

Laira Lúcia Damasceno de Oliveira

**Estudo da estrutura da comunidade zooplanctônica e sua
relação com as cianobactérias em três reservatórios do
Médio rio Tietê, SP**

**Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, Universidade
de São Paulo, como parte dos requisitos
para obtenção do título de mestre em
Ciências da Engenharia Ambiental.**

Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha

SÃO CARLOS – SP

2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Dedico esse trabalho a minha eterna mãe avó, Idalina “*in memoriam*” e aos meus pais, Iracilda e Siderlei, em especial a minha mãe, pelos inesquecíveis ensinamentos, pela confiança e apoio incondicionais que me conferiram em todos os momentos da minha vida.

AGRADECIMENTOS

À Prof^a Dr^a Odete Rocha, pela orientação, amizade, respeito, confiança e valiosos ensinamentos desde o meu ingresso no mestrado.

Aos meus pais Iracilda e Siderlei por sempre acreditarem em mim e por proporcionarem todas as condições para que eu chegasse até aqui.

À minha eterna mãe avó, Idalina “ *in memoriam*”, pelo carinho, valiosas orações e pelos divertidos e inesquecíveis momentos que passamos juntas.

Ao meu querido irmão, Laurence, pela amizade e apoio em todos os momentos.

Ao meu namorado, Raphael pelo carinho, confiança e companheirismo durante todos os momentos da minha vida e também deste trabalho.

A todos os meus familiares, pela eterna confiança, atenção e apoio.

Ao Dr. Alessandro Minillo, pela amizade, apoio, valiosas sugestões e pela colaboração para a realização deste trabalho.

Ao Dr. Maurício Augusto Leite, pela amizade e oportunidade da realização da iniciação científica durante a graduação, contribuindo para os meus primeiros passos na vida científica.

Ao Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental pelos conselhos e incentivos.

Aos técnicos do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos Airton Santo Soares e Alcídio Culósio pelo auxílio nas coletas de campo e principalmente pela amizade.

À secretária do DEBE/UFSCar, Edna, pelo carinho e amizade.

A todos os amigos de turma da Escola de Engenharia de São Carlos pelos momentos de descontração, incentivo e amizade.

Às amigas do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (DEBE/UFSCAR): Ana Lúcia, Roberta, Patrícia, Fernanda, Amanda e Lidiane pela amizade e descontração em vários momentos deste trabalho.

Às queridas amigas Fernanda e Denise, pela amizade, respeito, ajuda e paciência durante a minha chegada no laboratório de Ecotoxicologia (DEBE/UFSCAR).

Às amigas Natália e Renata pela amizade e auxílio na identificação das espécies de Rotifera e Cladocera.

Ao Dr. José Valdecir de Lucca, pela amizade, sinceridade, hospitalidade e ajuda nas análises químicas deste trabalho.

À Dra. Maria José Dellamano-Oliveira, pela amizade, incentivo e pelos ensinamentos na identificação das espécies de cianobactérias.

Ao amigo André Banci pela ajuda nos procedimentos para a realização do imunoenensaio ELISA, utilizado para detectar as cianotoxinas.

Às companheiras de república Clara e Erika pela amizade, palavras de apoio, compreensão e carinho.

À AES – Tietê / SA, pela disponibilização dos dados de precipitação e vazão dos reservatórios estudados, que foram de extrema importância para a realização deste trabalho.

À Escola de Engenharia de São Carlos e ao PPG-SEA, pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À CAPES, pela bolsa de mestrado e todo apoio financeiro que foi imprescindível para concretização desse trabalho.

A todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento e finalização deste trabalho, os meus mais sinceros agradecimentos.

“ O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.”

José de Alencar

RESUMO

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

Florescimentos de cianobactérias têm sido cada vez mais frequentemente detectados em reservatórios do Estado de São Paulo, especialmente naqueles da bacia do Médio rio Tietê. A presença de cianobactérias pode acarretar prejuízos à qualidade da água nestes ambientes, em razão de seu potencial tóxico à biota aquática, incluindo riscos à saúde humana. O presente estudo teve por objetivo analisar a estrutura da comunidade zooplanctônica de três reservatórios do Médio rio Tietê, SP (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) e sua relação com as cianobactérias presentes nas florações, com ênfase nos efeitos da toxicidade destas sobre o dafínideo *Ceriodaphnia silvestrii*, uma espécie nativa. Para tanto, amostragens foram realizadas nos períodos de junho e setembro de 2008, e janeiro e maio de 2009. Foram efetuadas medições de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos em cada reservatório. As florações de cianobactérias foram coletadas com redes de plâncton, e armazenadas para análise e quantificação de cianotoxinas e também para a realização de ensaios ecotoxicológicos. Verificou-se que a comunidade zooplanctônica dos reservatórios é dominada por copépodos e rotíferos na maior parte das camadas de água dos reservatórios. Os copépodos Cyclopoida foram mais abundantes que os Calanoida, com grande representatividade de formas jovens (náuplios e copepoditos). A espécie de Cladocera *Bosmina longirostris* e grande parte de espécies de rotífera, como *Brachionus calyciflorus* foram frequentes em todas as represas, indicando que podem ter estratégias para coexistir com as toxinas dos blooms de cianobactérias. As concentrações de microcistinas LR foram detectadas em todas as amostras de florações dos reservatórios do Médio rio Tietê, com concentrações variando de 18,2 a 100 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Os testes de toxicidade aguda revelaram que os extratos brutos das florações de cianobactérias foram tóxicos ao dafínideo *Ceriodaphnia silvestrii*,

provocando inibição dos movimentos natatórios mesmo em baixas concentrações de microcistina-LR, podendo portanto influenciar negativamente a biota aquática.

Palavras-chave: reservatórios do Tietê, ecologia do zooplâncton, cianobactérias, toxicidade de microcistinas, ensaios com Cladocera, ecotoxicologia.

ABSTRACT

OLIVEIRA, L.L.D. **Zooplankton Structure and its relationships with cyanobacteria in three reservoirs of Middle Tietê River, São Paulo State, Brazil.** 2010. 202 p. Master Dissertation – School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2010.

Cyanobacteria blooms are increasingly being detected in São Paulo state reservoirs, particularly in those of Middle Tietê River basin. The presence of cyanobacteria can cause deterioration of water quality in these systems due to its potential toxicity to the aquatic biota, and also risks to human health. The aim of the present study was to analyse the structure of the zooplankton community in three reservoirs placed in Middle Tietê River basin, SP (Barra Bonita, Bariri and Ibitinga) and its relationships with blooms of cyanobacteria, with emphasis on its toxic effects upon the daphnid *Ceriodaphnia silvestrii*, a native species. Sampling was carried out in June and September 2008 and January and May 2009. Measurements of several physical, chemical and biological parameters were carried out in each reservoir. Samples of cyanobacteria blooms were taken with phytoplankton nets and properly kept for posterior analysis of species composition, cyanotoxin quantification and also for acute toxicity testing. It was found that zooplankton communities in the reservoirs are dominated by rotifers and copepods in most of the water layers sampled. The cyclopoid copepods were more abundant than calanoid ones with great representativeness of the young forms (nauplii and copepodids). The Cladocera species *Bosmina longirostris* and some species of Rotifera as *Brachionus calyciflorus* were frequent in all reservoirs, indicating that they might have strategies to cope with the cyanobacteria bloom toxicity. Microcystin LR concentrations were detected in all samples of blooms from Middle Tietê River reservoirs with concentrations varying from 18,2 to 100 µg. L⁻¹. Acute toxicity tests revealed that raw extracts from cyanobacteria scums were toxic to the daphnid *Ceriodaphnia silvestrii*, causing immobilization of natatory movements even at low LR microcystin concentrations, thus negatively affecting the aquatic biota.

Keywords: Tiete reservoirs, zooplankton ecology, cyanobacteria, microcystin toxicity, cladocera bioassays, ecotoxicology.

SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO	1
1.1- Eutrofização dos reservatórios no rio Tietê	1
2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2. 1- Cianobactérias	5
2.2- Cianotoxinas.....	6
2.2.1- Hepatotoxinas	7
2.2.2- Neurotoxinas	8
2.2.3- Dermatoxinas	9
3- OBJETIVOS	15
3.1- Objetivo geral	15
3.2- Objetivos específicos	15
4- MATERIAIS E MÉTODOS	16
4.1- Caracterização da área de estudo	16
4.1.1- Reservatório de Barra Bonita	18
4.1.2- Reservatório de Bariri.....	19
4.1.3- Reservatório de Ibitinga.....	20
4.2- Pontos de amostragem e período de coleta.....	21
4.3- Climatologia: precipitação pluviométrica	21
4.4- Variáveis Hidrológicas	21
4.4.1- Vazão e tempo de residência da água	21
4.5- Variáveis Limnológicas.....	22
4.5.1- Profundidade, Transparência da água e Extensão da zona eufótica	22
4.5.2- Potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água.....	22
4.5.3- Concentração de material em suspensão	22
4.5.4 - Nutrientes dissolvidos e totais na água	23

4.5.5- Índice de Estado Trófico (IET)	24
4.6- Variáveis Biológicas.....	25
4.6.1- Clorofila e Feofitina	25
4.6.2- Coleta das florações de cianobactérias	26
4.6.3- Análise qualitativa e quantitativa das cianobactérias presentes nas florações dos reservatórios estudados	27
4.6.4- Coleta dos organismos zooplanctônicos.....	28
4.6.5- Análise qualitativa da comunidade zooplanctônica.....	29
4.6.6- Análise quantitativa da comunidade zooplanctônica.....	29
4.7- Índices biológicos calculados para a comunidade zooplanctônica	29
4.8- Testes Ecotoxicológicos com Florações de Cianobactérias	31
4.8.1- Preparo dos extratos brutos de cianobactérias.....	31
4.8.2- Cultivo do dafinídeo <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Crustacea, Cladocera)	31
4.8.3- Testes de sensibilidade.....	33
4.8.4- Delineamento dos bioensaios laboratoriais.....	34
4.8.4.1- Testes de toxicidade aguda	34
4.9- Análise de microcistinas.....	35
4.9.1- Análise de microcistinas por meio de Kit de imunoenensaio ELISA (Enzyme linked Immunosorbent Assay)	35
5- Análises Estatísticas.....	37
6- RESULTADOS	38
6.1- Climatologia: precipitação pluviométrica	38
6.2- Variáveis Hidrológicas.....	39
6.2.1- Valores de vazão defluente e tempo de residência da água.....	39
6.3- Variáveis Limnológicas	41
6.3.1- Profundidade, Transparência da água e Extensão da zona eufótica.....	41
6.3.2- pH e condutividade elétrica da água nos reservatórios do Médio rio Tietê ..	43
6.3.3- Concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água.....	47

6.3.4- Concentrações de material em suspensão na água	52
6.3.5- Concentrações de nutrientes nos reservatórios do Médio rio Tietê.....	59
6.3.5.1. Formas de nitrogênio.....	59
6.3.5.2- Compostos de Fósforo	65
6.3.5.3 - Silicatos.....	70
6.4 - Índice de Estado Trófico para os reservatórios do Médio rio Tietê.....	72
6.5 - Concentrações de clorofila- <i>a</i> e de feofitina nos reservatórios do Médio rio Tietê	76
6.6- Comunidade zooplanctônica	81
6.6.1- Composição taxonômica e riqueza de táxons da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio rio Tietê	81
6.6.1.2- Frequência de ocorrência dos táxons da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio rio Tietê	87
6.6.2- Análise quantitativa	95
6.6.2.1 - Densidade numérica e abundância relativa dos principais grupos zooplanctônicos.....	95
6.6.2.2 - Diversidade de espécies, Uniformidade e Riqueza de táxons da Comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio rio Tietê	103
6.7- Análise Estatística	105
6.7.1- Análise de Correlação Canônica	105
6.7.1.1- Rotifera.....	105
6.7.1.2- Cladocera	108
6.7.1.3- Copepoda.....	110
7 - Florações de Cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê	112
7.1- Composição, distribuição temporal e densidade das espécies fitoplanctônicas encontradas nos florescimentos dos reservatórios do Médio rio Tietê.....	112
7.2- Densidade de cianobactérias nas florações dos reservatórios do Médio rio Tietê	114
7.3- Avaliação Ecotoxicológica	115

7.3.1- Microcistinas detectadas nas florações de cianobactérias nos reservatórios do Médio rio Tietê	115
7.3.2- Relação entre cianotoxinas e densidade de células de cianobactérias nos reservatórios do Médio rio Tietê	116
7.3.2.1- Concentrações de microcistina-LR e a densidade de cianobactérias	116
7.4- Relação entre a densidade das espécies fitoplanctônicas presentes nas florações de cianobactérias com as espécies zooplanctônicas	117
7.5.1- Testes de sensibilidade.....	120
7.5.2- Testes de toxicidade aguda	121
7.5.2.1- Bioensaios com o extrato bruto do reservatório de Barra Bonita	121
7.5.2.2 - Bioensaios com o extrato bruto do reservatório de Bariri.....	122
7.5.2. 3- Bioensaios com o extrato bruto do reservatório de Ibitinga	123
8- DISCUSSÃO	124
8.1- Limnologia dos reservatórios do Médio rio Tietê-SP	124
8.2- Comunidade zooplanctônica e ocorrência de florações de cianobactérias...	130
8.3- Microcistinas nas águas dos reservatórios do Médio rio Tietê	139
8.4- Testes ecotoxicológicos com florações de cianobactérias.....	141
9- CONCLUSÕES	142
10 - PERSPECTIVAS FUTURAS	144
11- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	146
ANEXO 1	170

1- INTRODUÇÃO

No Brasil, a abordagem da construção de grandes reservatórios para fins de abastecimento público e geração de energia atingiu seu máximo desenvolvimento nas décadas de 1960 e 1970. Em geral, os reservatórios são construídos para armazenar água, a qual é utilizada para diversos fins, tais como: geração de energia hidroelétrica, abastecimento urbano e industrial, irrigação na agricultura, navegação, pesca, recreação, dentre outros. Contudo, a construção dos reservatórios também ocasiona diversos impactos, sendo os principais citados por Straskraba e Tundisi (1999): o desmatamento e a redução da cobertura vegetal; o aumento da contaminação e da toxicidade no sistema devido a atividades antrópicas; a poluição orgânica; a eutrofização acelerada; a alteração da biodiversidade com remoção de espécies ecologicamente importantes e efeitos negativos à saúde humana, resultantes da deterioração da qualidade da água.

No Estado de São Paulo, a construção de sistemas de reservatórios em cascata, com vários reservatórios subseqüentes, que recebem e acumulam materiais orgânicos provenientes dos reservatórios a montante, tem sido bastante utilizada. Dentre os principais sistemas de reservatórios em cascata do Estado de São Paulo, podem ser destacados: o do rio Tietê, que inclui seis reservatórios (Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos), os do rio Paranapanema e os do Rio Grande, os quais têm papel social e econômico relevante devido à localização destes, em meio a importantes pólos agrícolas e industriais no país (TUNDISI et al., 1999).

