser encontrados ambientes ou compartimentos heterogêneos que, devido a perturbações constantes, condicionam o estabelecimento do zooplâncton. Uma vez que a comunidade zooplanctônica responde a estas alterações espera-se encontrar maior riqueza de espécies e diversidade nos locais onde as perturbações sejam moderadas, isto é, ainda estejam nos primeiros níveis de degradação e, por outro lado, maiores densidades nos compartimentos mais eutrofizados, como preconizado por Hellawell (1978).

Tendo em vista que a comunidade zooplanctônica é essencial para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e que tem potencial papel bioindicador para o monitoramento ambiental, o objetivo deste trabalho foi avaliar a variabilidade horizontal da composição e abundância do zooplâncton em uma escala temporal de curto prazo, mas em escala espacial com malha de varredura fina em um reservatório eutrófico visando identificar os fatores desencadeadores da heterogeneidade espacial dentro desta comunidade.

4.5. 2. Materiais e Métodos

Área de Estudo

O reservatório de Guarapiranga está situado na sub-bacia hidrográfica do Alto Tietê. Está localizado na porção sudoeste da região metropolitana de São Paulo (RMSP) a 23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e, 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W e a uma altitude de 742 m, com bacia de drenagem ocupando uma área de 630 km². Este é um reservatório urbano e atualmente é o segundo maior manancial do sistema de abastecimento da RMSP, sendo responsável pelo abastecimento de aproximadamente 3,8 milhões de pessoas (20% da população da RMSP) (Whately e Cunha, 2006).

O reservatório de Guarapiranga apresenta morfologia dendrítica, estreita e alongada (Figura 4.5.2.1), o que acentua as influências do uso e ocupação do solo diferenciado (Beyruth, 2000). Apresenta área superficial da lâmina d'água de 33 km², profundidade média

de 5,7 m, volume aproximado de 194 milhões de m³ de água e tempo médio de residência da água de 185 dias (Cetesb, 2002).

O intenso crescimento urbano observado desde a década de sessenta causou significativo acréscimo da carga orgânica no Reservatório Guarapiranga, acelerando o processo de eutrofização e tornando as florações de algas mais freqüentes. Atividades como loteamentos, ocupações irregulares (Beyruth, 2000) e ausência de saneamento básico vêm favorecendo a crescente alteração e a baixa qualidade das águas do reservatório. No decorrer das décadas, todos esses processos de degradação desencadearam profundas modificações nas características físicas, químicas e biológicas da água (Tabela 4.5.2.1).

Tabela 4.5.2.1 Variação temporal dos valores médios e desvios padrão das variáveis físicas e químicas da água registradas no reservatório de Guarapiranga por diferentes autores.

	Domingos (1993)	Beyruth (1996)	Cardoso-Silva (2008)	Nishimura (2012)
Temperatura água (°C)	23,15 ± 1,05	21,79 ± 3,0	21,67 ± 2,84	20,9 ± 0,6
pH	6,69 ± 0,31	7,10 ± 0,42	7,14 ± 0,67	7,4 ± 0,3
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7,04 ± 0,93	7,19 ± 0,90	5,88 ± 0,88	5,5 ± 2,6
Condutividade (µS cm ⁻¹)	74,60 ± 16,91	56,32 ± 9,47	121,89 ± 23,54	112 ± 15
Fósforo solúvel reativo (µg L ⁻¹)	---	6,48 ± 4,33	---	---
Fosfato (µg L ⁻¹)	---	---	---	30,6 ± 27,6
Fósforo total (µg L ⁻¹)	42,83 ± 19,91	16,40 ± 6,90	33,11 ± 40,15	49 ± 34
Amônio (µg L ⁻¹)	---	409,38 ± 192,37	---	218 ± 180
Nitrato (µg L ⁻¹)	---	397,20 ± 189,07	---	385 ± 152
Nitrito (µg L ⁻¹)	---	---	---	22 ± 10
Nitrogênio total (µg L ⁻¹)	1812,14 ± 553,34	---	526,65 ± 186,35	999 ± 253
Clorofila a (µg L ⁻¹)	7,79 ± 4,10	---	18,67 ± 13,12	17 ± 13
IET	51,04*	37,07*	48,55 ± 5,73	59,7 ± 1,9

* valores calculados

Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas

Amostras de água foram coletadas em 64 pontos (Figura 4.5.2.1) abrangendo toda a área do reservatório nos dias 13 e 14 de setembro de 2010 (período de seca). Nessas amostras foram determinadas as concentrações de nitrogênio total e fósforo total de acordo com o método de digestão em microondas e cromatografia iônica (Colina e Gardiner, 1999). As concentrações de clorofila *a* foram determinadas de acordo com Nush (1980) utilizando-se o método de extração por etanol 80% a quente. A transparência da água foi avaliada por meio

das medidas de desaparecimento visual do Disco de Secchi (Margalef, 1983).

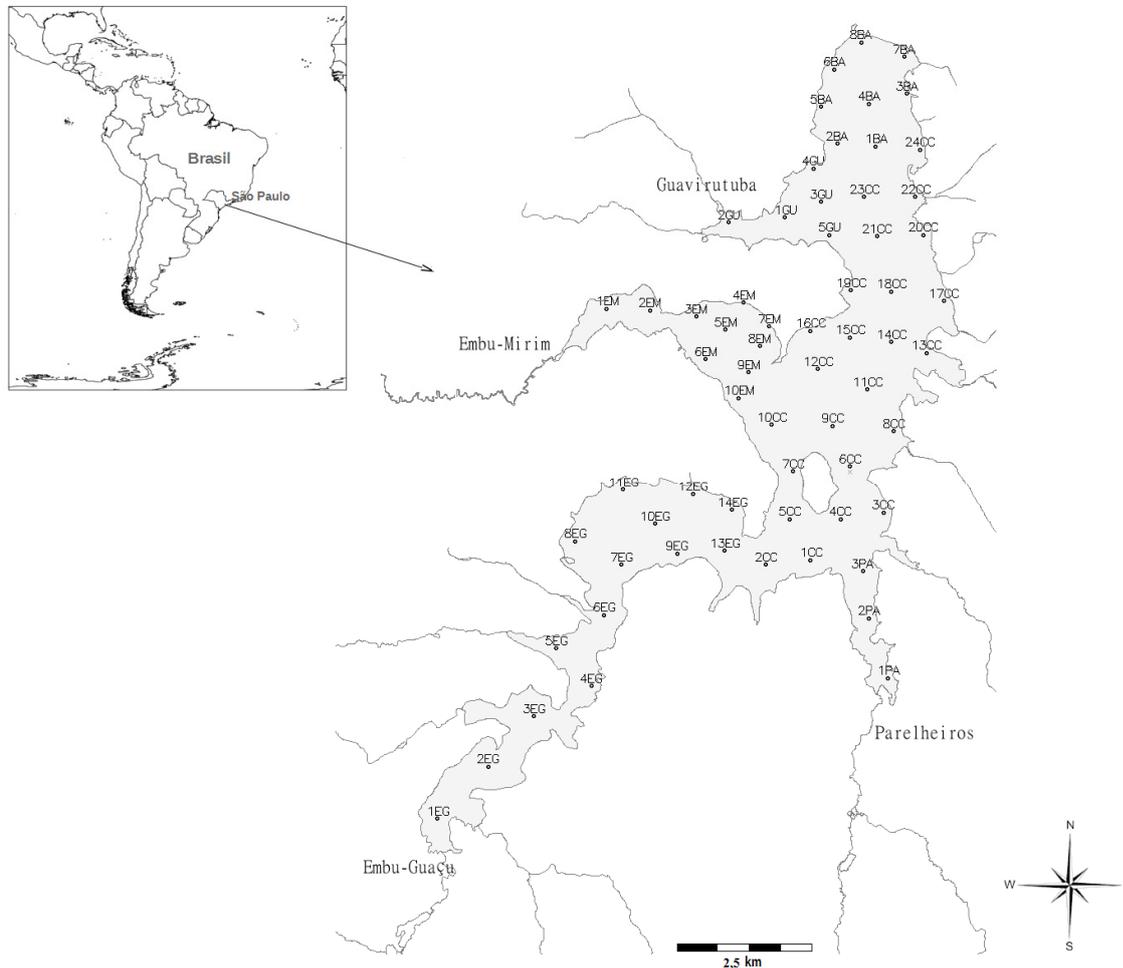


Figura 4.5.2.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do Reservatório Guarapiranga, principais tributários e pontos de amostragens. (EG = Embu-Guaçu, PA = Parelheiros, CC = Corpo central, EM = Embu-Mirim, GU = Guavirutuba e BA = Barragem).

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET médio) foi calculado de acordo com Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), considerando os valores das concentrações de fósforo e clorofila *a* e da transparência obtida pelo disco de Secchi. O IET médio foi calculado pela média aritmética simples para os valores dos índices individuais do fósforo total e da clorofila *a* e Secchi. O seguinte critério foi usado para classificar o estado trófico: ultraoligotrófico – $IET \leq 24$; oligotrófico - $24 < IET \leq 44$; mesotrófico - $44 < IET \leq 54$; eutrófico - $54 < IET \leq 74$ e hipereutrófico - $IET > 74$.

Comunidade Zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica foi amostrada na camada superficial em 64 pontos usando uma moto bomba da marca Sthill, modelo P-835 e rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha. As amostras foram fixadas com solução de formalina (4%). A contagem numérica do zooplâncton (ind m^{-3}) foi realizada sob microscópio óptico e estereoscópico.

A contagem dos organismos zooplanctônicos foi realizada de acordo com o método descrito em Apha (2005) onde foram contadas subamostras de 1 mL para Rotifera e náuplios de Copepoda em câmara de Sedgwick-Rafter e subamostras em placas de acrílico quadriculadas para Cladocera e Copepoda.

Índices Biológicos

Com base na riqueza de espécies e na proporção relativa das populações foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon e Weaver, 1948), de Uniformidade de Pielou, e o índice de dominância de Simpson (Magurran, 1988). A frequência de ocorrência foi calculada segundo Dajoz (1983). Para estimar a riqueza máxima esperada para a comunidade zooplanctônica foram calculados os índices de Jackknife1, Chao2 e Bootstrap (Magurran, 2011).

A fim de relacionar a estrutura da comunidade zooplanctônica e o estado trófico do reservatório de Guarapiranga foram calculados o Quociente *Brachionus:Trichocerca* (QB/T), segundo Sladeček (1983), e a razão Calanoida/Cyclopoida (N_{cal}/N_{cyc}) segundo Tundisi et al. (1988).

Análises Estatísticas

A análise de variância (One –Way ANOVA) foi aplicada para testar a existência de diferenças na diversidade e densidade zooplanctônica entre os pontos e as amostragens utilizando-se o software livre PAST, versão 1.79 (Hammer et al., 2001).

Os dados foram submetidos à análise de redundância (RDA), empregando o programa CANOCO 3,12 (Ter Braak e Šmilauer 2002), a qual foi realizada para verificar a influência da densidade fitoplanctônica sobre o zooplâncton. Densidades das espécies da comunidade zooplanctônica foram transformadas pela função $\log(x+1)$ antes da análise. O teste de Monte Carlo, com 4999 permutações aleatórias, foi utilizado para testar o significado das densidades dos grupos fitoplanctônicos.

Tendo em conta o grande número de espécies registradas nas amostras, a Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada às densidades do zooplâncton, a fim de selecionar as espécies que representam mais do que 0,2% de variância para os primeiros dois componentes.

4.5.3. Resultados

Variáveis Abióticas

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram altas (Figura 4.5.3.1). No dia 13 de setembro o maior valor de nitrogênio foi registrado no ponto 6 da barragem ($5.085,3 \mu\text{g L}^{-1}$) e o menor no ponto 3 do tributário Embu-Guaçu ($551,4 \mu\text{g L}^{-1}$); o maior valor registrado para o fósforo total foi de $74,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 2 do rio Guavirutuba e o menor no ponto 2 do rio Embu-Guaçu ($16,4 \mu\text{g L}^{-1}$). No dia 14 de setembro o maior valor de nitrogênio total foi registrado no ponto 1 em Parelheiros ($4.188,7 \mu\text{g L}^{-1}$) e o menor no ponto 2 do rio Embu-Mirim ($476,5 \mu\text{g L}^{-1}$); o maior valor para o fósforo total assim como no dia 13 foi registrado no ponto 2 em Guavirutuba ($210,4 \mu\text{g L}^{-1}$) e o menor no ponto 3 do rio Embu-Guaçu ($16,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Os maiores valores para estas variáveis foram registrados em pontos próximos a entrada dos afluentes do rio Guavirutuba (ponto 2), Parelheiros (ponto 1) e próximo à barragem (ponto 6). No geral, os menores valores foram registrados nos pontos próximos ao tributário Embu-Guaçu (Figura 4.5.3.1).

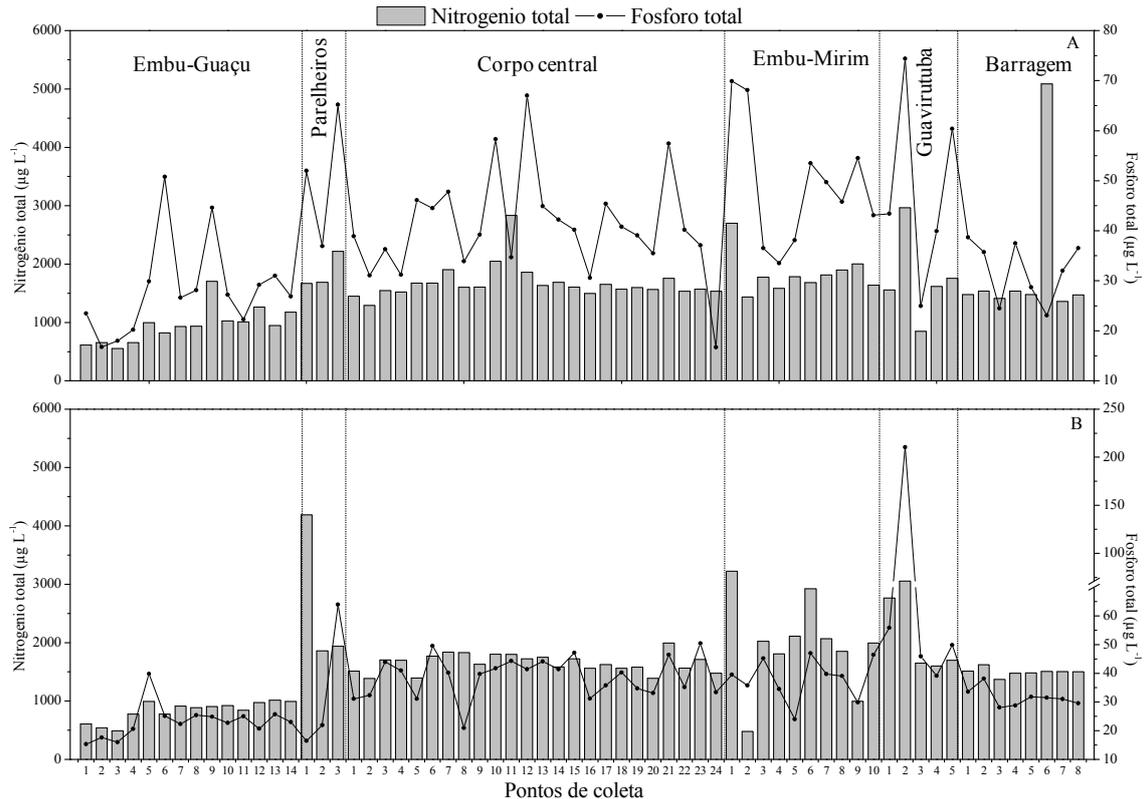


Figura 4.5.3.1 Variação dos valores das concentrações de nitrogênio total e fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Assim como os valores de nutrientes, os valores do IET foram altos, sendo que a maioria dos pontos de coleta foram classificados como eutróficos. Os únicos pontos classificados como oligotróficos foram 1, 2, 3 e 4 (próximo ao tributário Embu-Guaçu) na primeira amostragem, os quais na amostragem do dia 14 de setembro foram classificados como mesotróficos (Figura 4.5.3.2). De um modo geral verifica-se menor trofia da água nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu e maior em Parelheiros, Embu-Mirim e Guavirutuba.

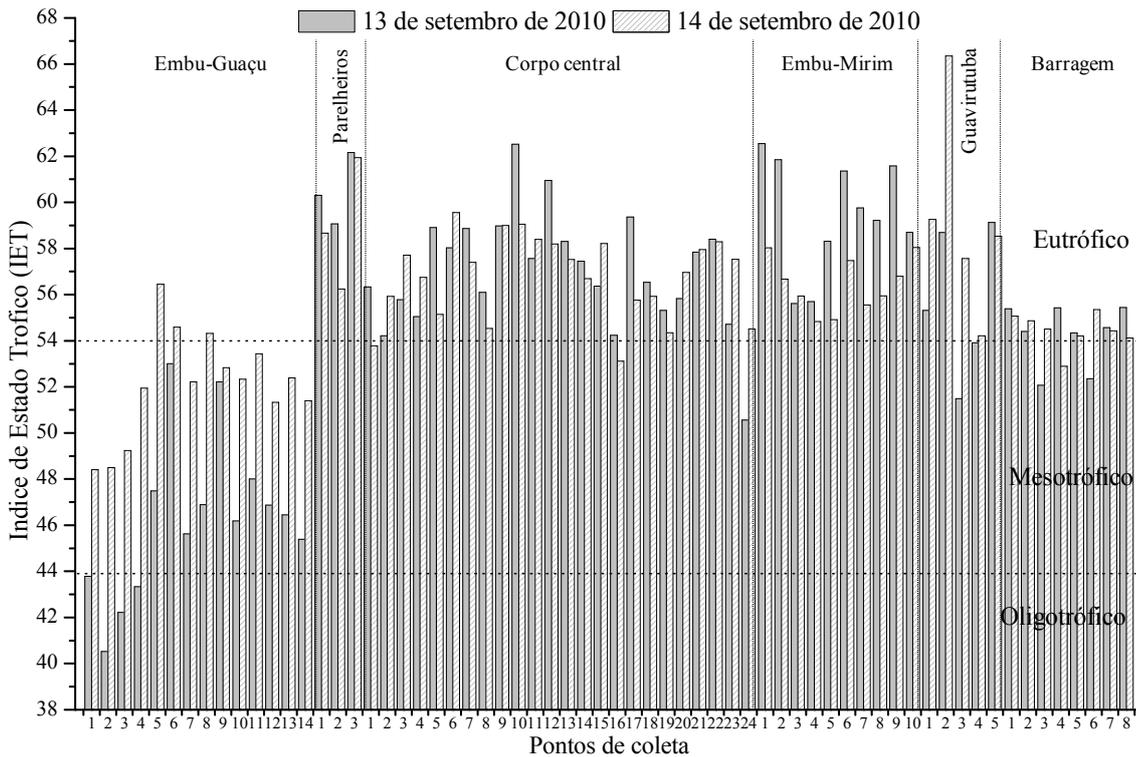


Figura 4.5.3.2 Variação dos valores do Índice de Estado Trófico (IET) nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga.

Comunidade Zooplânctônica

A comunidade zooplânctônica foi representada por 111 espécies. O grupo mais representativo foi Rotifera (70 espécies) seguido por Cladocera (22 espécies), para os Copepoda da Ordem Cyclopoida foram registradas 17 espécies e apenas uma espécie para a Ordem Calanoida, e também um Harpacticoida além das formas juvenis (náuplios e copepoditos) (Tabela 4.5.3.1).

Entre os Cladocera as famílias Chydoridae e Daphniidae foram representadas por sete e seis espécies, respectivamente. Entre os rotíferos houve predomínio das espécies das famílias Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae. Entre os Copepoda houve predomínio da Ordem Cyclopoida (Tabela 4.5.3.1).

A única espécie entre os Cladocera com ocorrência em mais de 70% das amostras em ambas amostragens consecutivas foi *Bosminopsis deitersi* Richard, sendo então classificada como muito freqüente (Tabela 4.5.3.1). A maioria das espécies foi classificada como esporádica e algumas como pouco freqüentes (*Bosmina freyi* De Melo e Hebert, *Ilyocriptus spinifer* Herrick e *Simocephalus serrulatus* Koch). O mesmo padrão foi observado para os Copepoda, onde a maioria das espécies foi classificada como esporádica, com exceção para

Acanthocyclops robustus Sars e *Microcyclops anceps* Richard (pouco freqüentes). As formas juvenis (náuplios e copepoditos) foram muito freqüentes. Uma maior heterogeneidade foi observada para as espécies de rotíferos, no entanto, a maioria ainda foi classificada como esporádica e as mais freqüentes em ambas as amostragens foram *Asplanchna sieboldi* Trusted, *Brachionus calyciflorus* Pallas, *Collotheca* sp., *Conochilus coenobasis* Skorikov, *Conochilus unicornis* Rousselet, *Epiphanes macroura* Barrois e Daday, 1894, *Keratella americana* Carlin, *K. cochlearis* Gosse, *K. lenzi* Hauer, *K. tropica* Apstein, *Polyarthra aff vulgaris*, *Synchaeta jollyae*, *Trichocerca pusilla* Jennings, *T. rousseleti* Voigt, *T. similis* Wierzejski e *T. stylata* Gosse (Tabela 4.5.3.1)

Tabela 4.5.3.1 Composição taxonômica da comunidade zooplanctônica e seus respectivos valores médios e desvios-padrão de densidade ($\text{ind m}^{-3} \times 10^3$), abundância relativa (expressa em porcentagem) e freqüência de ocorrência (FO) no reservatório de Guarapiranga em duas amostragens consecutivas.

	13/09/2010				14/09/2010			
	Média	DP	%	FO	Média	DP	%	FO
Cladocera								
<i>Acroperus harpae</i> Baird	0,5	4,3	1,6	E				
<i>Alona guttata</i> Sars	7,9	52,0	4,7	E	0,8	4,2	3,1	E
<i>Alona ossiani</i> Sinev					5,1	40,9	1,6	E
<i>Alonella dadayi</i> Birge					3,4	27,3	1,6	E
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars	0,6	4,7	1,6	E	10,2	81,8	1,6	E
<i>Bosmina freyi</i> De Melo e Hebert	29,8	116,2	15,6	E	32,8	118,4	25,0	PF
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard	1569,5	2894,3	73,4	MF	2228,8	4346,7	89,1	MF
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>	0,6	4,9	1,6	E	1,0	8,1	1,6	E
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday	6,1	43,5	3,1	E	2,4	11,6	4,7	E
<i>Chydorus nitidulus</i> Sars	2,0	16,1	1,6	E				
<i>Chydorus pubescens</i> Sars	11,5	51,2	7,8	E				
<i>Daphnia laevis</i> Birge					0,5	3,8	1,6	E
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst					5,7	41,1	3,1	E
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck	0,3	2,5	1,6	E				
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen	1,6	12,9	1,6	E	0,3	2,8	1,6	E
<i>Diaphanosoma polypina</i> Korovchinsky	6,0	48,2	1,6	E				
<i>Ilyocriptus spinifer</i> Herrick	62,2	133,7	39,1	PF	77,3	234,2	46,9	F
<i>Macrothrix triserialis</i> Brady	2,5	19,7	1,6	E	1,5	9,1	3,1	E
<i>Moina micrura</i> Kurz	2,0	11,2	3,1	E	13,6	48,2	12,5	E
<i>Moina minuta</i> Hansen	2,2	12,6	3,1	E				
<i>Scapholeberis armata</i> Herrick e Turner	0,4	3,6	1,6	E				
<i>Simocephalus serrulatus</i> Koch	34,5	92,1	28,1	PF	23,9	60,4	23,4	PF

Copepoda									
Calanoida									
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl						4,5	36,4	1,6	E
Copepoditos I a IV	1,1	6,1	3,1	E		14,3	57,8	15,6	E
Náuplios	108,1	800,1	7,8	E		16,2	70,4	14,1	E
Cyclopoida									
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars	36,7	100,6	20,3	PF		34,2	90,3	28,1	PF
<i>Eucyclops prionophorus</i> Kiefer	1,1	6,3	3,1	E					
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer	6,2	22,4	7,8	E		13,2	61,3	7,8	E
<i>Eucyclops siolii</i> Herbst	7,2	42,9	3,1	E					
<i>Eucyclops solitarius</i> Herbst						1,8	14,5	1,6	E
<i>Mesocyclops aspericornis</i> Daday	13,8	48,8	15,6	E		1,8	14,5	1,6	E
<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer	2,1	14,7	3,1	E					
<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud	14,4	49,5	14,1	E		9,2	25,4	17,2	E
<i>Mesocyclops meridianus</i> Kiefer	13,4	102,1	3,1	E		20,5	164,0	1,6	E
<i>Metacyclops leptopus</i> Kiefer	5,6	44,4	1,6	E					
<i>Microcyclops alius</i> Kiefer	27,7	82,3	17,2	E		9,9	36,0	12,5	E
<i>Microcyclops anceps</i> Richard	25,7	68,1	26,6	PF		17,9	49,8	21,9	PF
<i>Microcyclops ceibaensis</i> Marsh	8,3	39,2	7,8	E		3,2	18,7	3,1	E
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart	17,1	65,3	12,5	E		0,9	5,5	3,1	E
<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer	11,0	56,7	10,9	E		0,8	4,7	3,1	E
<i>Tropocyclops prasinus</i> Fischer	6,8	54,5	1,6	E		6,4	47,8	3,1	E
<i>Paracyclops fimbriatus</i> Fischer						1,0	8,2	1,6	E
Copepoditos I a III	2871,1	3277,1	98,4	MF		10153,0	19807,6	95,3	MF
Copepoditos IV a V	79,2	250,3	20,3	PF		363,9	1296,6	60,9	F
Náuplios	98785,8	83270,5	100,0	MF		131662,8	108983,4	100,0	MF
Harpacticoida									
Copepoditos	7,2	54,6	3,1	E		6,0	41,5	3,1	E
Náuplios	248,6	1167,9	28,1	PF		276,1	1014,1	28,1	PF
Rotifera									
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse	4523,1	12583,4	17,2	E		48471,9	96017,1	45,3	F
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet	85929,3	175433,8	65,6	F		19421,5	50147,2	57,8	F
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	359,4	2121,7	3,1	E		162,5	1039,5	3,1	E
<i>Ascomorpha ovalis</i> Carlin	171,9	784,7	4,7	E		100,0	800,0	1,6	E
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch	1062,7	2990,9	20,3	PF		11318,5	25332,2	54,7	F
<i>Ascomorpha tundisii</i> Segers e Dumont	1094,2	2509,5	28,1	PF		75,5	599,9	3,1	E
<i>Asplanchna sieboldi</i> Leydig	5147,5	7880,9	85,9	MF		8917,3	12421,1	84,4	MF
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	1872,7	2972,7	67,2	F		3441,7	4919,9	70,3	MF
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois e Daday	27786,5	83060,1	68,8	F		31126,2	92602,6	59,4	F
<i>Brachionus mirus</i> Daday	0,4	2,9	1,6	E					
<i>Cephalodella gibba</i> Ehrenberg	111,3	625,6	4,7	E					
<i>Collotheca</i> sp.	18607,5	31794,1	78,1	MF		18712,5	34540,4	73,4	MF
<i>Conochilus coenobasis</i> Skorikov	10013,2	10971,3	76,6	MF		11212,3	14099,7	71,9	MF
<i>Conochilus natans</i> Seligo	62,5	500,0	1,6	E		262,5	1606,7	3,1	E
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet	163813,8	291280,2	96,9	MF		187378,1	247204,8	100,0	MF
<i>Dipleuchlanis propatula</i> Gosse						56,3	450,0	1,6	E

<i>Epiphanes macroura</i> Barrois e Daday	18026,5	26682,2	93,8	MF	11440,2	16653,7	75,0	MF
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	579,1	2278,0	14,1	E	4,3	28,1	3,1	E
<i>Euchlanis triquetra</i> Ehrenberg	0,6	4,9	1,6	E				
<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg, 1834	41108,8	225990,2	34,4	PF	65838,2	429567,9	40,6	F
<i>Filinia opoliensis</i> Zacharias	660,3	3361,4	9,4	E	730,2	1664,2	21,9	PF
<i>Hexarthra intermedia</i> Wiszniewski	74,3	480,7	3,1	E	140,6	791,0	3,1	E
<i>Horaella thomassoni</i> Koste					800,0	3085,9	10,9	E
<i>Kellicottia bostoniensis</i> Rousselet	9940,0	16116,4	59,4	PF	53325,6	130666,4	67,2	F
<i>Keratella americana</i> Carlin	47248,5	70116,4	87,5	MF	50758,5	63346,2	92,2	MF
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	155228,9	256112,9	96,9	MF	318521,6	412075,5	95,3	MF
<i>Keratella lenzi</i> Hauer	43093,2	106723,0	56,3	F	4904,1	8442,9	37,5	MF
<i>Keratella tecta</i> Gosse	51725,9	114764,8	68,8	F	43998,6	83487,9	68,8	F
<i>Keratella tropica</i> Apstein	219496,5	323986,6	92,2	MF	400018,2	458698,3	89,1	MF
<i>Lecane arcuata</i> Bryce					75,0	600,0	1,6	E
<i>Lecane bulla</i> Gosse	211,0	804,7	14,1	E	137,1	743,5	10,9	E
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarda	99,0	791,7	1,6	E	112,5	900,0	1,6	E
<i>Lecane cornuta</i> Müller	161,6	961,3	4,7	E	71,9	575,0	1,6	E
<i>Lecane curvicornis</i> Murray	153,3	812,2	15,6	E	396,2	2070,4	14,1	E
<i>Lecane hamata</i> Stokes					221,9	880,9	6,3	E
<i>Lecane inermis</i> Bryce					112,5	900,0	1,6	E
<i>Lecane luna</i> Müller	2,2	10,2	4,7	E				
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg	156,3	710,7	4,7	E				
<i>Lecane ludwigii</i> Eckstein	480,7	2312,8	4,7	E				
<i>Lecane papuana</i> Murray	6,3	46,9	3,1	E	225,0	1800,0	1,6	E
<i>Lecane proiecta</i> Hauer	59,4	475,0	1,6	E	84,4	675,0	1,6	E
<i>Lecane stichaea</i> Harring					56,3	450,0	1,6	E
<i>Lecane stenroosi</i> Meissner	421,9	2405,8	4,7	E				
<i>Lepadella acuminata</i> Ehrenberg	483,3	1879,3	7,8	E	118,8	667,4	3,1	E
<i>Lepadella patella</i> Müller	587,2	1677,9	15,6	E	421,9	1953,1	6,3	E
<i>Monommata</i> sp.					46,9	375,0	1,6	E
<i>Platias quadricornis</i> Ehrenberg	2,1	12,6	3,1	E	113,4	899,9	3,1	E
<i>Ploeosoma truncatum</i> Levander	784,4	2484,0	32,8	PF	217,0	816,2	23,4	
<i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>	139962,0	209451,7	96,9	MF	198389,2	256055,2	93,8	MF
<i>Ptygura libera</i> Myers	187,5	1500,0	1,6	E	53,1	425,0	1,6	E
<i>Ptygura melicerta</i> Ehrenberg	2021,9	9221,1	4,7	E				
<i>Rotaria neptunia</i> Ehrenberg	3324,1	9961,1	56,3	F	611,9	2534,9	10,9	E
<i>Synchaeta jollyae</i> Shiel e Koste	64032,8	135359,2	81,3	MF	48609,1	62922,4	78,1	MF
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski	30928,0	88767,0	42,2	F	32683,1	58152,9	51,6	F
<i>Trichocerca chattoni</i> de Beauchamp	132,1	702,4	9,4	E	121,8	657,4	7,8	E
<i>Trichocerca dixonnuttalli</i> Jennings	192,3	1147,8	4,7	E	61,8	451,2	4,7	E
<i>Trichocerca gracilis</i> Carlin	3410,9	11786,8	12,5	E	2553,1	13341,7	6,3	E
<i>Trichocerca inermis</i> Linder					337,5	2700,0	1,6	E
<i>Trichocerca insignis</i> Herrick					65,6	525,0	1,6	E
<i>Trichocerca intermedia</i> Stenroos	545,2	2043,3	9,4	E	68,8	550,0	1,6	E
<i>Trichocerca mus</i> Hauer	58742,2	159452,1	57,8	F	17508,8	33482,0	62,5	F
<i>Trichocerca pusilla</i> Jennings	76770,5	197678,6	62,5	F	119388,1	250113,6	73,4	MF

<i>Trichocerca rousseleti</i> Voigt	110312,8	290083,7	71,9	MF	18032,8	31629,4	65,6	F
<i>Trichocerca ruttneri</i> Donner	1378,8	7399,1	9,4	E	125,0	715,8	3,1	E
<i>Trichocerca scipio</i> Gosse	1349,0	7907,9	3,1	E	56,3	450,0	1,6	E
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski	62933,0	106340,0	90,6	MF	67294,6	105614,0	90,6	MF
<i>Trichocerca stylata</i> Gosse	8674,0	15932,2	71,9	MF	9504,1	14596,8	70,3	MF
<i>Trichotria tetractis</i> Ehrenberg					1,4	11,3	1,6	E
Bdelloidea	175,8	765,7	9,4	E	4337,3	10848,2	39,1	PF

A riqueza total de espécies foi similar entre as amostragens, com um total geral de 93 espécies na primeira amostragem e 92 na segunda. A maior riqueza (36 táxons) foi registrada nos pontos 5 e 2 localizados no corpo central do reservatório tanto na primeira amostragem (13/09/2010) como na segunda (14/09/2010), respectivamente. Em ambas as amostragens o menor número de espécies foi registrado no ponto 3, próximo ao tributário Embu-Guaçu (Figura 4.5.3.3).

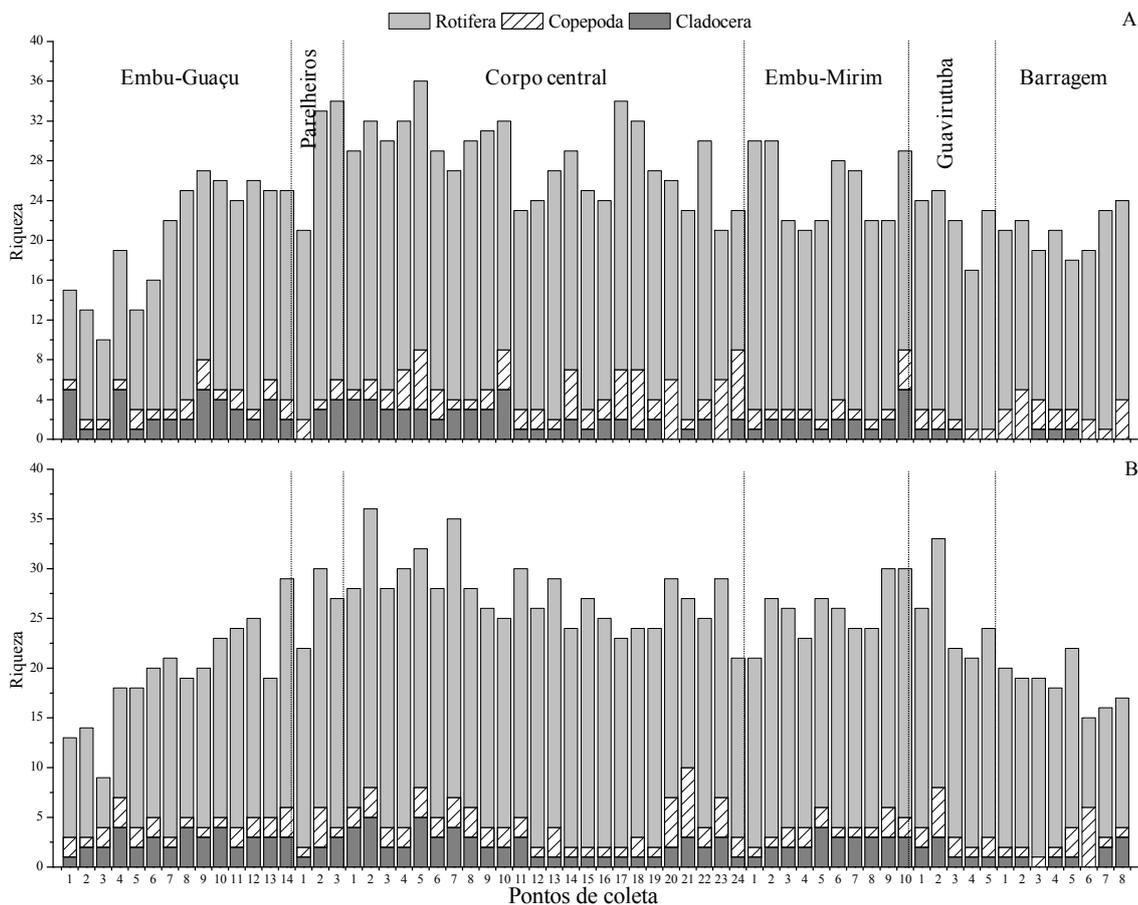


Figura 4.5.3.3 Valores da riqueza da comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Em ambas as amostragens foram registradas dominância por parte dos rotíferos em todos os pontos (Figura 4.5.3.4). Os Cladocera foram mais representativos apenas nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu e os Copepoda (Calanoida e Harpacticoida) foram mais abundantes nos pontos próximos a barragem. De uma forma geral a abundância de Cyclopoida, representado principalmente por náuplios e copoditos, foi registrada em elevados valores principalmente nos pontos do corpo central e os próximos à barragem.

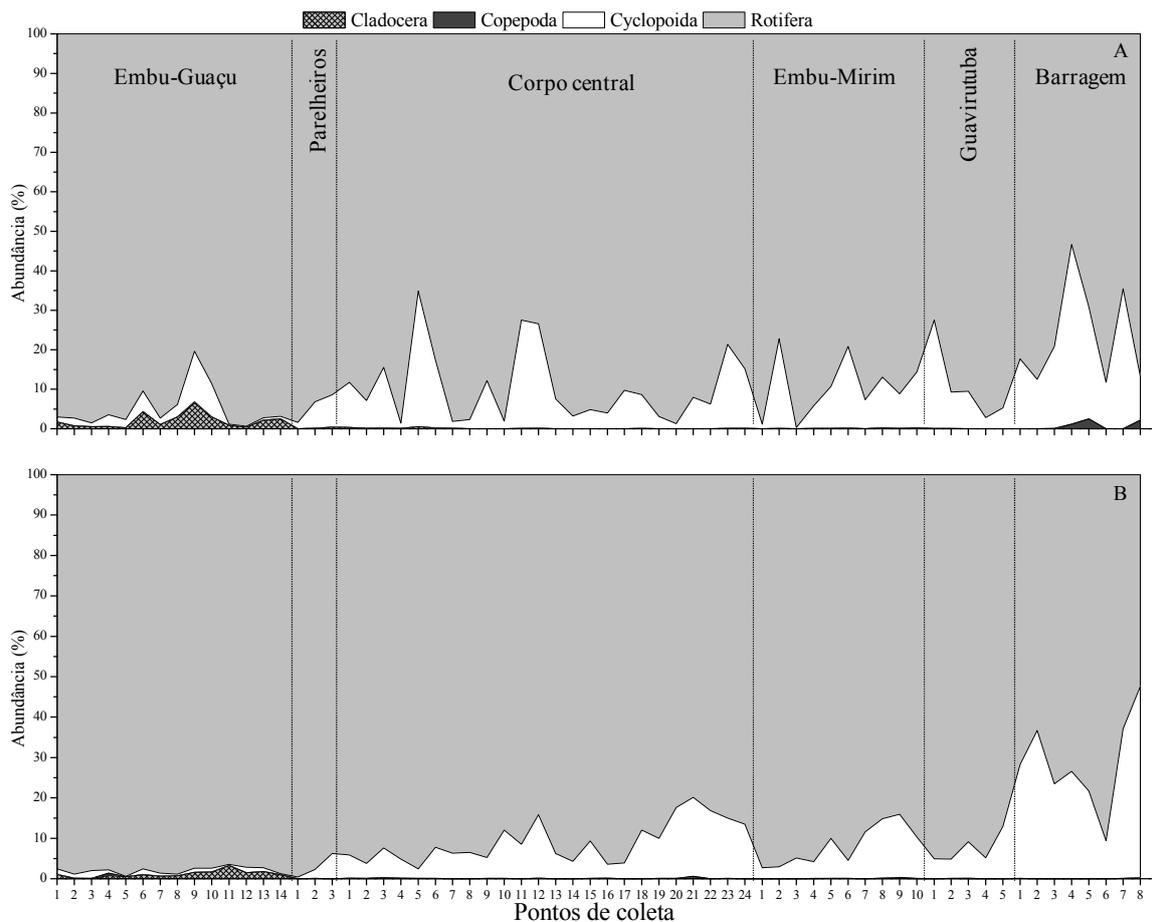


Figura 4.5.3.4 Valores da abundância relativa (%) da comunidade zooplânctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. Copepoda (Calanoida + Harpacticoida). A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A densidade total do zooplâncton registrada nos pontos amostrados evidenciou um padrão heterogêneo, sendo os menores valores nos pontos próximos a entrada do rio Embu-Guaçu e na barragem. Os rotíferos dominaram em termos de densidade em todos os pontos e amostragens (Figura 4.5.3.5).

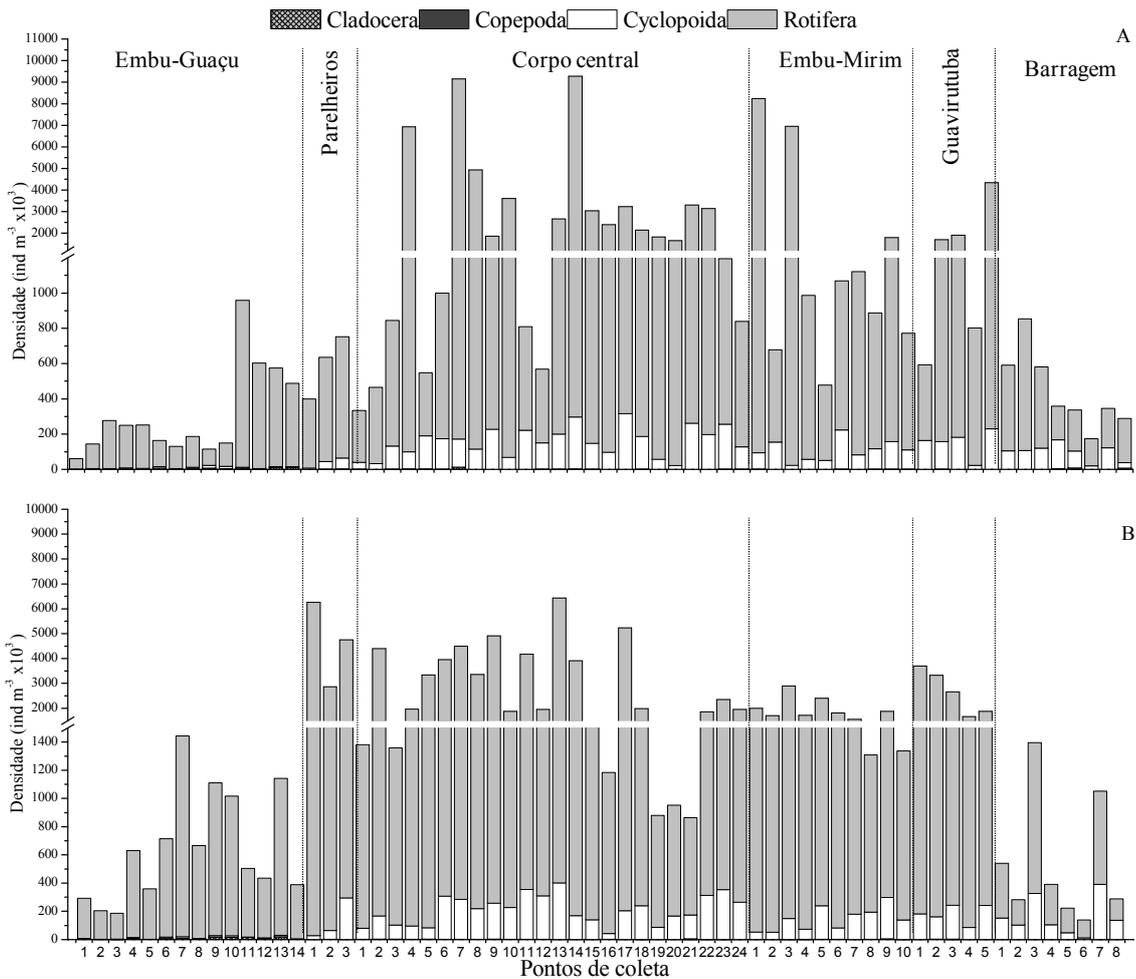


Figura 4.5.3.5 Valores da densidade ($\text{ind m}^{-3} \times 10^3$) da comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. Copepoda (Calanoida + Harpacticoida). A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

As espécies de Cladocera que representaram mais de 2% da densidade foram selecionadas como descritoras da distribuição horizontal da comunidade. Essas espécies foram: *Bosmina Freyi* De Melo e Hebert, *Bosminopsis deitersi* Richard, *Ceriodaphnia silvestrii* Daday, *Ilyocryptus spinifer* Herrick e *Simocephalus serrulatus* Koch. A espécie *Bosminopsis deitersi* dominou na maioria dos pontos e em ambas as amostragens, com os maiores valores de densidade registrados nos pontos próximos à entrada do rio Embu-Guaçu. *Bosmina freyi*, por sua vez, foi registrada em maiores densidades nos pontos próximos à entrada do rio Embu-Mirim e *Ilyocryptus spinifer* nos pontos em direção à barragem. Para as demais espécies não foi registrado um padrão claro de distribuição (Figura 4.5.3.6).

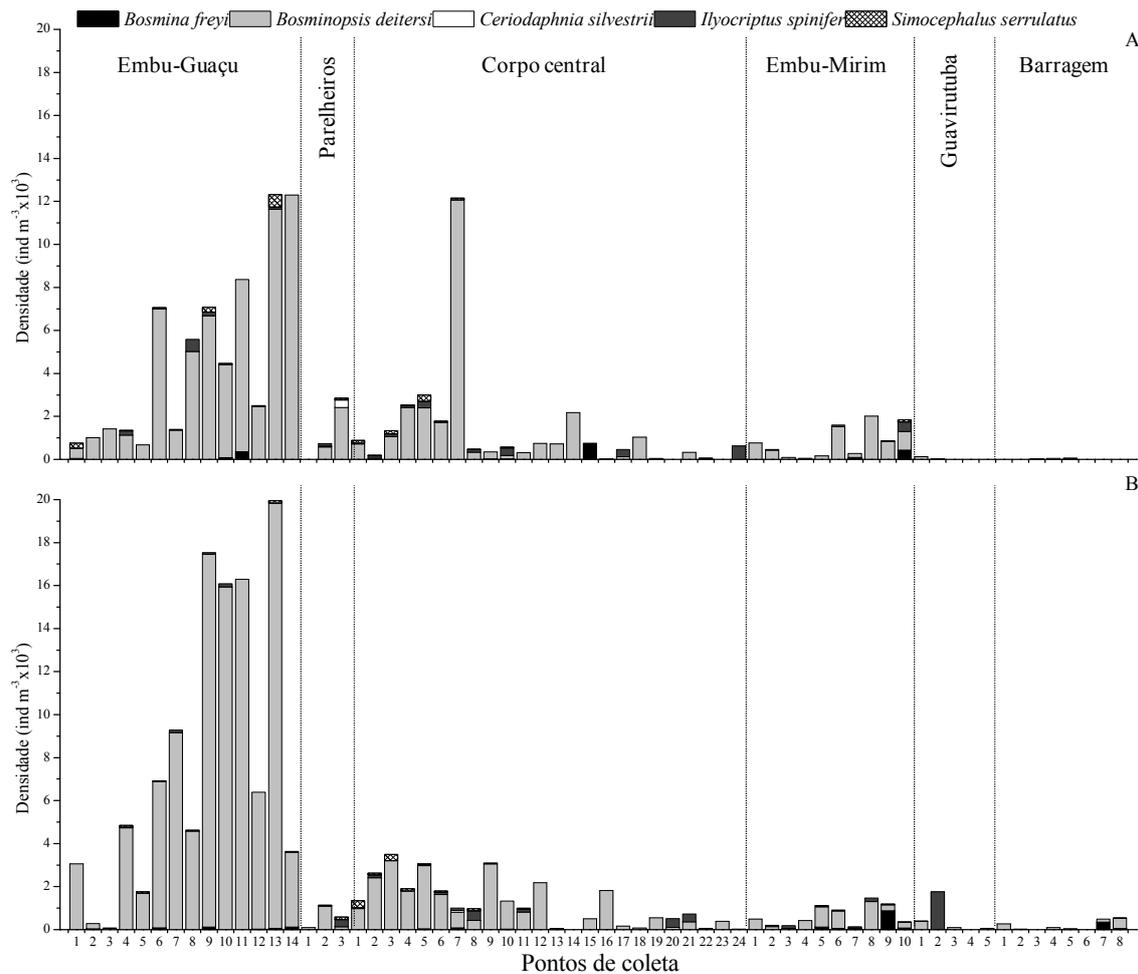


Figura 4.5.3.6 Valores da densidade ($\text{ind m}^{-3} \times 10^3$) das principais espécies de Cladocera nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Entre os Copepoda foram selecionadas como descritoras da distribuição horizontal as espécies que representaram mais de 9% da densidade total da comunidade. Essas espécies foram: *Microcyclops finitimus* Dussart, *Microcyclops anceps* Richard, *Microcyclops alius* Kiefer, *Mesocyclops meridianus* Kiefer, *Mesocyclops longisetus* Thiébaud e *Acanthocyclops robustus* Sars, além das formas juvenis de Cyclopoida (náuplios e copepoditos). De uma forma geral os copépodos, assim como os Cladocera, se distribuíram heterogeneamente ao longo do eixo horizontal do reservatório de Guarapiranga (Figura 4.5.3.7). A densidade desses organismos foi baixa nos pontos próximos à entrada do rio Embu-Guaçu e à barragem, padrão mais evidente na segunda amostragem (14/09/2010).

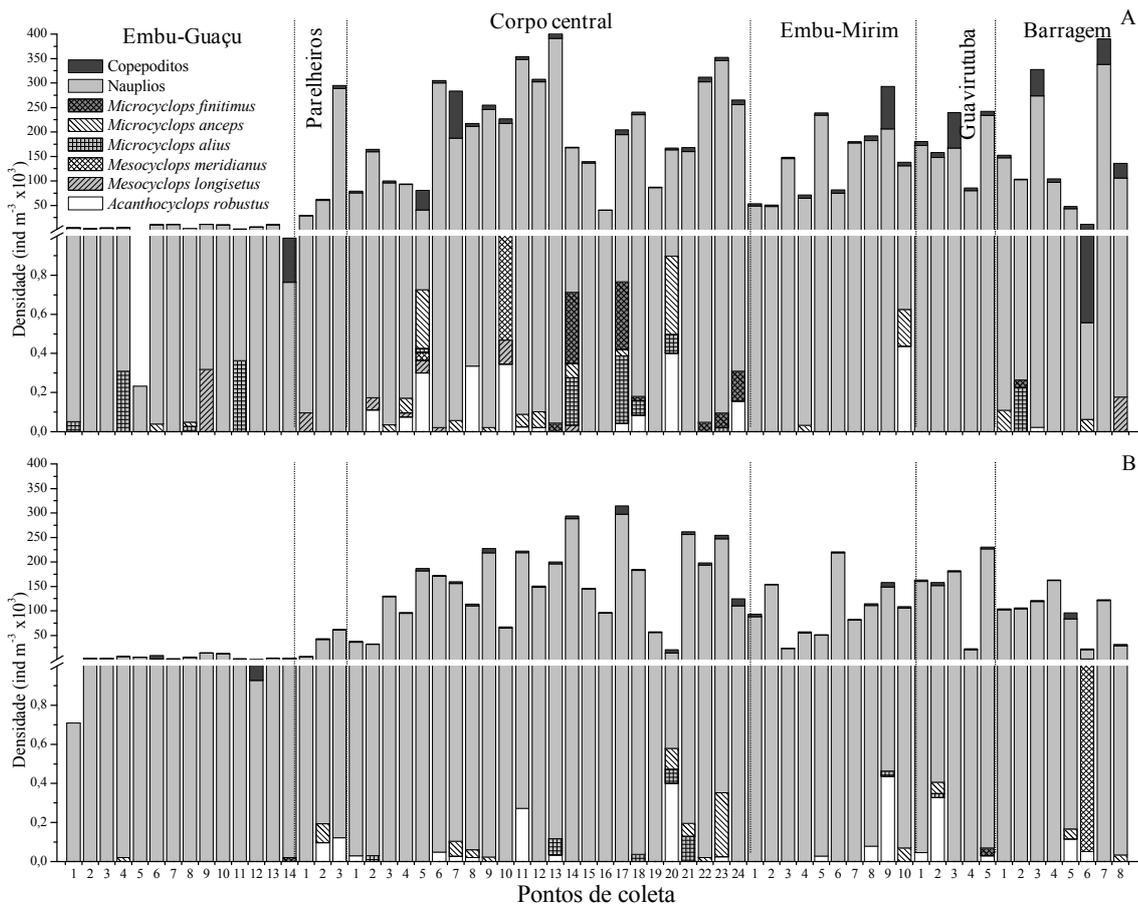


Figura 4.5.3.7 Valores da densidade ($\text{ind m}^{-3} \times 10^3$) das principais espécies de Copepoda nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Assim como observado para as espécies descritoras de Cladocera e Copepoda, as espécies de Rotifera se distribuíram heterogeneamente no reservatório de Guarapiranga em ambas as amostragens (Figura 4.5.3.8). Foram selecionadas as espécies que representaram mais de 5% da densidade total entre os rotíferos. Essas espécies foram: *Anuraeopsis navicula* Rousselet, *Conochilus unicornis* Rousselet, *Keratella cochlearis* Gosse, *Keratella tropica* Apstein, *Polyarthra aff vulgaris*, *Trichocerca pusilla* Jennings e *Trichocerca rousseleti* Voigt. As maiores densidades de *C. unicornis* foram registradas nos pontos próximos à entrada do rio Embu-Guaçu em ambas as amostragens. Essa espécie, juntamente com *B. deitersi*, foram as únicas a apresentar esse padrão entre todos os representantes da comunidade zooplanctônica.

De uma forma geral, foi registrada uma variação na densidade dos rotíferos. Os valores tenderam a aumentar em direção ao corpo central e diminuir nos pontos próximos as entradas dos principais rios (Embu-Guaçu, Parelheiros, Embu-Mirim e Guavirutuba) e

próximo à barragem. No entanto, na segunda amostragem devido aos elevados valores da densidade de *K. tropica*, verificou-se um aumento na densidade nos pontos próximos a entrada do rio Guavirutuba.

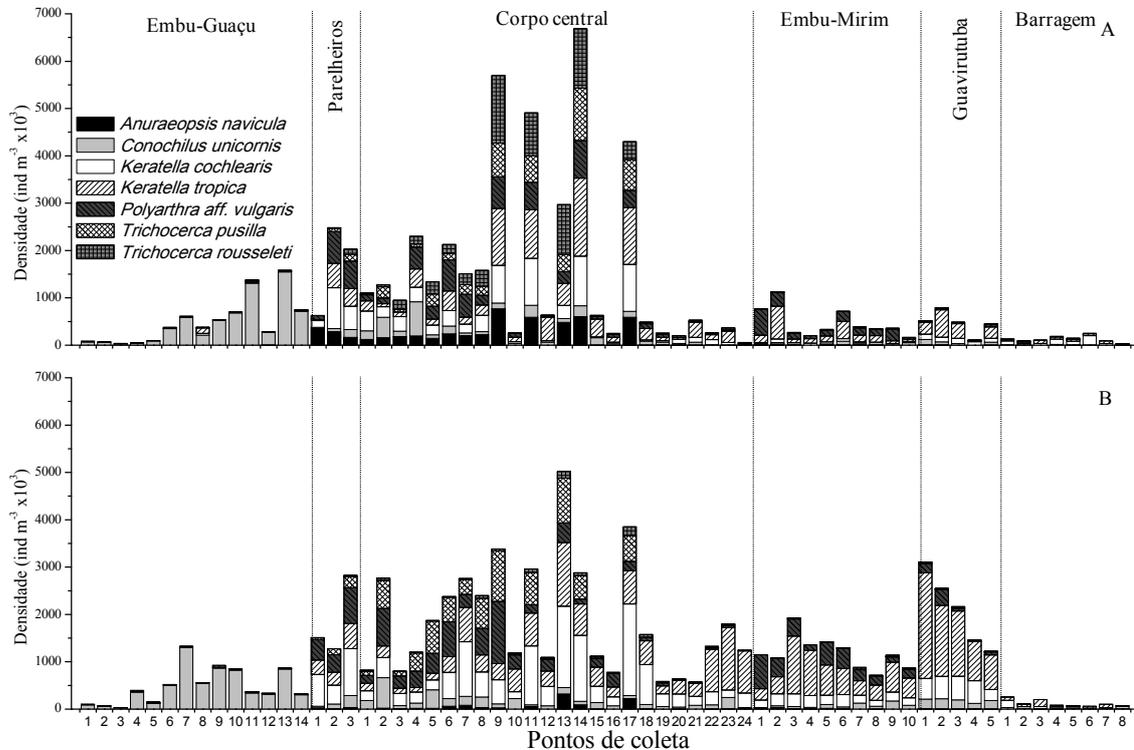


Figura 4.5.3.8 Valores da densidade ($\text{ind m}^{-3} \times 10^3$) das principais espécies de Rotifera nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Índices Biológicos

A estimativa da riqueza máxima para o zooplâncton no reservatório de Guarapiranga obtida pelos estimadores Jackknife 1 e Bootstrap foi maior para a primeira amostragem e o estimador Chao 2 não demonstrou diferenças entre os períodos de coleta (Figura 4.5.3.9). De uma forma geral, a riqueza de espécies registrada foi similar àquela demonstrada pelos estimadores.

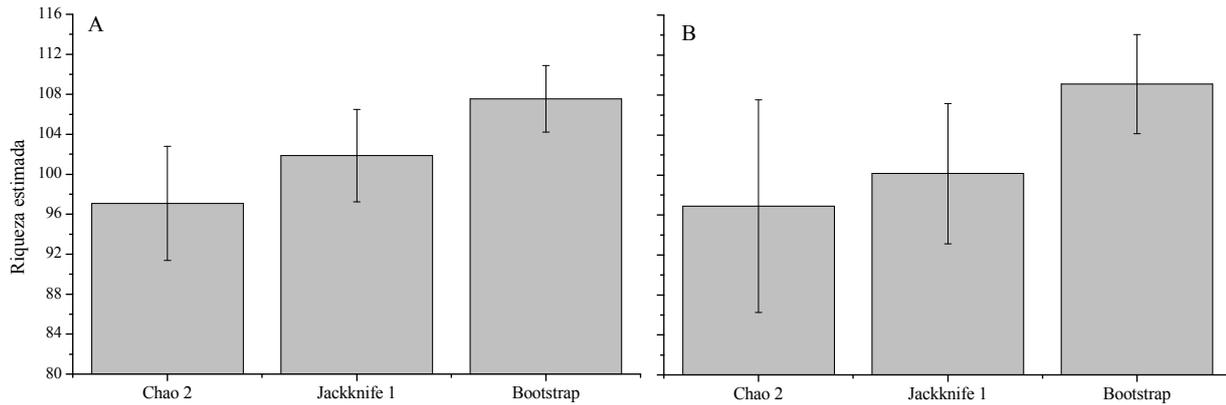


Figura 4.5.3.9 Valores da estimativa da riqueza máxima de espécies zooplanctônicas esperada para o reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Os valores dos índices de diversidade, uniformidade e dominância em geral foram maiores na segunda amostragem, no entanto esta diferença não foi significativa ($p > 0,05$) (Figura 4.5.3.10). Na primeira amostragem, a maior diversidade foi registrada no ponto 5 no corpo central ($1,21 \text{ bits ind}^{-1}$) coincidindo com um baixo valor do índice de dominância ($0,07$) e alta uniformidade ($0,77$). No entanto, nesse período a maior uniformidade foi registrada nos pontos 3 e 7 no corpo central e 5 do rio Embu-Mirim ($0,80$). Na segunda amostragem, a maior diversidade e uniformidade foram registradas no ponto 1, localizado no corpo central do reservatório ($1,15 \text{ bits ind}^{-1}$ e $0,77$ respectivamente). Neste local registrou-se uma baixa dominância ($0,09$). A diversidade e uniformidade registradas nos pontos e entre as amostragens tenderam a apresentar o mesmo padrão da riqueza e densidade.

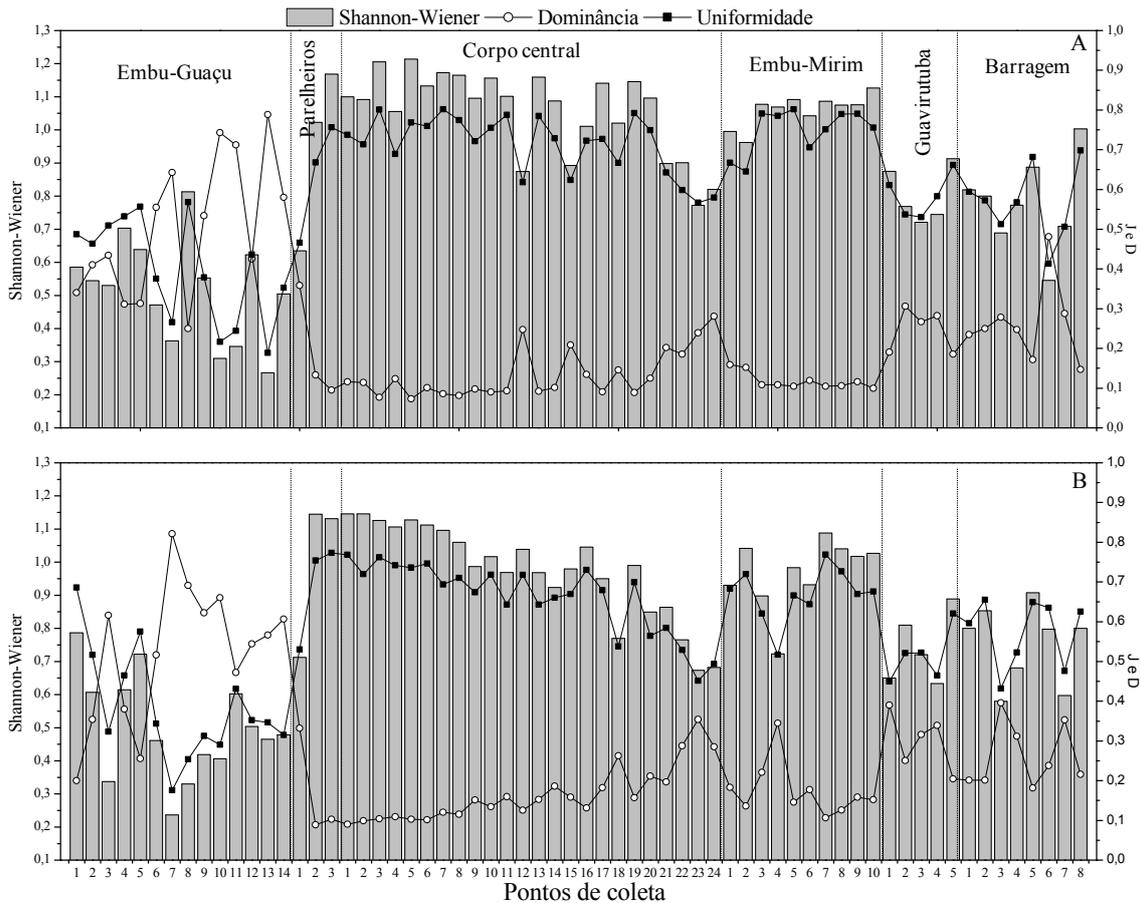


Figura 4.5.3.10 Valores dos índices de diversidade (Shannon-Wiener), uniformidade (J) e dominância (D) da comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A relação dos índices biológicos da comunidade zooplancônica com o índice de estado trófico refletiu as respostas desta comunidade às características dos ambientes (Figura 4.5.3.11). Os maiores valores da riqueza e diversidade estiveram relacionados com os índices de estado trófico que variaram de 45 a 63, ou seja, entre os estados de meso a eutrófico. O Quociente *Brachionus/Trichocerca* não foi um bom indicador da trofia no reservatório de Guarapiranga, uma vez que a maioria dos valores foram menores que 1. Durante o período de estudo, a ocorrência da Ordem Calanoida foi esporádica, portanto, o índice N_{cal}/N_{cyc} foi baixo e o maior valor foi correlacionado com o índice de estado trófico mesotrófico.