1.1- Eutrofização dos reservatórios no rio Tietê

As recentes atividades humanas têm promovido a eutrofização dos ambientes aquáticos pelo enriquecimento por nutrientes, cujas principais fontes estão associadas às descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e ao escoamento superficial e subterrâneo das regiões agricultáveis. Esta eutrofização artificial acelerada produz diversas mudanças na qualidade da água incluindo: a redução na concentração de oxigênio dissolvido, perda das qualidades cênicas, aumento do custo de tratamento, morte extensiva de peixes e aumento da incidência

de florações de microalgas e cianobactérias, podendo provocar um crescimento no custo do tratamento da água e levar a graves conseqüências relacionadas à saúde pública (AZEVEDO ; VASCONCELOS, 2006).

Desde 1980 o sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê tem sido objeto de vários estudos científicos, principalmente, limnológicos e, mais recentemente, ecotoxicológicos, abordando aspectos físicos, químicos e biológicos da água e do sedimento, bem como a relação com o uso e a ocupação da bacia hidrográfica (ESPÍNDOLA et al., 1999).

Dentre todos os reservatórios desse sistema, o de Barra Bonita é o mais estudado, uma vez que é o primeiro da série, tendo a função acumuladora de água, regulando todo o sistema, e também por receber uma elevada carga poluidora de duas bacias de drenagem, a do alto rio Tietê e a do rio Piracicaba. Dentre os estudos desenvolvidos no sistema em cascata como um todo e, em particular, no reservatório de Barra Bonita, podem ser citados: Tundisi (1981), Matsumura-Tundisi et al. (1981), Calijuri (1988), Espíndola (1994), Rietzler (1995), Fracácio (2001), Pereira (2003), Lima (2004), Minillo (2005), Zanata (2005), Dellamano-Oliveira (2006) e Araújo (2009).

Muitos dos estudos mencionados mostram que os reservatórios do Médio e Baixo Tietê estão em crescente processo de eutrofização, sendo freqüentes as florações de cianobactérias (SANDES, 1998; CALIJURI, 1999; LUZIA, 2004; MINILLO, 2005). Essas florações podem ter diversas implicações (estéticas, sanitárias, ecológicas) para os corpos de água, sendo que a maior preocupação refere-se ao fato de que muitas cianobactérias são produtoras de potentes toxinas (cianotoxinas), que podem comprometer os usos múltiplos da água, tendo em vista as sérias implicações à saúde humana e aos organismos aquáticos.

1.2- Impactos de florações de cianobactérias nos ecossistemas aquáticos

Floração ou “bloom” é o termo designado para caracterizar crescimento rápido e explosivo de microorganismos fitoplanctônicos, de uma ou mais espécies marinhas ou dulcícolas, decorrente de condições ambientais favoráveis (ACIESP,1997). Várias espécies de cianobactérias, clorofíceas, euglenofíceas, diatomáceas e dinoflagelados podem florescer em corpos d’ água eutrofizados (WEHR; SHEATH, 2003). Segundo Sant’ Anna et al. (2006) quando as florações são provocadas por

cianobactérias, pode-se observar uma densa camada de microorganismos (nata), com vários centímetros de profundidade.

As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas constituem um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países (CHORUS; BARTRAM, 1999). De acordo com Sant' Anna e Azevedo (2000) já foi registrada a ocorrência de pelo menos 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros, em diferentes ambientes aquáticos. De acordo com esses autores, os gêneros mais comuns de cianobactérias formadoras de florações são *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*.

No Brasil, as cianobactérias capazes de produzir toxinas são amplamente distribuídas, tanto na região tropical como na região subtropical do Brasil (SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000; SANT'ANNA et al., 2008), e dominam o fitoplâncton em muitos ambientes eutróficos brasileiros, naturais e artificiais (HUSZAR; SILVA, 1999).

A dominância de cianobactérias em ambientes enriquecidos tem sido atribuída a vários fatores, tais como: a capacidade de regular sua posição na coluna da água (REYNOLDS et al., 1987); tolerância à reduzida luminosidade subaquática (SMITH, 1996), a baixas concentrações de CO₂ e ao elevado pH (SHAPIRO, 1990); afinidade das cianobactérias por fósforo (WATSON et al., 1997) e capacidade de estocar esse elemento nas células (BLONQVIST et al., 1994); baixa afinidade por nitrogênio, dominando em sistemas com reduzida razão entre nitrogênio e fósforo. Outros fatores incluindo condições de reduzida turbulência da água, elevadas temperaturas e a resistência das cianobactérias à herbivoria (GLIWICZ, 1990), também estão associados à dominância desses organismos no fitoplâncton em muitos ambientes aquáticos.

Tais condições proporcionam vantagens competitivas para as cianobactérias, favorecendo assim, a dominância por espécies que formam grandes colônias e filamentos, como é o caso de muitos reservatórios do Rio Grande do Norte (COSTA et al., 2006).

Estudos recentes, realizados por Barbosa et al. (1999) e Padisák et al. (2000), apontam a prevalência e distribuição espacial entre as formas potencialmente tóxicas de cianobactérias nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê. Os autores destacaram a dominância de formas coloniais, tais como, *Microcystis*, nos

reservatórios do Médio rio Tietê, enquanto que as formas filamentosas, como *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, apresentaram suas maiores incidências nos reservatórios do Baixo rio Tietê.

Vários estudos mostram que as cianobactérias tóxicas tem efeitos adversos nas comunidades zooplancônica e nos demais níveis tróficos, devido à letalidade e/ou diminuição da sua taxa de crescimento e reprodução (TRABEAU et al., 2004).

A resposta do zooplâncton à presença de cianobactérias varia com o tamanho do herbívoro, capacidade de ingerir filamentos e colônias e grau de inibição alimentar (HIETALA et al., 1995). São conhecidos pelo menos três aspectos que podem tornar as cianobactérias inadequadas como alimento para o zooplâncton: (1) a interferência mecânica criada pelo tamanho e a forma de algumas espécies de cianobactérias (GULATI et al., 2001); (2) a composição química das cianobactérias que podem reduzir a eficiência do crescimento e a reprodução de algumas espécies zooplancônicas (KILHAM et al., 1997), e (3) as toxinas contidas em algumas cianobactérias, que podem ser prejudiciais ao zooplâncton (ROHRLACK et al., 2001).

Efeitos de extratos de cianobactérias em camundongos, embriões e ovos de peixes e anfíbios, invertebrados, microalgas, macrófitas e plantas superiores também têm sido investigados (MARSÁLEK; BLAHA, 2004; SANEVAS et al., 2006). É uma preocupação marcante a possibilidade de bioacumulação e transferência de cianotoxinas por meio da ingestão de animais que se alimentam de cianobactérias, acumulando as toxinas em seus tecidos, oferecendo sérios riscos à saúde humana.

É importante também ressaltar que o número de estudos sobre a eficiência da remoção dessas cianotoxinas pelos processos de tratamento da água ainda é reduzido. As técnicas de detecção de cianotoxinas ainda não são muito difundidas na prática do monitoramento de águas de abastecimento e a avaliação da exposição humana às cianotoxinas pelo consumo da água, ainda, é bastante deficiente e desconhecida.

Assim, no Brasil, a possibilidade de existência de condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento de florações de cianobactérias durante o ano todo, além de recentes evidências de intoxicações humanas por cianobactérias e os sérios riscos à biota aquática e à saúde humana, evidenciam a relevância do tema em questão e revelam a necessidade de ampliação das pesquisas sobre as

cianobactérias e suas toxinas, possibilitando uma melhor adequação às ações remediadoras e, sobretudo, preventivas para conter o processo de eutrofização.

2- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2. 1- Cianobactérias

Cianobactérias são organismos procariontes, fotossintetizantes, com ampla capacidade de adaptação em variados tipos de ambientes (CHORUS; BARTRAM, 1999). Segundo relatos históricos a origem das cianobactérias foi estimada em aproximadamente 3,5 bilhões de anos pela descoberta de fósseis em rochas sedimentares, denominadas estromatólitos, as quais foram encontradas na Austrália. Elas são, portanto, organismos pioneiros na Terra, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio na atmosfera primitiva (AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006).

As cianobactérias se reproduzem de forma assexuada, como nas bactérias, a divisão ocorre por crescimento e invaginação da parede celular e a reprodução ocorre por fissão binária ou múltipla. Em algumas espécies a reprodução também pode ocorrer por brotamento e fragmentação (CALIJURI et al., 2006). Segundo esses mesmos autores, a nutrição deste grupo é considerada simples, sem a necessidade de vitaminas ou co-fatores de crescimento, entretanto, pode ocorrer a fotoassimilação de substâncias simples, tais como glicose e acetato. A maioria desses microorganismos é fototrófica obrigatória, porém alguns grupos filamentosos podem crescer na ausência da luz, utilizando substâncias orgânicas como fonte de carbono e energia.

Sabe-se que diversos organismos são capazes de produzir metabólitos secundários com atividades biológicas de interesse econômico. As microalgas e cianobactérias se tornam atrativas neste campo de pesquisa por serem fonte de compostos alimentares, farmacêuticos, ou que ocasionam impactos para a saúde pública (CARDOZO et al., 2007) e mais recentemente, como fonte promissora de biocombustíveis (CHISTI, 2007).

A morfologia das cianobactérias é bastante diversificada, podendo ser encontradas formas unicelulares, coloniais ou filamentos. Suas células apresentam-

se esféricas, cúbicas, ovóides, cilíndricas ou sem forma definida, formando filamentos simples ou com ramificações e colônias com diferentes arranjos.

Este grupo possui ampla capacidade de adaptação e tolerância às diversas condições ambientais, sendo extensa a relação dos mecanismos morfológicos e/ou fisiológicos que favorecem a fixação das cianobactérias em ambientes terrestres, ambientes de água doce, salobra ou marinha, além de habitats extremos, como fontes termais, neve e deserto.

Normalmente, os locais com maior ocorrência de cianobactérias são os ambientes de águas doces naturais ou artificiais, mares e águas salobras (CARMICHAEL, 1994). Alguns fatores ambientais podem influenciar na dominância de cianobactérias em ambientes aquáticos tais como: baixa turbulência, baixa luminosidade, altas temperaturas, altas concentrações de fósforo total, baixas concentrações de nitrogênio total, baixa razão nitrogênio/fósforo e baixa razão de nitrogênio inorgânico dissolvido (HUSZAR et al., 2000).

No Brasil a ocorrência de linhagens tóxicas de cianobactérias nas águas de reservatórios para o abastecimento público, lagos artificiais, lagoas salobras e rios foi confirmada, com registros em vários Estados, como Rio Grande do Sul, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Pará; sendo que, em alguns estados, as ocorrências podem estar subestimadas (SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000). A ocorrência de florescimentos de cianobactérias principalmente em reservatórios do Estado de São Paulo tem se intensificado ultimamente em razão do processo de eutrofização nestes ambientes, pois estes recebem grandes contribuições de efluentes domésticos e industriais, geralmente ricos em nutrientes e são propícios ao acúmulo de contaminantes, por exibirem baixa velocidade de fluxo e longo tempo de residência (CARVALHO, 2002).

2.2- Cianotoxinas

As cianotoxinas são definidas como todas as toxinas sintetizadas por cianobactérias. Estas biotoxinas são produzidas naturalmente pelas células durante o seu crescimento e desenvolvimento da floração. Contudo, quando liberadas na água durante a senescência e lise das células, estas podem causar uma série de efeitos deletérios aos organismos que venham ter contato direto com estes

compostos, tais como: aves aquáticas, bactérias heterotróficas, macrófitas, protozoários, zooplâncton, macroinvertebrados, peixes, animais domésticos e selvagens (CHRISTOFFERSEN, 1996; PFLUGMACHER et al., 1999).

As toxinas de cianobactérias constituem um grupo quimicamente heterogêneo, apresentando, assim, diferentes propriedades toxicológicas. De acordo com as suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Em termos de toxicologia, estas podem ser classificadas principalmente como: hepatotoxinas, neurotoxinas e substâncias irritantes ou alergênicas (SIVONEN; JONES, 1999). As últimas são produzidas por cianobactérias em geral (CARVALHO, 2002) e, ao contato, causam irritações na pele e transtornos gastrointestinais (YOO et al., 1995).

2.2.1- Hepatotoxinas

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é causado por hepatotoxinas, que apresentam ação mais lenta, causando a morte entre poucas horas e poucos dias, em decorrência de hemorragia intra-hepática e choque hipovolêmico (aumento excessivo do fígado).

Os principais sintomas observados em mamíferos contaminados com esses tipos de toxinas são contrações abdominais, diarreia e palidez nas extremidades corpóreas (KUIPER-GOODMAN et al., 1999). As toxinas pertencentes a esta classe são a microcistina (produzida por *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* e *Oscillatoria*), nodularina (produzida por *Nodularia*) e cilindrospermopsina (produzida por *Cylindrospermopsis*).

Entretanto, a cianotoxina mais investigada no mundo, por ser a mais freqüente nas florações e com maior número de casos de contaminação é a microcistina, já tendo sido identificadas mais de 50 variantes, das quais a microcistina-LR é a mais comum (ROSET et al., 2001; LEAL; SOARES, 2004; ZURAWELL et al., 2005).

Pela sua importância mundial, a espécie *Microcystis aeruginosa* e a microcistina são extensamente utilizadas como modelos das pesquisas de toxicidade, genética e ocorrência nos ambientes. Por isso, tanto no exterior como no Brasil, a microcistina é a toxina cujos detalhes são mais conhecidos, tendo limites máximos na água especificados pelas legislações federais de saúde e ambiental, e

sabendo-se que esteve implicada em diversos incidentes de envenenamento animal e enfermidades humanas. No Brasil, o caso mais documentado ocorreu em Caruaru, PE, em fevereiro de 1996, quando oitenta pessoas submetidas a hemodíalises morreram por intoxicação hepática causada pela água contaminada com microcistina (AZEVEDO, 2002).

Outra cianotoxina importante é a nodularina, a qual foi primeiramente identificada em *Nodularia spumigna* (SIVONEN et al., 1989). Atualmente são conhecidas oito nodularinas distintas, classificadas de acordo com as variações no grau de metilação, composição e isomerização de seus aminoácidos. Essas hepatotoxinas agem desorganizando a arquitetura citoesquelética dos hepatócitos dos mamíferos, ocasionando danos no fígado e extravasamento do sangue, levando à morte em horas ou em poucos dias (CARMICHAEL, 1994).

A hepatotoxina cilindrospermopsina, produzida principalmente por *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovasliporum* e *Umezakia natans* pode induzir danos no fígado dos mamíferos, mas também nos rins, baço, timo e coração (SIVONEN; JONES, 1999).

2.2.2- Neurotoxinas

As neurotoxinas são toxinas alcalóides, pertencentes a três famílias: anatoxina-a, anatoxina-a (S) e toxinas paralisantes (PSPs) (saxitoxinas, neosaxitoxinas). São produzidas por espécies dos gêneros *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Trichodesmium* (CHORUS; BARTRAM, 1999; SIVONEN, op. cit.). Os sinais de envenenamento por estas toxinas, em animais selvagens e domésticos, incluem: desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões.

Sua ação é considerada muito rápida, poucos minutos a algumas horas após a ingestão, podendo provocar nos vertebrados: paralisia motora, falência do coração e danos específicos em órgãos, seguida de morte, e em invertebrados provoca redução do crescimento e resistência (LEFLAIVE; TEN-HAGE, 2007).

As saxitoxinas foram inicialmente isoladas de dinoflagelados marinhos que são responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas. Estas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade

ao potássio ou a resistência das membranas. As toxinas desta classe apresentam baixa persistência no meio ambiente (em contraste à hepatotóxica microcistina), pois são rapidamente degradadas pela luz e microorganismos.