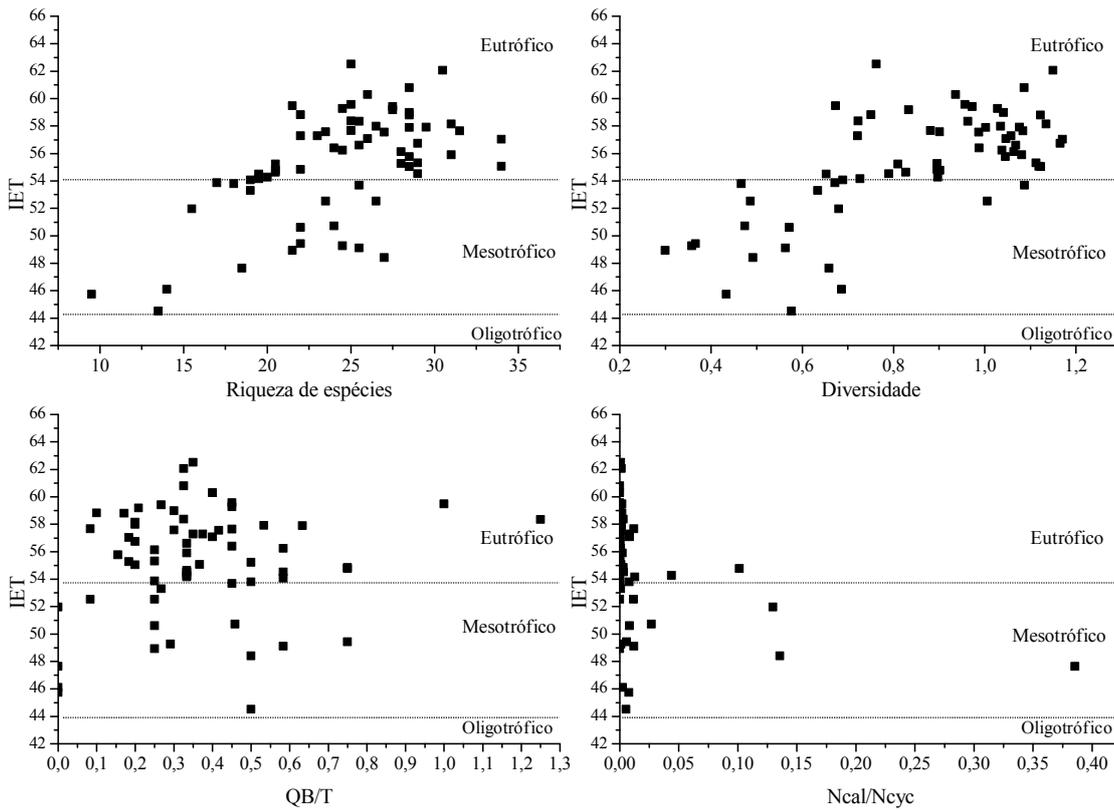


Figura 4.5.3.11 Relação entre o Índice de Estado Trófico (IET) e os índices biológicos (riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener, Quociente *Brachionus:Trichocerca* – B/T e razão Calanoida:Cyclopoida – Ncal/Ncyc) da comunidade zooplânctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga.

Análises Estatísticas

A ordenação RDA explicou 92,3% das relações entre as principais espécies descritoras do zooplâncton e a densidade dos grupos fitoplanctônicos. A RDA ordenou as espécies descritoras de acordo com o estado trófico dos pontos (Figura 4.5.3.12). As espécies *B. deitersi* e *C.unicornis* foram relacionadas com as densidades de Chrysophyta nos pontos referentes ao rio Embu-Guaçu, local com condição oligo-mesotrófica. *Thermocyclops decipiens* e *Tropocyclops prasinus* foram registrados em maiores densidades nos pontos do rio Embu-Mirim, Guavirituba, barragem e corpo central. A maioria das espécies de Rotifera correlacionaram-se com as cianofíceas nos pontos de Parelheiros e Embu-Mirim (eutróficos).

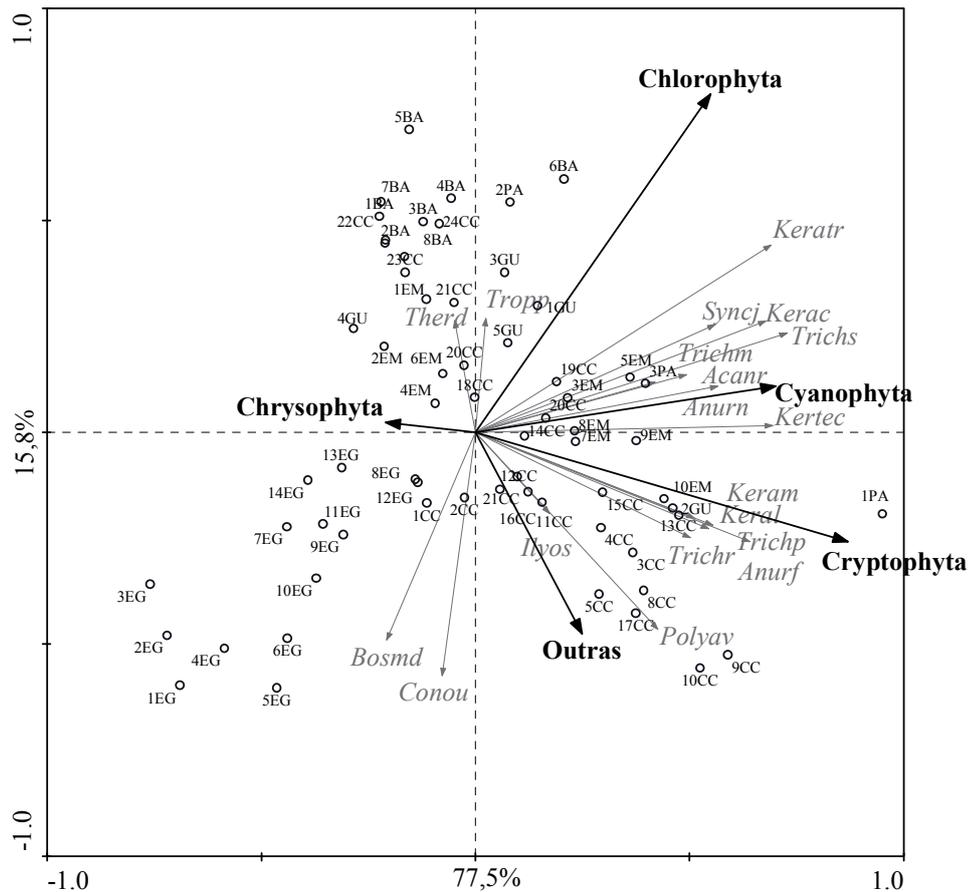


Figura 4.5.3.12 Diagrama de ordenação da Análise de Redundância (RDA) relacionando as espécies descritoras do zooplâncton com a densidade dos grupos fitoplanctônicos (Bosmd = *Bosminopsis deitersi*, Ilyos = *Ilyocryptus spinifer*; Acanr = *Acanthocyclops robustus*; Therd = *Thermocyclops decipiens*; Tropp = *Tropocyclops prasinus*, Anurf = *Anuraeopsis fissa*, Anurn = *Anuraeopsis navicula*; Conou = *Conochilus unicornis*; Keram = *Keratella americana*; Kerac = *Keratella cochlearis*; Keral = *Keratella lenzi*; Keratec = *Keratella tecta*; Keratr = *Keratella tropica*, Polyav = *Polyarthra aff vulgaris*; Syncj = *Synchaeta jollyae*; Trichm = *Trichocerca mus*; Trichp = *Trichocerca pusilla*; Trichr = *Trichocerca rousseleti*; Trichs = *Trichocerca similis*).

4.5.4. Discussão

Rotifera foi o grupo numericamente dominante na comunidade zooplanctônica do reservatório de Guarapiranga. Estudos sobre a comunidade zooplanctônica nesse reservatório se iniciaram na década de 80 e revelam a dominância numérica desses organismos (Cutolo e Rocha, 1998; Sendacz e Kubo, 1999; Sendacz et al., 1985; 2006; Domingos, 1993; Caleffi,

1994; 2000; Nishimura, 2012). Ao longo de três décadas de estudos, este reservatório exibiu um intenso processo de eutrofização como pode ser observado pelas oscilações nas variáveis ambientais (clorofila e nutrientes) apresentadas na Tabela 4.5.2.1, que refletem nas condições tróficas desse ambiente. Essas características podem estar favorecendo os rotíferos, que são caracteristicamente indicadores de ambientes perturbados e que sofrem variações temporais na densidade relacionadas à elevada capacidade de tolerância das espécies às alterações ambientais (Neumann-Leitão et al., 1991; Sendacz et al., 2006; Perbiche-Neves et al., 2013).

No entanto, alguns estudos verificam também a dominância desse grupo de organismos em ambientes oligotróficos (Matsumura-Tundisi e Tundisi, 1976; Sendacz et al., 2006). Para Neumann-Leitão et al. (1991) a dominância dos rotíferos no reservatório do Broa está mais relacionada à capacidade destes se adaptarem rapidamente às mudanças ambientais do que ao possível processo de eutrofização.

De certa forma a dominância de rotíferos em corpos d'água com diferentes níveis de trofia indica que esses organismos possuem uma série de mecanismos fisiológicos e ecológicos que permite o estabelecimento de suas populações. Apesar disso, a composição das populações de rotíferos é usada como indicador biológico das condições tróficas em sistemas aquáticos (Sládeček, 1983; Pontin e Langley, 1993). As espécies mais frequentes em lagos eutrofizados são: *Pompholyx sulcata* Hudson, *Anuraeopsis fissa* Gosse, *Trichocerca cylindrica* Imhof, *T. pusilla* Jennings, *Polyarthra euryptera* Wierzejski, *Brachionus angularis* Gosse, *Filinia longiseta* Ehrenberg, *F. opoliensis* Zacharias, *Kellicottia bostoniensis* Rousselet e *Keratella cochlearis* Gosse (Lucinda et al., 2004). No presente estudo *Asplanchna sieboldi* Leydig, *Brachionus calyciflorus* Pallas, *B. caudatus* Barrois e Daday, *Collotheca* sp., *Conochilus coenobasis* Skorikov, *Conochilus unicornis* Rousselet, *Epiphanes macroura* Barrois e Daday, *Keratella americana* Carlin, *K. cochlearis* Gosse, *K. lenzi* Hauer, *K. tecta* Gosse, *K. tropica* Apstein, *Polyarthra* aff *vulgaris*, *Synchaeta jollyae* Shiel e Koste, *Trichocerca mus* Hauer, *T. pusilla* Jennings, *T. rousseleti* Voigt, *T. similis* Wierzejski e *T. stylata* Gosse foram muito frequentes, indicando possíveis condições de eutrofização do sistema aquático.

Apesar disso, os dados existentes na literatura sobre o uso de rotíferos como bioindicadores da qualidade da água ainda são contrastantes e a utilização desta informação deve ser cautelosa. Por exemplo, Nogueira (2000) e Sampaio et al. (2002) verificaram alta frequência de *Collotheca* sp., *Conochilus coenobasis*, *C. unicornis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* Carlin em reservatórios oligotróficos de Rio Paranapanema,

em contraste com Matsumura-Tundisi e Tundisi (2005), que observaram picos na abundância de *C. coenobasis* e *K. americana* em um reservatório eutrófico. Outro exemplo é o trabalho de Bonecker et al. (2007), que estudaram 30 reservatórios no Estado do Paraná (Brasil), e concluíram que *Hexarthra intermedia* Hauer, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg e *Trichocerca insignis* Herrick indicavam condições eutróficas e *Trichocerca pusilla* e *T. similis* condições mesotróficas.

Dentro do grupo Rotifera, *Conochillus unicornis* foi muito frequente no reservatório ocorrendo em mais de 96% das amostras. A relação dessa espécie com o grau de trofia do ambiente ainda é conflitante. Para Matsumura-Tundisi et al. (1990) este táxon constituiu um indicador do processo de eutrofização no reservatório de Barra Bonita (SP). Já Lucinda et al. (2004) considera que esta espécie esteja relacionada a ambientes de menor trofia. No presente estudo esta espécie foi registrada com valores de densidades mais elevados nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu, no entanto sua ocorrência se deu em todo o reservatório.

No reservatório eutrófico de Iraí Perbiche-Neves et al. (2013) registraram a maior riqueza para a família Brachionidae, no entanto, em Guarapiranga, a maior riqueza entre os rotíferos foi registrada para a família Trichocercidae, mas a maior densidade foi registrada para Brachionidae. Sládeček (1983) afirma que as espécies do gênero *Brachionus* podem ser utilizados como indicadores de elevado estado trófico (Segers e Sarma, 1993). Portanto, em alguns trabalhos desenvolvidos em ambientes oligotróficos e eutróficos são registradas elevadas riquezas da família Brachionidae (Sendacz et al., 2006, Negreiros et al., 2010). Isso decorre, talvez, do fato desta família possuir maior riqueza de espécies entre os rotíferos e não necessariamente que todas suas espécies sejam indicadoras de uma maior trofia do ambiente.

Em regiões temperadas, o gênero *Brachionus* está fortemente associado com ambientes eutrofizados, enquanto *Trichocerca* indica águas oligotróficas (Sládeček, 1983). Este autor propôs um índice (Q) para determinar o nível trófico de um dado lago, calculado em função da relação entre *Brachionus/Trichocerca* (QB/T). No presente estudo esse índice foi menor que 1, o que indicaria um ambiente oligotrófico. No entanto, o reservatório de Guarapiranga é um sistema eutrófico (evidenciado pelo IET), com poucas regiões oligotróficas (rio Embu-Guaçu). Para outros estudos em regiões tropicais, esse índice foi um bom indicador das condições de trofia do ambiente (Santos et al., 2009; Brito, 2010). Apesar deste índice considerar que *Trichocerca* indica condições de oligotrofia, em algumas espécies desse gênero são descritas como indicadoras de ambientes eutrofizados (Karabin, 1985; Bertolotti, 2001).

Ainda em relação ao gênero *Trichocerca*, as espécies *T. pusilla* e *T. similis* (frequentes e abundantes no presente estudo) são consideradas indicadoras de ambientes eutróficos (Gannon e Stemberger, 1978; Bērzins e Pejler, 1989; Bertolotti, 2001; Duggan et al., 2001; Silveira e Azevedo, 2001). Esse gênero tem sido encontrado em uma ampla variedade de ambientes perifíticos e em ambientes oligotróficos, quando ocorre o aumento da produtividade primária, essas espécies começam a predominar no ambiente podendo atuar como indicadores de eutrofia (Pejler e Bērzins, 1993). Um mecanismo fisiológico que permite às espécies desse gênero permanecer no ambiente é a secreção de uma mucosa colóide longa que lhes permite se ligarem temporariamente às colônias e filamentos de algas, o que auxilia no aumento da área de superfície promovendo a resistência ao afundamento (Gannon e Stemberger, 1978).

A elevada riqueza de Rotifera nas áreas tropicais caracteriza-se pela presença predominante de espécies de *Brachionus*, *Keratella*, *Lecane* e *Trichocerca*, sendo que a maioria desses gêneros possui alto grau de endemismo na América do Sul e Austrália (Segers, 2007). Os dados do presente estudo corroboram essa afirmação, tendo em vista que para esses gêneros foram registradas elevadas riquezas de espécies.

Os cladóceros são importantes constituintes da fauna de ambientes lênticos, contribuindo significativamente para a dinâmica e energia nesses ecossistemas (Sa-ardrit e Beamish, 2005). Estes organismos são sensíveis às variações sutis do ambiente e respondem a baixos níveis de contaminantes (Ferdous e Muktedir 2009), o que os qualifica como bons bioindicadores. No presente estudo, Cladocera foi o segundo grupo em termos de riqueza, no entanto as densidades foram baixas. Para o gênero *Daphnia*, foram registradas apenas duas espécies (*D. laevis* e *D. gessneri*), e três de *Diaphanosoma*, (*D. birgei*, *D. fluviatile* e *D. polypina*). Esses filtradores de médio porte podem ter seus mecanismos de filtração de alimento danificados em ambientes com florações de Cyanophyceae, seja pela presença de algas filamentosas ou mesmo pela mucilagem presente em muitas espécies coloniais (Lampert, 1987). Em Guarapiranga o fitoplâncton foi na maioria dos pontos dominado por Cyanophyceae, principalmente a espécie colonial *Aphanocapsa delicatissima* (Capítulo 4.3).

Apenas a ocorrência das espécies pode ser um indicador falho do grau de trofia do ambiente. É importante também levar em consideração a densidade dos organismos, uma vez que esse parâmetro indica a persistência das espécies nos ambientes. Dessa forma *Bosminopsis deitersi* ocorreu na maioria dos pontos, no entanto, os maiores valores de

densidade foram registrados nos pontos de menor trofia, indicando que esta espécie, no presente estudo, pode ser considerada indicadora de condições mais oligotróficas. *B. deitersi* possui ampla distribuição em águas tropicais, sendo possivelmente adaptada aos ambientes com elevada concentração de compostos húmicos, baixas condutividade e pH; sendo indicadora de ambientes oligotróficos e mesotróficos (Arcifa, 1984; Matsumura-Tundisi e Tundisi; 1976, Caleffi, 1994; Cutolo e Rocha, 1998). Rocha e Güntzel (1999) apontam a ocorrência dessa espécie em ambientes oligotróficos, entretanto, essas relações com o grau de trofia apresentam variações em determinadas situações, pois Otsuka e Coelho-Botelho (2003) associam *Bosminopsis deitersi* a ambientes eutróficos.

A predominância de pequenos cladóceros (*Bosmina* e *Ceriodaphnia*) em muitas águas eutrofizadas está geralmente relacionada à interferência de algas azuis filamentosas ou tóxicas, que dominam no fitoplâncton sob condições eutróficas (Sampaio et al., 2002). A condição de maior trofia no presente estudo favoreceu o estabelecimento destes pequenos filtradores em detrimento daqueles de maior tamanho. A estrutura do tamanho das espécies zooplanctônicas pode também ser alterada pela predação seletiva de certos peixes (Brooks e Dodson, 1965). A predominância de pequenas espécies observadas no presente estudo provavelmente está relacionada à interferência na alimentação, uma vez que as cianofíceas foram abundantes na maioria dos pontos. Em Guarapiranga, as densidades de Cladocera foram baixas quando Cyanophyceae eram abundantes, mas os picos ocorreram quando Chrysophyta eram abundantes, resultado já registrado para o reservatório de Jurumirim (Sampaio et al., 2002).

Em Guarapiranga as mudanças na comunidade zooplanctônica relativas tanto à abundância relativa dos grupos e espécies predominantes ocorreu em resposta à eutrofização. Esse resultado é claro quando se verifica o decréscimo da riqueza e densidade dos grandes filtradores como os calanóides e espécies do gênero *Daphnia* (Cutolo e Rocha, 1998; Sendacz et al., 1982; 2006; Domingos, 1993; Caleffi, 1994; 2000; Nishimura, 2012). Até a década passada ainda houve o registro de Calanoida e de *Daphnia* em Guarapiranga (Sendacz et al., 2006), no entanto, no presente estudo e também na avaliação realizada por Nishimura (2012) estes estiveram ausentes na maioria dos pontos e quando registrados, estavam em baixas densidades.

Ainda entre os Cladocera, *Ceriodaphnia cornuta* e *D. gessneri* são espécies eurióicas, fisiologicamente e morfológicamente adaptados a viver ao longo de um gradiente de trofia (oligotrofia a hipereutrofia), não sendo, portanto, bons indicadores das condições ambientais.

Bosminopsis deitersi e *Moina minuta*, por outro lado, parecem ser restritas a uma extremidade da faixa, sendo dominante em condições oligotróficas, embora também ocorra em ambientes mesotróficos (Sampaio et al., 2002).

As espécies representantes das famílias Chydoridae, Ilyocryptidae e Macrothricidae foram raras no reservatório de Guarapiranga. A ocorrência restrita dos representantes dessas famílias pode estar relacionada ao fato desses organismos serem típicos de região litorânea, normalmente associados a bancos de macrófitas. Os representantes dessas famílias, principalmente *Alona gutatta*, *Anthalona verrucosa* e *Ilyocryptus spinifer*, estiveram presentes nos pontos localizados próximos aos tributários e distantes do corpo central do reservatório durante a maioria das amostragens. Segundo Kotov e Elmoor-Loureiro (2008) o gênero *Ilyocryptus* possui hábitos bentônicos e isso explicaria o fato de sua ocorrência nos locais mais rasos e com maior instabilidade e revolvimento do substrato.

Ainda em relação aos cladocéros, no presente estudo foram registradas as espécies *Moina micrura* (maior abundância) e *Moina minuta* (esporádica). Segundo Rocha e Güntzel (1999) *M. minuta* é característica de ambientes oligo-mesotróficos e em ambientes altamente poluídos, túrbidos e eutróficos há a substituição desta por *Moina micrura*. Em Guarapiranga essa estreita relação apontada pelos autores não foi encontrada, uma vez que ambas as espécies foram registradas em pontos tanto oligo-mesotróficos, quanto em pontos eutróficos, indicando provavelmente uma situação de transição entre a mesotrofia e a eutrofia para este reservatório.

A única espécie de Calanoida registrada no presente estudo foi *Notodiaptomus henseni* que ocorreu também nos estudos de Sendacz et al. (2006). Em ambos os estudos a densidade desta espécie foi baixa. De uma forma geral os representantes da Ordem Calanoida foram escassos no reservatório de Guarapiranga. Isso pode estar relacionado ao progressivo processo de eutrofização que causa constantes florações de cianofíceas levando ao uso de algicidas como o sulfato de cobre e o peróxido de hidrogênio que são tóxicos aos organismos zooplantônicos (Gusso-Choueri et al., 2011, Rodgher et al., 2010) e podem estar afetando drasticamente o zooplâncton deste ecossistema.

Por sua vez, a Ordem Cyclopoida foi representada por um grande número de espécies e as formas juvenis (náuplios e copepoditos) foram mais abundantes. Entre as espécies *Acanthocyclops robustus* e *Microcyclops anceps* se destacaram tanto em termos de densidade quanto em ocorrência. *A. robustus* juntamente com *T. prasinus* foram dominantes no reservatório de Iraí, um ambiente eutrófico (Perbiche-Neves et al., 2013). Além dessas

espécies indicadoras de maior trofia, a espécie *Thermocyclops decipiens*, registrada no presente estudo, é citada em outros estudos como indicadora de águas eutrofizadas (Landa et al., 2007; Nogueira et al., 2008), porque é capaz de manter uma elevada densidade populacional mesmo na presença de cianobactérias (Rocha et al., 2002). Segundo Reid e Moreno (1990) *T. decipiens* ocorre preferencialmente em águas mais eutrofizadas enquanto que *T. minutus* ocorre predominantemente em ambientes oligo-mesotróficos.

Outra espécie recentemente sugerida como indicadora de águas eutróficas no Estado de São Paulo e também registrada nos pontos dos rios mais poluídos (Parelheiros e Guavirutuba) é *Tropocyclops prasinus* (Silva, 2011). Neste mesmo estudo, outra espécie, *Microcyclops anceps* foi mais frequente em reservatórios oligo-mesotróficos, embora no presente estudo ter sido mais abundante nos pontos do corpo central e barragem (ambientes meso-eutróficos). Novamente, bem como para rotíferos, as espécies de Copepoda são encontradas em ambientes com diferentes estados tróficos.

Uma característica não avaliada no presente estudo foi a sazonalidade, que pode influenciar a ocorrência dos organismos zooplancônicos e que poderia responder talvez algumas dúvidas em relação às tendências opostas de variação.

A comunidade zooplancônica foi, em geral, um bom indicador das condições ambientais. Uma vez que a maior diversidade, riqueza de espécies e também a maior densidade dos organismos foram encontradas nos locais meso/eutróficos em vez daqueles de menor trofia. Estes atributos da comunidade zooplancônica caracterizam o reservatório em estágio já mais avançado de eutrofização, em que há um aumento na densidade, na biomassa e alterações nas relações de dominância que se esperariam observar nos ambientes de maior trofia. A dominância de algumas espécies de *Trichocerca*, para rotíferos e de *Acanthocyclops robustus*, *Thermocyclops decipiens* e *Tropocyclops prasinus* entre os Copepoda são indicadoras de condições eutróficas.

Por outro lado, por se tratar de um reservatório heterogêneo em função de diferenças no grau de preservação ou dos tipos de ocupação da bacia hidrográfica e consequentes diferenças nas condições tróficas de seus tributários, as espécies *Bosminopsis deitersi* e *Conochilus unicornis* continuam a ser dominantes nos pontos oligo/mesotróficos, sendo indicadoras de condições de menor trofia nestas porções do reservatório e evidenciando a heterogeneidade também na qualidade da água do próprio reservatório. A mudança na composição de espécies devido à eutrofização não pode ser avaliadas pelos nossos resultados de curto prazo, porém ficam aparentes nas alterações que ocorreram ao longo do tempo

quando se compara a composição de espécies reportadas em estudos anteriores (Sendacz e Kubo, 1982; 1999; Arcifa, 1984; Domingos, 1993; Sendacz et al., 2006) como os Calanoida *Scolodiaptomus cordeiroi* Wright, *Notodiaptomus iheringi* Wrigh, *Argyrodiaptomus furcatus* Sars e os Cladocera *Daphnia gessneri*, *Moina minuta* e *Thermocyclops inversus* Kiefer que eram frequentes e abundantes neste reservatório nas décadas de 80 e 90.

Assim, este estudo comprova que a comunidade zooplanctônica pode ser uma valiosa ferramenta como bioindicadora da eutrofização em reservatórios, ainda que analisada em curtos intervalos de tempo. Deve-se no entanto enfatizar a necessidade de uma amostragem intensiva, como a varredura de malha fina aqui utilizada, tanto para as variáveis físicas e químicas quanto biológicas.

Nos casos em que existe heterogeneidade espacial em relação ao estado trófico de diferentes compartimentos do corpo d'água, como observado no reservatório de Guarapiranga, não há uma resposta única da comunidade para o sistema como um todo. Portanto, verificou-se que as respostas foram também compartimentalizadas e podem do ponto de vista aplicado, subsidiar a escolha das medidas de recuperação nas diferentes áreas do reservatório e ou auxiliar na avaliação da efetividade das medidas tomadas.

Referências Bibliográficas

- AKA, M., PAGANO, M., SAINT-JEAN, L., ARFI, R., BOUVY, M., CECCHI, P., CORBIN, D. e THOMAS, S., 2000. Zooplankton variability in 49 shallow tropical reservoirs of Ivory Coast (West Africa). *International Review of Hydrobiology*, vol. 85, no. 4, p. 491-504.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION., 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 21th ed. Washington: Academic Press, p. 214-218.
- ARCIFA, MD., 1984. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 113, p.137-145.
- BERTOLETTI, SAEP., 2001. *O zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relação entre espécies zooplanctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 253 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- BĚRZIN, B. e PEJLER, B., 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia*, vol. 182, p.171-180.
- BEYRUTH, Z., 1996. *Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-1992: aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*.

- São Paulo: Universidade de São Paulo. 191 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- BEYRUTH, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 424, no. 1-3, p. 51-65.
- BONECKER, CC., NAGAE, MY., BLETLER, MCM, VELHO, LFM. e LANSAC-TÔHA, FA., 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 579, p. 115-123.
- BRITO, SL., 2010. *Caracterização limnológica e produtividade secundária das principais espécies de microcrustáceos em dois braços dos reservatórios de Três Marias e Furnas, Minas Gerais, Brasil*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 117 p. Tese de Doutorado em Ecologia.
- BROOKS, JL. e DODSON, SI., 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, vol. 150, no. 3692, p. 28-35.
- CALEFFI, SA., 1994. *A Represa de Guarapiranga: estudo da comunidade zooplanctônica e aspectos da eutrofização*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 115 p. Dissertação de Mestrado em Saúde Pública.
- CALEFFI, S., 2000. *Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapiranga: Aspectos ecológicos e qualidade ambiental, 1991/92*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 163 p. Tese de Doutorado em Saúde Pública.
- CARDOSO-SILVA, S., 2008. *Heterogeneidade especial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo – SP – Brasil)*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 99 p. Dissertação de Mestrado em Saúde Pública.
- CARLSON, RE., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, no. 2, p. 361-80.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. 2002. Série Relatórios CETESB. São Paulo, vol. 1, 279 p.
- COLINA, M. e GARDINER, PHE., 1999. Simultaneous determination of total nitrogen, phosphorus and sulphur by means of microwave digestion and ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, vol.187, no. ½, p. 285-290.
- CORGOSINHO, PHC. e PINTO-COELHO, RM., 2006. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 182, p.213-224.
- CUTOLO, SA. e ROCHA, AA., 1998. Comunidade zooplanctônica na Represa do Guarapiranga - SP- BR. In *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 1998. Lima-Perú: Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: AIDIS - Gestión Ambiental en el siglo XX. vol. 26. p. 1-5.

- DAJOZ, R. 1983. *Ecologia geral*. 4. ed. Petrópolis: Vozes. 472 p.
- DODSON, SI., ARNOTT, SE. e COTTINGHAM, KL., 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, vol. 81, no.10, p. 2662-2679.
- DOMINGOS, MD., 1993. *Heterogeneidade especial (horizontal) da represa do Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplanctônica*. São Carlos: Universidade de São Paulo. 156 p. Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- DUGGAN, IC., GREEN, JD. e SHIEL, RJ., 2001. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrobiologia*, vol., 446/447, p. 155-164.
- ESPÍNDOLA, ELG., MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, AC. e TUNDISI, JG., 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 60, p. 179-194.
- FERDOUS, Z., MUKTADIR, AKM., 2009. A Review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *American Journal of Applied Sciences*, vol. 6, no. 10, p.1815-1819.
- GANNON, JE. e STEMBERGER, RS., 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, vol. 97, no.1, p. 16-35.
- GONZÁLEZ, EJ., MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2008. Size and dry weight of main zooplankton species in Bariri reservoir (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 1, p.69-75.
- GUSSO-CHOUERI, PK., CHOUERI, RB., LOMBARDI, AT. e MELÃO, MGG., 2011. Effects of Dietary Copper on Life-History Traits of a Tropical Freshwater Cladoceran. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 64, no. 4, p. 589-598.
- HAMMER, O., HARPER, DAT. e RIAN, PD., 2001. *Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version. 1.37.
- HELLAWELL, JM., 1978. *Biological surveillance of rivers*. Stevenage: Water Research Center, 332 p.
- HULOT, FD., LACROIX, G. e LESCHER-MOUTOUE, FO., 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature*, vol. 405, p. 340/344.
- KARABIN, A., 1978. The pressure of pelagic predators of the genus *Mesocyclops* (Copepoda, Crustacea) in small zooplankton. *Ekologia Polska*, vol. 26, no. 2, p. 241-257.

- KOTOV, AA. e ELMOOR-LOUREIRO, LMA., 2008. Revision of *Ilyocryptus* Sars, 1862 (Cladocera: Ilyocryptidae) of Brazil with description of two new subspecies. *Zootaxa*, vol. 1962, p. 49-64
- KOZLOWSKY-SUZUKI, B. e BOZELLI, RL., 2002. Experimental evidence of the effect of nutrient enrichment on the zooplankton in a Brazilian coastal lagoon. *Brazilian Journal of Biology*, 62, no 4b, p. 835-846.
- LAMPERT, W., 1987. Laboratory studies as zooplankton-cynobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine e Freshwater Research*, vol. 21, no. 3, 483-490.
- LANDA, GG., BARBOSA, FAR., RIETZLER, AC. e MAIA-BARBOSA, PM., 2007. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 50, no. 4, p. 695-705.
- LUCINDA, I., MORENO, IH., MELÃO, MGG. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2004. Rotifers in freshwater habitats in the upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 16, no. 3, p. 203-224.
- MAGURRAN, AE., 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Princeton: University Press, 179 p.
- MAGURRAN, AE., 2011. *Medindo a diversidade ecológica*. Curitiba: Ed. UFPR, 262 p.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010 p.
- MASSON, S., PINEL-ALLOUL, B. e SMITH, VH., 2000. Total phosphorus-chlorophyll a size fractions relationships in southern Quebec lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 45, no. 3, p. 732-740.
- MATHEUS, CE. e TUNDISI, JG., 1988. Estudo físico químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e represa do Lobo. In TUNDISI, JG. *Limnologia e Manejo de Represas*. vol.1, tomo 1. São Paulo: USP. p. 419-472.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. *Oecologia*, vol. 25, p. 265-270.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 542, p. 367-378.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, AC. e ESPÍNDOLA, ELG., 1990. Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by two *Mesocyclops* species coexisting in Barra Bonita Reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 198, p. 141-151.
- NEGREIROS, NF., SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., SANTOS, RM. e ROCHA, O., 2010. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of Rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Biota Neotropica*, vol.10, no.4, p. 173-182.