Não há, até o momento, nenhum registro confirmado de mortes humanas causadas por toxinas paralisantes produzidas por cianobactérias, entretanto, alguns gêneros de dinoflagelados marinhos, que também produzem estas toxinas, já foram responsáveis por mortes de seres humanos, os quais consumiram moluscos que haviam acumulado toxinas paralisantes durante eventos de marés vermelhas (ANDERSON, 1994; CHORUS, 2001).

2.2.3- Dermatoxinas

As dermatoxinas são substâncias produzidas por cianobactérias filamentosas de água doce, salobra e marinha, pertencentes aos gêneros *Lyngbya* e *Schizothrix*, que podem provocar dermatite severa, com irritação dos olhos e formação de bolhas e descamação da pele em pessoas expostas a elas no ambiente (SIVONEN; JONES, 1999).

O consumo de peixes e moluscos expostos à toxina pode causar diarreia e vômitos. Estas toxinas ainda são pouco conhecidas, mas sabe-se que a inflamação da pele é causada pelas lyngbyatoxinas e aplysiatoxinas, que se mostraram potentes agentes promotores de tumor em experimentos com animais. Estas evidências indicam que existem efeitos tóxicos mais amplos, mas ainda desconhecidos.

2.3- Efeitos tóxicos das cianotoxinas sobre a biota aquática

Desde o século XIX são reportadas na literatura várias manifestações tóxicas em animais causadas por “blooms” de cianobactérias de água doce. Tais relatos constam de diversas ocorrências de blooms com incidentes tóxicos em diferentes áreas: da Austrália com *Nodularia*, nos Estados Unidos com *Gloeotrichia*, *Aphanizomenon* e *Microcystis*, e na Finlândia com *Anabaena*. Mais recentemente, a ocorrência de florescimentos com envenenamento de animais foram relatados por Sivonen (1996) e Carmichael (1992).

Segundo Christoffersen (1996), o conhecimento das conseqüências ecológicas de toxinas de cianobactérias em ambientes aquáticos é fragmentado, contudo, possíveis riscos podem ser identificados, tais como diminuição do crescimento de organismos microbianos, redução do potencial de herbivoria do zooplâncton, deficiência no desenvolvimento e estabelecimento de espécies sensíveis e acúmulo e transferência de toxinas nas cadeias alimentares, além da diminuição e/ou modificação da diversidade de espécies aquáticas.

A literatura a respeito dos efeitos de cianobactérias tóxicas sobre crescimento, sobrevivência, alimentação e comportamento de copépodos e, principalmente de cladóceros, é extensiva, porém apresenta variadas controvérsias (CHRISTOFFERSEN, 1996).

Há evidências de que as cianobactérias exercem efeitos deletérios sobre o zooplâncton, entretanto tais efeitos são muito variáveis entre gêneros e espécies, e mesmo entre clones de espécies zooplanctônicas (GILBERT, 1990). De acordo com Sivonen e Jones (1999), uma das principais questões ainda a ser resolvida é se os efeitos inibitórios observados são devido ao suposto baixo valor nutricional das cianobactérias, às cianotoxinas conhecidas (DEMOTT et al., 1991; ROHRLACK et al., 1999) ou a outros compostos não identificados (JUNGMANN; BENNDORF 1994; AGRAWAL et al., 2005).

Uma diferença principal no delineamento dos estudos está relacionada ao fato dos organismos serem expostos a cianotoxinas dissolvidas na água (MENDONÇA et al., 2006; MINILLO, 2005; OKUMURA et al., 2006; SOTERO-SANTOS et al., 2006) ou alimentados com cianobactérias tóxicas (FERRÃO-FILHO et al., 2000; MONTEIRO, 2001; FERRÃO-FILHO ; AZEVEDO, 2003).

A maioria dos estudos realizados sobre as interações entre cianobactérias e zooplâncton tem focado os efeitos de linhagens tóxicas de cianobactérias isoladas e cultivadas em condições de laboratório (AGRAWAL et al., 2005; CHEN et al., 2005; MONTEIRO, 2001). Entretanto, estudos baseados nos efeitos dos “blooms” naturais de cianobactérias e seus efeitos sobre a comunidade zooplanctônica tropical são ainda incipientes. Também, há poucos estudos com organismos zooplanctônicos expostos a algas tóxicas e/ou suas toxinas utilizando amostras coletadas em campo durante as florações naturais.

Todavia, comprovações dos efeitos negativos de cianobactérias tóxicas têm sido feitas em experimentos de laboratório realizados com algumas espécies de

Daphnia, como *D. galeata* (ROHRLACK et al., 1999), *D. hyalina* (DE MOTT et al., 1991); *D. longispina* (HEINIKAINEN et al., 1999), *D. pulex* (HEINIKAINEN et al., 1999; FERRÃO-FILHO et al., 2000) e *D. pulicaria* (DE MOTT et al., 1991; JUNGSMANN; BENNDORF, 1994).

Um exemplo a ser citado é o estudo que relatou significativos declínios na biomassa do zooplâncton em lagos eutróficos, tendo como consequência redução da população de *Daphnia pulex* durante os eventos de florações de cianobactérias (GHADOUANI et al., 1998). Estudos realizados por Codd e Bell (1989) mostraram que a microcistina pode afetar essa espécie de microcrustáceo, reduzindo sua capacidade de filtração e a sobrevivência de seus filhotes. Pela exposição à saxitoxina e neosaxitoxina, Sasner et al. (1984) observaram movimentos erráticos e paralisia da segunda antena de *Daphnia magna*, levando estes organismos a afundar.

Nizan et al. (1986) mostraram que linhagens de *M. aeruginosa* reduziram a ingestão de alimento em *Daphnia magna*, enquanto outras causaram mortalidade de dafinídeos jovens e adultos. No entanto, não foram encontradas relações entre bloqueio da ingestão, letalidade a dafinídeos e fatores que matam camundongos, uma vez que linhagens consideradas não tóxicas para camundongos apresentaram efeitos tóxicos em *Daphnia*. Assim, os autores sugerem que vários princípios ativos da toxina são responsáveis por diferentes manifestações tóxicas, a curto prazo.

Segundo Rietzler e Espíndola (1998), os copépodos apresentam certa tolerância às florações de cianobactérias tóxicas, em razão de seu comportamento quimiossensitivo e altamente seletivo na busca por alimento, embora existam diferenças entre Copepoda Calanoida e Cyclopoida quanto à utilização de *Microcystis* como fonte de alimento. Estudos experimentais comprovaram que as espécies de Calanoida apresentam reduzida fecundidade e longevidade na presença de *Microcystis* (ESPÍNDOLA, 1994), enquanto que espécies de Cyclopoida conseguem manter a densidade populacional utilizando esta alga como fonte de alimento (RIETZLER, 1995).

Estudos realizados por Jungman (1992) e Reinikainen et al. (1994) têm demonstrado que elevadas densidades de células de linhagens de *Microcystis* tóxicas para o zooplâncton nem sempre contêm concentrações letais de microcistinas. Conseqüentemente, é possível que outras substâncias, nas cianobactérias, estivessem promovendo efeito tóxico para o zooplâncton

(JUNGMANN, 1995). Reinikainen et al. (2001) atribuem a presença de ácidos graxos polissaturados, como o gama linolênico, como substância com propriedades tóxicas comparáveis às das importantes poluentes, às das toxinas de cianobactérias, como a microcistina-LR.

Em relação a estudos com peixes, estes mostram que mesmo as espécies consideradas as mais resistentes, como a tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) e a carpa prateada (*Hypophthalmus molitrix*), por se alimentarem tradicionalmente de cianobactérias tóxicas (*Microcystis* e outras), são afetadas pelas toxinas. Por exemplo, a cianotoxina microcistina intoxica o metabolismo da carpa prateada (MARSALEK; BLAHA et al., 2004), bem como bloqueia o funcionamento das brânquias da tilápia, fazendo com que os peixes percam a resistência e a capacidade respiratória após exposição àquela toxina, o que facilita a morte sob estresse respiratório.

No Rio Grande do Norte, merecem destaque os trabalhos realizados por Chellappa et al. (2000) que também associaram intensa mortalidade de peixes e camarões às florações de *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena* sp, em estudo realizado no reservatório Dutra, localizado no semi-árido do Estado.

A transferência de nodularina via zooplâncton para larvas de peixes e crustáceos já foi descrita (KARJALAINEN et al., 2005), assim como a acumulação de microcistinas em peixes de uma lagoa tropical (MAGALHÃES et al., 2001).

No Brasil, estudo com o caranguejo *Chasmagnathus granulatus* mostrou que seu hepatopâncreas apresentava túbulos necróticos e depósitos de melanina após a administração contínua de microcistina por uma semana. Enzimas do sistema de defesa antioxidante foram ativadas após a exposição à microcistina, de forma a manter os níveis de peroxidação dos lípidios, porém não foi possível evitar o dano histopatológico (PINHO et al., 2003)

De acordo com Christoffersen (1996), a concentração de toxina que um organismo pode tolerar depende da toxicidade das células de cianobactérias, da eficiência de assimilação do organismo e da sensibilidade do organismo à toxina em questão.

2.4- Ecotoxicologia como instrumento de avaliação de cianotoxinas

Os testes ecotoxicológicos são considerados uma das metodologias mais apropriadas para se estimar os efeitos tóxicos de contaminantes sobre os organismos aquáticos.

O principal objetivo de um teste de toxicidade é a caracterização da resposta ecológica à presença de uma determinada substância ou elemento químico. Entretanto, ao menos cinco propósitos distintos podem ser atribuídos a qualquer teste de toxicidade: predição, diagnóstico, classificação, regulação e o mapeamento da contaminação (CAIMS et al., 1998). Para avaliar o efeito de substâncias tóxicas na água, dois tipos de testes são empregados. Um de curta duração, denominado teste agudo, e um segundo de longa duração, podendo incluir todo o ciclo do organismo, conhecido como teste crônico. Em ambos os testes poderão ser observados tanto os efeitos letais, como os sub-letais das substâncias tóxicas avaliadas.

Nos ensaios de toxicidade aguda medem-se os efeitos, em geral severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos ao agente químico, em um curto período de tempo, geralmente de um a quatro dias (24 a 96 horas). Neste teste é possível avaliar a degradação biológica produzida por um estímulo químico e, a partir das observações, pode-se calcular a concentração letal (CL50), ou concentração efetiva (CE50), para 50% dos organismos em teste. Em geral, observam-se mortalidade para peixes e imobilidade para invertebrados. Esses critérios são utilizados porque são facilmente determinados e têm significado biológico e ecológico no ambiente.

Os testes crônicos, por outro lado, visam caracterizar uma resposta a um estímulo aplicado em intervalos de maior duração, geralmente períodos que podem abranger parte ou todo o ciclo de vida dos organismos testados (RAND; PETROCELLI, 1985). De modo geral, porém não exclusivo, os testes crônicos procuram reconhecer os efeitos sub-letais nos organismos testados, uma vez que os agentes tóxicos não causam mortalidade em 48 horas, permitindo a sobrevivência do organismo, embora afetem uma ou várias de suas funções biológicas, como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação.

Para avaliar esses efeitos, são determinadas as concentrações do agente tóxico que não causam o efeito observado (CENO – Concentração de Efeito Não

Observado). Com base nos dados de mortalidade ou de alterações subletais é possível estabelecer o grau de toxicidade do ambiente em questão ou da concentração da substância química à qual é exposto o organismo teste.

O uso dos testes ecotoxicológicos para avaliar o efeito de florações tóxicas em organismos aquáticos também vem sendo empregados nos últimos anos (SOTERO-SANTOS et al., 2006; MONTAGNOLLI et al., 2004).

A estimativa dos impactos causados por agentes tóxicos sobre a comunidade biológica exige o uso de testes seguros e sensíveis, que utilizem como organismos-teste, espécies nativas ecologicamente importantes para as áreas impactadas. Como existe uma variação na tolerância das espécies e na resposta mais sensível, para poder se avaliar corretamente a toxicidade, são necessários bioensaios que utilizem espécies pertencentes a grupos filogeneticamente diferentes (ANDERSON et al., 1988).

O efeito das cianotoxinas tem sido avaliado em diversos organismos-alvo, tais como insetos, copépodos, artêmias, lagostins, peixes e camarão (MONTAGNOLLI et al., 2004). Espécies zooplancônicas, especialmente os cladóceros também têm sido largamente estudados a fim de avaliar a toxicidade de cianobactérias (FERRÃO-FILHO et al., 2000; FERRÃO-FILHO; AZEVEDO, 2003; NOGUEIRA et al., 2004; MINILLO, 2005; TAKENAKA, 2007). Impactos negativos em cladóceros podem representar efeitos adversos em outros elos da cadeia trófica aquática, assim como demonstrar o poder tóxico das florações de cianobactérias.

Espécies zooplancônicas são consideradas de extrema importância dentro da comunidade aquática, por representar um elo de passagem de fluxo de matéria e energia dos produtores primários aos consumidores do topo da cadeia alimentar (ABRANTES; GONÇALVES, 2003). Cladóceros (Crustacea) são representantes comuns e importantes da comunidade zooplancônica de ambientes de água doce, e por isso, é de grande interesse o estudo do comportamento dos mesmos na presença de cianotoxinas. Algumas espécies de cladóceros, como por exemplo *Ceriodaphnia silvestrii* são organismos-teste padronizados por entidades ambientais brasileiras para testes ecotoxicológicos (ABNT, 2005), por se apresentarem como organismos sensíveis a substâncias tóxicas.

3- OBJETIVOS

3.1- Objetivo geral

Analisar a estrutura da comunidade zooplanctônica dos três reservatórios do Médio rio Tietê, SP (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) e sua relação com as cianobactérias presentes nas florações, com ênfase nos efeitos da toxicidade destas sobre o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii*, uma espécie nativa.

3.2- Objetivos específicos

a) Avaliar as condições limnológicas e o estado trófico dos três reservatórios do Médio rio Tietê;

b) Determinar as variações na composição, abundância e diversidade da comunidade zooplanctônica em escalas espacial e temporal nos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga, localizados no Médio rio Tietê;

c) Analisar a composição taxonômica e a densidade das cianobactérias presentes nas amostras de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios estudados;

d) Verificar a presença, caracterizar e quantificar as microcistinas nos extratos brutos de florações de cianobactérias coletados nas três represas do Médio rio Tietê;

e) Verificar as possíveis relações entre as características físicas e químicas da água, a densidade das cianobactérias e a estrutura da comunidade zooplanctônica nas represas de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga;

f) Avaliar a toxicidade de extratos de florações de cianobactérias coletados nos reservatórios estudados sobre o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera), por meio de testes de toxicidade aguda;

4- MATERIAIS E MÉTODOS

4.1- Caracterização da área de estudo

A importância do rio Tietê para o Brasil e em particular para o Estado de São Paulo fica evidenciada ao se analisarem as várias referências feitas a este ambiente por profissionais como historiadores, geógrafos, cientistas e poetas e, sobretudo, pelo depoimento do homem comum que, desde a fundação da maior cidade do Brasil e sua expansão para o interior do território, acostumou-se a conviver com o rio.