- NEUMANN-LEITÃO, S., MATSUMURA-TUNDISI, T. e Calijuri, MC., 1991. Distribuição e aspectos ecológicos do zooplâncton da represa do Lobo (Broa) - São Paulo. In *Encontro Brasileiro de Plâncton*, 1991. Recife: Sociedade Brasileira de Plâncton. p. 393-414.
- NISHIMURA, PYA., 2012. A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo). São Paulo: Universidade de São Paulo. 135 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- NOGUEIRA, MG., 2000. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim reservoir (Paranapanema river), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 431, p. 115-128.
- NOGUEIRA, MG., OLIVEIRA, PCR. e BRITTO, YT., 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica*, vol. 27, no. 1, p. 151-170.
- OTSUKA, MM. e COELHO-BOTELHO, MJA., 2003. Cladocera planctônicos como indicadores do estado trófico dos reservatórios Billings e Guarapiranga (São Paulo). In *IX Congresso Brasileiro de Limnologia: Água – Rompendo fronteiras entre Ciências, Educação e Cidadania*, 2003. Juiz de Fora: UFJF, p. 1-3.
- PACE, ML., 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography*, vol. 31, p. 45-55.
- PEJLER, B. e BĚRZINS, B., 1993. On the ecology of Trichocercidae (Rotifera). *Hydrobiologia*, vol. 363, p. 55-59.
- PERBICHE-NEVES, G., FILETO, C., LAÇO, J., TROGUER, A. e SERAFIM-JÚNIOR, M., 2013. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research*, vol. 41, no. 1, p. 138-149.
- PINTO-COELHO, RM., 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha lake, Brazil. *Freshwater Biology*, vol. 40, no. 1, p. 159-173.
- PINTO-COELHO, RM., PINEL-ALLOUL, B., MÉTHOT, G. e HAVENS, K., 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 62, no. 2, p. 348-361.
- PONTIN, RM. e LANGLEY, JM., 1993. The use of rotifer communities to provide a preliminary national classification of small water bodies in England. *Hydrobiologia*, vol. 255/256, p. 411-420.
- REID, JW. e MORENO, IH., 1990. The Copepoda (Crustacea) of the southern Pantanal, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 3, no. 2, p. 721-739.

- ROCHA, O. e GÜNTZEL, AM., 1999. Crustáceos branquiópodos. In ISMAEL, D., VALENTI, WC., MATSUMURA-TUNDISI, T. e ROCHA, O. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados d'água doce*. vol. 4. São Paulo: FAPESP. p. 107-120.
- ROCHA, MIA., BRANCO, CWC., SAMPAIO, G F., GÔMARA, GA. e DE FILLIPO, R., 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcytis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 14, no. 3, p. 71-86.
- RODGHER S., ESPINDOLA, EG. e LOMBARDI, AT., 2010. Suitability of *Daphnia similis* as an alternative as an alternative organism in ecotoxicological tests: implications for metal toxicity. *Ecotoxicology*, vol. 19, p. 1027-1033.
- SA-ARDRIT, P. e BEAMISH, FWH., 2005. Cladocera, diversity, abundance and habitat in a Western Thailand stream. *Aquatic Ecology*, vol. 39, no. 3, p. 353-365.
- SAMPAIO, EV., ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2002. Composition and Abundance of Zooplankton in the Limnetic of Seven Reservoir of the Paranapanema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, no. 3, p. 525-545.
- SANTOS, RM., ROCHA, GS., ROCHA, O e SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., 2009. Influence of net cage fish cultures on the diversity of thezooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. *Aquaculture Research*, vol. 40, p. 753-761.
- SANTOS, RM., NEGREIROS, NF., SILVA, LC., SANTOS-WISNIEWSKI, MJ. e ROCHA, O., 2010. Biomass and production of Cladocera in Furnas reservoir, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol.70, no. 3, p. 879-887.
- SEGERS, H., 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, vol. 1564, p. 1-104.
- SEGERS, H. e SARMA, SSS., 1993. Notes on some new or little known Rotifera from Brazil. *Revue d' Hydrobiologie Tropicale*, vol. 26, no. 3, p. 175-185.
- SENDACZ, S. e KUBO, E., 1982. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, vol. 9, p. 51-89.
- SENDACZ, S. e KUBO, E., 1999. Zooplâncton de reservatórios do Alto do Tietê, Estado de São Paulo. In HENRY, R. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. São Paulo: Fundibio-Fapesp. p. 509-530.
- SENDACZ, S., KUBO, E. e CESTAROLLI, MA., 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, vol. 12, no. 1, p. 187-2079.

- SENDACZ, S., CALEFFI, S. e SANTOS-SOARES, J., 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no. 1b, p. 337-350.
- SHANNON, CE. e WEAVER, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press. 144 p.
- SILVA, WM., 2011. Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. *Oecologia Australis*, vol. 15, no. 3, p. 511-521.
- SILVEIRA, RB. e AZEVEDO, NPL., 2001. Rotíferos como indicador de saprobia na foz dos rios Jacuí, dos Sinos e Gravataí, RS, Brasil. *Biociências*, vol. 9, p. 3-13.
- SLÁDEČEK, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, vol. 100, p. 169-201.
- STARLING, FIRM., 2000. Comparative study of the zooplankton composition of six lacustrine ecosystems in Central Brazil during the dry season. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 60, p. 101-111.
- TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P., 2002. *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. Ithaca, NY: Microcomputer Power.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.
- TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T., HENRY, R., ROCHA, O. e HINO, K., 1988. Comparação do Estado Trófico de 23 Reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e Manejo. In Tundisi, JG. *Limnologia e Manejo de Represas*. vol.1, tomo 1. São Paulo: USP. p. 165-203.
- WHATELY, M. e CUNHA, PM., 2006. *Guarapiranga 2005: como e porque São Paulo está perdendo este manacial: resultados do diagnóstico sócioambiental participativo da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 51 p.

Capítulo 4.6. Biomassa e produção secundária instantânea da comunidade zooplancônica em um reservatório urbano

Resumo

O zooplâncton é um elo importante entre os produtores e níveis superiores na cadeia alimentar aquática, sendo relevantes os estudos que envolvem a produtividade secundária desses organismos permitindo elucidar alguns aspectos da dinâmica nestes ambientes. Este trabalho teve como objetivo estimar a biomassa e a produção secundária instantânea da comunidade zooplancônica em um reservatório urbano eutrofizado. As amostragens foram realizadas em malha de varredura abrangendo 64 pontos distribuídos sobre todo o reservatório de Guarapiranga em dois dias consecutivos na estação seca. A densidade numérica, a biomassa e o tempo de desenvolvimento das espécies foram obtidos e utilizados para calcular a produção de Cladocera, Copepoda e Rotifera. A maior porção da biomassa do zooplâncton total foi registrada nos locais mais eutrofizados, sendo que Rotifera e Cyclopoida foram os grupos que mais contribuíram para esse resultado. Entre as espécies de Cladocera, *Bosminopsis deitersi* Richard e *Simocephalus serrulatus* Koch contribuíram com mais de 90% da biomassa total desse grupo; náuplios e copepoditos de Cyclopoida foram dominantes entre os Copepoda e *Keratella tropica* Apstein e *Polyarthra aff vulgaris* predominaram entre os rotíferos. A produção total do zooplâncton estimada enquadra-se dentro da faixa de outros ambientes eutróficos, sendo que os maiores valores foram registrados nos pontos do rio Parelheiros e Guavirutuba, os quais variaram de 1.402 a 129.546 $\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$. *Simocephalus serrulatus*, náuplios e copepoditos I a IV de Cyclopoida, *Conochilus unicornis* Rousselet, *Filinia longiseta* Ehrenberg e *Keratella tropica* foram as espécies dominantes em termos de produção. Valores da razão produção biomassa (P/B) foram geralmente menores para os cladóceros e maiores para os Rotifera. As maiores taxas de produtividade secundária de Cyclopoida e Rotifera indicam o elevado grau de eutrofização deste reservatório urbano

Palavras-chave: Rotifera, indicadores biológicos, produtividade, *Keratella tropica*

4.6.1. Introdução

Para se compreender o funcionamento dos ecossistemas aquáticos tropicais são necessários mais estudos focados na quantificação da matéria e energia que flui através desses

sistemas (Loureiro et al., 2011). A estimativa da biomassa das comunidades aquáticas constitui uma métrica importante para estudos da importância funcional das espécies e relações tróficas nas cadeias alimentares (Rossa et al, 2007; González et al., 2008).

Os organismos planctônicos além de contribuir para o estoque de carbono, nitrogênio e fósforo (biomassa) em forma de matéria orgânica particulada, ainda participam na liberação destes nutrientes na forma dissolvida, a qual é essencial para o *pool* de nutrientes dissolvidos que sustentam a produtividade primária nos ecossistemas aquáticos (Lampert, 1978; Sanful et al., 2011). Segundo Margalef (1983), os organismos que mais contribuem para a biomassa no plâncton de água doce são os microcrustáceos, principalmente os copépodos. A biomassa dos rotíferos é geralmente menor que a dos copépodos e cladóceros, exceto em ambientes muito eutróficos em que dominam amplamente.

De acordo com Bozelli e Huszar (2003), estimativas de biomassa devem ser uma prioridade para os estudos em ambientes aquáticos continentais brasileiros, uma vez que pode levar a avanços no entendimento do papel do zooplâncton na estrutura trófica destes ecossistemas. Tal informação é também essencial para a comparação entre ambientes, especialmente se o objetivo do estudo envolver o entendimento das interações tróficas.

Apesar da biomassa zooplancônica ser considerada uma estimativa mais precisa e mais realista do que a densidade, quando são realizados estudos comparativos entre diferentes ambientes esta não reflete necessariamente a taxa de produção de matéria orgânica nova ou a taxa pela qual a energia está sendo processada (Matsumura-Tundisi et al., 1989). Desta forma, a produção gerada pela biomassa presente num dado ambiente é uma medida mais realista da contribuição de cada um dos componentes para a retenção de energia e matéria dentro da comunidade e do ecossistema (Melão e Rocha, 2000).

A produtividade secundária zooplancônica pode ser entendida como a biomassa acumulada pelas populações heterotróficas por unidade de tempo, sendo a soma do crescimento incluindo o material liberado nas ecdises (exúvias) e os produtos reprodutivos de todos os indivíduos da população (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001). No ecossistema aquático a movimentação de matéria e energia é feita por meio das atividades dos indivíduos e das comunidades (Edmondson, 1974). Desta forma, estudos da produção secundária são importantes para elucidar a transferência de energia e matéria dentro do ecossistema, permitindo uma gestão mais racional dos recursos aquáticos.

Apesar da importância das informações obtidas através dos dados de biomassa e produtividade secundária, estudos desta natureza são ainda escassos em regiões tropicais.

Estudos sobre a produção da comunidade zooplanctônica em ecossistemas de água doce no Brasil tiveram início na década de 80, no entanto quando comparados àqueles realizados nas regiões temperadas estes ainda são incipientes e contemplam, em sua maioria, apenas as espécies dominantes em um dado ambiente (Santos-Wisniewski e Rocha, 2007). A partir dos dados obtidos na literatura verifica-se a predominância de estudos de produtividade secundária nos corpos d'água do Estado de São Paulo (tipicamente subtropicais), sendo que a maioria destes compara a produtividade secundária do zooplâncton entre períodos de chuva e seca dentro de um mesmo ambiente.

O primeiro estudo sobre produção do zooplâncton no Brasil se iniciou com Rocha e Matsumura-Tundisi (1984) que determinaram a biomassa e produção de *Argyrodiaptomus furcatus* Sars, o copepoda mais abundante no reservatório oligotrófico do Broa. Uma década após este estudo, Okano (1994) avaliou a biomassa e produção de Rotifera em um pequeno lago eutrófico (Monjolinho) e registrou uma produção média extremamente alta de *Brachionus falcatus* (176,6 mgPS m⁻³ d⁻¹).

Melão (1997) avaliou a produtividade secundária das principais espécies zooplanctônicas no reservatório da Lagoa Dourada (oligotrófico) e diferentemente de Okano (1994) verificou uma maior produtividade dos Cladocera e Copepoda. Santos-Wisniewski (1998) também avaliou a produção do zooplâncton e sua distribuição espacial no reservatório de Barra Bonita e assim como Melão (1997) verificou maiores valores da produção de Cladocera no período de seca e de Copepoda no período chuvoso.

As espécies dominantes, *Filinia pejleri* Hutchinson e *Keratella americana* Carlin, no reservatório do Broa tiveram sua produção mensurada (Pelaéz-Rodrigues e Matsumura-Tundisi, 2002). Durante este estudo, os autores constataram que a população de *F. pejleri* foi mais abundante que a população de *K. americana*, porém, sua produção foi menor, devido a uma baixa fecundidade (número de ovos/fêmea). Rietzler et al. (2004) forneceram dados sobre a produção de Copepoda no reservatório hipereutrófico de Salto Grande, bacia do rio Piracicaba, SP. Ainda na bacia do rio Paranapanema, em duas lagoas com diferentes estados de trofia as populações de Cladocera e Copepoda foram avaliadas em termos de produção (Panarelli, 2004; Casanova, 2005).

Recentemente, foram realizados quatro novos trabalhos sobre produção secundária da comunidade zooplanctônica, sendo que dois destes foram realizados para o grupo dos Rotifera (Negreiros, 2010) e outro para os Cladocera (Santos et al., 2010), além de um estudo sobre a produção dos microcrustáceos nos reservatórios de Furnas e Três Marias (Brito, 2010) e um

sobre a produtividade do zooplâncton total em três reservatórios em cascata do Baixo rio Tietê (Santos, 2010). Verifica-se, portanto, que nenhum trabalho até o momento foi realizado em um reservatório urbano.

Alguns autores demonstraram que embora a produtividade primária aumente marcadamente com a eutrofização, o mesmo não acontece com a produção secundária do zooplâncton (Rocha et al., 1997). De acordo com estes autores, os maiores valores de produção para esta comunidade são obtidos em corpos de água mesotróficos ou moderadamente eutróficos, pois à medida que a eutrofização avança o alimento de qualidade para o zooplâncton herbívoro, constituído pelo nanofitoplâncton dominado por pequenas clorofíceas e críptofíceas é substituído por algas de maior tamanho e cianobactérias de difícil ingestão ou são de baixo valor nutricional.

O objetivo do presente estudo foi estimar a biomassa e produção secundária instantânea da comunidade zooplânctônica no reservatório de Guarapiranga, um reservatório urbano eutrofizado, visando avaliar a resposta desta comunidade a múltiplos fatores.

A primeira hipótese é que a maior fração da produção secundária será dos rotíferos devido ao elevado grau de trofia deste corpo de água e consequentes florações de cianobactérias. A segunda hipótese é que a produção secundária deste corpo de água será comparável a de sistemas eutróficos.

4.6.2. Materiais e Métodos

Área de Estudo

O reservatório de Guarapiranga está situado na sub-bacia hidrográfica do Alto Tietê. Está localizado na porção sudoeste da região metropolitana de São Paulo (RMSP) a 23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W e a uma altitude de 742 m, ocupando uma área de 630 km². Este é um reservatório urbano e atualmente é o segundo maior manancial do sistema de abastecimento da RMSP, sendo responsável pelo abastecimento de aproximadamente 3,8 milhões de pessoas (20% da população da RMSP) (Whately e Cunha, 2006).

O reservatório de Guarapiranga apresenta morfologia dendrítica, estreita e alongada, o que acentua as influências dos diferentes tipos de uso e ocupação do solo na sua bacia hidrográfica (Fontana et al., 2014). Apresenta área de 33 km², profundidade média de sete

metros, volume aproximado de 194 milhões de m³ de água e tempo médio de residência da água de 185 dias (Cetesb, 2002).

O intenso crescimento urbano observado desde a década de sessenta causou significativo acréscimo na carga orgânica no reservatório Guarapiranga, acelerando o processo de eutrofização e tornando as florações de algas mais freqüentes. Atividades como loteamentos, ocupações irregulares (Beyruth, 2000) e ausência de saneamento básico vêm favorecendo a baixa qualidade das águas do reservatório (Fontana et al., 2014). No decorrer das últimas três décadas, todos esses processos de degradação causaram marcantes alterações nas características físicas, químicas e biológicas da água (Tabela 4.6.2.1).

Tabela 4.6.2.1 Valores médios e desvios padrão da qualidade da água no reservatório de Guarapiranga obtidos em estudos anteriores.

	Domingos (1993)	Beyruth (1996)	Cardoso-Silva (2008)	Nishimura (2012)
Temperatura água (°C)	23,15 ± 1,05	21,79 ± 3,0	21,67 ± 2,84	20,9 ± 0,6
pH	6,69 ± 0,31	7,10 ± 0,42	7,14 ± 0,67	7,4 ± 0,3
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7,04 ± 0,93	7,19 ± 0,90	5,88 ± 0,88	5,5 ± 2,6
Condutividade (µS cm ⁻¹)	74,60 ± 16,91	56,32 ± 9,47	121,89 ± 23,54	112 ± 15
Fósforo solúvel reativo (µg L ⁻¹)	---	6,48 ± 4,33	---	---
Fosfato (µg L ⁻¹)	---	---	---	30,6 ± 27,6
Fósforo total (µg L ⁻¹)	42,83 ± 19,91	16,40 ± 6,90	33,11 ± 40,15	49 ± 34
Amônio (µg L ⁻¹)	---	409,38 ± 192,37	---	218 ± 180
Nitrato (µg L ⁻¹)	---	397,20 ± 189,07	---	385 ± 152
Nitrito (µg L ⁻¹)	---	---	---	22 ± 10
Nitrogênio total (µg L ⁻¹)	1812,14 ± 553,34	---	526,65 ± 186,35	999 ± 253
Clorofila a (µg L ⁻¹)	7,79 ± 4,10	---	18,67 ± 13,12	17 ± 13
IET	51,04*	37,07*	48,55 ± 5,73	59,7 ± 1,9

* valores calculados

Variáveis Físicas e Químicas

Amostras d'água foram coletadas em 64 pontos abrangendo toda a área do reservatório nos dias 13 e 14 de setembro de 2010 (período de seca). Nessas amostras foram determinadas as concentrações de nitrogênio total, fósforo total de acordo com o método de digestão em microondas e cromatografia iônica (Colina e Gardiner, 1999). As concentrações de clorofila *a* foram determinadas de acordo com Nush (1980) utilizando-se o método de extração por etanol 80% a quente.

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET médio) foi calculado de acordo com Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), considerando os valores das concentrações de fósforo e clorofila *a* e da transparência obtida pelo disco de Secchi. O IET médio foi calculado pela média aritmética simples para os valores dos índices individuais do fósforo total, da clorofila *a* e Secchi. O seguinte critério foi usado para classificar o estado trófico: ultraoligotrófico – $IET \leq 24$; oligotrófico - $24 < IET \leq 44$; mesotrófico - $44 < IET \leq 54$; eutrófico - $54 < IET \leq 74$ e hipereutrófico - $IET > 74$.

Variáveis Biológicas

A comunidade zooplanctônica foi amostrada na camada superficial em 64 pontos usando uma moto bomba da marca Sthill, modelo P-835e rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha. As amostras foram fixadas com solução de formalina (4%). A contagem numérica do zooplâncton (ind m^{-3}) foi realizada sob microscópio óptico e estereoscópico com ocular graduada.

A contagem dos organismos zooplanctônicos foi realizada de acordo com o método descrito em Apha (2005) onde foram contadas subamostras de 1 mL para Rotifera e náuplios de Copepoda em câmara de Sedgwick-Rafter e subamostras em placas de acrílico quadriculadas para Cladocera e Copepoda. Nesta fase, foram quantificados e medidos separadamente, os estágios de náuplios, copepoditos e adultos das espécies de Copepoda e neonatos, jovens e adultos de Cladocera. Em cada sub-amostra analisada foram quantificadas as fêmeas ovadas, bem como o número de ovos/embriões por fêmeas.

Para a determinação da biomassa das espécies de rotíferos foi utilizada a técnica descrita por Ruttner-Kolisko (1977). A biomassa das espécies de Cladocera e Copepoda foi calculada utilizando-se a regressão linear fornecida por Bottrell et al. (1976), a qual relaciona o comprimento (mm) com o peso seco (μg).

O tempo de desenvolvimento embrionário das espécies de rotíferos foi calculado pelo modelo proposto por Bottrell et al. (1976), que relaciona o tempo de desenvolvimento do ovo (dias) com a temperatura, com base em uma regressão polinomial.

Os valores do tempo de desenvolvimento embrionário e pós-embrionário a 20°C para as espécies de cladóceros registradas no reservatório de Guarapiranga foram obtidos na literatura (Bohrer, 1995; Melão, 1997; Santos-Wisniewski, 1998). Para o tempo de desenvolvimento de Copepoda foram utilizados os dados de Rietzler (1995), para Cyclopoida,

e os dados de Espíndola (1994) para os Calanoida.

Para a estimativa da produção secundária das espécies de Rotifera foi utilizado o método do recrutamento, segundo Elster (1954) *apud* Edmondson e Winberg (1971), a partir dos valores da taxa finita de natalidade (B) e do peso seco dos rotíferos. A partir de B, calculou-se o recrutamento (PN). Para se obter a produção em peso de matéria orgânica produzida, expressa em microgramas de peso seco por m⁻³ utilizou-se a seguinte fórmula:

$$P = PN \cdot W$$

Onde: P = produção de matéria orgânica expressa em peso seco; W = peso médio do indivíduo, expresso em peso seco.

A produção secundária dos microcrustáceos foi calculada a partir do incremento de biomassa (Winberg et al., 1965), utilizando a fórmula abaixo:

$$P = (N_I \cdot \Delta W_I) \cdot T_I^{-1} + (N_{II} \cdot \Delta W_{II}) \cdot T_{II}^{-1} + (N_{III} \cdot \Delta W_{III}) \cdot T_{III}^{-1}$$

Onde: P = produção secundária em dias; N = número de indivíduos por estágio de desenvolvimento; ΔW = incremento em biomassa por estágio de desenvolvimento e T = tempo de desenvolvimento em dias; e I, II, III... = série de estágios de desenvolvimento.

A razão produção biomassa (P/B) também foi calculada para as espécies de rotíferos, cladóceros e copépodos.

Análises Estatísticas

A análise de variância (One –Way ANOVA) foi aplicada para testar a existência de diferenças na biomassa e produção zooplactônica entre as amostragens utilizando-se o software livre PAST, versão 1.79 (Hammer et al., 2001).

Os dados foram submetidos à análise de redundância (RDA), empregando o programa CANOCO 3,12 (Ter Braak e Šmilauer 2002), a qual foi realizada buscando relacionar a disponibilidade do alimento (biomassa fitoplanctônica) sobre a biomassa e produção do zooplâncton. A biomassa e produção das espécies da comunidade zooplanctônica, que contribuíram com mais de 2% e 1,3% do total destes parâmetros respectivamente, foram transformadas pela função log (x+1) antes da análise. O teste de Monte Carlo, com 4999 permutações aleatórias, foi utilizado para testar o significado das biomassas fitoplanctônicas.

4.6.3. Resultados

Variáveis Abióticas

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram altas (Figura 4.6.3.1). No dia 13 de setembro de 2010 o maior valor de nitrogênio foi registrado no ponto 6 da barragem ($5.085,3 \mu\text{g L}^{-1}$) e o menor no ponto 3 do rio Embu-Guaçu ($551,4 \mu\text{g L}^{-1}$); o maior valor registrado para o fósforo total foi de $74,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 2 do rio Guavirutuba e o menor no ponto 2 do rio Embu-Guaçu ($16,4 \mu\text{g L}^{-1}$). No dia 14 de setembro o maior valor de nitrogênio foi registrado no ponto 1 do rio Parelheiros ($4.188,7 \mu\text{g L}^{-1}$) e o menor no ponto 2 do rio Embu-Mirim ($476,5 \mu\text{g L}^{-1}$); o maior valor para o fósforo total assim como no dia 13 foi registrado no ponto 2 de Guavirutuba ($210,4 \mu\text{g L}^{-1}$) e o menor no ponto 3 do rio Embu-Guaçu ($16,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Os maiores valores para estas variáveis foram registrados em pontos próximos a entrada dos afluentes do rio Guavirutuba (ponto 2), Parelheiros (ponto 1) e próximo a barragem (ponto 6). No geral, os menores valores foram registrados nos pontos próximos ao tributário do rio Embu-Guaçu (Figura 4.6.3.1).

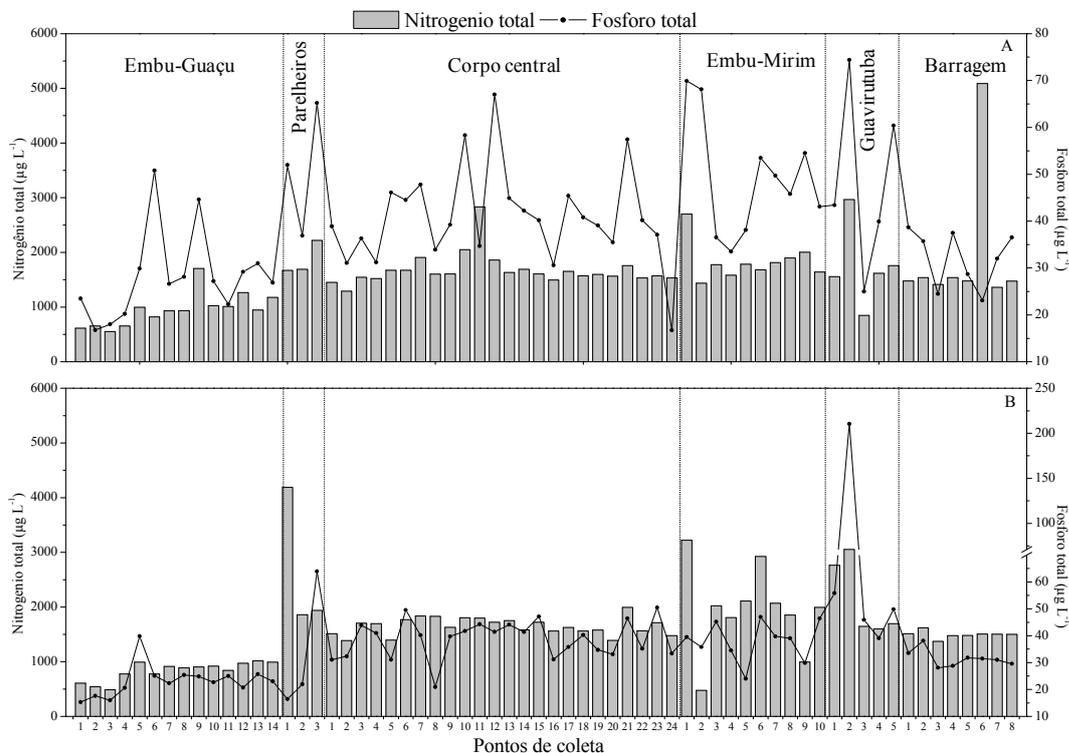


Figura 4.6.3.1 Variação nos valores das concentrações de nitrogênio total e fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010. As linhas verticais pontilhadas delimitam os principais compartimentos do reservatório.

Assim como os valores de nutrientes, o IET foi alto, sendo que na maioria dos pontos esse índice foi classificado como eutrófico. Os únicos pontos classificados como oligotróficos foram 1, 2, 3 e 4 (próximo ao tributário Embu-Guaçu) na primeira amostragem, os quais na amostragem do dia 14 de setembro foram classificados como mesotróficos (Figura 4.6.3.2). De um modo geral verifica-se menor trofia da água nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu e maior em Parelheiros, Embu-Mirim e Guavirutuba.

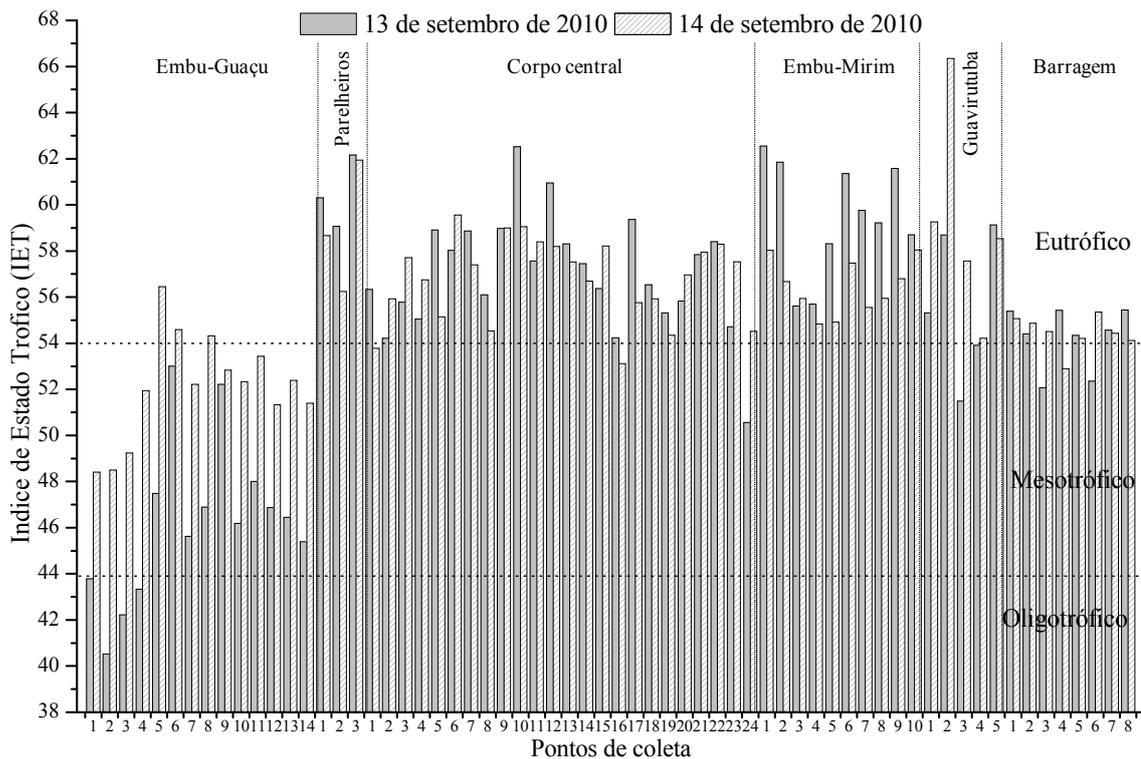


Figura 4.6.3.2 Variação nos valores do Índice de Estado Trófico (IET) nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga nas amostragens realizadas nos dias 13 e 14 de setembro de 2010.

Comunidade Zooplancônica

Em ambas as amostragens Rotifera e Copepoda dominaram em biomassa no reservatório de Guarapiranga (Figura 4.6.3.3 e Tabela 4.6.3.1). A biomassa zooplancônica total da primeira amostragem diferiu daquela da segunda amostragem ($p < 0,05$). Na primeira amostragem houve uma maior predominância de Rotifera em comparação com a primeira. Na região do rio Embu-Guaçu foram registradas as menores biomassas, com exceção para o grupo Cladocera. Em ambas as amostragens nos pontos próximos à barragem houve

predominância ora de náuplios, ora de copepoditos de Cyclopoida. A maior biomassa (234.936,0 $\mu\text{g PS m}^{-3}$) foi registrada no ponto 9 do rio Embu-Mirim do reservatório na segunda amostragem em decorrência dos altos valores de densidade dos copepoditos de Cyclopoida que contribuíram com mais de 67% da abundância total em biomassa nesse ponto.

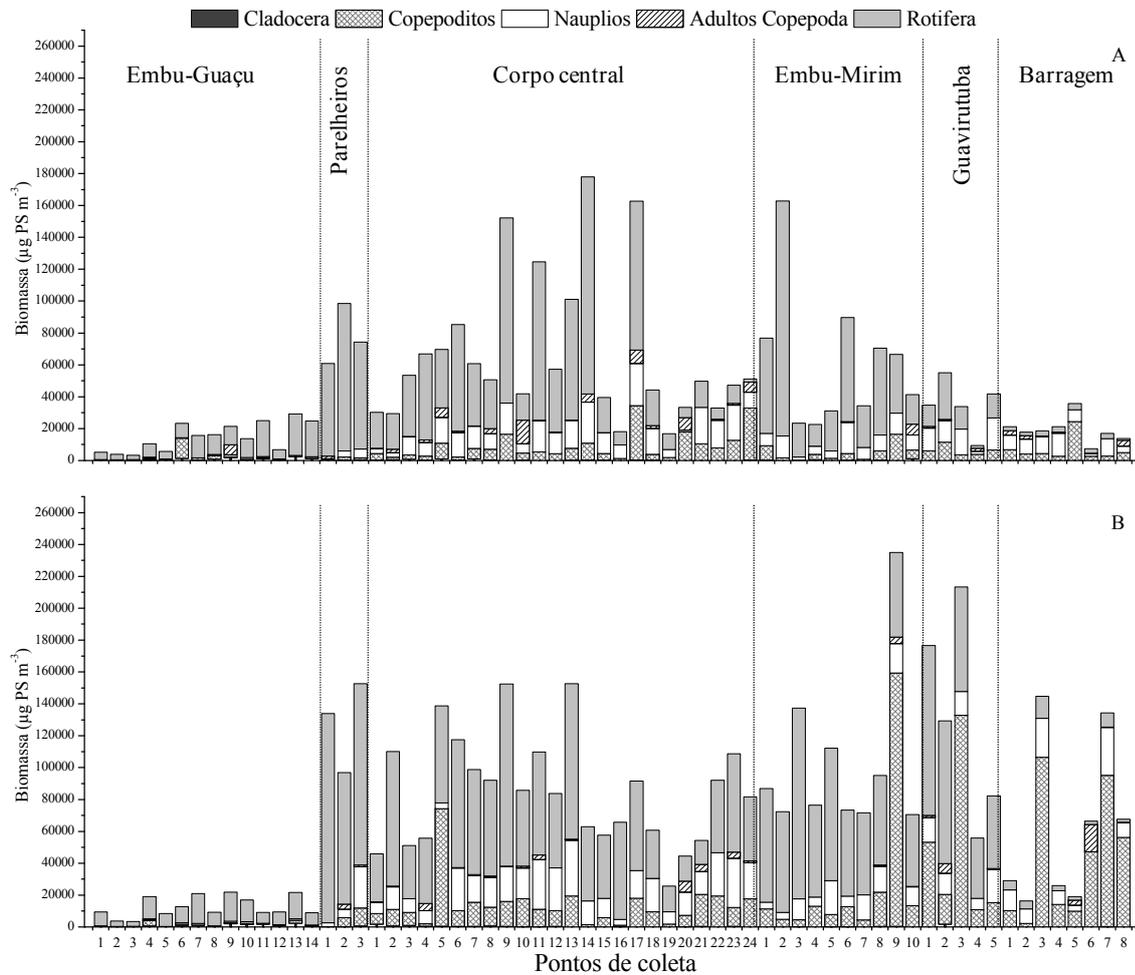


Figura 4.6.3.3 Variação da biomassa ($\mu\text{g PS m}^{-3}$) da comunidade zooplanctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Tabela 4.6.3.1 Valores médios e desvios padrão (D.P) da densidade (ind m^{-3}), biomassa ($\mu\text{g PS m}^{-3}$) e produção ($\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) da comunidade zooplancônica no reservatório de Guarapiranga nos dias 13 e 14 de setembro de 2010.

	Densidade (ind m^{-3})		Biomassa ($\mu\text{g PS m}^{-3}$)		Produção ($\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	
	Média	D.P	Média	D.P	Média	D.P
Cladocera						
<i>Acroperus harpae</i> Baird	0,3	3,1	0,3	3,4		
<i>Alona guttata</i> Sars	4	41,1	2,5	23,4		
<i>Alona ossiani</i> Sinev	3	28,9	3,0	34,1		
<i>Alonella dadayi</i> Birge	2	19,3	0,2	2,0		
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars	5	57,9	1,8	19,1		
<i>Bosmina freyi</i> De Melo & Hebert	31	173,4	8,6	42,6	0,1	0,7
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard	1895	4241,1	194,0	412,7	1,3	2,7
<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>	1	6,7	0,3	2,2	0,0002	0,0019
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday	4	41,7	2,3	22,9	0,3	2,9
<i>Chydorus nitidulus</i> Sars	1	11,4	0,4	4,4		
<i>Chydorus pubescens</i> Sars	6	36,5	0,6	3,6		
<i>Daphnia laevis</i> Birge	0,2	2,7	9,3	94,2		
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst	3	29,1	18,3	131,1		
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck	0,2	1,8	0,1	0,7		
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen	1	11,1	1,6	17,7		
<i>Diaphanosoma polypina</i> Korovchinsky	3	34,1	3,2	36,4		
<i>Ilyocriptus spinifer</i> Herrick	70	231,1	39,0	125,6	0,4	1,2
<i>Macrothrix triserialis</i> Brady	2	16,5	1,1	9,1	0,1	1,0
<i>Moina micrura</i> Kurz	8	44,8	2,5	15,0	3,5	18,0
<i>Moina minuta</i> Hansen	1	8,9	0,3	2,5		
<i>Scapholeberis armata</i> Herrick & Turner	0,2	2,5	0,1	0,8		
<i>Simocephalus serrulatus</i> Koch	25	81,4	67,6	240,6	48,9	146,5
Total Cladocera	2066	5125	357	1244	55	173
Copepoda						
Calanoida						
<i>Notodiaptomus henseni</i> Dahl	2	25,7	34,7	392,4		
Copepoditos I a IV	8	41,5	8,9	47,7		
Náuplios	62	567,6	13,3	121,8		
Cyclopoida						
<i>Acanthocyclops robustus</i> Sars	35	95,2	339,1	911,0		
<i>Eucyclops prionophorus</i> Kiefer	1	4,5	3,5	28,3		
<i>Eucyclops pseudoensifer</i> Dussart	1	13,8	4,9	55,4		
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer	9	45,7	59,2	306,8		
<i>Eucyclops siolii</i> Herbst	4	30,5	23,2	194,6		
<i>Eucyclops solitarius</i> Herbst	1	10,3	5,1	57,7		

<i>Mesocyclops aspericornis</i> Daday	8	36,3	122,0	566,1		
<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer	1	10,4	7,4	72,4		
<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud	12	39,2	206,2	686,2		
<i>Mesocyclops meridianus</i> Kiefer	17	136,1	188,6	1515,1		
<i>Metacyclops leptopus</i> Kiefer	3	31,4	5,4	61,2		
<i>Microcyclops alius</i> Kiefer	19	63,9	34,6	117,4		
<i>Microcyclops anceps</i> Richard	22	59,6	101,4	277,2		
<i>Microcyclops ceibaensis</i> Marsh	6	30,7	36,6	194,7		
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart	9	46,9	44,5	231,9		
<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer	6	40,4	25,1	171,6		
<i>Tropocyclops prasinus</i> Fischer	7	51,1	15,6	120,7		
<i>Paracyclops fimbriatus</i> Fischer	1	5,8	2,2	25,4		
Copepoditos I a IV	6512	14605,3	11947,7	26796,3	2659,6	5965,1
Copepoditos V a VI	222	941,0	1403,0	5958,9	782,1	2281,5
Náuplios	115224	97999,8	10273,3	8737,6	6904,5	5872,4
Ovos					15,6	37,3
Harpacticoida						
Copepoditos	7	48,3	3,8	27,4		
Náuplios	138	727,5				
Total Copepoda	122334	115708	24909	47676	10362	14156
Rotifera						
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse	26498	71683,8	36,7	99,4	6,8	22,1
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousset	52675	132775,5	133,6	336,8	59,9	176,0
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	261	1667,0	1,9	12,4		
<i>Ascomorpha ovalis</i> Carlin	136	790,1	0,8	4,9		
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch	6191	18688,9	62,0	187,1		
<i>Ascomorpha tundisii</i> Segers & Dumont	585	1887,8	4,9	15,9		
<i>Asplanchna sieboldi</i> Leydig	7032	10532,1	4383,7	6565,2		
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	2657	4124,5	387,5	601,5	55,6	176,0
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday	29456	87629,9	758,4	2256,3	256,2	1089,1
<i>Brachionus mirus</i> Daday	0,2	2,0	0,01	0,1		
<i>Cephalodella gibba</i> Ehrenberg	56	444,2	0,8	6,2		
<i>Collotheca</i> sp.	18660	33064,8	308,0	545,7	233,7	504,5
<i>Conochilus coenobasis</i> Skorikov	10583	12604,3	190,3	226,6	5,9	31,0
<i>Conochilus dossuarius</i> Hudson	30	301,1	1,0	10,0		
<i>Conochilus natans</i> Seligo	163	1189,4	3,8	27,6		
<i>Conochilus unicornis</i> Rousset	175596	269337,1	2126,4	3261,5	340,6	1652,7
<i>Dipleuchlanis propatula</i> Gosse	28	318,2	1,1	12,6		
<i>Epiphanes macroura</i> Barrois & Daday	14733	22398,2	541,4	823,0	121,3	216,7
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	292	1630,3	6,5	36,5	0,9	9,8
<i>Euchlanis triquetra</i> Ehrenberg	0,3	3,5	0,2	2,6		
<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg	53474	342091,5	1073,6	6868,1	593,2	4281,9
<i>Filinia opoliensis</i> Zacharias	695	2642,0	17,5	66,5	3,1	20,0
<i>Hexarthra intermedia</i> Wiszniewski	107	652,8	2,1	12,7	0,1	0,7
<i>Horaella thomassoni</i> Koste	400	2210,2	64,8	357,8	6,3	60,8
<i>Kellicottia bostoniensis</i> Rousset	31633	95251,1	231,8	697,9	22,9	52,3

<i>Keratella americana</i> Carlin	49003	66576,9	169,2	229,8	31,7	54,2
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	236875	351414,1	645,6	957,8	34,9	64,2
<i>Keratella lenzi</i> Hauer	23999	77800,4	66,3	215,1	1,4	5,7
<i>Keratella tecta</i> Gosse	47862	100031,7	132,0	275,9	36,6	75,1
<i>Keratella tropica</i> Apstein	309757	405777,4	11982,5	15696,9	3441,6	10497,8
<i>Lecane arcuata</i> Bryce	38	424,3	0,3	3,6		
<i>Lecane bulla</i> Gosse	174	772,5	3,7	16,5		
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarda	106	844,2	1,4	11,2		
<i>Lecane cornuta</i> Müller	117	790,2	4,9	33,0		
<i>Lecane curvicornis</i> Murray	275	1571,1	17,8	101,5		
<i>Lecane hamata</i> Stokes	222	880,9	1,0	5,8		
<i>Lecane inermis</i> Bryce	56	636,4	0,3	3,3		
<i>Lecane luna</i> Müller	112	630,2	0,1	0,3		
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg	78	506,6	2,8	18,0		
<i>Lecane ludwigii</i> Eckstein	240	1646,7	10,5	71,9		
<i>Lecane papuana</i> Murray	116	1272,9	4,4	48,2		
<i>Lecane proiecta</i> Hauer	72	581,5	0,4	3,4		
<i>Lecane stenroosi</i> Meissner	211	1707,7	9,9	79,9		
<i>Lecane stichaea</i> Harring	28	318,2	0,4	4,8		
<i>Lepadella acuminata</i> Ehrenberg	301	1416,4	4,8	22,8		
<i>Lepadella patella</i> Müller	505	1815,4	26,1	93,8		
<i>Monommata</i> sp.	23	265,2	0,4	4,6		
<i>Platias quadricornis</i> Ehrenberg	58	636,3	6,6	73,0		
<i>Ploeosoma truncatum</i> Levander	501	1863,5	19,4	72,2		
<i>Polyarthra</i> aff. <i>vulgaris</i>	169176	234832,8	6425,5	8919,2	326,9	572,2
<i>Ptygura libera</i> Myers	120	1100,1	1,0	9,4		
<i>Ptygura melicerta</i> Ehrenberg	1011	6573,4	6,2	40,3		
<i>Rotaria neptunia</i> Ehrenberg	1968	7366,3	93,5	350,1	7,0	47,7
<i>Synchaeta jollyae</i> Shiel & Koste	56321	105417,7	1143,4	2140,1	25,3	216,7
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski	31806	74747,0	2509,9	5898,6	2,3	25,9
<i>Trichocerca chattoni</i> de Beauchamp	127	677,6	9,7	51,8		
<i>Trichocerca dixonnuttalli</i> Jennings	127	871,1	0,5	3,7		
<i>Trichocerca gracilis</i> Carlin	2982	12546,0	13,3	56,1		
<i>Trichocerca inermis</i> Linder	169	1909,2	0,7	8,4		
<i>Trichocerca insignis</i> Herrick	33	371,2	0,2	2,2		
<i>Trichocerca intermedia</i> Stenroos	307	1509,4	1,3	6,5		
<i>Trichocerca mus</i> Hauer	38125	116605,7	123,7	378,2		
<i>Trichocerca pusilla</i> Jennings	98079	225553,4	957,5	2201,9	3,3	22,8
<i>Trichocerca rousseleti</i> Voigt	64173	210677,3	248,0	814,0	0,4	2,8
<i>Trichocerca ruttneri</i> Donner	752	5273,4	4,5	31,8		
<i>Trichocerca scipio</i> Gosse	703	5616,3	53,8	429,7		
<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski	65114	105582,3	1068,9	1733,3	1,5	10,5
<i>Trichocerca stylata</i> Gosse	9089	15224,5	471,2	789,2	4,4	34,9
<i>Trichotria tetractis</i> Ehrenberg	1	8,0	0,003	0,031		
Bdelloidea	2257	7939,3	169,0	594,7		
Total Rotifera	1645107	3274503	36751	65537	5624	19924

Total geral

1769507 3395336 62017 114457 16040 34253

No período de estudo, a biomassa de Cladocera no reservatório de Guarapiranga apresentou um padrão heterogêneo (Figura 4.6.3.4). Os maiores valores foram registrados nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu, onde se registrou uma menor trofia e menores valores nos pontos próximos à barragem (meso/eutrófico). De forma geral devido à elevada densidade, *Bosminopsis deitersi* Richard dominou em termos de biomassa na maioria dos pontos. A maior biomassa para essa espécie foi registrada no ponto 13 do rio Embu-Guaçu na amostragem realizada no dia 14 de setembro de 2010 ($217 \mu\text{g PS m}^{-3}$). *Simocephalus serrulatus* Koch, devido ao maior tamanho, também foi relevante para a biomassa total em alguns pontos, principalmente na primeira amostragem. Na segunda amostragem, no ponto 2 do rio Guavirutuba foi registrada a maior biomassa de *Ilyocryptus spinifer* Herrick ($1.102 \mu\text{g PS m}^{-3}$).

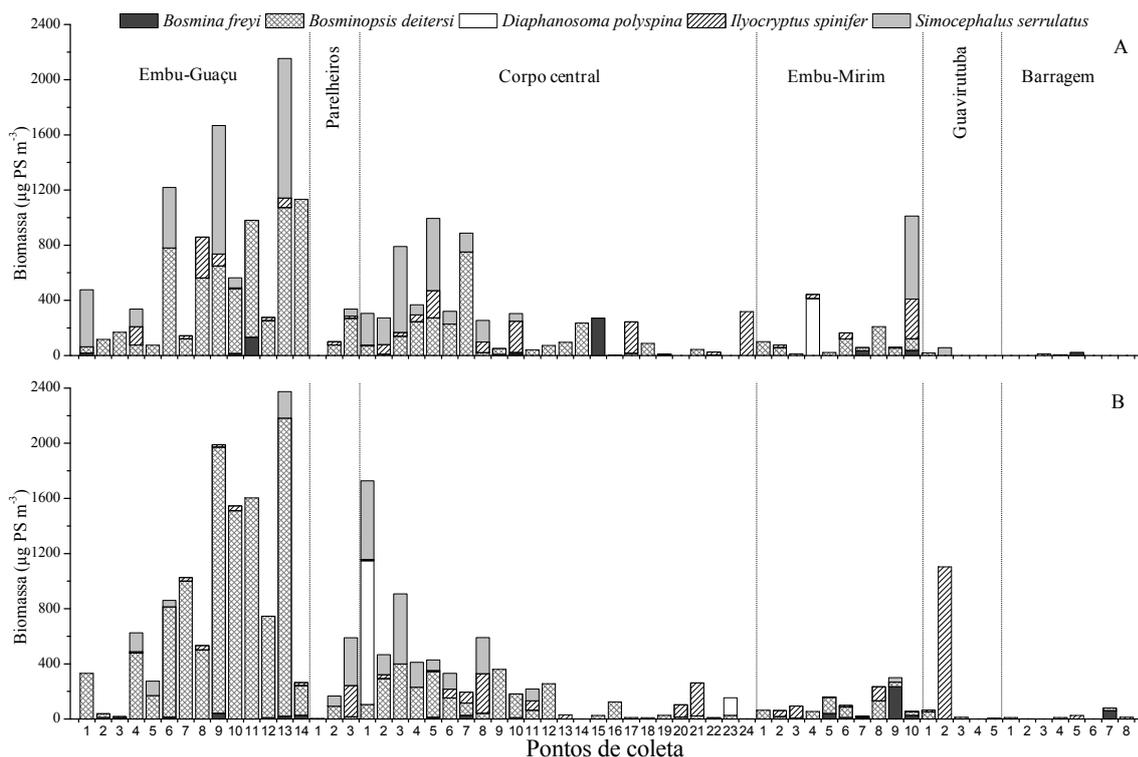


Figura 4.6.3.4 Variação da biomassa ($\mu\text{g PS m}^{-3}$) das principais espécies de Cladocera nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Náuplios de *Copepoda* constituíram o grupo mais abundante em termos de biomassa na maioria dos pontos amostrados. Exceções foram registradas na segunda amostragem no

ponto 5 do corpo central do reservatório, ponto 9 do rio Embu-Mirim, ponto 3 do rio Guavirutuba e pontos 3, 7 e 8 da barragem, onde predominaram os copepoditos de Cyclopoida I a III e nos pontos 1 do rio Guavirutuba e ponto 6 da barragem com dominância dos copepoditos de Cyclopoida IV a V (Figura 4.6.3.5).

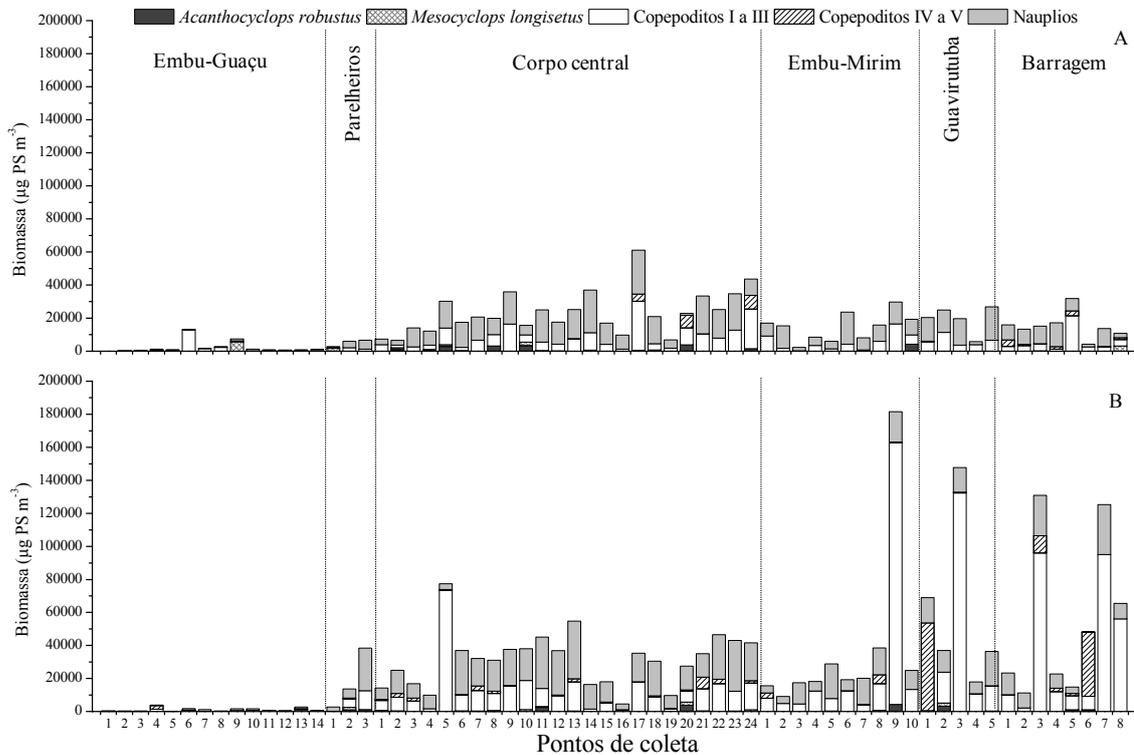


Figura 4.6.3.5 Variação da biomassa ($\mu\text{g PS m}^{-3}$) das principais espécies de Copepoda nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

As espécies de Rotifera selecionadas como descritoras contribuíram com mais de 89% da biomassa total. Em ambas as amostragens o padrão de distribuição da biomassa entre as espécies foi semelhante (Figura 4.6.3.6). Os menores valores de biomassa foram registrados nos pontos do rio Embu-Guaçu e naqueles da barragem, sendo que nos primeiros houve o predomínio de *Conochilus unicornis* Rousselet. A biomassa da espécie *Polyarthra aff vulgaris* em ambas as amostragens foi maior nos pontos do rio Parelheiros, corpo central e rio Embu-Mirim. A espécie *Filinia longiseta* Ehrenberg dominou em termos de biomassa no ponto 1 do rio Parelheiros, classificado como eutrófico. A biomassa dessa espécie foi maior na segunda amostragem ($68.807 \mu\text{g PS m}^{-3}$). A única espécie para a qual se registrou altos valores de biomassa na maioria dos pontos foi *Keratella tropica* Apstein, principalmente nos

pontos do rio Guavirutuba na segunda amostragem, onde esta espécie representou mais de 90% da biomassa. *Synchaeta stylata* Wierzejski foi representativa em termos de biomassa nos pontos do rio Embu-Mirim.

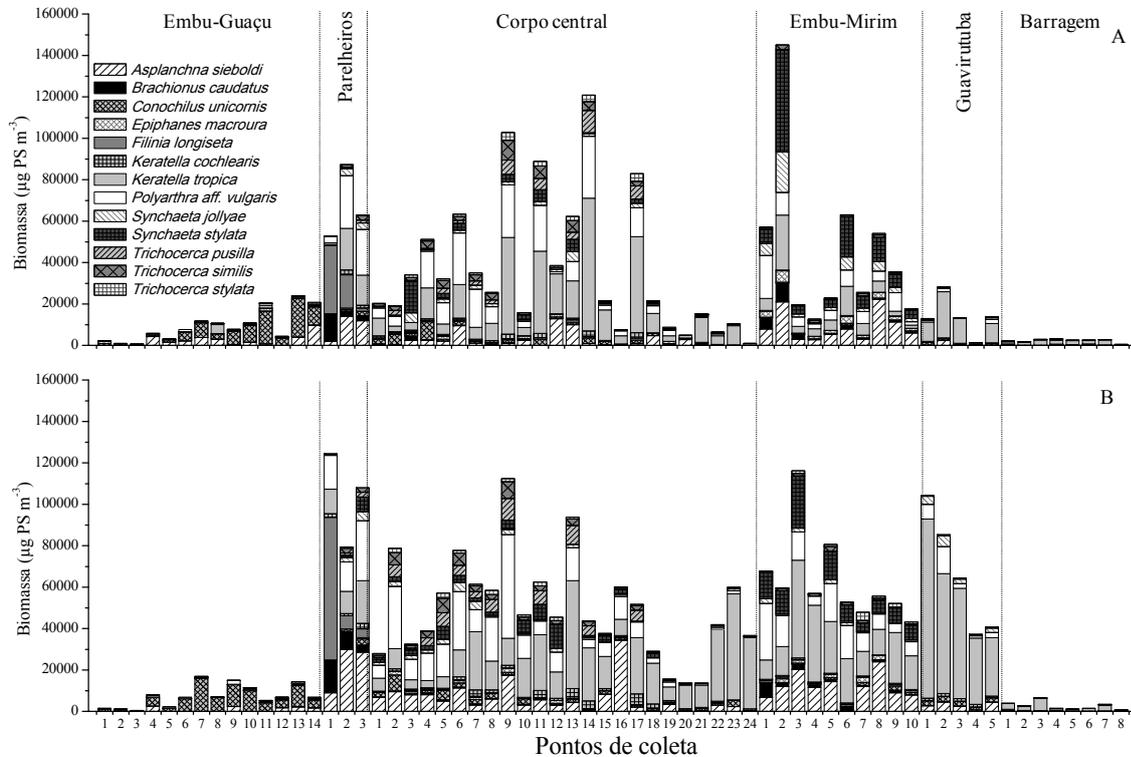


Figura 4.6.3.6 Variação da biomassa ($\mu\text{g PS m}^{-3}$) das principais espécies de Rotifera nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A produção da comunidade zooplanctônica no reservatório de Guarapiranga foi maior na segunda amostragem em decorrência da maior produção por parte dos rotíferos nos pontos 22 do corpo central e ponto 1 do rio Embu-Guaçu ($p < 0,05$) (Figura 4.6.3.7). A menor produção foi registrada para os Cladocera que contribuíram com menos de 1% da produção total do zooplâncton. Copopeda foi o grupo dominante em produção na maioria dos pontos, com exceção registrada nos pontos do rio Embu-Guaçu e Parelheiros na primeira amostragem e destes e dos pontos 22 do corpo central e ponto 1 do rio Embu-Guaçu na segunda amostragem.

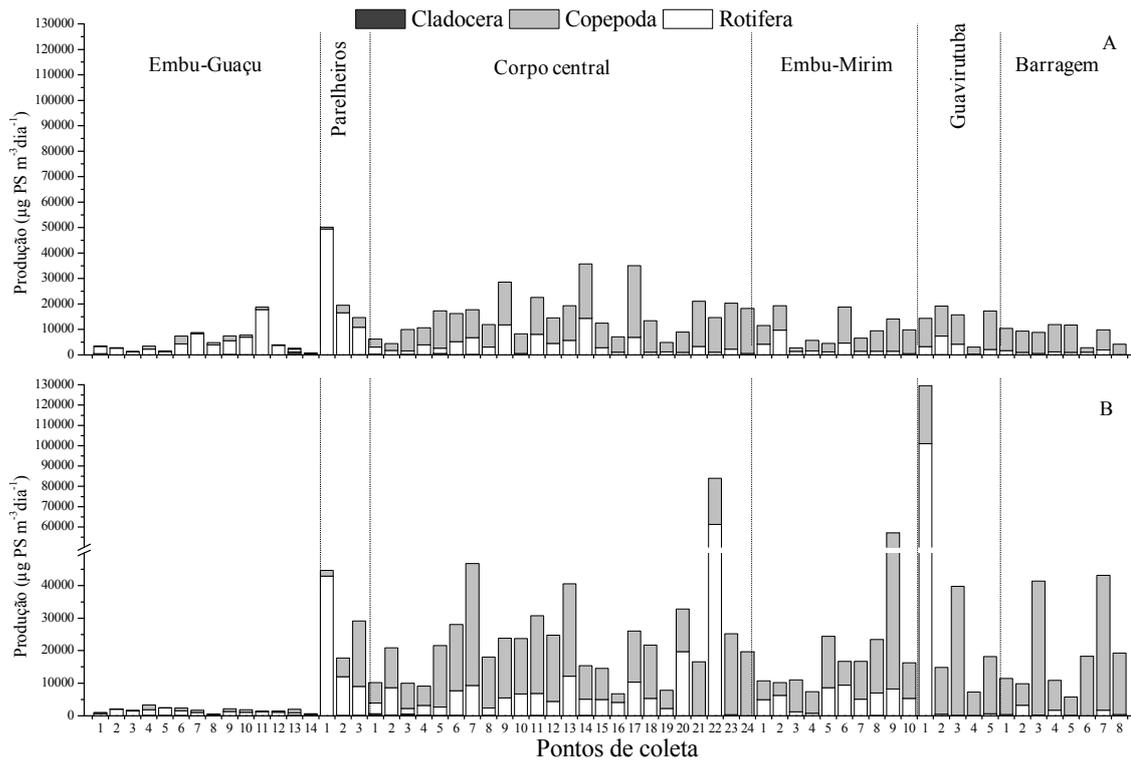


Figura 4.6.3.7 Variação da produção secundária instantânea ($\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) da comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Apesar de *B. deitersi* ter dominado em termos de biomassa o mesmo não foi observado para a produção secundária instantânea (Figura 4.6.3.8). O maior valor de peso seco de *Simocephalus serrulatus* fez com que esta espécie predominasse em termos de produção na maioria dos pontos, sendo o maior valor registrado no ponto 13 do rio Embu-Guaçu na primeira amostragem ($1.139 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$). *Moina micrura* Kurz foi a segunda espécie dominante em termos de produção secundária, principalmente nos pontos do rio Embu-Guaçu e nos pontos 2, 14 e 23 do corpo central, sendo que neste último, na segunda amostragem foi registrado o maior valor de produção para esta espécie ($180 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$).

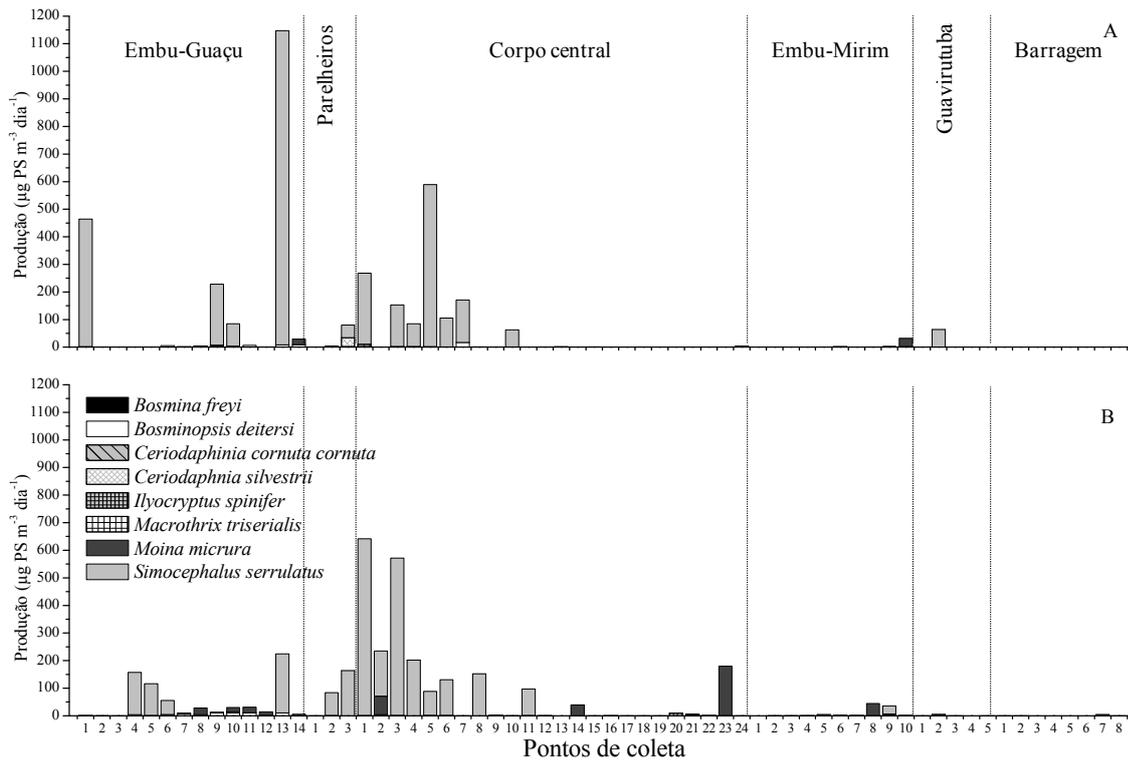


Figura 4.6.3.8 Variação da produção secundária instantânea ($\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) das principais espécies de Cladocera nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A produção dos Copepoda foi distinta entre as duas amostragens (Figura 4.6.3.9). Na primeira amostragem a produção de náuplios de Cyclopoida foi maior em todos os pontos, com exceção no rio Embu-Guaçu. No entanto, na segunda amostragem nos pontos 5 e 7 do corpo central, 9 do Embu-Mirim, 3 do rio Guavirutuba e nos pontos 3, 7 e 8 da barragem houve maior produção por parte dos copepoditos de Cyclopoida I a IV e nos ponto 1 do Guavirutuba e 6 da barragem houve predomínio dos copepoditos de Cyclopoida V a VI.