O rio Tietê nasce na cidade de Salesópolis, na Serra do Mar em São Paulo e deságua no Rio Paraná, na divisa com o estado de Mato Grosso do Sul. No percurso até sua foz no rio Paraná, é dividido em quatro trechos: Alto Tietê, Médio Tietê Superior, Médio Tietê Inferior e Baixo Tietê. A partir da década de 1960, partindo do meio superior do rio Tietê, uma série de reservatórios foi construída formando uma cascata, com o objetivo principal de gerar energia hidrelétrica. Tal série de reservatórios é conhecida como sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê, sendo formado por seis reservatórios: Barra Bonita, Álvaro Souza Lima (Bariri), Ibitinga, Mário Lopes Leão (Promissão), Nova Avanhandava e Três Irmãos, que são de grande porte (maiores do que 100 km², exceto Bariri) e de profundidades variadas (com 8 a 40 m de profundidade) (CESP, 1998).

O rio Tietê vem sendo impactado por efluentes domésticos e industriais recebidos em toda extensão de seu curso, desde a região mais industrializada do Estado nas proximidades da cidade de São Paulo, até o interior, onde estão localizadas monoculturas intensivas, indústrias, usinas de açúcar e álcool e abatedouros, que favorecem a poluição e a deterioração da qualidade da água (CETESB, 1993). A conservação da qualidade da água dos reservatórios e a preservação da biota aquática é o principal desafio a ser enfrentado pelos gerenciadores dos recursos hídricos do Estado de São Paulo, que precisam garantir os usos múltiplos dos reservatórios para atender simultaneamente aos vários setores, como o abastecimento urbano e agrícola, navegação e recreação, além de atuarem como corpos receptores de efluentes domésticos e industriais.

Dentre esses reservatórios, os três primeiros (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) pertencentes ao Médio rio Tietê (Figura 1), foram selecionados para a realização do

presente estudo, por apresentarem elevados níveis de nutrientes que contribuem para o desenvolvimento de florações de cianobactérias. As principais características morfológicas e operacionais, bem como as coordenadas geográficas dos pontos amostrados nestes reservatórios estão apresentadas na Tabela 1.



Figura 1- Mapa do Estado de São Paulo, apresentando os reservatórios do sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê, evidenciando a localização dos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga (modificado de ROCHA et al., 2006).

Tabela 1- Características morfométricas, operacionais e coordenadas geográficas dos pontos amostrados dos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga, pertencentes ao sistema do Médio rio Tietê, SP.

Caractérisicas	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga
Coordenadas geográficas	S: 22° 31' 44,5" W: 48° 31' 31,1"	S: 22° 09' 50,7" W: 48° 44' 22,8"	S: 21° 45' 29,8" W: 48° 58' 25,8"
Área alagada (Km ²)	310	63	114
Área de drenagem (Km ²)	32.33	35.43	43.5
Profundidade máxima (m)	10,1	8,6	8,6
Volume total (10 ⁶ m ³)	3.622	607	1.100
Tempo de retenção (dias)	30 a 180	7 a 24	12 a 43
Vazão média anual (m ³ /s)	402	443	525
Ano de preenchimento da represa	1963	1965	1969

Fonte: CETESB (2001), Barbosa et al., (1999); AES/TIETÊ AS (2009)

4.1.1- Reservatório de Barra Bonita

O reservatório de Barra Bonita (Figura 2) representa o primeiro grande aproveitamento hidrelétrico da CESP, formado em 1963, a partir do represamento realizado a jusante do encontro dos rios Piracicaba e Tietê e seus rios tributários (CESP, 1998; AES/TIETÊ AS, 2009).

Este reservatório localiza-se entre os municípios de Barra Bonita (margem direita) e Igarapu (margem esquerda). Por ser o primeiro grande represamento de águas, reflete o processo de toda a área de captação, a qual conta com uma população de 23 milhões de habitantes em áreas urbanizadas, incluindo a região metropolitana de São Paulo e as cidades de Campinas e Sorocaba. Além de populosa, a região é também desenvolvida, com aproximadamente 1.020 indústrias, sendo 10% delas com potencial expressivo de poluição às águas, destacando-se indústrias têxteis, alimentícias, de papel e papelão, abatedouros, engenhos e usinas de açúcar e álcool.

Na região ocorre também à extração de areia para a construção civil e para fins industriais, argila, brita e calcário. A maior parte das extrações de areia é feita diretamente no leito dos cursos d' água, através da dragagem direta, e em menor escala, nas planícies aluviais (PEREIRA, 2003).

Atualmente, o reservatório é destinado a usos múltiplos, tais como: irrigação, piscicultura, recreação, lazer, turismo, pesca, abastecimento industrial da região, transporte fluvial (CALIJURI, 1999), bem como à recepção de despejos domésticos e industriais e de resíduos de atividades agrícolas.



Figura 2- Reservatório de Barra Bonita. Fonte: AES/TIETÊ AS (2009)

4.1.2- Reservatório de Bariri

O reservatório de Bariri (Figura 3) foi concluído em 1969, sendo o segundo da série em cascata do rio Tietê, e o menor dos seis no sistema. Está localizado na bacia do Médio Tietê Superior, no trecho a jusante do reservatório de Barra Bonita e a montante de Ibitinga (CESP, 1998). Sua barragem possui uma extensão de 846 metros de comprimento. Este reservatório recebe três tributários importantes: rio Lençóis, rio Bauru e rio Jaú que, por estarem situados em áreas urbanizadas e industrializadas, contribuem com elevada carga de poluentes para dentro do reservatório.

A região na qual se insere o reservatório de Bariri é destinada às atividades urbanas, industriais e agropecuárias, com predomínio de culturas de cana-de-açúcar, laranja, pastagens e reflorestamento, além do café, milho e citrus. Com relação às principais atividades industriais, destacam-se as usinas de açúcar e álcool, mineração, curtumes e fundições (CETESB, 2003 e 2005).

A água do reservatório de Bariri é destinada ao abastecimento público e industrial, irrigação e afastamento de efluentes domésticos e industriais (CETESB, 2003), além de geração de energia elétrica e navegação.



Figura 3- Reservatório de Bariri. Fonte: AES/TIETÊ AS (2009)

4.1.3- Reservatório de Ibitinga

O reservatório de Ibitinga (Figura 4) é o terceiro do sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê e está localizado a jusante do reservatório de Bariri e a montante do reservatório de Promissão. Sua barragem mede 1.490 metros e foi concluída em 1969, sendo seus principais tributários os rios Jacaré Guaçu e Jacaré Pepira.

O solo da região é utilizado para atividades agropecuária e industrial, com usinas de açúcar e álcool, mineração, curtumes e fundições. Dentre as culturas agrícolas destacam-se a cana-de-açúcar, laranja, pastagens e reflorestamento. A água da bacia é utilizada no abastecimento público e industrial, recepção de efluentes domésticos e industriais e irrigação de plantações, além de seu uso na geração de energia elétrica e navegação (CETESB, 2005).

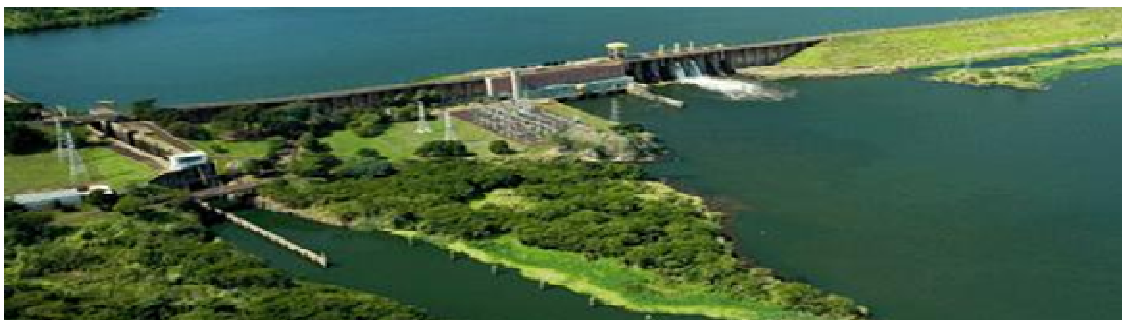


Figura 4- Reservatório de Ibitinga. Fonte: AES/TIETÊ AS (2009)

4.2- Pontos de amostragem e período de coleta

As coletas foram realizadas nos meses de junho e setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009. Cada coleta foi realizada em um ponto fixo, sempre a montante e próximo de cada reservatório, totalizando quatro campanhas de campo. Em cada represa foram estabelecidos três diferentes camadas de água, correspondentes às seguintes profundidades: superfície (abaixo de 25 cm da coluna d' água), meio (entre 8 a 11 metros) e fundo (entre 18 a 21 metros).

4.3- Climatologia: precipitação pluviométrica

As medidas de precipitação pluviométrica foram obtidas junto ao Banco de dados hidroenergéticos (B.D.H.E) da AES/Tietê AS, referentes ao período de maio de 2008 a maio de 2009, compreendendo os meses de coleta.

4.4- Variáveis Hidrológicas

4.4.1- Vazão e tempo de residência da água

Os valores das vazões vertida e turbinada foram obtidos por meio dos registros fornecidos pela AES – Tietê. Com os valores médios da vazão, foi calculado o tempo de residência da água em cada reservatório, utilizando, para tal fim, a seguinte fórmula(1):

$$Tr = V/86400 \times Q \quad (1)$$

onde: Tr = tempo de residência

V = volume total do reservatório (m³)

Q = vazão média do efluente do período de amostragem (m³/s)

86.400 = fator de conversão de segundos

4.5- Variáveis Limnológicas

4.5.1- Profundidade, Transparência da água e Extensão da zona eufótica

A medida da transparência da água na coluna d'água foi determinada utilizando-se um disco de Secchi, com 20 cm de diâmetro. Com o mesmo instrumento foi medida a profundidade da coluna da água. A leitura foi feita em função da média da profundidade de desaparecimento e ressurgimento do disco imerso verticalmente na água. A extensão da zona eufótica foi calculada pela multiplicação do valor da leitura do Disco de Secchi pelo fator 3,0 segundo descrito em MARGALEF (1983).

4.5.2- Potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água

Para as medidas de pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) foi utilizado um multisensor da marca Horiba, modelo U-10, sendo que as leituras foram realizadas a cada meio metro de profundidade (da superfície ao fundo).

4.5.3- Concentração de material em suspensão

As amostras de água foram coletadas na superfície, meio e fundo dos três reservatórios estudados, com auxílio de uma bomba de sucção, sendo que as medidas foram realizadas pela técnica gravimétrica, descrita em Cole (1979). Foram utilizados filtros GF/C, com 47 mm de diâmetro e 0,70 μm de abertura de poro. Estes

filtros foram previamente calcinados em mufla a 480 °C por uma hora e pesados em balança analítica METTLER AE 240, com precisão de $\pm 0,0001$. Os filtros pré-pesados (peso inicial) foram utilizados na filtração do material e colocados na estufa a 60 °C por 24 horas, para eliminar a umidade e realizar a segunda pesagem (peso do filtro com o material em suspensão). Em seguida, foram levados novamente à mufla a 480 °C, por uma hora, sendo então pesados para obtenção do peso dos filtros sem a matéria orgânica (peso do filtro com as cinzas). O cálculo de material em suspensão total foi obtido pelo resultado da diferença do peso do filtro com o material em suspensão e o peso inicial do filtro; o peso da matéria orgânica foi obtido pela diferença do peso do filtro com o material em suspensão total e o peso do filtro apenas com as cinzas. Para obtenção do peso da matéria inorgânica (cinzas) foi feita a diferença entre o material em suspensão total e a matéria orgânica. Todos os resultados obtidos foram expressos em mg.L^{-1} .

4.5.4 - Nutrientes dissolvidos e totais na água

As amostras de água para determinação de nutrientes totais e dissolvidos (formas de nitrogênio e fósforo, além do silicato) foram coletadas integrando-se a coluna d' água com auxílio de uma bomba de sucção. Em seguida, foram armazenadas em frascos de polietileno e congeladas para posterior análise em laboratório.

Para a determinação de nitrogênio orgânico total e fósforo total, as amostras não foram filtradas. Já para os nutrientes dissolvidos as amostras foram filtradas utilizando-se filtros GF/C de fibra de vidro Whatman 47 mm de diâmetro e 0,70 μm de abertura de poro, a fim de reter o material particulado.

Os nutrientes foram determinados em laboratório utilizando-se os métodos espectrofotométricos apresentados na Tabela 2.

Tabela 2- Métodos utilizados nas análises dos nutrientes químicos e referências onde estes se encontram descritos.

Nutrientes analisados	Unidade	Referências
Nitrito	$\mu\text{g/L}^{-1}$	Golterman et al. (1978)
Nitrato	$\mu\text{g/L}^{-1}$	Mackereth et al. (1978)
Amônio	$\mu\text{g/L}^{-1}$	Koroleff (1976)
Fosfato dissolvido, inorgânico e fósforo total	$\mu\text{g/L}^{-1}$	Strickland & Parsons (1960)
Silicato reativo	mg/L^{-1}	Golterman et al. (1978)
Nitrogênio e Fósforo Totais	$\mu\text{g/L}^{-1}$	Valderrama (1981)

4.5.5- Índice de Estado Trófico (IET)

O índice de estado trófico de Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. et al. (1983), foi calculado para os três reservatórios do Médio rio Tietê, a partir de fórmulas que consideram as medidas de visibilidade do disco de Secchi(S), as concentrações de clorofila *a*(CL), fósforo total(P) e fosfato inorgânico(PO_4).

As equações (2), (3), (4) e (5) que expressam as relações são:

$$\text{IET (S)} = 10 \times \{6 - [(0,64 + \ln S) / \ln 2]\}, \text{ para a leitura do Disco de Secchi;} \quad (2)$$

$$\text{IET (P)} = 10 \times \{6 - [\ln (80,32 / P) / \ln 2]\}, \text{ para fósforo total;} \quad (3)$$

$$\text{IET (PO}_4\text{)} = 10 \times \{6 - [\ln (21,67 / \text{PO}_4) / \ln 2]\}, \text{ para o fosfato inorgânico;} \quad (4)$$

$$\text{IET (CL)} = 10 \times \{6 - [(2,04 + \ln S) / \ln 2]\}, \text{ para a clorofila } a. \quad (5)$$

Onde:

S = transparência da água determinada pela leitura do disco de Secchi (m)

P = concentração de fósforo total ($\mu\text{g. L}^{-1}$)

PO₄ = concentração de fosfato dissolvido inorgânico ($\mu\text{g. L}^{-1}$)

CL = concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g. L}^{-1}$)

De acordo com Toledo Jr. et al. (1983), nas regiões tropicais, a profundidade de visibilidade do disco de Secchi é muito afetada pela elevada turbidez das represas durante a maior parte do ano, devido às intensas precipitações e carreamento de material inorgânico das áreas terrestres adjacentes. Então, a fim de contornar esse problema, os autores sugerem ponderar o IET médio, de forma a dar menos peso à variável disco de Secchi e não eliminá-lo. Tal ponderação é feita de acordo com a equação (6) apresentada abaixo :

$$\text{IET (médio)} = \text{IET (S)} + 2 [\text{IET (P)} + \text{IET (PO}_4\text{)} + \text{IET (CL)}] / 7 \quad (6)$$

A partir do IET médio, os critérios para a classificação trófica dos reservatórios estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3- Classificação do grau de trofia segundo Carlson modificado por Toledo Jr. et. al. (1983).