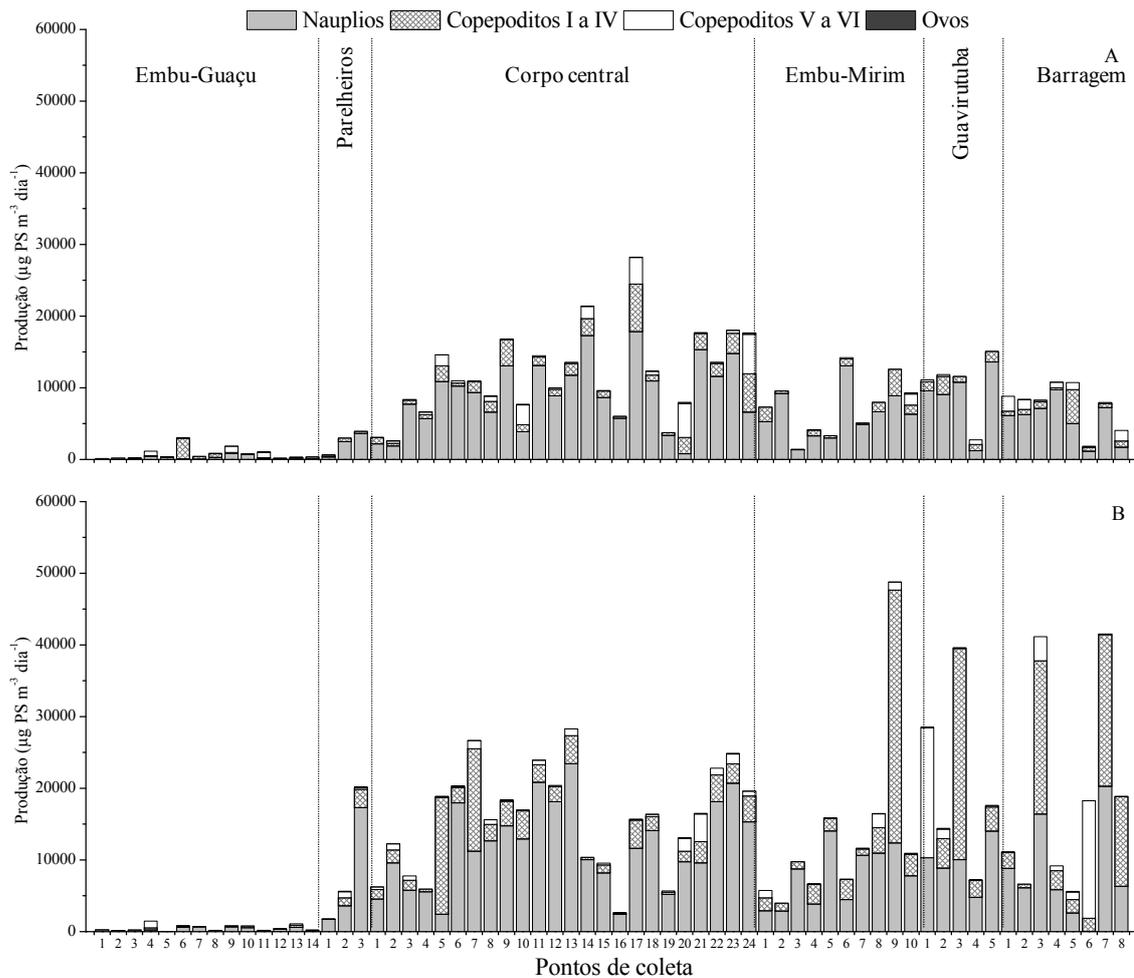


Figura 4.6.3.9 Variação da produção secundária instantânea ($\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) de Copepoda nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A espécie *Keratella tropica* dominou em termos de produção entre os rotíferos (Figura 4.6.3.10). Para essa espécie foram registrados os maiores valores nos pontos 22, do corpo central ($60.693 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) e no ponto 1 do compartimento Guavirutuba ($100.722 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) na segunda amostragem. *Filinia longiseta* e *Brachionus caudatus* Barrois e Daday foram expressivos em termos de produção no ponto 1 próximo ao rio Parelheiros ($39.665 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ – 13/09/2010 e $8.168 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ – 14/09/2010 respectivamente). Na primeira amostragem nos pontos próximos ao rio Embu-Guaçu houve dominância de *Conochilius unicornis* e na segunda amostragem houve uma substituição deste pela espécie *Collotheca* sp., para a qual foi registrada uma maior razão ovos/fêmea fazendo com que essa espécie predominasse em termos de produção nesse local.

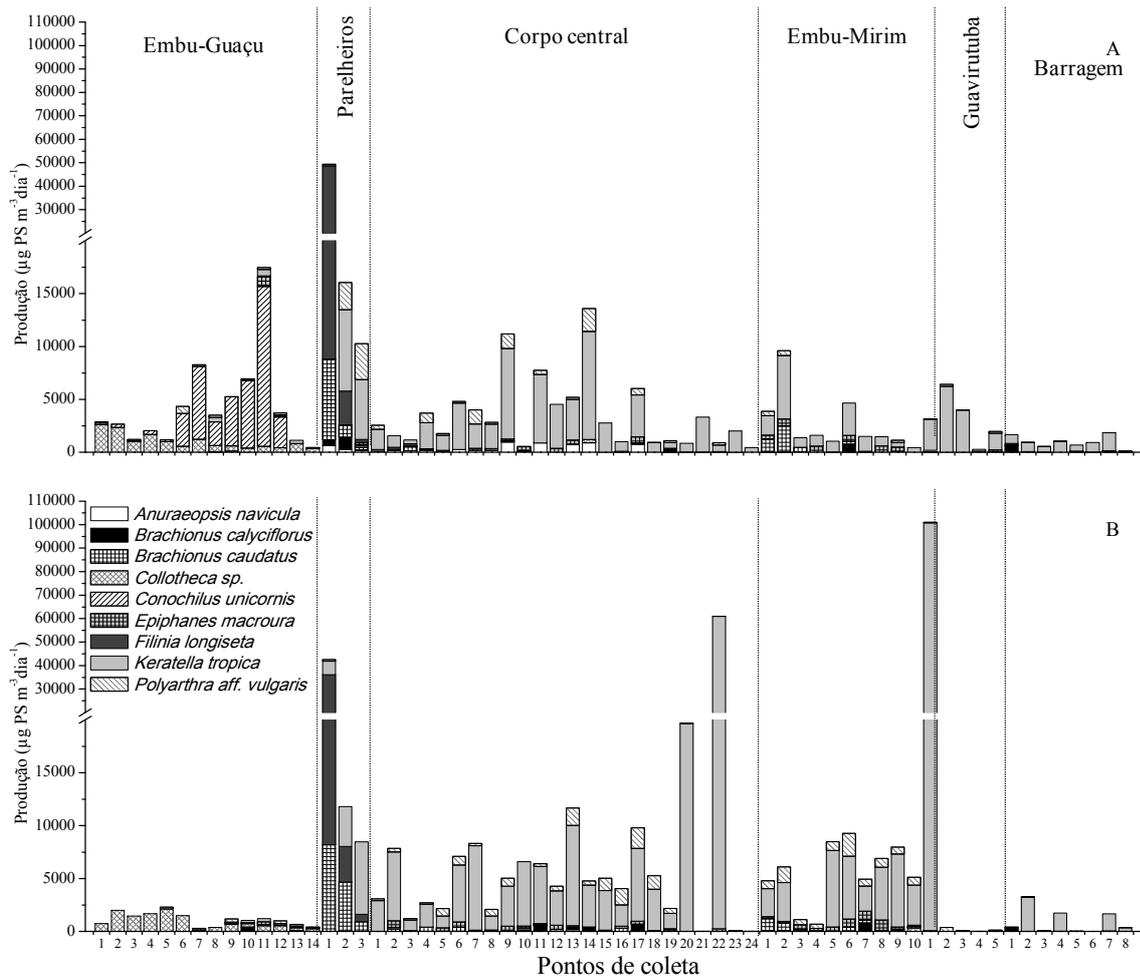


Figura 4.6.3.10 Variação da produção secundária instantânea ($\mu\text{g PS m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$) das principais espécies de Rotifera nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

A razão P/B foi maior para os rotíferos na maioria dos pontos amostrados, sendo que o valor máximo foi registrado na segunda amostragem no ponto 10 do rio Embu-Mirim (8,57) devido à contribuição de *Collotheca* sp. (4,64) (Figura 4.6.3.11). Os valores da razão P/B foram menores para Cladocera, seguidos pelos Copepoda para os quais se registrou uma razão média de 0,37 e 1,13 respectivamente.

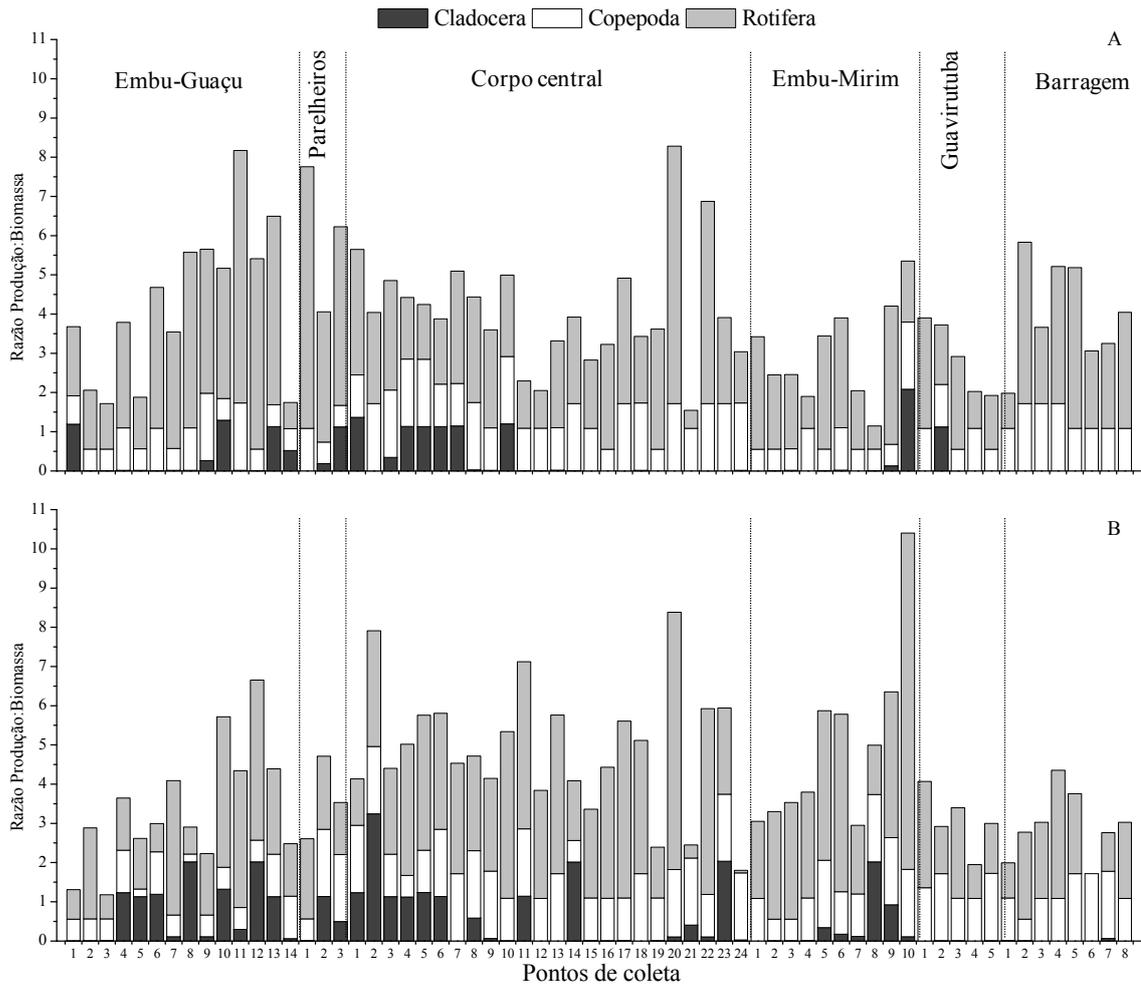


Figura 4.6.3.11 Variação da razão produção/biomassa (P/B) da comunidade zooplânctônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga. A - amostragem no dia 13 de setembro de 2010 e B - amostragem no dia 14 de setembro de 2010.

Os maiores valores da densidade, biomassa e produção total do zooplâncton estiveram relacionados com os índices de estado trófico que variaram de 44,5 a 62,5, ou seja, meso/eutrófico (Figura 4.6.3.12). A razão P/B não respondeu ao IET uma vez que valores maiores que 2 também foram relacionados a menores valores de IET (mesotrófico).

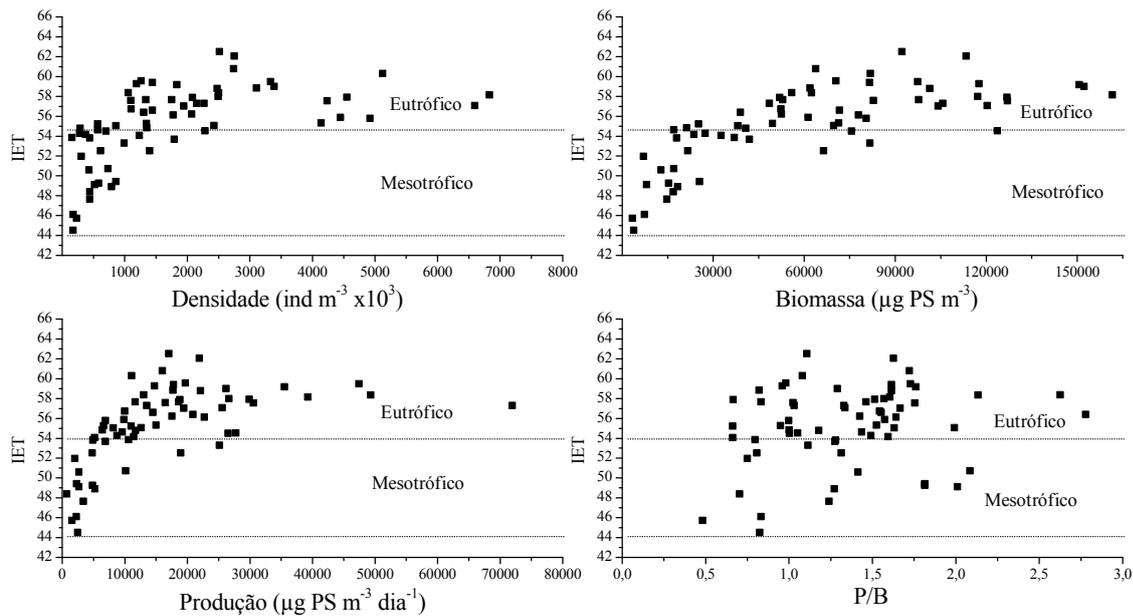


Figura 4.6.3.12 Relação entre o índice de estado trófico e a densidade, biomassa, produção e razão P/B da comunidade zooplancônica nos pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga.

Análises Estatísticas

A ordenação RDA explicou 83,0% das relações entre biomassa das espécies descritoras do zooplâncton e a biomassa das espécies do fitoplâncton (Figura 4.6.3.13). As espécies *Bosmina freyi* De Melo e Hebert, *Bosminopsis deitersi*, *Simocephalus serrulatus* e *Conochilus unicornis* foram relacionadas com *Pseudanabaena galeata* Böcher nos pontos referentes ao rio Embu-Guaçu, local com condição oligo-mesotrófica. A biomassa dos náuplios de Cyclopoida e das espécies de rotíferos correlacionaram-se com a biomassa da clorofícea *Desmodesmus quadricauda* (Turpin) Brébrisson, e das algas flageladas *Cryptomonas* sp. e *Eudorina elegans*, principalmente nos pontos do corpo central e rio Embu-Mirim. A biomassa dos copepoditos de Cyclopoida relacionou-se com as clorofíceas *Mougeotia* sp., *Eutetramorus fottii* (Hindák) Komárek e *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, com a diatomácea *Cyclotella* sp. e com a cianobactéria *Chroococcus* sp. O teste de Monte Carlo evidenciou correlações significativas entre a produção zooplancônica e a biomassa das algas *Mougeotia* sp., *Cryptomonas* sp., *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Desmodesmus quadricauda*, *Eutetramorus fottii* e *Pseudanabaena galeata*

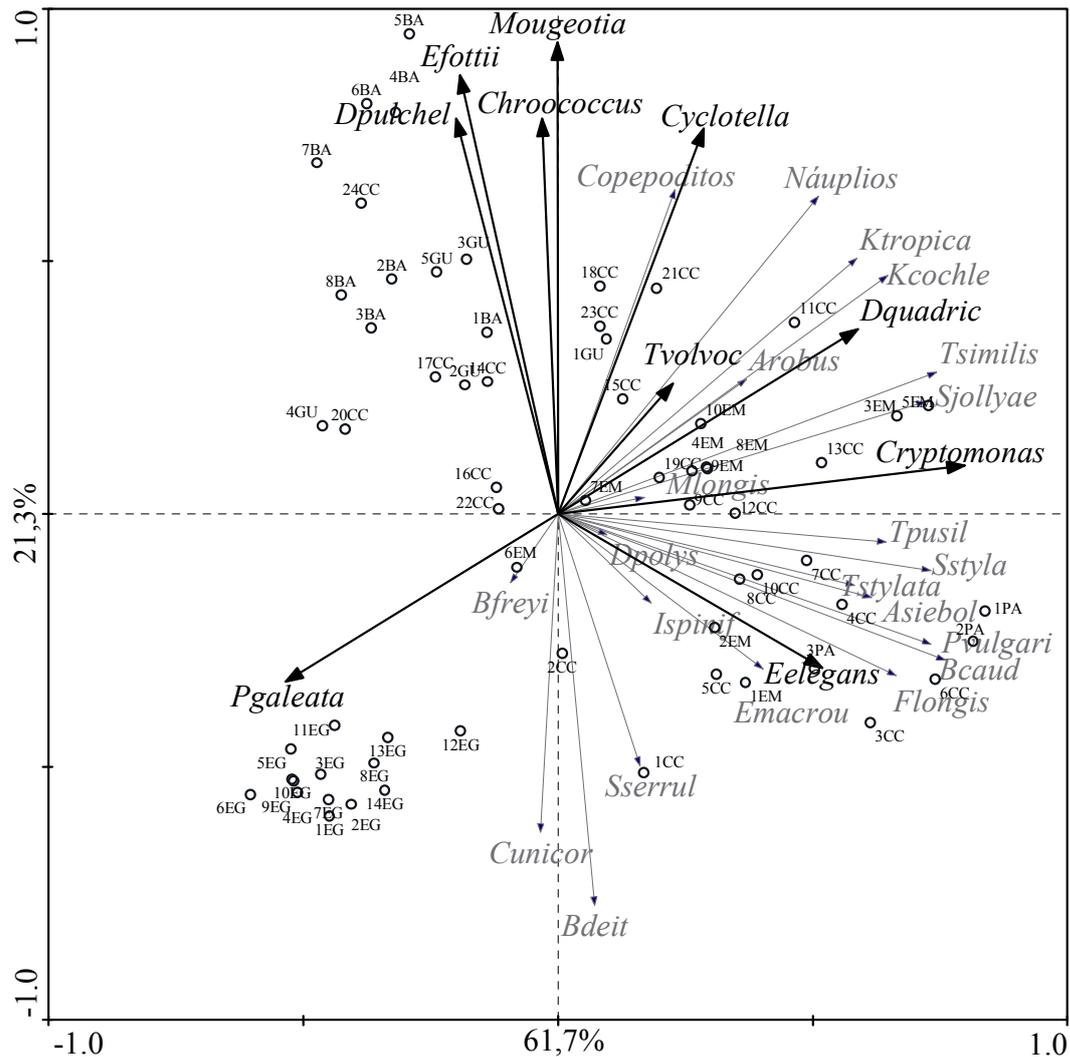


Figura 4.6.3.13 Diagrama de ordenação da Análise de Redundância (RDA) relacionando a biomassa das espécies descritoras do zooplâncton com a biomassa fitoplanctônica (Bfreyi = *Bosmina freyi*; Bdeit = *Bosminopsis deitersi*; Ispinf = *Ilyocryptus spinifer*; Dpolys = *Diaphanosoma polyspinum*; Sserrul = *Simocephalus serrulatus*; Arobus = *Acanthocyclops robustus*; Mlongis = *Mesocyclops longisetus*; Asiebol = *Asplanchna sieboldi*; Bcaud = *Brachionus caudatus*; Cunicor = *Conochilus unicornis*; Emacrou = *Epiphanes macroura*; Flongis = *Filinia longiseta*; Kcochle = *Keratella cochlearis*; Ktropical = *Keratella tropica*, Pvulgaris = *Polyarthra aff vulgaris*; Sjollyae = *Synchaeta jollyae*; Sstyla = *Synchaeta stylata*; Tpusil = *Trichocerca pusilla*; Tsimilis = *Trichocerca similis*; Pgaleata = *Pseudanabaena galeata*; Dquadric = *Desmodesmus quadricauda*; Dpulchellum = *Dictyosphaerium pulchellum*; Eelegans = *Eudorina elegans*; Efottii = *Eutetramorus fottii*; Tvolvoc = *Trachelomonas volvocinopsis*; EG = Embu-Guaçu; PA = Parelheiros; CC = Corpo Central; EM = Embu-Mirim; GU = Guavirutuba e BA = Barragem).

A ordenação RDA explicou 81,7% das relações entre produção das espécies descritoras do zooplâncton e a biomassa das espécies do fitoplâncton. A RDA ordenou as espécies descritoras de acordo com o estado trófico dos pontos (Figura 4.6.3.14). As espécies *B. deitersi*, *Collotheca* sp., *C.unicornis* e *S. serrulatus* foram relacionadas com *Pseudanabaena galeata* nos pontos referentes ao rio Embu-Guaçu, local com condição oligo-mesotrófica. A produção de Copepoda de uma forma geral foi maior nos pontos do corpo central e Guavirituba correlacionando-se com a biomassa das clorofíceas *D. quadricauda*, *Mougeotia* sp., *Eutetramorus fottii* e *Dictyosphaerium pulchellum*, com a diatomácea *Cyclotella* sp. e com a cianobactéria *Chroococcus* sp. *Keratella tropica* e *Filinia longiseta*. As espécies com maiores valores de produção foram correlacionadas com as algas flageladas *Cryptomonas* sp. e *Eudorina elegans*. O teste de Monte Carlo evidenciou correlações significativas entre a produção zooplancônica e a biomassa das algas *Mougeotia* sp., *Cryptomonas* sp., *Eudorina elegans*, *Desmodesmus quadricauda* e *Dictyosphaerium pulchellum*.

4.6.4. Discussão

A biomassa dos microcrustáceos varia de grupo para grupo, sendo altamente dependente das espécies dominantes e das condições ambientais da área de estudo. Em Guarapiranga, devido ao alto valor do IET, as espécies que predominaram foram aquelas de menor tamanho, no entanto devido aos valores expressivos de densidade por parte destas espécies, a biomassa total zooplancônica registrada foi comparável a outros ambientes eutróficos (Santos-Wisniewskii, 1998; Rietzler et al., 2004).

Alguns autores investigaram a biomassa do zooplâncton em reservatórios brasileiros (Esteves e Sendacz, 1988; Matsumura-Tundisi et al., 1989; Santos-Wisniewski, 1998; Melão & Rocha, 2000; Sendacz et al., 2006; Santos-Wisniewski & Rocha, 2007, Santos et al., 2010). Os estudos realizados nestes ambientes têm apontado um predomínio numérico de organismos de pequena massa, como os rotíferos, e uma maior contribuição para a biomassa dos organismos maiores, como cladóceros e copépodos. Além disso, o aumento da biomassa zooplancônica tem sido frequentemente associado ao aumento do nível de trofia dos ambientes aquáticos (Robarts et al., 1992; Melão, 1997; Rietzler et al., 2004; Bonecker et al., 2007). Essa afirmativa foi comprovada também no presente estudo, uma vez que Cladocera foi dominante nos pontos do rio Embu-Guaçu de menor trofia, enquanto os Cyclopoda e Rotifera dominaram nas regiões mais eutróficas do reservatório.

A biomassa total máxima do zooplâncton ($234.936 \mu\text{g PS m}^{-3}$) foi inferior à registrada no lago eutrófico San Miguel del Monte na Argentina ($3.987.000 \mu\text{g PS m}^{-3}$) (Claps et al., 2004) e no lago hipereutrófico Ontario ($3.270.000 \mu\text{g PS m}^{-3}$) (Lougheed e Chou-Fraser 1998). Diferentemente do presente estudo que teve como predominante o grupo dos rotíferos, nesses trabalhos os crustáceos, principalmente os copépodes, dominaram a biomassa total do zooplâncton. O zooplâncton de lagos e reservatórios tropicais e subtropicais são dominados por rotíferos, independentemente do estado trófico, mas devido ao seu pequeno tamanho e peso, muitas vezes contribuem pouco para a biomassa (Rocha et al., 1995; Sendacz et al 2006).

Houve uma variação quantitativa da biomassa dos grupos zooplancônicos no reservatório de Guarapiranga, no geral os maiores valores foram registrados nos pontos classificados como eutróficos, sendo os valores muitas vezes, superiores aos registrados em outros reservatórios eutróficos do Brasil (Santos-Wisniewski, 1998; Rietzler et al., 2004), embora os grupos dominantes tenham sido basicamente os mesmos com predominância de

rotíferos. Nas regiões menos eutróficas foram registrados valores inferiores e próximos àquele de corpos d'água oligo-mesotróficos (Brito, 2010; Santos, 2010). Os rotíferos dominaram no presente estudo sendo que a maioria das espécies é r-estrategista podendo rapidamente desenvolver populações numerosas quando as condições ambientais se tornam favoráveis, ou mesmo em ambientes dominados por Cyanobacteria como registrado para o reservatório de Guarapiranga (capítulo 4.3). Essas espécies poderiam assimilar mais eficientemente a energia produzida pelo fitoplâncton e apresentar maiores valores de biomassa (Nogrady et al., 1993). Esses organismos atingiram densidades extremamente altas chegando a superar os Cyclopoida e diferentemente do registrado por Sendacz et al. (2006) nesse mesmo reservatório, os rotíferos também ultrapassaram os Copepoda em termos de biomassa.

Muitas vezes o estudo comparativo da biomassa do zooplâncton é dificultado, devido às diferentes metodologias utilizadas para estimar essa variável e às diferenças na composição de espécies em cada sistema. Matsumura-Tundisi et al. (1989), Melão (1997) e Sendacz et al. (2006) estimaram o peso seco de microcrustáceos no reservatório Broa (SP) e no reservatório de Lagoa Dourada (SP) e nos reservatórios de Ponte Nova e Guarapiranga (SP) respectivamente, utilizando uma microbalança. Santos-Wisniewski (1998) obtiveram dados da literatura e também utilizaram regressões lineares para estimativas de biomassa no reservatório de Barra Bonita. Na revisão sobre os diferentes métodos de quantificação da biomassa de rotíferos, Rossa et al. (2007) verificaram que este parâmetro é muito variável entre as diferentes metodologias sendo que os valores estimados da biomassa entre as diferentes metodologias de amostragem, preservação dos indivíduos, características limnológicas dos ambientes e genótípicas dos indivíduos, predação, disponibilidade de alimento, além da sazonalidade influenciam a análise.

Cladocera foi o grupo menos representativo em termos de densidade e biomassa no reservatório de Guarapiranga devido ao menor tamanho e conseqüentemente ao menor peso das espécies dominantes, o contrário do que é usualmente registrado em ambientes oligotróficos (Matsumura-Tundisi et al., 1989; Melão, 1997; Brito, 2010). A espécie *Bosminopsis deitersi* dominou em densidade e biomassa na maioria dos pontos amostrais principalmente naqueles próximos ao rio Embu-Guaçu, com condição de menor trofia. Panarelli et al. (2003) classificaram a distribuição de *B. deitersi* como tipicamente fluvial, no entanto, outros autores relacionam esta espécie a ambientes lênticos e oligotróficos (Santos-Wisniewski et al., 2000), ou a ambientes lênticos, semilóticos e lóticos (Lansac-Tôha et al., 1997; Rossa et al., 2007). Considerando os estudos relacionados e o resultado do presente

estudo, essa espécie parece ser mais influenciada pelas condições de trofia da água do que pela hidrodinâmica do ambiente.

De acordo com Rocha et al. (1995), os Copepoda são dominantes em reservatórios com condições variando de oligotróficas a mesotróficas e mesmo ocorrendo em densidades menores que os Rotifera, estes geralmente contribuem com uma fração maior para a biomassa, devido ao seu maior tamanho corporal. No presente estudo, os Cyclopoida foram o segundo grupo mais representativo em termos de biomassa e, na maioria das vezes, náuplios foi a fase de desenvolvimento que predominou. Estudos comprovam que os estágios de desenvolvimento juvenis prevalecem nessa comunidade (Sendacz et al., 2006; Santos, 2010).

Valores altos em termos de densidade e biomassa de Cyclopoida no reservatório de Guarapiranga podem ser explicados pelo tipo de alimento predominante neste ambiente, as cianobactérias. Na literatura são descritas várias espécies desse grupo que possuem a capacidade de se alimentar de colônias de cianobactérias como *Microcystis*, *Botryococcus* e *Aphanocapsa*, como é o caso da espécie *Thermocyclops minutus* (Matsumura-Tundisi et al., 1997). Contudo, pelo fato de constituírem uma fonte alimentar de baixo valor nutricional (Rietzler e Espíndola, 1998) o maior consumo deste grupo de algas pode ser uma das causas do menor tamanho e peso corporal dos organismos em relação à mesma espécie em ambientes menos eutrofizados.

De acordo com o apresentado acima nossos resultados corroboram o que tem apontado vários autores que constataram uma relação positiva entre biomassa zooplânctônica e trofia dos ecossistemas aquáticos tanto tropicais (Esteves e Sendacz, 1988; Rocha et al., 1995; Rocha et al., 1997; Peter et al., 2013) quanto temperados (Pederson et al., 1976; Pace, 1986). Estes autores consideram as diferenças na quantidade e qualidade do fitoplâncton como fonte de alimento; na composição e densidade da comunidade zooplânctônica entre ambientes, bem como no estado nutricional dos indivíduos como outros fatores que afetam a biomassa.

No presente estudo, observou-se que a produtividade zooplânctônica tem padrão oposto ao registrado para biomassa, com maiores valores para Cyclopoida seguido pelos Rotifera na maioria das amostragens. Isso decorre da produção gerada pela biomassa das populações zooplânctônicas, estar diretamente relacionada às relações tróficas destas e o sucesso reprodutivo das espécies individuais, além das interações de competição e predação, que permitem o maior êxito de uma espécie sobre a outra (Winberg et al., 1965).

A produção é influenciada principalmente pela temperatura e disponibilidade de alimento (Gillooly et al., 2002). Temperaturas mais altas reduzem o tempo de geração e o

tamanho de corpo do zooplâncton fazendo que os indivíduos alcancem mais rapidamente a idade reprodutiva aumentando suas populações em poucas semanas (Gillooly, 2000). Por se tratar de um ambiente eutrófico, no reservatório de Guarapiranga, havia altas concentrações de fitoplâncton, principalmente de Cyanophyceae que permitiram especialmente para as espécies de rotíferos uma alta proporção de fêmeas ovadas, o que geralmente é relatado na literatura (Melão, 1999).

Copepoda foi o principal grupo no que diz respeito à produção no reservatório de Guarapiranga, fato também registrado por Peter et al. (2013) em um lago tropical africano. No entanto no reservatório da lagoa Dourada, um ambiente oligotrófico, Cladocera foi o mais importante. Contudo, os valores de produção registrados tanto no presente estudo quanto no trabalho de Melão (1997), são menores do que os encontrados por Rietzler et al. (2004) no reservatório de Salto Grande. Neste sistema hipereutrófico, os valores médios para a produção de Copepoda foram $46.200 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ no verão e $53.550 \mu\text{g PS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ no inverno. No geral, no que diz respeito à produtividade do zooplâncton, Guarapiranga pode ser considerado moderadamente produtivo, em comparação com outros reservatórios tropicais com diferentes estados tróficos.

Esta relação entre produtividade do zooplâncton e o estado trófico é recorrente em outros ecossistemas aquáticos brasileiros, uma vez que ambientes eutrofizados apresentam concentrações mais elevadas de nutrientes, detritos, bacterioplâncton, biomassa algal e maiores taxas de produtividade primária, podendo sustentar uma maior produção do zooplâncton (Rocha et al., 1995; Rocha et al., 1997).