Estado Trófico	Índice de Estado Trófico
Oligotrófico	≤ 44
Mesotrófico	44 - 54
Eutrófico	54 - 74
Hipereutrófico	> 74

4.6- Variáveis Biológicas

4.6.1- Clorofila e Feofitina

As amostras de água foram coletadas integrando-se a coluna d' água com auxílio de uma bomba de sucção e filtradas no próprio local de coleta utilizando-se o filtro GF/F 47 mm de diâmetro e 0,45 µm de abertura de poro para retenção do material. Os filtros foram acondicionados em frascos escuros contendo sílica gel e mantidos a baixa temperatura até o momento da extração. A extração foi feita em penumbra, com maceração mecânica das membranas em um almofariz, onde foram adicionadas pequenas quantidades de etanol 90% a frio e em seguida etanol 90% a quente (80 °C) sob baixa iluminação. As concentrações de clorofila *a* e feofitina

foram determinadas de acordo com a técnica descrita em Lorenzen (1967), segundo as seguintes equações:

$$\text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g.L}^{-1}) = 27,91(\text{Eb}-\text{Ea}).v/ \text{V}.1$$

$$\text{Feofitina } (\mu\text{g.L}^{-1}) = 27,91[1,7.\text{Ea} - \text{Eb}].v/ \text{V}.1$$

Onde:

Eb = absorbância do extrato a 665 nm antes da acidificação menos a absorbância a 750 nm;

Ea = absorbância do extrato a 665 nm depois da acidificação menos a absorbância a 750 nm;

v = volume do solvente usado no extrato (mL);

V = volume da amostra filtrada (L);

1 = percurso ótico da cubeta (cm);

27,91 = constante utilizada para o etanol 90% (calculada a partir do coeficiente de absorção específica);

4.6.2- Coleta das florações de cianobactérias

As florações de cianobactérias presentes nos pontos de amostragem foram coletadas com uso de rede de plâncton de 20 μm de abertura de malha, em arrastos horizontais, a fim de se obter o material concentrado na rede (Figura 5). Após cada coleta, foi retirada uma pequena alíquota (50 mL) da amostra, que foi fixada em formol a 4% para análise quali-quantitativa das espécies em laboratório. O restante do material concentrado na rede foi acondicionado em galões (10L). Em laboratório este material foi armazenado em frascos plásticos de (2L) e mantidos em freezer a -30°C para posterior preparação dos extratos brutos a serem utilizados para a quantificação das cianotoxinas intracelulares e para a realização dos testes ecotoxicológicos.

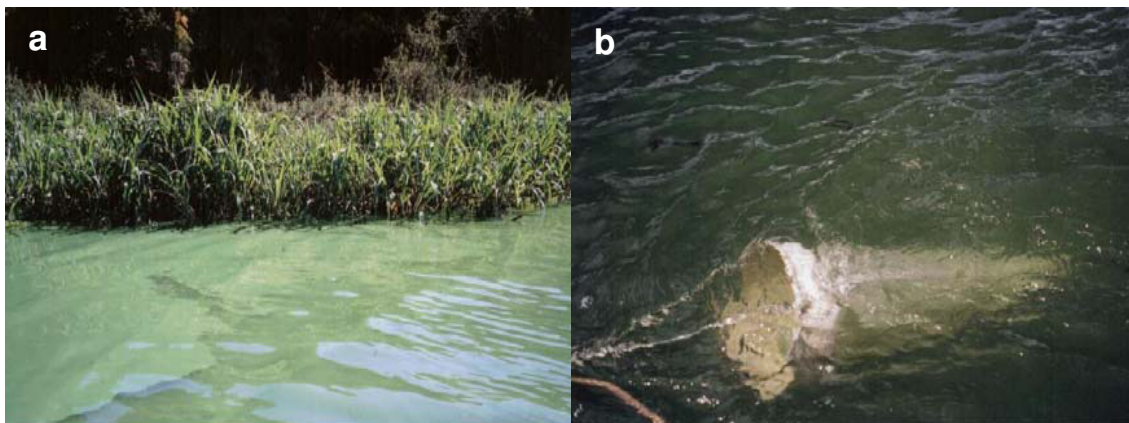


Figura 5- (a) Formação de nata por floração de cianobactérias em margem do reservatório de Barra Bonita. (b) Arrasto com rede de plâncton para concentração do fitoplâncton com floração de cianobactérias no reservatório de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP.

4.6.3- Análise qualitativa e quantitativa das cianobactérias presentes nas florações dos reservatórios estudados

A análise quali-quantitativa das cianobactérias presentes nas florações dos reservatórios estudados foi realizada a partir do microscópio invertido Zeiss (Axiovert 200), após prévia sedimentação em câmara de Utermöhl (UTERMÖHL, 1958). Foram utilizadas câmaras de sedimentação de 20 mL, com tempo de sedimentação de três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). A contagem dos indivíduos foi realizada em transectos horizontais e verticais, e o limite de contagem por câmara de sedimentação foi determinado por meio da curva de estabilização, obtida a partir do número de espécies novas adicionadas em relação ao número de campos contados; e também das espécies mais abundantes, baseada na contagem de até 100 indivíduos da espécie mais comum. Os indivíduos (células, colônias, cenóbios e filamentos) foram enumerados em campos aleatórios, sendo os resultados expressos em densidade ($\text{org}/\text{mL}^{-1}$) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ros (1979).

$$\text{organismos}/\text{mL}^{-1} = (n/sc) (1/h) \cdot (F)$$

onde:

n = número de indivíduos efetivamente contados;

s = área do campo em mm^2 no aumento de 40 X;

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação em mm;

F = fator de correção para mililitro ($10^3 \text{ mm}^3/1 \text{ mL}$)

A identificação das cianobactérias foi realizada em nível de gênero e espécie quando possível, segundo as características morfológicas e morfométricas descritas em literatura especializada (KOMÁREK 1991; SANT'ANNA, 1991; KOMÁRKOVÁ, 1998; KOMÁREK; KOMÁRKOVÁ, 2002; SANT'ANA; AZEVEDO, 2000).

Para a quantificação das células de cianobactérias foi procedido um experimento seletivo, onde foram utilizadas as amostras coletadas e preservadas dos reservatórios investigados. Esse material foi submetido à digestão a quente em solução de hidróxido de sódio (NaOH), segundo proposto por Reynolds e Jaworski (1978) e Box (1981), e modificado em laboratório. A solução final de hidróxido de sódio (NaOH) utilizada apresentou concentração de 1,0 M, sendo utilizado $10 \mu\text{L}^{-1}$ da solução de NaOH a 1,0M para cada 2 mL^{-1} de amostra. As amostras foram cobertas com papel alumínio, a fim de evitar a evaporação de NaOH e mantidas em estufa a 70°C por 1 hora e meia, sendo agitadas em intervalos de 20 minutos em agitador tipo Vortex. Posteriormente ao tempo de digestão, foi realizada a contagem em câmara de Neubauer (0,1 mm de profundidade), em microscópio óptico Zeiss, com um aumento de 100 vezes. Para esta etapa, três contagens de cada amostra foram realizadas e a média foi expressa em células/ mL^{-1} de água do ambiente.

4.6.4- Coleta dos organismos zooplânctônicos

As amostras para análises quali-quantitativas do zooplâncton foram obtidas coletando-se um volume de 300 litros de água, por meio de uma bomba motorizada da marca still, e filtrados em uma rede de plâncton de $68 \mu\text{m}$ de abertura de malha em três diferentes profundidades: superfície, meio e fundo. Todo o material coletado foi preservado em formol 4 % para posterior identificação e quantificação das espécies zooplânctônicas pertencentes aos grupos: Cladocera, Rotifera e Copepoda, além de outros menos representativos. As análises foram realizadas no Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos.

4.6.5- Análise qualitativa da comunidade zooplanctônica

Em laboratório, a identificação dos organismos zooplanctônicos foi realizada retirando-se subamostras do material, as quais eram colocadas em placa quadriculada de acrílico para a triagem sob microscópio estereoscópico da marca Zeiss modelo Stemi 2000C, separando-se preliminarmente por grandes grupos taxonômicos. Em seguida foi realizada a identificação taxonômica sob microscópio óptico da marca Leica DMLS com câmara clara acoplada e aumento de até 1000 vezes. Procurou-se identificar todos os organismos presentes na amostra, no nível específico, com ênfase para os grupos de Copepoda, Cladocera e Rotifera. Foram utilizadas bibliografias (chaves de identificação) especiais para cada grupo taxonômico: Koste (1978), Sendacz e Kubo (1982), Segers (1995), Dussart e Frutos (1986) e Elmoor-Loureiro (1997), além de inúmeros trabalhos recentes publicados nesta área.

4.6.6- Análise quantitativa da comunidade zooplanctônica

Para a determinação quantitativa da abundância das espécies zooplanctônicas, foram retiradas subamostras de diferentes volumes, as quais foram colocadas em placa quadriculada de acrílico para a identificação e contagem sob microscópio estereoscópico. Procurou-se contar a amostra total, visando quantificar tanto as espécies abundantes como as raras, e também verificar espécies que não haviam ainda ocorrido na análise qualitativa.

4.7- Índices biológicos calculados para a comunidade zooplanctônica

A partir dos resultados da densidade (ind./m³) da comunidade zooplanctônica, foram calculados os seguintes índices referentes à estrutura da comunidade.

Riqueza de táxons (R): Foi considerada como o número total de táxons encontrados por amostra.

Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'): O índice de Shannon (ODUM, 1988) considera que todas as espécies estão presentes na mesma proporção na amostra. Embora seja um bom indicador da diversidade, está baseado nas proporções entre as espécies e dá ênfase, em seu cálculo, às espécies mais abundantes. Este índice é obtido pela equação:

$$H' = -\sum(n_i/N) \log (n_i/N) \text{ ou } - \sum P_i \log P_i$$

onde,

n_i = valor de importância de cada espécie (em termos de densidade numérica),

N = total dos valores de importância,

P_i = probabilidade de importância de cada espécie = n_i/N

Índice de Uniformidade ou Equitatividade (U'): Foi calculado segundo Pielou (1966):

$$U' = H' / \log_2 S$$

onde:

H' = diversidade da amostra ; S = riqueza de táxons na unidade amostral

Frequência de ocorrência (%): A frequência de ocorrência (F), expressa em porcentagem, é relação entre a ocorrência de cada táxon e o número total de amostras. Para isso, os dados foram transformados em porcentagem e classificados utilizados os seguintes critérios (CETESB,1978):

<p>Espécies muito frequentes: $F > 70\%$ Espécies frequentes: $40\% < F < 70\%$ Espécies pouco frequentes : $10\% < F < 40\%$ Espécies esporádicas: $F < 10\%$</p>

4.8- Testes Ecotoxicológicos com Florações de Cianobactérias

4.8.1- Preparo dos extratos brutos de cianobactérias

O material das florações de cianobactérias mantido sob refrigeração a -30°C foi submetido a ciclos alternados de congelamento e descongelamento em temperatura ambiente, por 3 vezes, para provocar o rompimento das células e a liberação das toxinas. Em seguida, as amostras já descongeladas, foram colocadas em galões (10L) e homogeneizadas. Foram retiradas subamostras de 320 mL e centrifugadas a 3500 rpm em 2 intervalos de 20 minutos e 1 intervalo de 5 minutos. Em cada intervalo, o sobrenadante foi armazenado e os *pellets* com o material sedimentado foram retirados dos tubos e macerados mecanicamente em almofariz por 20 minutos, para aumentar a lise celular e liberação das toxinas. Após esse procedimento o material foi observado em lâmina e lâminula sob microscópio óptico para verificar se as células das cianobactérias coloniais estavam rompidas. O sobrenadante foi filtrado em filtro GF/F de 47 mm de diâmetro e $0,7\ \mu\text{m}$ de abertura de poro para retenção de possíveis paredes celulares, e posteriormente, este extrato bruto foi utilizado em testes ecotoxicológicos e na análise quantitativa das cianotoxinas intracelulares.

4.8.2- Cultivo do dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera)

A espécie de dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* é uma espécie nativa com ampla ocorrência em ecossistemas de água doce do Brasil. Essa espécie foi encontrada na maioria das amostras zooplancônicas das represas do Médio rio Tietê, SP. Os indivíduos de *C. silvestrii* a serem utilizados nos ensaios ecotoxicológicos foram cultivados no laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos (DEBE/UFScar) (Figura 6).



Figura 6- (a) Vista geral de uma fêmea de *Ceriodaphnia silvestrii* (b) Cultivo de *Ceriodaphnia silvestrii* em béquer de 2 L (Fotos: D.T. Okumura e L.L.D. Oliveira).

O preparo da água de cultivo, as condições de cultivo e a alimentação do cladóceros seguiram as normas padronizadas da ABNT (2005). Assim, os organismos foram cultivados em água reconstituída (com dureza total de 40 – 48 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, pH 7,0 – 7,6) em béquer de 2 L, mantido em incubadora a $25 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ e fotoperíodo de 16h luz/8h escuro. A renovação da água das culturas-estoque foi realizada três vezes por semana com auxílio de pipetas de diâmetro adequado e ponta arredondada para não danificar os organismos, mantendo-se cerca de 120 indivíduos por béquer, a fim de controlar a densidade e evitar interferências causadas por superpopulação.

Os organismos foram alimentados com alimento composto e suspensão de alga clorofícea *Pseudokirchneriella subcapitata* em fase exponencial de crescimento, na concentração de $1 \times 10^5 \text{ cél. L}^{-1}$ e $0,02 \text{ mL}^{-1}$ de alimento composto por indivíduo.

O alimento composto consiste de uma mistura de partes iguais de leveduras (fermento biológico seco Fleishmann® dissolvido em água destilada) e de ração para peixe fermentada (Tetramin®).

A alga *Pseudokirchneriella subcapitata* foi cultivada em meio CHU-12, sob iluminação e aeração constantes (Figura 7). Para eliminar nutrientes do meio, não aproveitados pela alga, ou metabólitos da mesma, o sobrenadante foi descartado após decantação em geladeira e o precipitado, ressuspensão na mesma água de cultivo dos dafinídeos. A densidade de células da suspensão algácea foi

determinada por meio de contagem em Câmara de Neubauer, sob microscópio óptico.

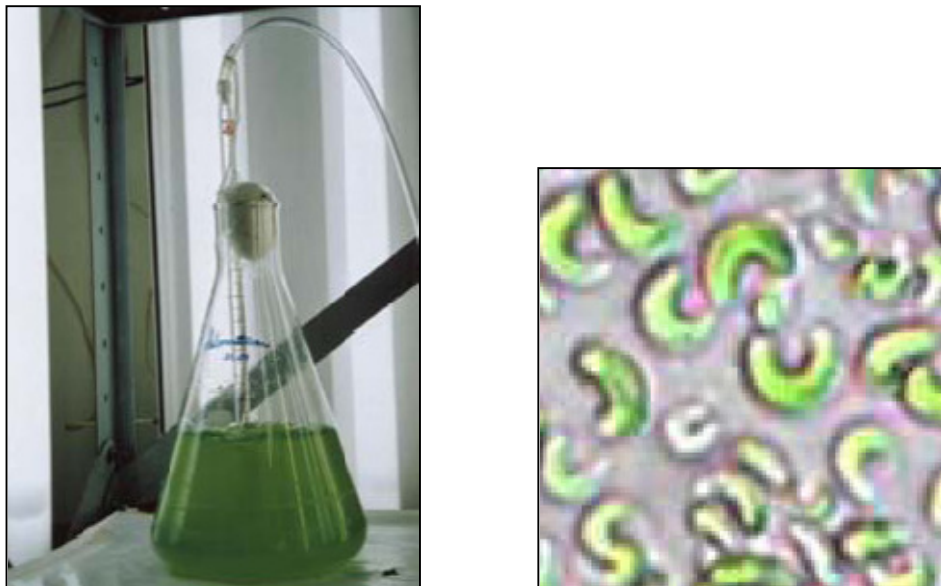


Figura 7- Vista geral do cultivo da alga clorofícea *Pseudokirchneriella subcapitata* e, em detalhe, vista das células sob microscópio óptico. (Fotos: R.A.Takenaka e R.M.B.Sotero-Santos).

4.8.3- Testes de sensibilidade

O controle das condições fisiológicas dos lotes de organismos utilizados nos testes ecotoxicológicos foi realizado periodicamente por meio de testes de sensibilidade a uma substância de referência, o NaCl. Para a realização dos testes, cinco neonatas com menos de 24 horas de idade foram colocadas em recipientes plásticos atóxicos contendo 10 mL de solução de cloreto de sódio, em diferentes concentrações: 0,0 (controle: contendo somente água reconstituída); 0,3; 0,6; 1,0; 1,3; 1,6 e 2,2 g.L⁻¹, em quatro réplicas. As concentrações foram preparadas a partir de uma solução-estoque (10 g.L⁻¹) de NaCl, utilizando-se a água de cultivo como água de diluição. Durante o período de exposição (48 horas), os organismos foram mantidos em incubadora a 25 ± 1 °C, sem iluminação e sem alimentação.

Após esse período, registrou-se o número de organismos imóveis para cálculo da CE50; 48h, concentração efetiva mediana que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% dos organismos, em 48 horas de exposição, nas condições do teste. Os

organismos foram considerados adequados para serem utilizados nos testes ecotoxicológicos quando o valor da CE50; 48h estava dentro da faixa de sensibilidade previamente estabelecida (ABNT, 2004; 2005). Foi calculado o CE50; 48h através do método “ Trimmed Spearman-Kärber ” (HAMILTON et al., 1977).

Durante o período de avaliação da sensibilidade dos organismos teste foram tomadas medidas de pH (no início e término) do bioensaio e dureza (apenas no início dos experimentos), para as diferentes soluções testadas.

4.8.4- Delineamento dos bioensaios laboratoriais

Primeiramente foram realizados ensaios preliminares com três amostras de extratos brutos de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios de Barra Bonita (16/01/09), Bariri (14/05/09) e Ibitinga (14/05/09). A partir dos resultados obtidos, foram realizados testes definitivos de toxicidade aguda com essas amostras. Foram testadas no total seis concentrações crescentes de microcistina em quadruplicata, as quais foram obtidas a partir de diluições da solução-estoque em água reconstituída, sendo estas baseadas nos resultados dos testes preliminares.

4.8.4.1- Testes de toxicidade aguda

Os testes de toxicidade aguda foram realizados com extratos brutos de amostras de cianobactérias coletadas nos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga. Os procedimentos utilizados seguiram as normas padronizadas (ABNT, 2004), utilizando-se o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* como organismo-teste.

Os extratos brutos de florações de cianobactérias dos reservatórios foram mantidas sob refrigeração até o início dos testes. Nos testes, cinco neonatas (com menos de 24 horas) foram colocadas em recipientes plásticos atóxicos com 10 mL de extrato nas concentrações de 0 (controle-somente água reconstituída); 0,05; 0,11; 0,23; 0,57; 1,15; 5,77 $\mu\text{g.L}^{-1}$; (controle); 0,042; 0,21; 1,06; 2,12; 3,19 e 4.25 $\mu\text{g.L}^{-1}$; 0 (controle); 0,2; 0,4; 1,0; 2,0 e 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em quadruplicata, previamente preparadas por ressuspensão do extrato-mãe em água reconstituída.

As primeiras concentrações citadas foram empregadas para as amostras de Barra Bonita (16/01/09) e as duas últimas para as amostras de Bariri (14/05/09) e

Ibitinga (14/05/09). Para o controle, foi utilizado o mesmo número de réplicas e de neonatas, que foram expostas somente à água de cultivo.

Durante o período de exposição (48 horas), os organismos foram mantidos em incubadora a 25 ± 1 °C, sem iluminação e sem alimentação. Foram medidos: o pH no início e final dos testes e a dureza (apenas no início). Após 48 horas, registrou-se o número de indivíduos imóveis para cada amostra. Se a porcentagem de organismos imóveis no controle excedesse 10%, o teste era considerado inválido, o que não ocorreu nesse experimento.

Os resultados foram expressos em CE50 – concentração efetiva mediana que causa efeito agudo a 50% dos organismos no tempo de exposição (ABNT, 2004). Foram realizados pelo menos três testes para cada coleta de floração de cianobactérias nos reservatórios.

4.9- Análise de microcistinas

Para detectar a presença e a concentração de microcistinas dos extratos brutos de cianobactérias coletados nas três represas do Médio rio Tietê, SP, em diferentes períodos, foi utilizado o método de ELISA (Enzyme linked Immunosorbent Assay). Este método é considerado um dos mais utilizados na detecção de cianotoxinas. Com base nos resultados obtidos foram utilizados valores aproximados da concentração de microcistinas detectadas nos reservatórios para a realização dos bioensaios laboratoriais.

4.9.1- Análise de microcistinas por meio de Kit de imunoensaio ELISA (Enzyme linked Immunosorbent Assay)

A concentração de microcistinas dos extratos brutos das florações de cianobactérias foi determinada por meio do imunoensaio ELISA (Enzyme-linked Immunosorbent Assay) com o kit de placas da Envirologix In® descrito por Chu et al. (1990). Esse método é baseado na competição direta entre dois tipos de antígenos (a possível microcistina presente na amostra e o antígeno marcador ligado a uma enzima, nesse caso, a peroxidase), por um número limitado de sítios de ligação de anticorpos anti-microcistina adsorvidos na parede dos poços, com reação cruzada

com algumas variantes de microcistinas (100% para microcistina-LR, 87% para a microcistina-RR e 48% para a microcistina-YR). Todas as amostras de extratos brutos pertencentes aos reservatórios de Barra Bonita (10/06/2008 e 16/01/2009), Bariri (15/01/2009 e 14/05/2009) e Ibitinga(15/01/2009 e 14/05/2009) passaram por um processo de diluição em água destilada, de 5.000 vezes e 10.000 vezes, de forma que pelo menos uma das diluições se encontrasse dentro da curva de calibração do método.

Assim, os resultados das análises por imunoenensaio ELISA foram expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$. O limite de detecção do método é estimado pelo fabricante como sendo em torno de $0,16 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em cada poço (microtira) são adicionados: o conjugado microcistina-enzima, a amostra e, em seguida, a solução de anticorpo. O conjugado compete com as microcistinas da amostra pelos sítios de ligação de anticorpos. Após essa primeira incubação, os poços são lavados e o substrato adicionado (segunda incubação). Na presença do conjugado, o substrato é convertido em um composto azul. A coloração azul resultante da reação é inversamente proporcional à concentração de microcistina na amostra. Após essa segunda incubação, é adicionada uma solução de HCl “stop” em todas as microtiras, sendo que estas ficam com cor amarelada. Esta coloração resultante também é inversamente proporcional à concentração de microcistina na amostra. A absorbância dos poços foi determinada em 450 nm, utilizando uma leitora de microtiras Quick Elisa, sendo que a concentração de microcistinas é expressa como equivalentes de microcistina – LR (Figura 8).

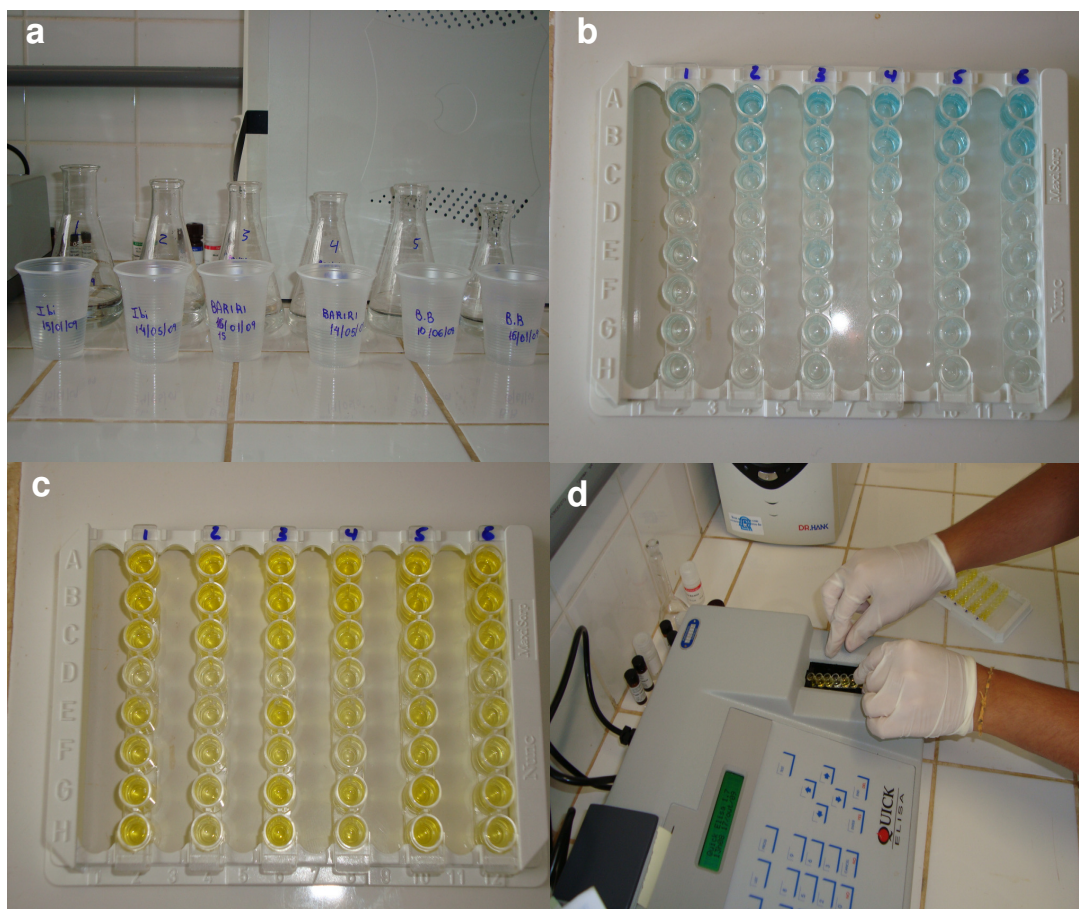


Figura 8- a) Amostras de extratos brutos de cianobactérias diluídas em água destilada na ordem de 5.000 e 10.000 vezes. b) Poços das microtiras de cor azul após a adição do conjugado (segunda incubação). c) Poços das microtiras de cor amarelada após a adição da solução stop. d) Leitura das microtiras em leitora Quick Elisa.

5- Análises Estatísticas

Os resultados obtidos durante este estudo foram armazenados em planilhas eletrônicas dos programas Excel (Windows Vista) e Origin (versão 8.0).

As espécies zooplanctônicas pertencentes aos grupos Rotifera, Cladocera, Copepoda (Cyclopoida e Calanoida) encontradas nas três camadas de água dos reservatórios estudados foram analisadas através da Análise de Componentes Principais (ACP) no programa PAST (Multivariate), a fim de verificar as espécies mais importantes na formação dos padrões espaciais e sazonais nos locais de estudo. Essa análise também foi feita com a comunidade zooplanctônica presente somente na camada superficial das represas, para verificar sua correlação com a

densidade dos grupos fitoplanctônicos, incluindo as cianobactérias encontradas nas florações analisadas. Foi adotado o nível de significância de 95% ($p \leq 0,5$) para as espécies zooplanctônicas analisadas.

Dentre as variáveis limnológicas obtidas nas três camadas de água dos reservatórios foram selecionadas: temperatura, material em suspensão orgânico (MSO), material em suspensão inorgânico (MSI), concentração de clorofila *a*, além do IET médio e TR (tempo de residência).

A análise de correlação entre as variáveis abióticas e bióticas acima mencionadas e as espécies zooplanctônicas pertencentes aos seus respectivos grupos e as espécies fitoplanctônicas incluindo as cianobactérias (densidade das espécies descritoras) foi realizada por meio de Análise de Correspondência Canônica (ACC). Para a identificação relativa das variáveis, foi utilizado o módulo “*forward selection*” do programa CANOCO, que discrimina as variáveis estatisticamente significativas através do teste de Monte Carlo. Para o presente estudo, foi adotado o nível de significância de 95% ($p \leq 0,05$). A significância das variáveis foi testada em 999 permutações irrestritas.

As análises de ACC foram realizadas no programa CANOCO 4.5 e as representações gráficas destas análises foram feitas por meio do módulo CANODRAW deste programa.

Já os dados obtidos nos testes de sensibilidade e de toxicidade aguda foram sumarizados e analisados, utilizando-se o método estatístico “Trimmed Spearman-Kärber” (HAMILTON et al., 1977) para calcular os valores da CE50.

6- RESULTADOS

6.1- Climatologia: precipitação pluviométrica

Na Figura 9 e Tabela 4 (do Anexo 1) são apresentados os valores mensais da precipitação pluviométrica registradas na região dos três primeiros reservatórios do Médio rio Tietê, durante o período de maio de 2008 a maio de 2009.

De acordo com os dados fornecidos pelo Banco de dados Hidroenergéticos (B.D.H.E) da AES/Tietê- AS, observa-se que a precipitação pluviométrica apresentou o padrão sazonal típico para a região, com altos valores nos meses de outubro a dezembro de 2008 e janeiro a março de 2009, enquanto que as menores

precipitações ocorreram entre os meses de maio a setembro de 2008 e abril e maio de 2009. Durante o mês de janeiro de 2009 foram registrados os maiores valores de precipitação pluviométrica, com destaque para o reservatório de Bariri (330,6 mm), seguido pelos reservatórios de Barra Bonita (247,7 mm) e Ibitinga (157 mm), respectivamente. O mês de julho de 2008 foi marcado pelo menor registro de chuva na região, de apenas 0,3 mm no reservatório de Barra Bonita, sendo que nas outras represas não ocorreu precipitação pluviométrica.