A razão P/B é um índice de produtividade muito utilizado e indica o tempo de renovação de uma espécie em determinadas condições (Melão, 1997). Alguns autores tentaram relacionar essa taxa de renovação com o estado trófico dos ambientes (Pederson et al., 1976) e afirmaram que há a tendência de um aumento com o grau de trofia na região temperada. No entanto em regiões tropicais esse padrão ainda não pode ser constatado uma vez que valores acima de 1,8 registrados no presente estudo foram registrados tanto em pontos eutróficos quanto em pontos mesotróficos. Essa relação já foi registrada por Santos et al. (2010) estudando o reservatório de Furnas, onde estes autores concluíram que a razão P/B não foi um indicador do estado trófico pois os altos valores obtidos para o reservatório era apenas um reflexo da escala espacial e da existência de heterogeneidade nas condições tróficas de áreas particulares nesse ambiente.

Considerando os valores de biomassa e produção do zooplâncton estimados neste estudo, pode-se concluir que o reservatório de Guarapiranga é um sistema de elevada produtividade quando comparado a outros ambientes de diferentes graus de trofia. As hipóteses de acordo com os resultados obtidos foram aceitas. Os maiores valores de biomassa e produção foram registrados para Rotifera e Copepoda e estes foram elevados nos pontos mais eutróficos.

Referências Bibliográficas

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION., 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 21th ed. Washington: Academic Press, p. 214-218.
- BEYRUTH, Z., 1996. *Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-1992: aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 191 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- BEYRUTH, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 424, no. 1-3, p. 51-65.
- BOHRER, MBC., 1995. *Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento dos efluentes líquidos industriais (SITEL) do Pólo Petrolífero do Sul Triunfo, RS, através da comunidade zooplanctônica*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 470 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- BONECKER, CC., NAGAE, MY., BLETLER, MCM., VELHO, LFM. e LANSAC-TÔHA, FA., 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 579, p. 115-123.
- BOTTRELL, HH., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. e WEGLENSKA, TA., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, vol.24, p. 419-56.
- BOZELLI, RL. e HUSZAR, VLM., 2003. Comunidades fito e zooplanctônicas continentais em tempo de avaliação. *Limnotemas*, vol. 3, p. 1-30.
- BRITO, SL., 2010. *Caracterização limnológica e produtividade secundária das principais espécies de microcrustáceos em dois braços dos reservatórios de Três Marias e Furnas, Minas Gerais, Brasil*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 117 p. Tese de Doutorado em Ecologia.
- CARDOSO-SILVA, S., 2008. *Heterogeneidade especial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo – SP – Brasil)*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 99 p. Dissertação de Mestrado em Saúde Pública.

- CARLSON, RE., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, no. 2, p. 361-80.
- CASANOVA, SMC., 2005. *Análise da estrutura da comunidade zooplancônica na região de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera*. Botucatu: Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho. 131 p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. 2002. Série Relatórios CETESB. São Paulo, vol. 1, 279 p.
- COLINA, M. e GARDINER, PHE., 1999. Simultaneous determination of total nitrogen, phosphorus and sulphur by means of microwave digestion and ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, vol. 187, no. ½, p. 285-290.
- CLAPS, MC., GABELLONE, NA. e BENÍTEZ, HH., 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Annales de Limnologie - International Journal Limnology*, vol. 40, no. 3, p. 201-210.
- DOMINGOS, MD., 1993. *Heterogeneidade especial (horizontal) da represa do Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplancônica*. São Carlos: Universidade de São Paulo. 156 p. Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- EDMONDSON, WT., 1974. Secondary production. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, vol. 20, p. 229-272.
- EDMONDSON, WT. e WINBERG, GC., 1971. *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. 1st ed. vol. 17. Michigan: Blackwell, Oxford. 358 p.
- ESPÍNDOLA, ELG., 1994. *Dinâmica da associação congênica das espécies de Notodiaptomus (Copepoda, Calanoida) no reservatório de Barra Bonita, SP*. São Carlos: Universidade de São Paulo. 363 p. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.
- ESTEVEZ, KE. e SENDACZ, S., 1988. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 2, p. 587-604.
- FONTANA, L., ALBUQUERQUE, ALS., BRENNER, M., BONOTTO, DM., SABARIS, TPP., PIRES, MAF., COTRIM, M.EB. e BICUDO, DC., 2014. The eutrophication history of a tropical water supply in Brazil. *Journal of Paleolimnology*, vol. 51, no. 1, p. 9-43.
- GILLOOLY, JF., 2000. Effect of body size and temperature on generation time in zooplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 22, no. 2, p. 241-251.

- GILLOOLY, J., CHARNOV, E., WETS, G., SAVAGE, V. e BROWN, J., 2002. Effects of size and temperature on developmental time. *Nature*, vol. 417, p. 70-73.
- GONZÁLEZ, EJ., MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG., 2008. Size and dry weight of main zooplankton species in Bariri reservoir (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no.1, p. 69-75
- HAMMER, O., HARPER, DAT. e RIAN, PD., 2001. *Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version. 1.37.
- LAMPERT, W., 1978. Climatic conditions and planktonic interactions as factors controlling the regular succession of spring algal bloom and extremely clear-water in Lake Constance. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 20, p. 969-974.
- LANSAC-TÔHA, FA., BONECKER, CC., VELHO, LFM. e LIMA, AF., 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. In VAZZOLER, AEAM., AGOSTINHO, AA. e HAHN, NS. *Planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM. p. 117-155.
- LOUGHEED V. e CHOW-FRASER P., 1998. Factors that regulate the zooplankton community structure of a turbid, hypereutrophic Great Lakes wetlands. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 55, p. 150-161.
- LOUREIRO, BR., CASTELO-BRANCO, CW. e ZANIBONI-FILHO, E., 2011. Influence of net-cage fish farming on zooplankton biomass in the Itá reservoir, SC, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol.23, no.4, p. 357-367, 2012.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnología*. Barcelona: Ed. Omega.1010 p.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, AC. e TUNDISI, JG., 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (São Carlos, SP, Brazil) and its fluctuations across one year. *Hydrobiologia*, vol. 179, no. 3, p. 229-236.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., ROCHA, O. e TUNDISI, JG., 1997. Carbon uptake by *Scolodiaptomus corderoi* and *Thermocyclops minutus* on different size fractions of phytoplankton from Lake Dom Helvécio. In TUNDISI, JG. e SAIJO, Y. *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências Publicação. p. 275-284.
- MELÃO, MG., 1997. A comunidade planctônica (Fitoplâncton e Zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 152 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- MELÃO, MGG., 1999. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodes d'águas continentais brasileiras. In POMPEO, MLM. *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: União. 189 p.
- MELÃO, MGG. e ROCHA, O., 2000. Productivity of zooplankton in a tropical oligotrophic reservoir over short periods of time. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 27, no. 5, p. 2879-2887.

- NEGREIROS, NF., 2010. Variação anual da diversidade e produção secundária de Rotifera do reservatório da UHE de Furnas-MG, Brasil. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 214 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- NISHIMURA, PYA., 2012. A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo). São Paulo: Universidade de São Paulo. 135 p. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental.
- NOGRADY, T., WALLACE, RL. e SNELL, TW., 1993. Rotifera 1. Biology, ecology and systematics. In Dumont, HJ. e NOGRADY, T. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishers.
- NUSH, EA., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 14, p. 14-36.
- OKANO, YW., 1994. *Análise da estrutura e dinâmica populacional da comunidade zooplanctônica de um reservatório artificial (reservatório Monjolinho, São Carlos, SP)*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 128 p. Tese de Doutorado em Ciências.
- PACE, ML., 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnology and Oceanography*, vol. 31, p. 45-55.
- PANARELLI, EA., 2004. *Flutuações mensais de comunidade zooplanctônica e dinâmica das populações de Cladocera em lagoas marginais, na região de transição Rio Paranapanema – Represa de Jurumirim (SP)*. Botucatu: Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho. 247 p. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas.
- PANARELLI, EA., CASANOVA, SMC., NOGUEIRA, MG., MITSUKA, PM. e HENRY, R., 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In HENRY, R. *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: RIMA. p.129-160.
- PELAEZ-RODRIGUEZ, M. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 2002. Rotifer production in a shallow artificial lake (Lobo-Broa reservoir, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol.62, no.3, p. 509-516.
- PETER O. SANFUL, PO., FREMPONG, E., AIKINS, S. e HECKY, RE., 2013. Secondary production of crustacean zooplankton and biomass of major rotifer species in Lake Bosumtwi/Bosomtwe, Ghana, West Africa. *African Journal of Ecology*, vol. 51, no. 3, p. 456-465.
- PEDERSON, GL., WELCH, EB. e LITT, AH., 1976. Plankton secondary productivity and biomass: their relation to lake trophic state. *Hydrobiologia*, vol. 50, p. 129-144.
- RIETZLER, AC., 1995. *Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de ciclopidas no reservatório de Barra Bonita, SP*. São Carlos: Universidade de São Paulo. 385 f. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.

- RIETZLER, AC. e ESPÍNDOLA, ELG., 1998, *Microcystis* as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie.*, vol. 26, p. 2001-2005.
- RIETZLER, AC., ROCHA, O. e ESPINDOLA, ELG., 2004. Produção secundária de espécies do zooplâncton do reservatório de Salto Grande, Estado de São Paulo. In ESPINDOLA, ELG., LEITE, MA. e DORNFELD, CB. *Reservatório de Salto Grande (Americana-SP): caracterização, impactos e propostas de manejo*. São Carlos: Rima. p. 199-220
- ROBARTS, RD., ZOHARY, T., JARVIS, AC., PAIS-MADEIRA, CM., SEPHTON, LM. e COMBRINK, S., 1992. Phytoplankton and zooplankton population dynamics and production of a recently formed African reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 237, p. 47-60.
- ROCHA, O. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 1984. Biomass and production of *Argyrodiaptomus furcatus* a tropical calanoid copepod in Broa reservoir, southern Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 113, p. 307-311.
- ROCHA, O., SENDACZ, S. e MATSUMURA-TUNDISI, T., 1995. Composition, Biomass and Productivity of Zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil. In TUNDISI, JG., BICUDO, CEM. e Matsumura-Tundisi, T. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society. 376p.
- ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDISI, T. e SAMPAIO, EV., 1997. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 26, p. 599-604.
- ROSSA, DC., BONECKER, CC. e FULONE, LJ. 2007. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: revisão de métodos e fatores influentes. *Interciencia*, vol. 32, no. 4, p. 220-226.
- RUTTNER-KOLISKO, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie – Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, vol. 8, p. 71-76.
- SANFUL, P., HECKEY, RE. e FREMPONG, E. 2011. *Zooplankton ecology of tropical lakes: the zooplankton community and secondary production in lake Bosomtwi/Bosomtwe, Ghana, West Africa*. South Africa: VDM Verlag Dr. Müller. 216 p.
- SANTOS, RM., 2010. *Estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do Baixo rio Tietê, SP*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 380 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais.
- SANTOS, RM., NEGREIROS, NF., SILVA, LC., SANTOS-WISNIEWSKI, MJ. e ROCHA, O., 2010. Biomass and production of Cladocera in Furnas reservoir, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol.70, no. 3, p. 879-887.
- SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., 1998. Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplanctônica do Reservatório de Barra Bonita – SP. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 240 p. Tese de Doutorado em Ciências.

- SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., RIETZLER, AC. e ESPÍNDOLA, EG., 2000. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: II Cladocera (Crustacea). In SANTOS, JE. e PIRES, JSR. *Estação Ecológica de Jataí*. vol. 2. São Carlos: Rima. p. 559-586.
- SANTOS-WISNIEWSKI, MJ. e ROCHA, O., 2007. Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 67, no. 2, p. 223-233.
- SENDACZ, S., CALEFFI, S. e SANTOS-SOARES, J., 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no. 1b, p. 337-350.
- SIPAÚBA-TAVARES, LH. e ROCHA, O., 2001. Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. São Carlos: RIMA. 106 p.
- TER BRAAK, CJF. e ŠMILAUER, P., 2002. *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. Ithaca, NY: Microcomputer Power.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.
- WHATELY, M. e CUNHA, PM., 2006. *Guarapiranga 2005: como e porque São Paulo está perdendo este manacial: resultados do diagnóstico sócioambiental participativo da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 51 p.
- WINBERG, GC., PECHEN, GA. e SHUSSHKINA, EA., 1965. Production of planktonic crustaceans in three lakes of different type. *Zoologicheskyy Zhurnal*, vol. 44. p. 676-687.

Capítulo 4.7. Microzooplâncton: interações ecológicas

Resumo

Os protozoários são importantes na maioria dos ambientes de água doce, pois participam diretamente nas cadeias tróficas ou indiretamente na regeneração de nutrientes, afetando o funcionamento desses ecossistemas como um todo. O presente estudo teve como objetivo, ao verificar a ocorrência de *Paradileptus elephantinus* (Svec) na comunidade zooplancônica do reservatório Guarapiranga, avaliar possíveis interações tróficas deste protozoário com outras populações de rotíferos. Para isto foi realizada uma coleta entre os dias 12 e 14 de setembro de 2010 (período de seca) ao longo do eixo longitudinal do reservatório em 64 pontos, além de uma coleta nictemeral por 48 horas em um intervalo de 3 horas, nas profundidades de 0,0; 2,0; 4,0 e 5,5 m para avaliar a distribuição vertical deste protozoário no reservatório de Guarapiranga. Foram avaliados os parâmetros físicos e químicos da água: oxigênio dissolvido, temperatura e transparência da água, nitrogênio e fósforo total. O Índice de Estado Trófico (IET) indicou que o reservatório de Guarapiranga é um ambiente meso-eutrófico, onde o protozoário *P. elephantinus* foi registrado em elevadas densidades. Na distribuição vertical, de uma forma geral, as maiores densidades desta população foram registradas nas camadas entre 0,0 e 4,0 m de profundidade. O protozoário *Paradileptus elephantinus* foi registrado em altas densidades nos compartimentos Parelheiros, Embu-Mirim e em parte do Corpo central do reservatório de Guarapiranga, locais meso-eutróficos e em menores densidades nos compartimentos do rio Embu-Guaçu e Barragem, locais de menor trofia. Nos pontos de coleta onde foram registradas as maiores densidades desse ciliado verificou-se que as populações de *Conochilus unicornis* Rousselet, *Keratella tropica* (Apstein) e *Polyarthra aff vulgaris* Carlin declinaram significativamente. Análises de imagens em microscópio óptico mostraram a presença de carapaças de algumas espécies de rotíferos dentro dos vacúolos alimentares deste ciliado, comprovando assim a interação trófica entre estes organismos no reservatório de Guarapiranga. Os resultados evidenciam que *Paradileptus elephantinus* pode exercer papel fundamental na dinâmica das populações de rotíferos no reservatório de Guarapiranga. Os estudos de campo como este, acoplados a estudos experimentais de predação entre os protozoários e os pequenos metazoários em laboratório deverão ser realizados para melhor quantificação das taxas de predação e maior certeza na interpretação

dos aumentos e declínios populacionais de curto prazo nas populações do microzooplâncton em lagos e reservatórios.

Palavras-chave: Rotíferos, *Paradileptus elephantinus*, interação, predação, eutrofização

4.7.1. Introdução

Na maioria dos ambientes de água doce, a comunidade zooplancônica é constituída principalmente de protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodos, os quais participam ativamente da dinâmica desta comunidade e de outras comunidades (Lansac-Tôha et al., 1997). Dentre estes organismos, os protozoários são importantes de diferentes maneiras, seja pela participação direta nas cadeias tróficas ou indireta pelo seu papel na regeneração de nutrientes, afetando o funcionamento dos ecossistemas como um todo.

As populações de protozoários alcançam elevadas densidades e isto, acoplado às altas taxas metabólicas, fazem com que os mesmos tenham importante papel no metabolismo do ecossistema aquático (Gomes e Godinho, 2003).

Os protozoários ganharam maior importância e visibilidade nos estudos de ecossistemas tanto marinhos como de água doce, depois que se comprovou que ao se alimentarem de pequenas partículas variadas, desde agregados orgânicos, bactérias, fitoplâncton, outros protozoários e pequenos metazoários, estes participavam ativamente do que ficou conhecido como “elo microbiano” ou *microbial loop*, sendo desta forma os principais responsáveis pela recuperação e reintrodução nas cadeias alimentares clássicas, da matéria orgânica particulada que de outra forma seria perdida para fora da coluna d’água, para os sedimentos profundos (Azam et al., 1983, Corno et al, 2008;. Bell et al., 2010)

Nas cadeias alimentares aquáticas os ciliados se alimentam mais raramente de pequenos metazoários como rotíferos, havendo poucos registros para esta interação predatória. Contudo, um exemplo importante é o do ciliado *Paradileptus elephantinus* (Svec), um ciliado de grande porte, que se alimenta de metazoários e inclusive de rotíferos (Velho et al., 2007). Um estudo recente avaliou o desempenho desse protozoário como predador de rotíferos em experimentos laboratoriais (Diéguez e Balseiro, 2000).

O presente estudo tem como objetivo, ao verificar a ocorrência de *P. elephantinus* na comunidade zooplancônica do reservatório Guarapiranga, avaliar possíveis interações tróficas deste protozoário com outras populações de rotíferos.

4.7.2. Materiais e Métodos

Área de Estudo

O reservatório de Guarapiranga está situado na sub-bacia hidrográfica do Alto Tietê. Está localizado na porção sudoeste da região metropolitana de São Paulo (RMSP) a 23°40' 13,63" S e 46°43' 12,12" W e 23°46' 46,35" S e 46°47' 27,96" W e a uma altitude de 742 m, ocupando uma área de 630 km². Este é um reservatório urbano e atualmente é o segundo maior manancial do sistema de abastecimento da RMSP, sendo responsável pelo abastecimento de aproximadamente 3,8 milhões de pessoas (20% da população da RMSP) (Whately e Cunha, 2006).

O intenso crescimento urbano observado desde a década de sessenta causou significativo acréscimo da carga orgânica no reservatório Guarapiranga, acelerando o processo de eutrofização e tornando as florações de algas mais freqüentes. Atividades como loteamentos, ocupações irregulares (Beyruth, 2000) e ausência de saneamento básico vêm favorecendo a baixa qualidade das águas do reservatório. No decorrer das décadas, todos esses processos de degradação causaram modificações nas características físicas, químicas e biológicas e conseqüentemente alterações na qualidade da água.

Amostragens

Para analisar a distribuição vertical da população de *Paradileptus elephantinus* e do zooplâncton amostras foram coletadas em um ponto próximo da entrada do braço Embu-Mirim a cada três horas durante um período de 48 horas no período seco (12 a 14 de setembro de 2010) ao longo de um perfil vertical (0,0; 2,0; 4,0 e 5,5 m). As amostras foram coletadas utilizando-se uma moto bomba da marca Sthill, modelo P-835, filtrando-se 50 litros de água com rede de plâncton (68 µm de abertura de malha) e, posteriormente foram fixadas com formalina (4%).

Para avaliar a distribuição horizontal da população de *Paradileptus elephantinus* a comunidade zooplânctônica foi amostrada da mesma forma anteriormente descrita para o perfil vertical, na camada de superfície da coluna d'água em 64 pontos distribuídos por todo o reservatório (Figura 4.7.2.1).

A temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, pH e condutividade foram medidos com uma sonda da marca Horiba modelo U-10 a cada 0,5 m até a profundidade de 5,5 m. A transparência da água foi estimada com o Disco de Secchi.

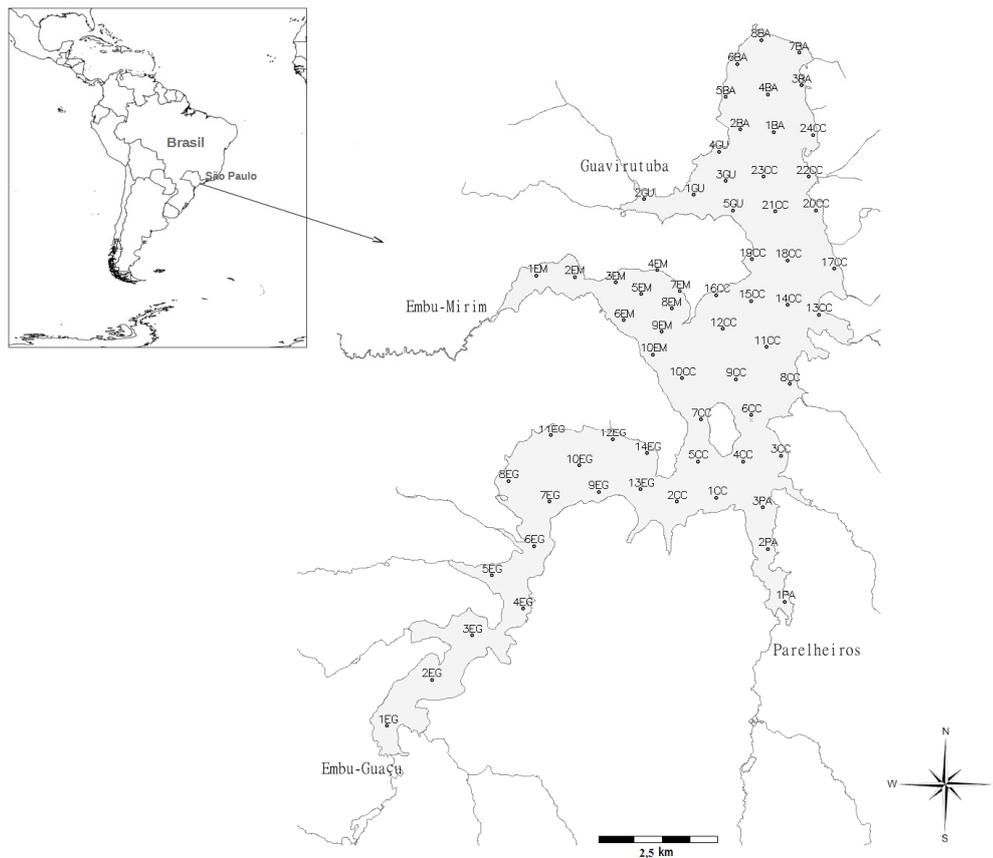


Figura 4.7.2.1 Mapa do Brasil mostrando a localização do Reservatório Guarapiranga, principais tributários e pontos de amostragem. (EG = Embu-Guaçu, PA = Parelheiros, CC = Corpo central, EM = Embu-Mirim, GU = Guavirutuba e BA = Barragem).

A densidade dos organismos zooplancônicos foi determinada de acordo com a metodologia descrita em Apha (2005): contagem de subamostras de 1 mL para Rotifera e protozoários em câmara de Sedgwick-Rafter sob microscópio óptico em aumento de 100 vezes.

Análise dos dados

O Índice de Estado Trófico (IET médio) foi calculado de acordo com Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), considerando os valores das concentrações de fósforo e clorofila *a* e da transparência obtida pelo disco de Secchi. O IET médio foi calculado pela média aritmética simples para os valores dos índices individuais do fósforo total e da clorofila *a* e Secchi. O seguinte critério foi usado para classificar o estado trófico: ultraoligotrófico - $IET \leq 24$; oligotrófico - $24 < IET \leq 44$; mesotrófico - $44 < IET \leq 54$; eutrófico - $54 < IET \leq 74$ e hipereutrófico - $IET > 74$.

4.7.3. Resultados

Distribuição vertical

Durante o período de estudo foi registrado um padrão de estratificação térmica e química bem definido (Figura 4.7.3.1 A e B). Os maiores valores da temperatura da água e oxigênio dissolvido foram registrados nas camadas superiores da coluna d'água. A distribuição vertical registrada para *Paradileptus elephantinus* seguiu o padrão da estratificação, sendo heterogênea (Figura 4.7.3.1 C), com a maior densidade ($125.000 \text{ ind m}^{-3}$) registrada a 2,0 m, às 19 horas do dia 13/09, coincidindo com o período de maiores valores de temperatura e de oxigênio dissolvido. De uma forma geral as maiores densidades desta população foram registradas nas camadas entre 0,0 e 4,0 m de profundidade, e que corresponderam ao epilímnio (Capítulo 4.1).

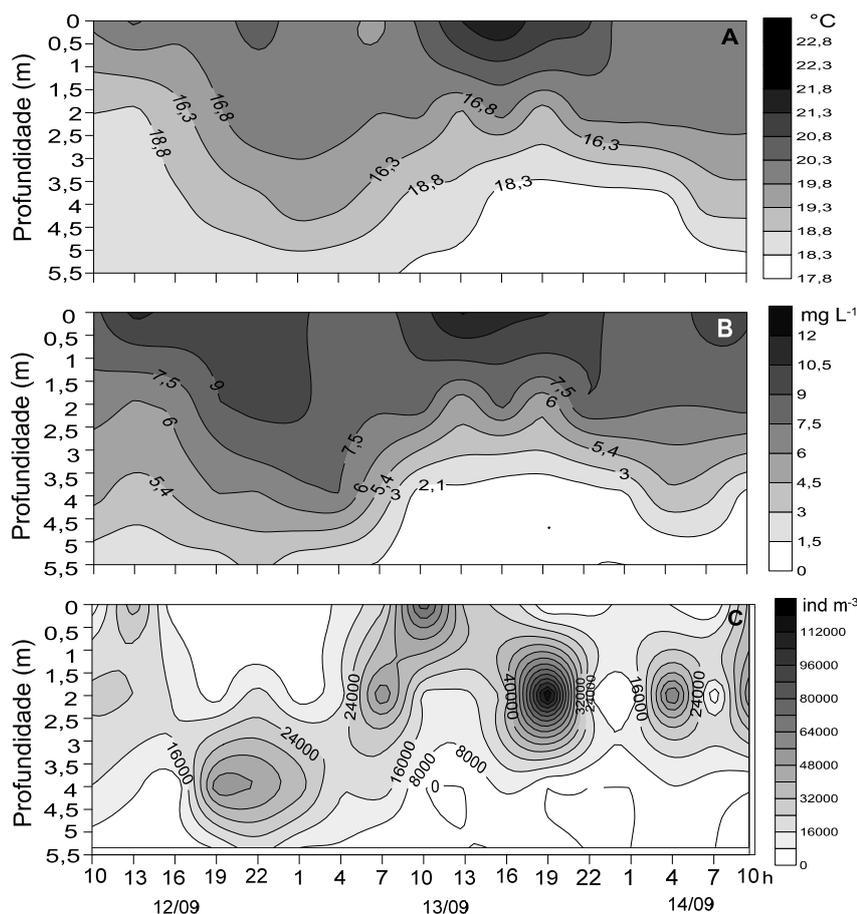


Figura 4.7.3.1 Perfil da (A) temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), (B) concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e (C) distribuição vertical da população de *Paradileptus elephantinus* (ind m^{-3}), durante o período das 10 horas do dia 12 de setembro às 10 horas do dia 14 de setembro de 2010 no reservatório de Guarapiranga, SP.

Distribuição horizontal

As condições físicas e químicas da água variaram entre os compartimentos (Tabela 4.7.3.1). As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram altas em todos os compartimentos, no entanto os menores valores foram observados no compartimento Embu-Guaçu no dia 14/09 ($830,6 \pm 173,1 \mu\text{g L}^{-1}$ e $23,2 \pm 5,9 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente) e as concentrações de clorofila *a* foram também elevadas principalmente em Parelheiros ($129,9 \pm 87,6 \mu\text{g L}^{-1}$ – 14/09/2010). Os maiores valores da zona eufótica foram registrados em Guavirutuba. O índice de estado trófico (IET) (Tabela 4.7.3.1) indicou que o reservatório de Guarapiranga é um ambiente meso-eutrófico (IET>44).

Tabela 4.7.3.1 Valores médios das variáveis físicas e químicas da água e índice de estado trófico (IET) calculado para os compartimentos do reservatório de Guarapiranga nas amostragens realizadas nos dias 13 e 14 de setembro de 2010.

		Nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Transparência (m)	Zona eufótica (m)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)	IET
Embu-Guaçu	13/09/2010	949,6 \pm 303,6	28,2 \pm 9,4	1,3 \pm 0,3	3,5 \pm 0,7	--	46,3 \pm 3,4
	14/09/2010	830,6 \pm 173,1	23,2 \pm 5,9	1,4 \pm 0,2	3,8 \pm 0,5	29,4 \pm 8,0	52,1 \pm 2,3
Parelheiros	13/09/2010	1859,0 \pm 312,6	51,4 \pm 14,2	1,4 \pm 0,1	3,8 \pm 0,3	74,1 \pm 5,2	60,5 \pm 1,6
	14/09/2010	2663,0 \pm 1321,9	34,1 \pm 25,9	1,4 \pm 2,7	3,8 \pm 0,0	129,7 \pm 87,6	59,0 \pm 2,9
Corpo central	13/09/2010	1676,2 \pm 290,5	40,8 \pm 10,3	1,3 \pm 0,3	3,6 \pm 0,9	42,2 \pm 11,4	57,0 \pm 2,5
	14/09/2010	1650,0 \pm 156,0	38,8 \pm 7,0	1,4 \pm 0,4	3,8 \pm 1,0	42,8 \pm 7,9	56,8 \pm 1,8
Embu-Mirim	13/09/2010	1831,7 \pm 344,8	49,3 \pm 12,5	1,2 \pm 0,3	3,2 \pm 0,8	54,6 \pm 14,8	59,5 \pm 2,5
	14/09/2010	1947,5 \pm 797,9	38,1 \pm 7,4	1,4 \pm 0,2	3,7 \pm 0,5	40,8 \pm 11,2	56,4 \pm 1,2
Guavirutuba	13/09/2010	1749,7 \pm 766,5	48,6 \pm 19,1	1,9 \pm 0,3	5,2 \pm 0,9	32,0 \pm 4,8	55,7 \pm 3,2
	14/09/2010	2152,1 \pm 698,8	80,2 \pm 73,0	1,6 \pm 0,2	4,2 \pm 0,5	41,7 \pm 9,7	59,2 \pm 4,4
Barragem	13/09/2010	1920,0 \pm 1280,4	32,1 \pm 6,0	1,5 \pm 0,3	4,0 \pm 0,8	31,1 \pm 2,2	54,2 \pm 1,3
	14/09/2010	1496,7 \pm 67,6	31,6 \pm 3,2	1,3 \pm 0,2	3,4 \pm 0,6	29,8 \pm 4,7	54,4 \pm 0,8

As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram maiores nos compartimentos de Guavirutuba, Embu-Mirim e Parelheiros, assim como os valores de IET. Apenas o compartimento Embu-Guaçu foi classificado como mesotrófico, nos demais o índice de estado trófico foi eutrófico (Figura 4.7.3.2).

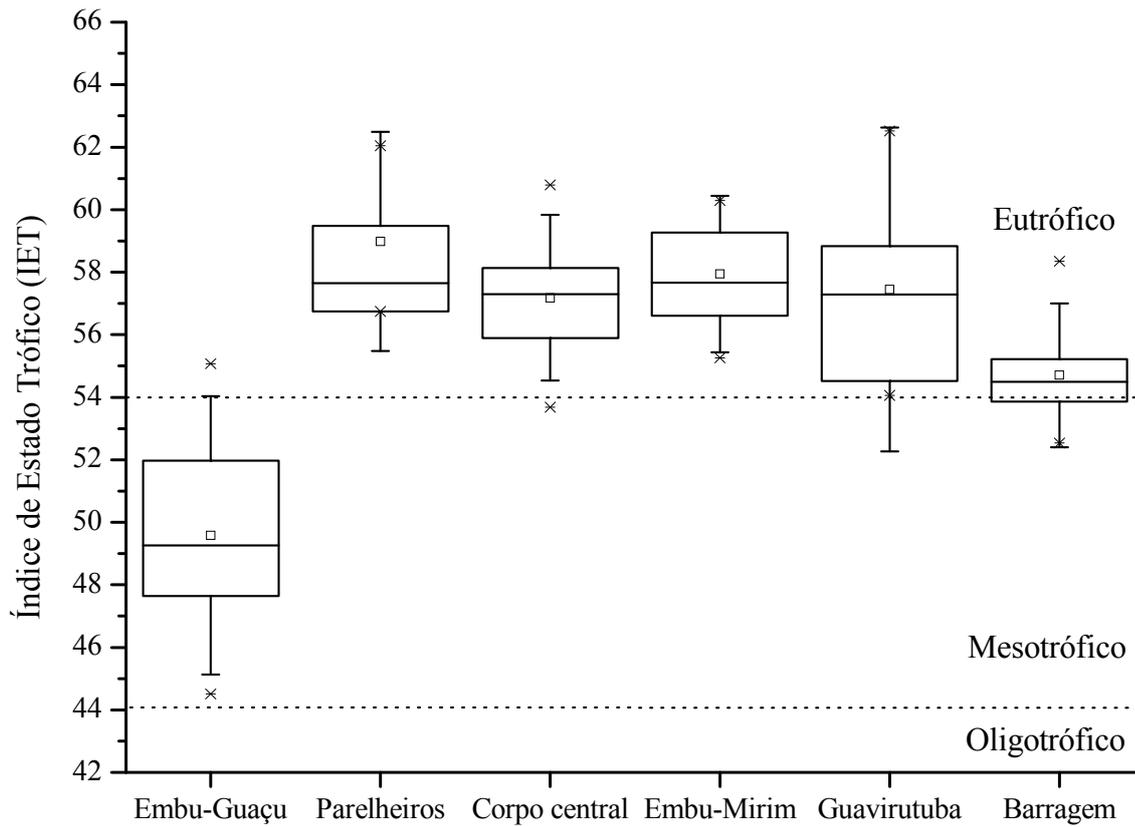


Figura 4.7.3.2 Box plot com valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão do Índice de Estado Trófico (IET) nos diferentes compartimentos do reservatório de Guarapiranga.