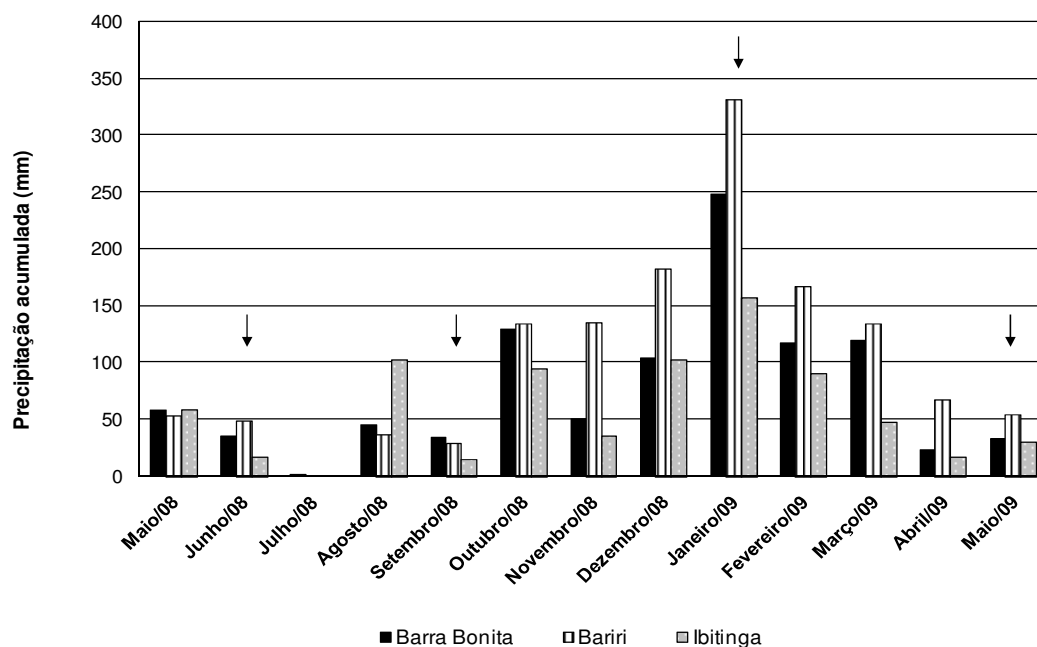


Figura 9- Variação dos valores mensais de precipitação pluviométrica registrados nos três primeiros reservatórios do Médio rio Tietê, segundo o Banco de dados hidroenergéticos (B.D.H.E) da AES/Tietê AS durante o período de maio de 2008 a maio de 2009.

6.2- Variáveis Hidrológicas

6.2.1- Valores de vazão defluente e tempo de residência da água

A vazão defluente e o tempo de residência da água nos três reservatórios do Médio rio Tietê apresentaram variações em escala espacial (entre reservatórios) e temporal (sazonalidade) durante o presente estudo. Os resultados referentes às vazões e aos tempos de residência da água estão apresentados na Figura 10 e os dados brutos constam da Tabela 5 do Anexo 1.

No reservatório de Barra Bonita a vazão defluente foi maior nos meses de janeiro e fevereiro de 2009, com médias mensais de $401 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $601 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivamente. Em maio de 2009, foi observada a menor média mensal, com valor de $239 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Nos meses de maior vazão a água permaneceu menos tempo armazenada no reservatório. Dessa forma, o menor tempo de residência da água ocorreu em fevereiro (70 dias) e o maior em maio de 2009 (175 dias).

No reservatório de Bariri, os maiores valores de vazão defluente ocorreram também nos meses de janeiro ($504 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) e fevereiro ($752 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), com tempo de residência da água de apenas 13 e 9 dias, respectivamente. A vazão média mínima ocorreu em maio de 2009 ($272 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), período em que foi observado o maior tempo de residência da água em Bariri (26 dias).

No reservatório de Ibitinga, a vazão defluente foi um pouco maior que o observado nas represas anteriores, com máximo de $883 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (fevereiro) e valor mínimo de $323 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (setembro de 2008), resultando no menor (14 dias) e maior (39 dias) tempos de residência da água nesse sistema durante os períodos de fevereiro de 2009 e setembro de 2008, respectivamente.

Considerando-se os sistemas e períodos analisados, verificou-se que no reservatório de Barra Bonita o tempo de residência da água foi maior, enquanto que no reservatório de Bariri ocorreram os menores valores desta variável.

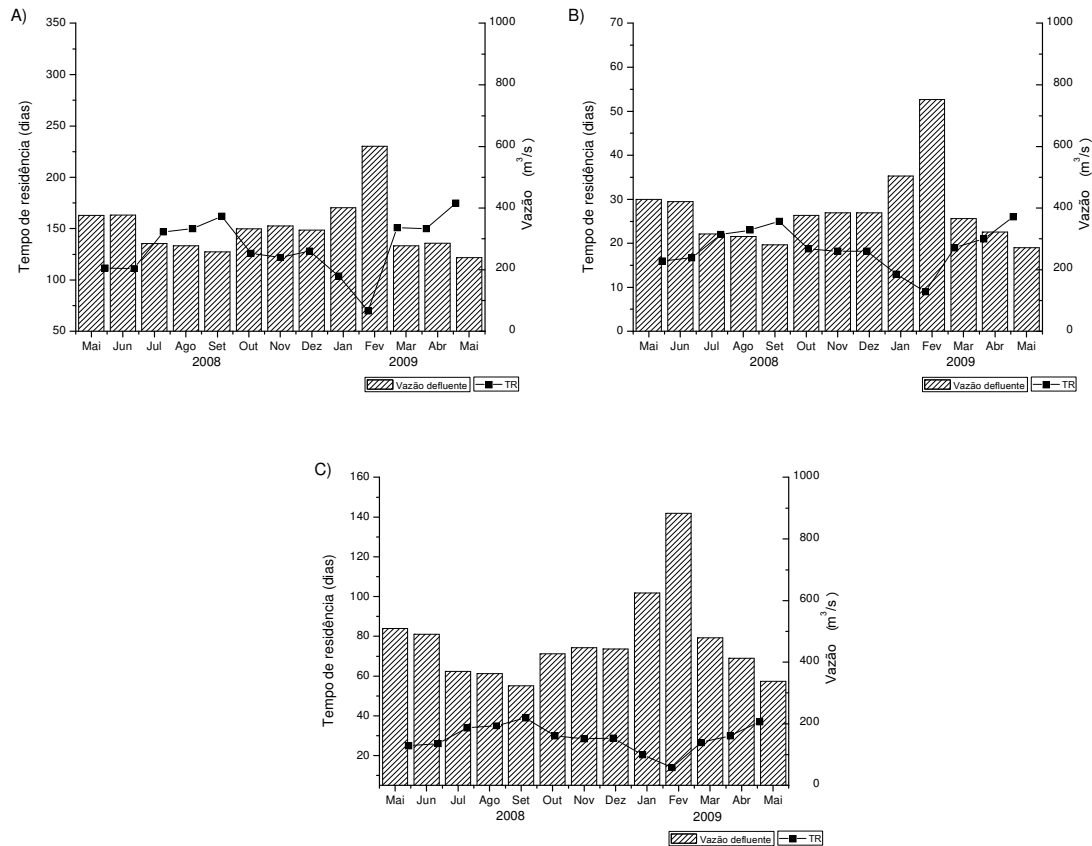


Figura 10- Valores médios de vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e tempo de residência da água (dias) registrados nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga durante o período de maio de 2008 a maio de 2009.

6.3- Variáveis Limnológicas

6.3.1- Profundidade, Transparência da água e Extensão da zona eufótica

Os valores de profundidade, transparência da água e os limites da zona eufótica obtidos para os reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo estão apresentados na Figura 11 e na Tabela 6 do Anexo 1.

Em relação aos dados de profundidade, observou-se que não houve muita variação entre os reservatórios estudados, sendo que a profundidade máxima (25,0 m) foi registrada no mês de setembro de 2008 no reservatório de Ibitinga e a profundidade mínima, de 17,0 m foi registrada em janeiro de 2009, no reservatório de Barra Bonita.

A extensão da zona eufótica da coluna d'água dos reservatórios variou amplamente de acordo com o período em que a variável foi analisada. A represa de Ibitinga em junho de 2008 apresentou maior valor (9,3 m), quando comparada com os outros meses estudados. Enquanto, que os valores de máxima extensão da zona eufótica ocorreram em maio de 2009, com 6,9 m e 6,3 m para os reservatórios de Barra Bonita e Bariri, respectivamente. Por outro lado os menores valores geralmente ocorreram no período chuvoso, com 2,7 m para Barra Bonita e 3,0 m para Bariri em janeiro de 2009. Exceção ocorreu para o reservatório de Ibitinga, onde a menor extensão da zona eufótica entre os períodos analisados foi registrada em maio de 2009 (período de seca) com o valor de 4,2 m. De modo geral, os valores de limite da zona eufótica foram maiores nos meses de junho de 2008 e maio de 2009 (período de seca).

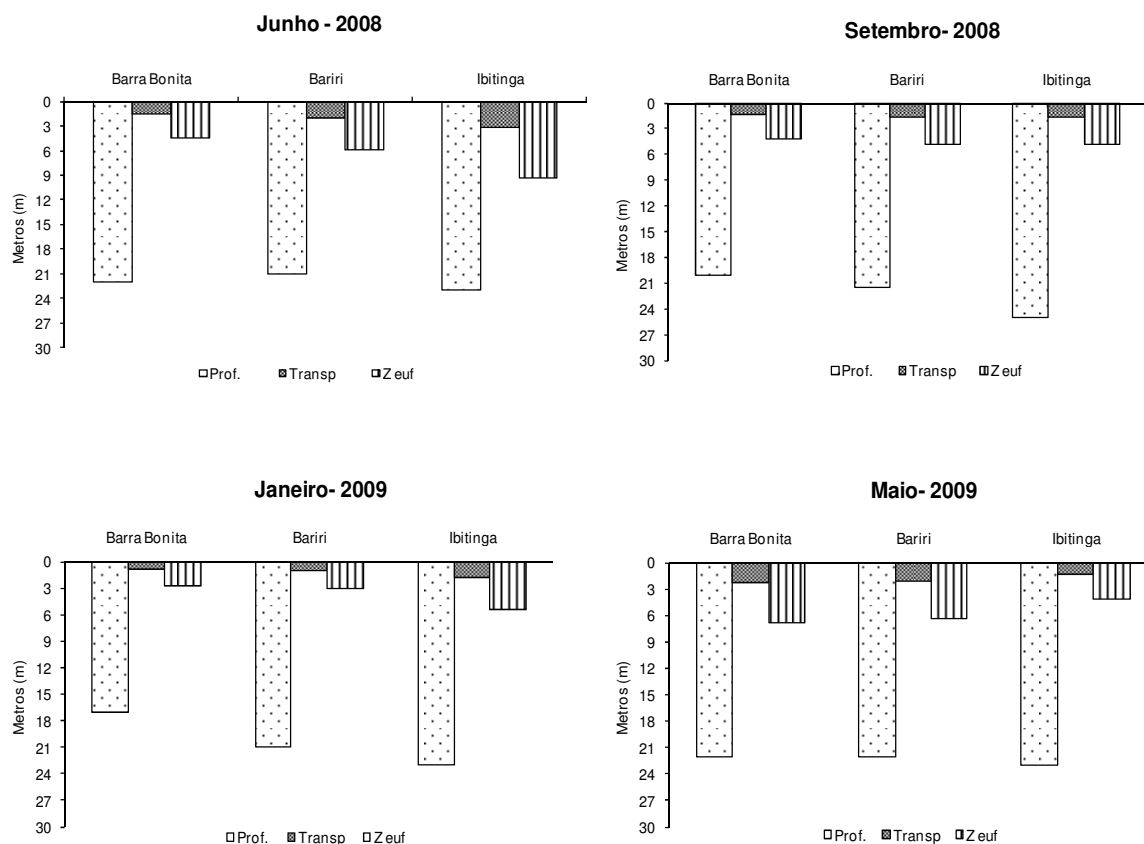


Figura 11- Profundidade (Prof), transparência da água (Transp) e limite da zona eufótica (Z euf) na coluna d'água, próximo à barragem, para os reservatórios do Médio rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) no período de junho de 2008 a maio de 2009.

6.3.2- pH e condutividade elétrica da água nos reservatórios do Médio rio Tietê

Os dados referentes ao pH e à condutividade elétrica d' água (valores máximos e mínimos) dos reservatórios do Médio rio Tietê estão apresentados nas Tabelas 7 a 10 (Anexo 1), enquanto que os perfis verticais obtidos podem ser visualizados nas Figuras 12 a 15.

Os valores obtidos de pH, nos três reservatórios do Médio rio Tietê variaram de condições levemente alcalinas para levemente ácidas nos períodos analisados. Observa-se que o valor máximo de pH (9,01) ocorreu em janeiro de 2009 no reservatório de Bariri e o valor mínimo constatado foi de 5,19 em setembro de 2008, no reservatório de Ibitinga.

Quanto ao perfil vertical o padrão mais freqüente foi o de pH ligeiramente mais elevado na camada superficial, de 0,0 a 2,0 m de profundidade e pH aproximadamente constante ou decrescendo ligeiramente com a profundidade. Exceções a esse padrão foram observadas na represa de Bariri, com ocorrência de quimioclina com formação de metalímnio entre 14,0 e 16,0 m em janeiro de 2009, e em maior profundidade, entre 18,0 e 20,0 m em maio de 2009, evidenciando o abaixamento da quimioclina.

Em relação aos valores obtidos para a condutividade elétrica nos reservatórios do Médio rio Tietê, foi possível verificar uma tendência ao aumento dos seus valores em junho de 2008 a janeiro de 2009, com exceção de maio deste último ano.

De acordo com os resultados, a condutividade variou de a $100 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ em maio de 2009 no reservatório de Ibitinga, a $277 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ no reservatório de Barra Bonita em janeiro de 2009. Esses valores são correspondentes ao máximo e mínimo observados em todos os períodos analisados.

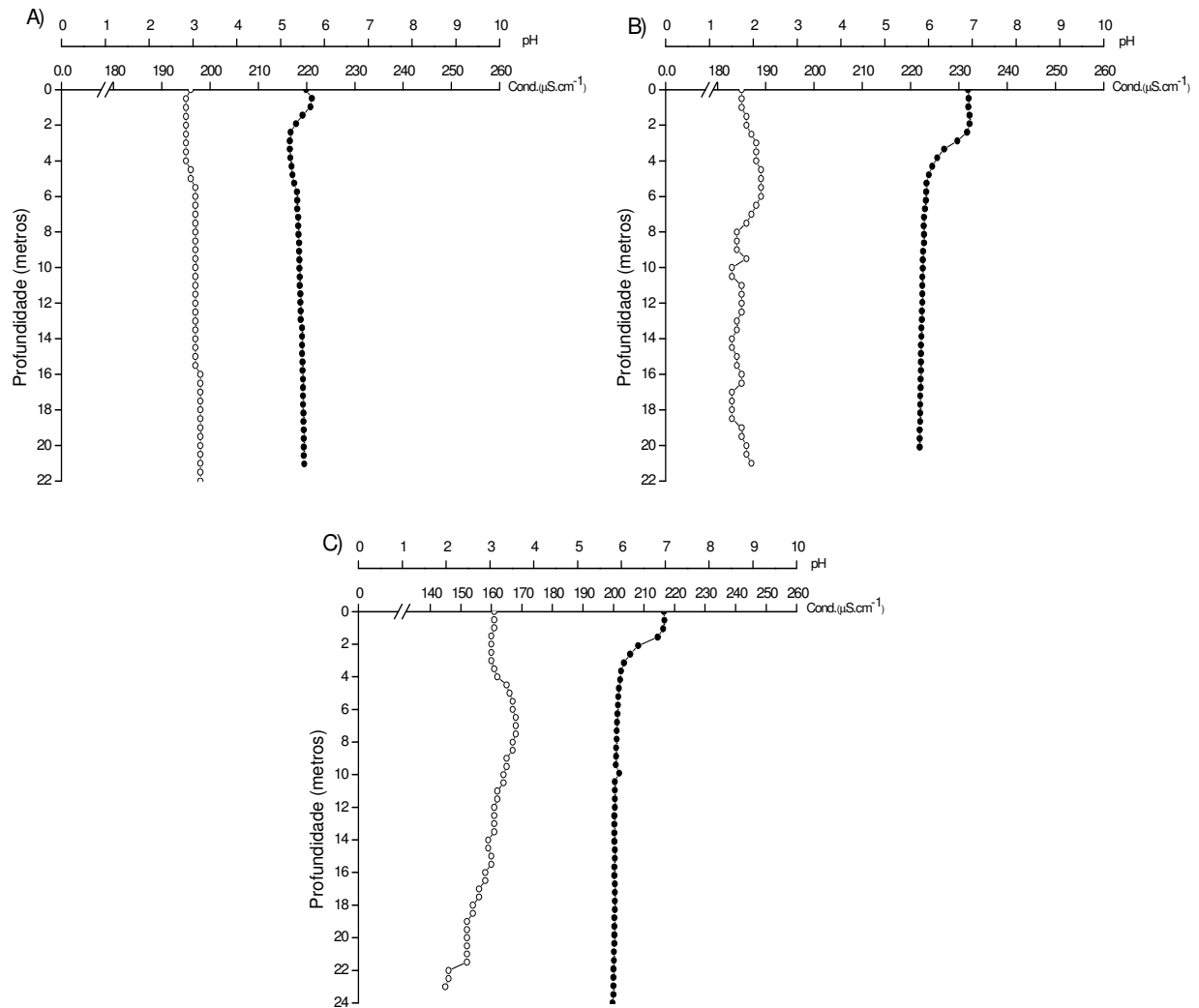


Figura 12- Perfis verticais de pH (---●---) e condutividade elétrica da água (---○---) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em junho de 2008.