O protozoário *Paradileptus elephantinus* foi registrado em altas densidades nos compartimentos Parelheiros, Embu-Mirim e em parte do corpo central do reservatório de Guarapiranga nas duas amostragens consecutivas realizadas (Figura 4.7.3.3). O índice de estado trófico nesses locais classifica estes compartimentos como eutróficos. Nos locais do rio Embu-Guaçu e barragem a densidade de *P. elephantinus* foi menor.

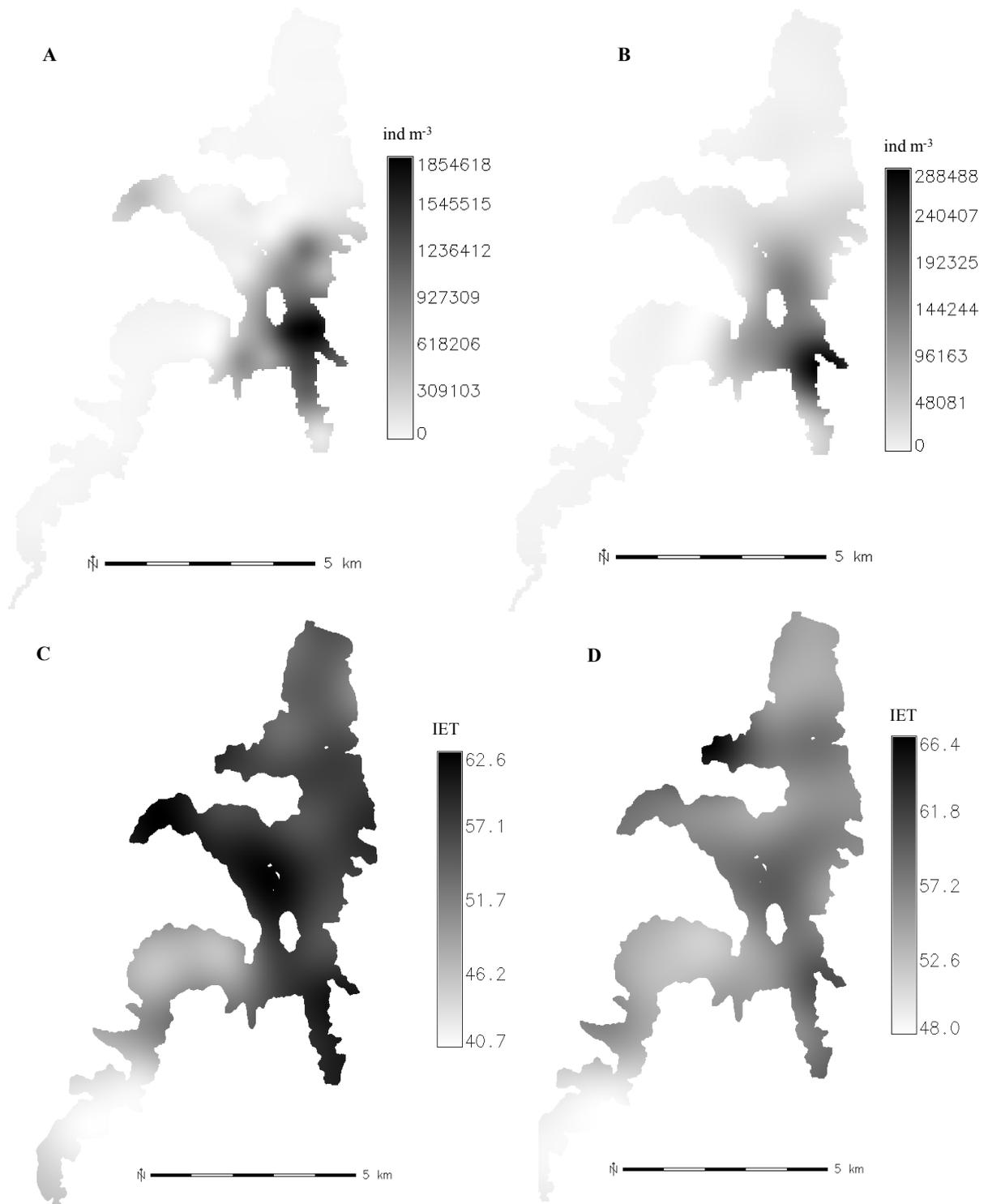


Figura 4.7.3.3 Variações na densidade (ind m⁻³) do protozoário ciliado *Paradileptus elephantinus* (A – 13 de setembro de 2010 e B – 14 de setembro de 2010) e do índice de estado trófico (IET) (C – 13 de setembro de 2010 e D – 14 de setembro de 2010) no reservatório de Guarapiranga.

Predação

O protozoário *Paradileptus elephantinus* ocorreu em elevadas densidades em algumas porções do reservatório, que corresponderam à parte inferior do corpo central e os braços do reservatório correspondentes aos compartimentos dos rios Embu-Mirim e Parelheiros. Concomitantemente houve também grande abundância de rotíferos nestes mesmos compartimentos, e nos pontos onde foram registradas as maiores densidades desse ciliado verificou-se que as populações de *Conochilus unicornis* Rousselet, *Keratella tropica* (Apstein) e *Polyarthra aff vulgaris* Carlin declinaram significativamente (Figura 4.7.3.4).

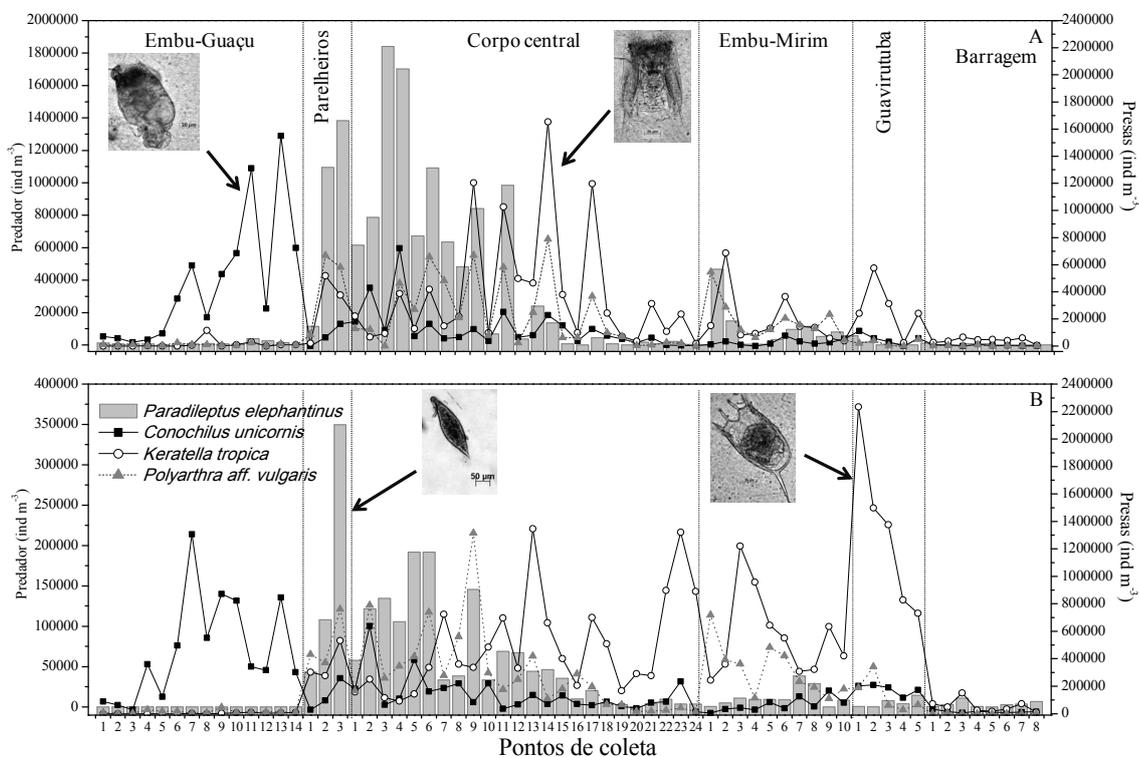


Figura 4.7.3.3 Variação da densidade (ind m^{-3}) do predador *Paradileptus elephantinus* e suas possíveis presas (*Conochilus unicornis*, *Keratella tropica*, *Polyarthra aff vulgaris* e *Synchaeta jollyae*) nos 64 pontos amostrados no reservatório de Guarapiranga nos dias 13 (A) e 14 (B) de setembro de 2010. (aumento de 630 X).

Foram realizadas análises sob microscópio óptico com maior aumento para verificar se *P. elephantinus* realmente predava os rotíferos, e as imagens obtidas mostraram a presença de carapaças de algumas espécies de rotíferos dentro dos vacúolos alimentares deste ciliado, comprovando assim a interação trófica entre estes organismos no reservatório de Guarapiranga (Figura 4.7.3.4).

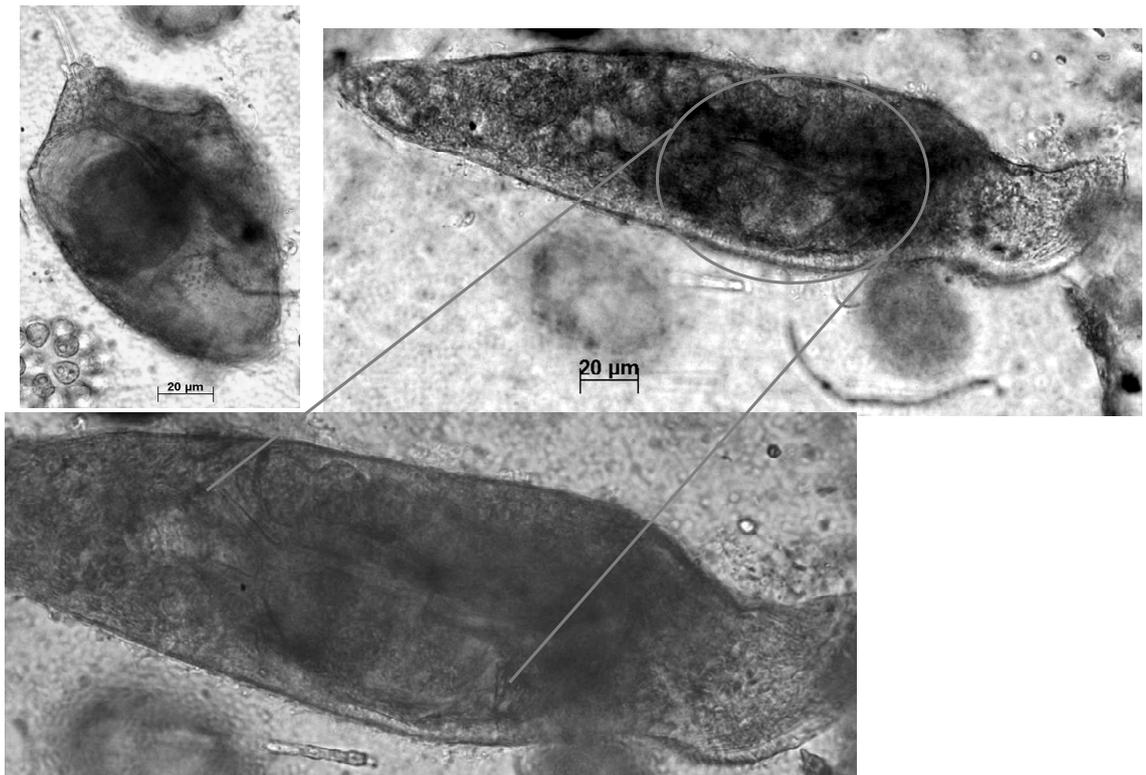


Figura 4.7.3.4 *Paradileptus elephantinus* com presa (*Keratella tropica*) dentro do vacúolo alimentar (aumento de 630 X), em amostras de zooplâncton da camada de superfície da represa de Guarapiranga, região metropolitana de São Paulo, coletadas nos dias 13 e 14 de setembro de 2010.

4.7.4. Discussão

No presente estudo foi comprovada a predação de rotíferos por *Paradileptus elephantinus* corroborando os resultados obtidos em estudos de laboratório por Dieguez e Balseiro (2000), que registraram altas taxas de predação de *P. elephantinus* sobre *Synchaeta kitina* Rousselet e *Polyarthra vulgaris*, o que nos alerta para o fato de que as interações bióticas podem ter um papel mais preponderante do que geralmente se supõe na flutuação de curto prazo também para o microzooplâncton.

Entre as espécies de Rotifera, *Conochilus unicornis* parece ser a presa mais susceptível à predação por *P. elephantinus*, e *P. aff vulgaris* a espécie menos consumida. Isso pode ser explicado por diversos fatores como características de natação, incluindo estratégias de escapes apresentadas principalmente para *P. aff vulgaris* (Diéguez e Balseiro 2000). *P. elephantinus* possui a capacidade de produzir toxinas (Small e Lynn, 1985) o que também

pode influenciar sua habilidade de captura e diferentes respostas de escape por parte das diversas presas.

Os resultados da rede de amostragem realizados em dois dias consecutivos no presente estudo evidenciam que *Paradileptus elephantinus* pode exercer papel fundamental na dinâmica das populações de rotíferos no reservatório de Guarapiranga. Por sua vez, as presas podem também exibir mecanismos de escape diferentes, os quais são muitas vezes ainda desconhecidos. Os estudos de campo como este, acoplados a estudos experimentais de predação entre os protozoários e os pequenos metazoários em laboratório deverão ser realizados para quantificação das taxas de predação e maior certeza na interpretação dos aumentos e declínios populacionais de curto prazo nas populações do microzooplâncton em lagos e reservatórios.

Referências Bibliográficas

- APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION., 2005. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 21th ed. Washington: Academic Press, p. 214-218.
- AZAM F., FENCHEL, T., FIELD, JG., FRAY JS., MEYER-REIL, L.A e THINGSTAD, F., 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecological Progress Series*, vol. 10, p. 257-263.
- BELL, T., BONSALE, MB., BUCKLING, A., WHITELEY, AS., GOODALL, T. e GRIFFITHS, RI., 2010. Protists have divergent effects on bacterial diversity along a productivity gradient. *Biology Letters*, vol. 6, p. 639-642.
- BEYRUTH, Z., 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 424, no. 1-3, p. 51-65.
- CARLSON, RE., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p.361-80.
- CORNO, G., CARAVATI, E., CALLIERI, C. e BERTONI, R., 2008. Effects of predation pressure on bacterial abundance, diversity, and size-structure distribution in an oligotrophic system. *Journal of Limnology*, vol. 67, p. 107-119.
- DIÉGUEZ, M. e BALSEIRO, E., 2000. Predation of *Paradileptus elephantinus* on rotifers. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 27, p. 2992-2995.
- GOMES, EAT. e GODINHO, MJL., 2003. Structure of the protozooplankton community in a tropical shallow and eutrophic lake in Brazil. *Acta Oecologica*, vol. 24, p. 153-161.

- LANSAC-TÔHA, FA., BONECKER, CC., VELHO, LFM. e LIMA, AF., 1997. Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplanctônica. In VAZZOLER, AEM., AGOSTINHO, AA. e HAHN, NS. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, p. 117-155.
- SMALL, EB. e LYNN, DH., 1985. Phylum Ciliophora. In LEE, JJ., HUTNER, SH. e BOVEE, EC. *An Illustrated Guide to the Protozoa*. Lawrence. Kansas: Society of Protozoologists. p. 393-575.
- TOLEDO, AP., TALARICO, N., CHINEZ, SJ. e AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Camboriú: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.
- VELHO, LFM., LANSAC-TÔHA, FA., BONECKER, CC., PAULETO, GM., PEREIRA, DG., CAMARGO, JC., BRÃO, AFS., BUOSI, PRB., SILVA, BTS. e MENDES, PMS., 2007. *Protozoários planctônicos*. Maringá: PELD, UEM, NUPÉLIA. Relatório Técnico PELD. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo_5.pdf. Acesso em 29 de outubro de 2013.
- WHATELY, M. e CUNHA, PM., 2006. *Guarapiranga 2005: como e porque São Paulo está perdendo este manacial: resultados do diagnóstico sócioambiental participativo da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 51 p.

5. Conclusões Gerais

A qualidade da água no reservatório de Guarapiranga reflete os efeitos dos fatores climáticos, da variabilidade hidrológica e principalmente das atividades antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem, sendo estas responsáveis pelo acelerado processo de eutrofização predominante nesse ecossistema aquático.

O reservatório de Guarapiranga é um sistema polimítico, apresentando estratificações térmicas temporárias intercaladas por períodos de circulação parcial ou total. A temperatura do ar e velocidade do vento foram os principais fatores meteorológicos influenciando a estrutura térmica do reservatório de Guarapiranga. Atualmente a concentração de nutrientes é elevada, atribuindo-lhe condição meso/eutrófica.

A análise das respostas das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas demonstraram fortes interações com os fatores ambientais que governam a dinâmica nesse reservatório. O estudo das comunidades planctônicas em varredura de malha fina em ambas escalas (espacial e temporal) foram determinantes para a compreensão de importantes processos ecológicos nesse sistema e evidenciaram a heterogeneidade ambiental com formação de seis compartimentos bastante distintos: Embu-Guaçu, Parelheiros, Corpo central, Embu-Mirim, Guavirutuba e Barragem.

A seguir são enumeradas as conclusões baseadas nas respostas de cada comunidade:

Fitoplâncton

Apesar do reservatório de Guarapiranga apresentar um elevado grau de autodepuração comprovado pela melhoria da qualidade da água próximo à barragem concluiu-se que o fitoplâncton, assim como em outros reservatórios urbanos, apesar de ser dominado pelas cianobactérias possui uma elevada riqueza de espécies.

Em virtude da eutrofização e da aplicação de sulfato de cobre como algicida, espécies resistentes de cianobactérias e clorofíceas são as que mais contribuem para a dinâmica e estrutura da comunidade fitoplanctônica neste reservatório.

A biomassa algal foi uma variável biológica mais eficiente do que a densidade para evidenciar a existência da heterogeneidade espacial horizontal do fitoplâncton,

refletindo as condições específicas nos diferentes compartimentos, geradas pela hidrodinâmica do reservatório.

A alga dominante em todo o período de estudo foi *Aphanocapsa delicatissima*, pertencente ao grupo K, bem adaptada a ambientes ricos em nutrientes e turbulentos, além de ser provavelmente resistente à toxicidade de metais.

Os grupos funcionais do fitoplâncton foram indicadores eficientes das condições ambientais do reservatório de Guarapiranga e podem ser utilizados para indicar condições limnológicas nos diferentes compartimentos em reservatórios.

A distribuição vertical das principais espécies de fitoplâncton foi relacionada aos eventos de estratificação e hidrodinâmica. Nossos resultados demonstram que em reservatórios tropicais polimíticos os eventos hidrodinâmicos associados a estratificação térmica e mistura da coluna d'água determinam a maioria dos padrões da distribuição vertical das populações de algas.

De maneira geral, a variabilidade hidrológica, os fatores climáticos e as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem são os principais fatores responsáveis pela seleção do fitoplâncton dominante no reservatório de Guarapiranga.

Zooplâncton

A comunidade zooplanctônica foi caracterizada por uma elevada riqueza de espécies, especialmente de Rotifera, seguidos pelos Cladocera e Copepoda Cyclopoida.

A composição taxonômica desta comunidade reflete bem as condições meso/eutróficas do reservatório de Guarapiranga e esses organismos são bons indicadores de eutrofização.

Houve heterogeneidade na composição e na abundância dos organismos zooplanctônicos refletindo o estado trófico e a hidrodinâmica vigente nos diferentes compartimentos do reservatório, tal como observado para o grupo dos Rotifera: *Conochilus unicornis* (Embu-Guaçu), *Trichocerca pusilla* (Corpo central), *Keratella tropica* (Embu-Mirim e Guavirutuba) e *Filinia longisteta* (Parelheiros). Entre estas espécies, *C. unicornis* foi indicadora de ambiente oligo/mesotrófico.

O único registro da espécie de Calanoida *Notodiaptomus henseni* no ponto 4 no Corpo central e os baixos valores de densidade e predomínio dos pequenos filtradores (*Bosminopsis* e *Bosmina*) de Cladocera indicam que as condições ambientais,

determinadas principalmente pelo alimento de baixa qualidade com dominância de Cyanophyta, eliminaram as espécies sensíveis que antes faziam parte da comunidade zooplanctônica no reservatório antes do processo de eutrofização e degradação ambiental.

As espécies *Acanthocyclops robustus*, *Thermocyclops decipiens* e *Tropocyclops prasinus* foram os mais abundantes, e são indicadores do elevado grau de eutrofização.

A biomassa de Rotifera ultrapassou a de Cladocera e Copepoda em todos os pontos, com exceção daqueles localizados próximos a Barragem, onde os adultos e náuplios de Cyclopoida foram mais abundantes. Entre os rotíferos as maiores densidades foram registradas para *Keratella tropica* e *Polyarthra aff vulgaris*.

Considerando os valores de biomassa e produção instântanea obtidos neste estudo, pode-se concluir que o reservatório de Guarapiranga é um sistema de elevada produtividade zooplanctônica quando comparado a outros reservatórios.

Assim como para o fitoplâncton a distribuição dos organismos zooplanctônicos evidenciou que o padrão de estratificação térmica e ou de circulação no eixo vertical determinados pelas variáveis meteorológicas e pela hidrodinâmica local condicionam a distribuição das espécies zooplanctônicas podendo até interferir em suas atividades de migração vertical.

Muitos aspectos da dinâmica das comunidades dos reservatórios tropicais precisam ainda ser investigados com maior profundidade e maior frequência em ambas escalas, espacial e temporal.

6. Considerações Finais e Perspectivas Futuras

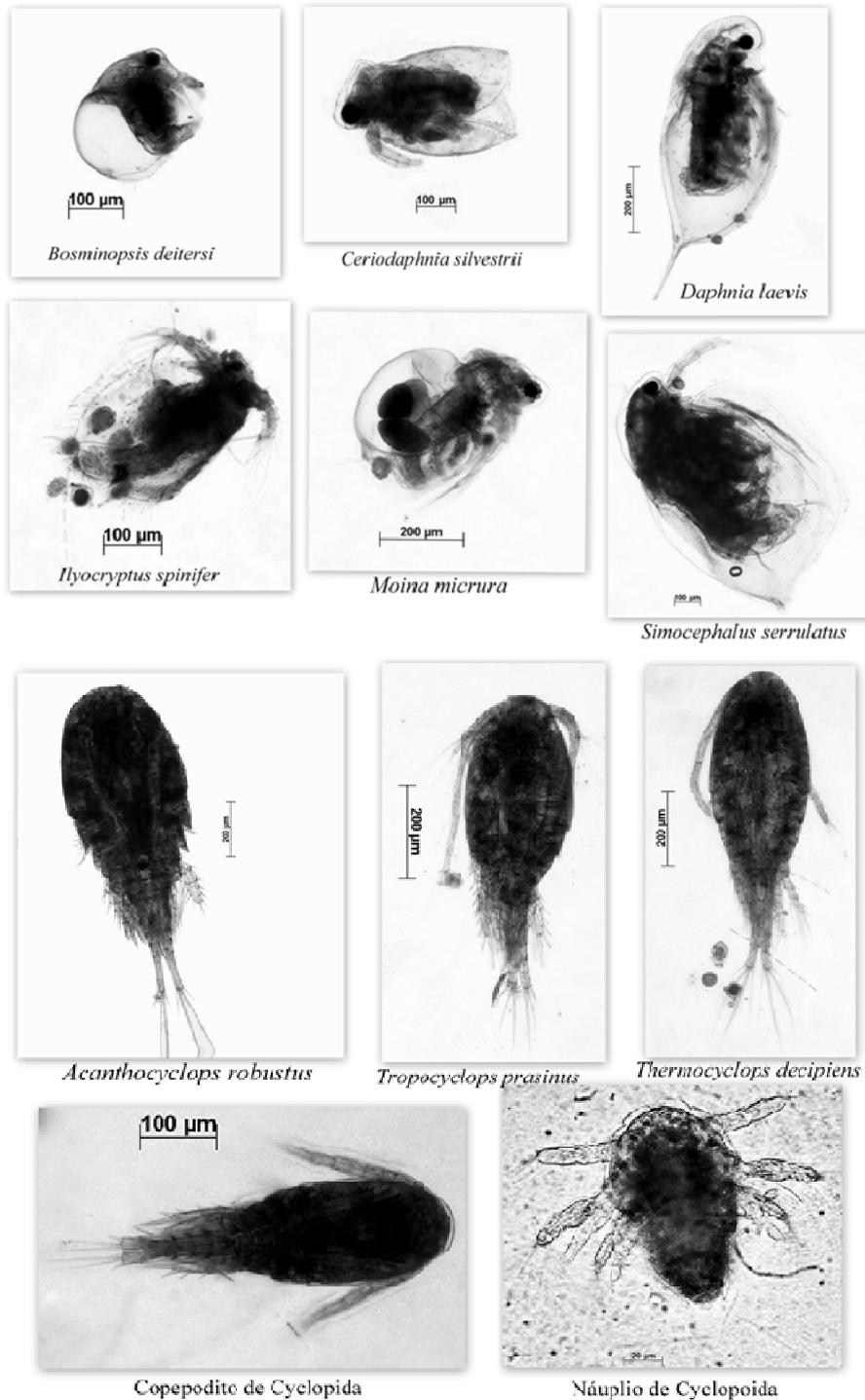
Diante do fato do reservatório de Guarapiranga possuir alta produtividade secundária e portanto elevada transferência de matéria e energia, entre os primeiros níveis tróficos, faz-se necessária a recuperação e manejo mais adequado deste corpo hídrico.

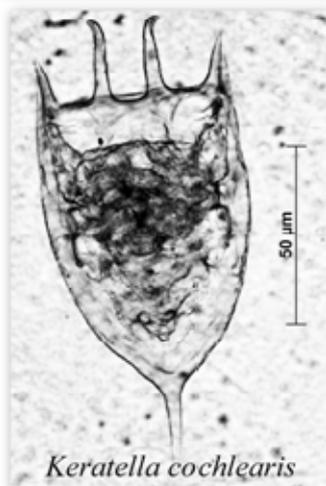
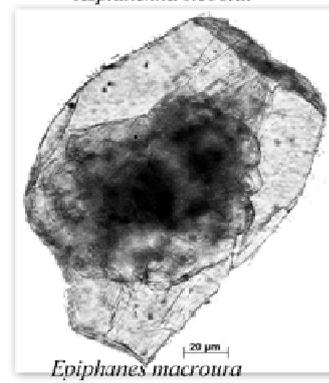
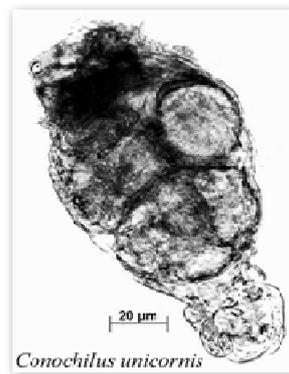
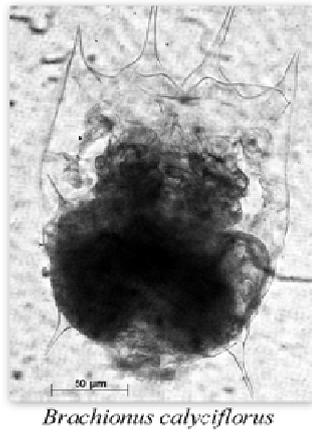
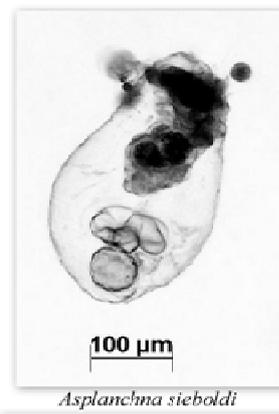
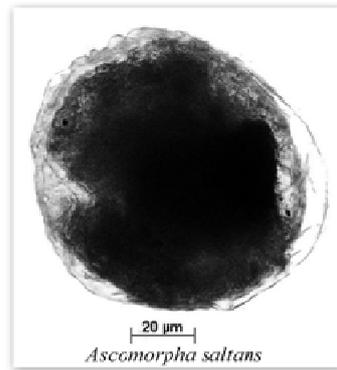
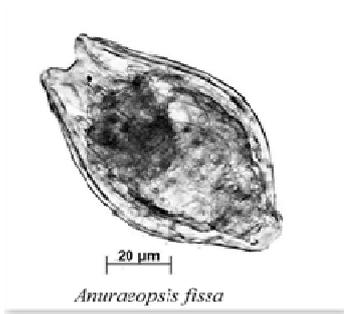
Algumas medidas como reflorestamento e preservação das florestas remanescentes e principalmente o tratamento dos esgotos gerados na bacia de drenagem são medidas que, se amplamente realizadas, poderão melhorar a qualidade da água e assim permitir um melhor aproveitamento deste recurso.

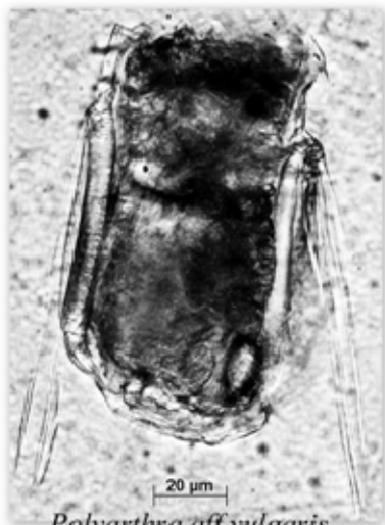
A geração de novas tecnologias, advindas de pesquisas científicas, é também essencial para um monitoramento mais rápido e seguro da água de abastecimento, que permitirá o uso mais consciente e eficiente desse precioso recurso natural. Isso refletirá diretamente sobre a qualidade de vida dos usuários dessas águas.

Apêndice

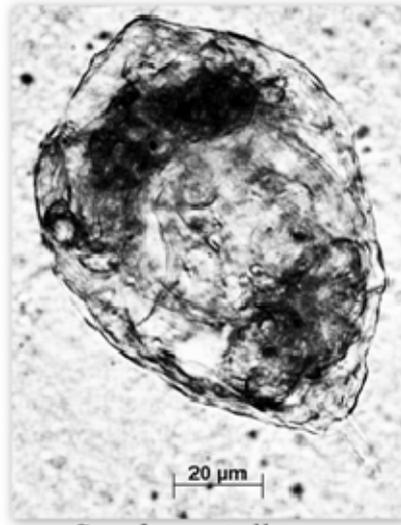
Fotos das espécies zooplancônicas dominantes no reservatório de Guarapiranga durante o período de estudo.







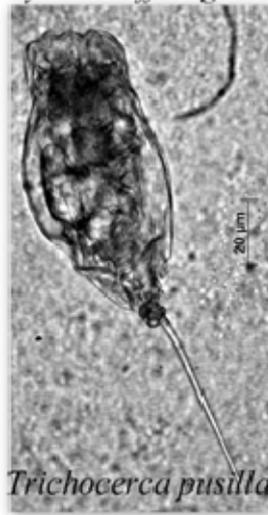
Polyarthra aff vulgaris



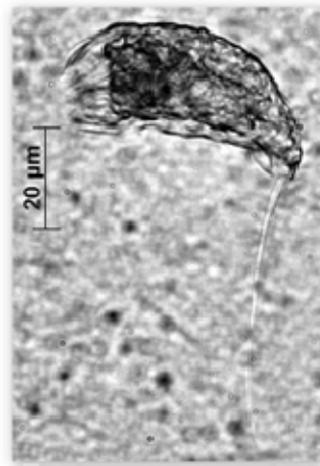
Synchaeta jollyae



Trichocerca mus



Trichocerca pusilla



Trichocerca rousseleti



Trichocerca similis