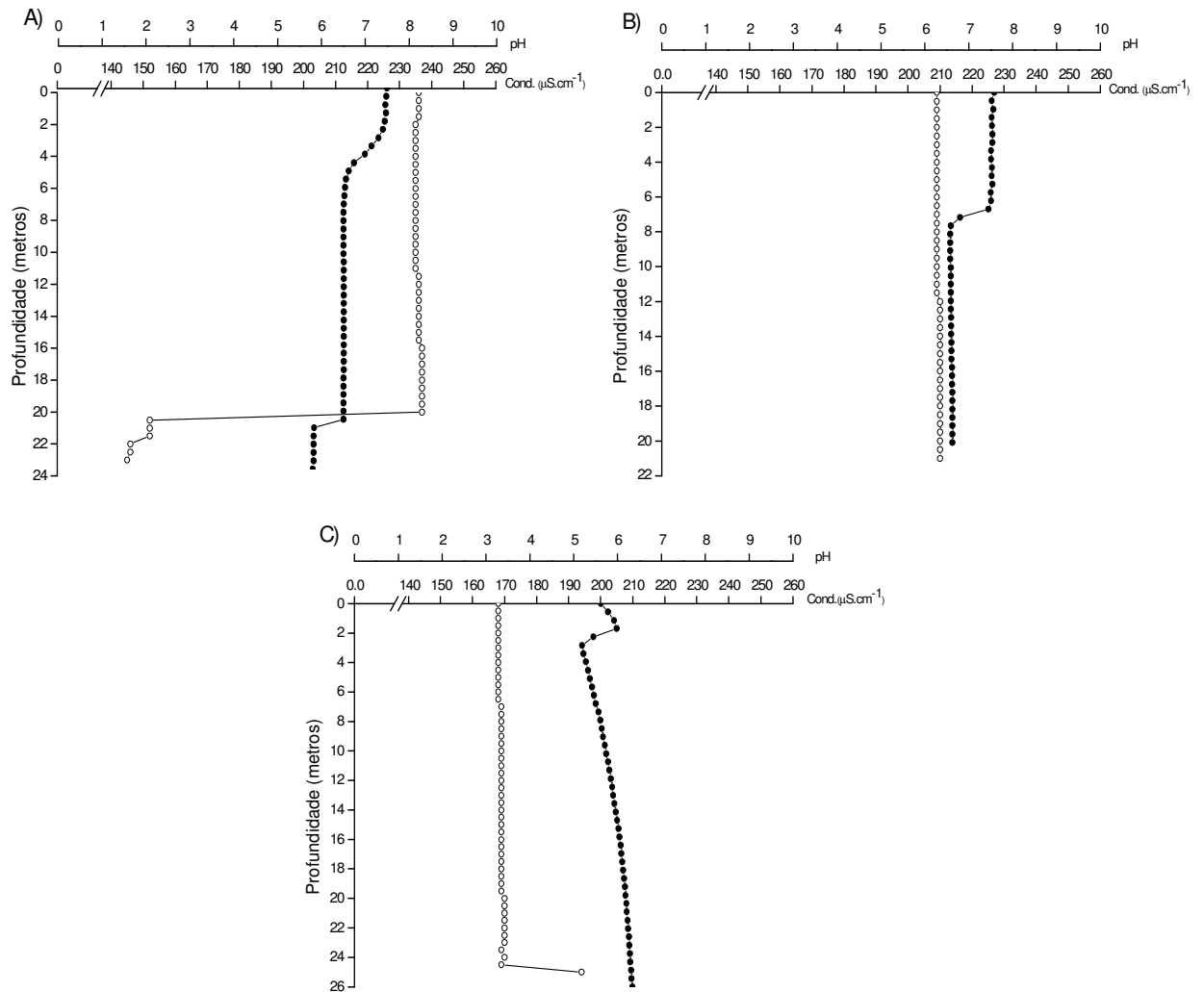


Figura 13 - Perfis verticais de pH (---●---) e condutividade elétrica da água (---○---) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em setembro de 2008.

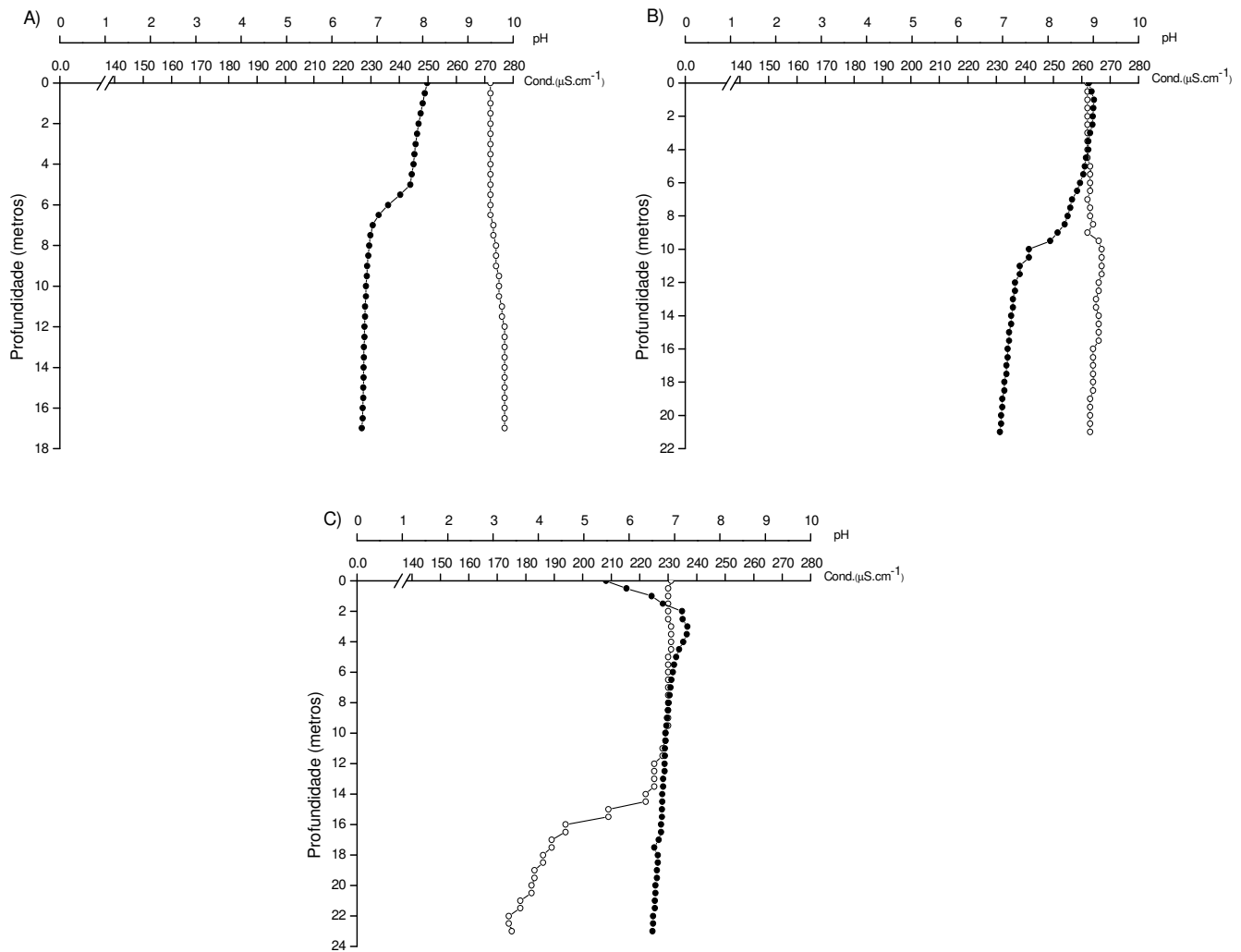


Figura 14 - Perfis verticais de pH (---●---) e condutividade elétrica da água (---o---) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em janeiro de 2009.

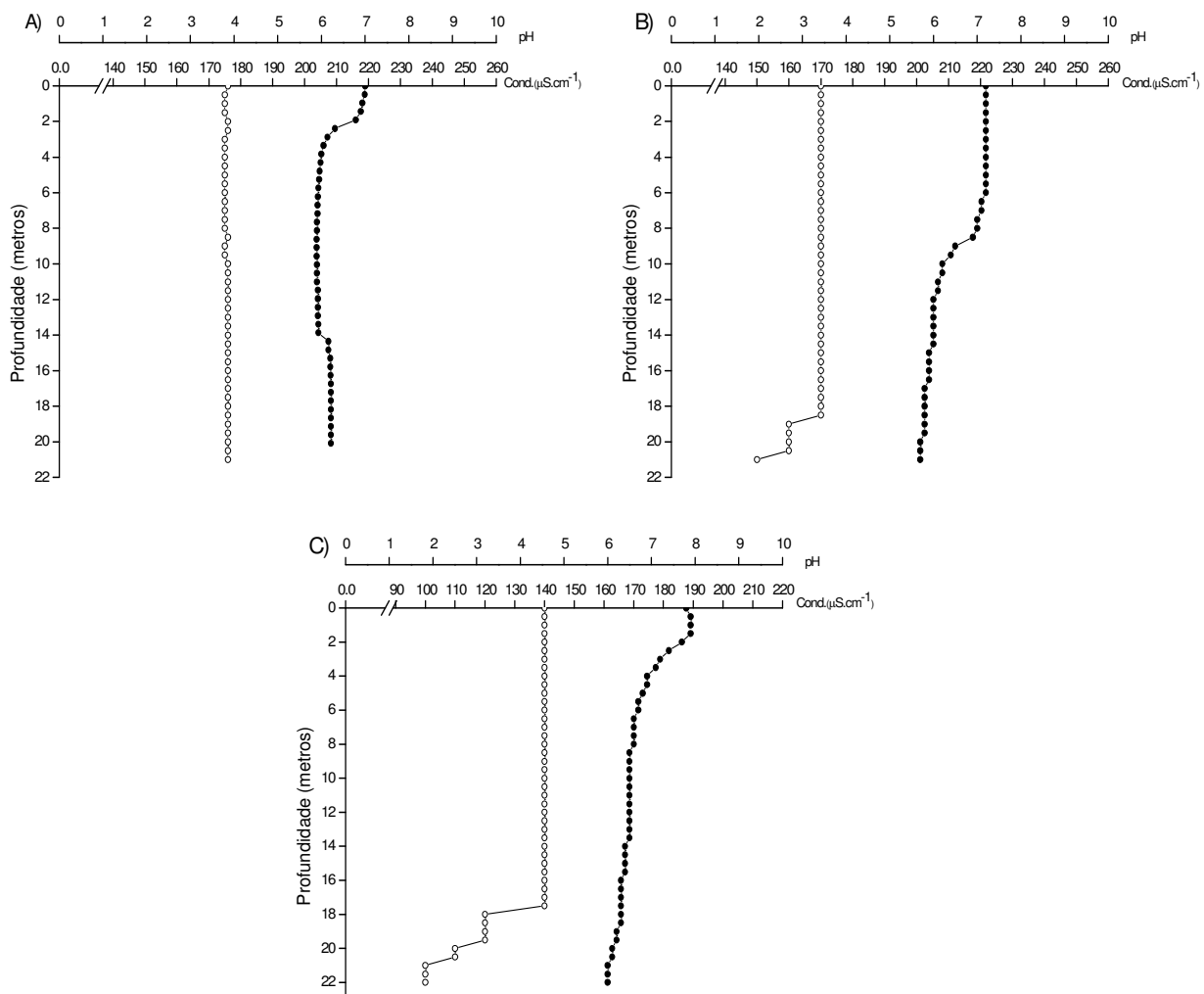


Figura 15 - Perfis verticais de pH (--●--) e condutividade elétrica da água (--o--) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em maio de 2009.

6.3.3- Concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água

Os resultados relativos às concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura da água estão apresentados nas Tabelas 7 a 10 (Anexo 1), enquanto e os perfis verticais são apresentados nas Figuras 16 a 19.

Os resultados evidenciaram pouca variação em relação à temperatura, mas ocorrência de oxíclinas em três dos quatro períodos amostrados.

Em geral, a temperatura da água registrada entre os reservatórios apresentou padrão temporal, com os maiores valores compreendidos no período chuvoso (estação quente), enquanto os menores estiveram associados ao período seco (estação fria).

Considerando-se os três reservatórios investigados durante o estudo, a amplitude de variação térmica ocorreu entre um valor máximo de 27,8°C, obtida no reservatório de Bariri em janeiro de 2009, a um valor mínimo de 19,9°C, registrado no reservatório de Barra Bonita, em setembro de 2008.

O processo de estratificação de oxigênio na coluna d'água, foi verificado em todos os reservatórios estudados nos meses de junho de 2008 e janeiro de 2009, sendo também observado em maio de 2009 nos reservatórios de Bariri e Ibitinga.

A profundidade correspondente à oxiclina variou de acordo com o reservatório e período amostrado. Em junho de 2008 a oxiclina situou-se entre 4,0 e 8,0m de profundidade nos três reservatórios, enquanto maio de 2009 houve formação de múltiplas oxiclinas nos reservatórios de Bariri e Ibitinga.

Perfis mais homogêneos foram registrados em setembro de 2008 nos três reservatórios e também em maio de 2009 no reservatório de Barra Bonita.

As concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água variaram acentuadamente, tendo sido obtidas concentrações desde 0,0 mg. L⁻¹ até 10,87 mg.L⁻¹ (reservatório de Bariri - janeiro de 2009).

Foi observada a ocorrência de completa anoxia nas camadas mais profundas da coluna d'água para alguns reservatórios nos períodos de janeiro e maio de 2009.

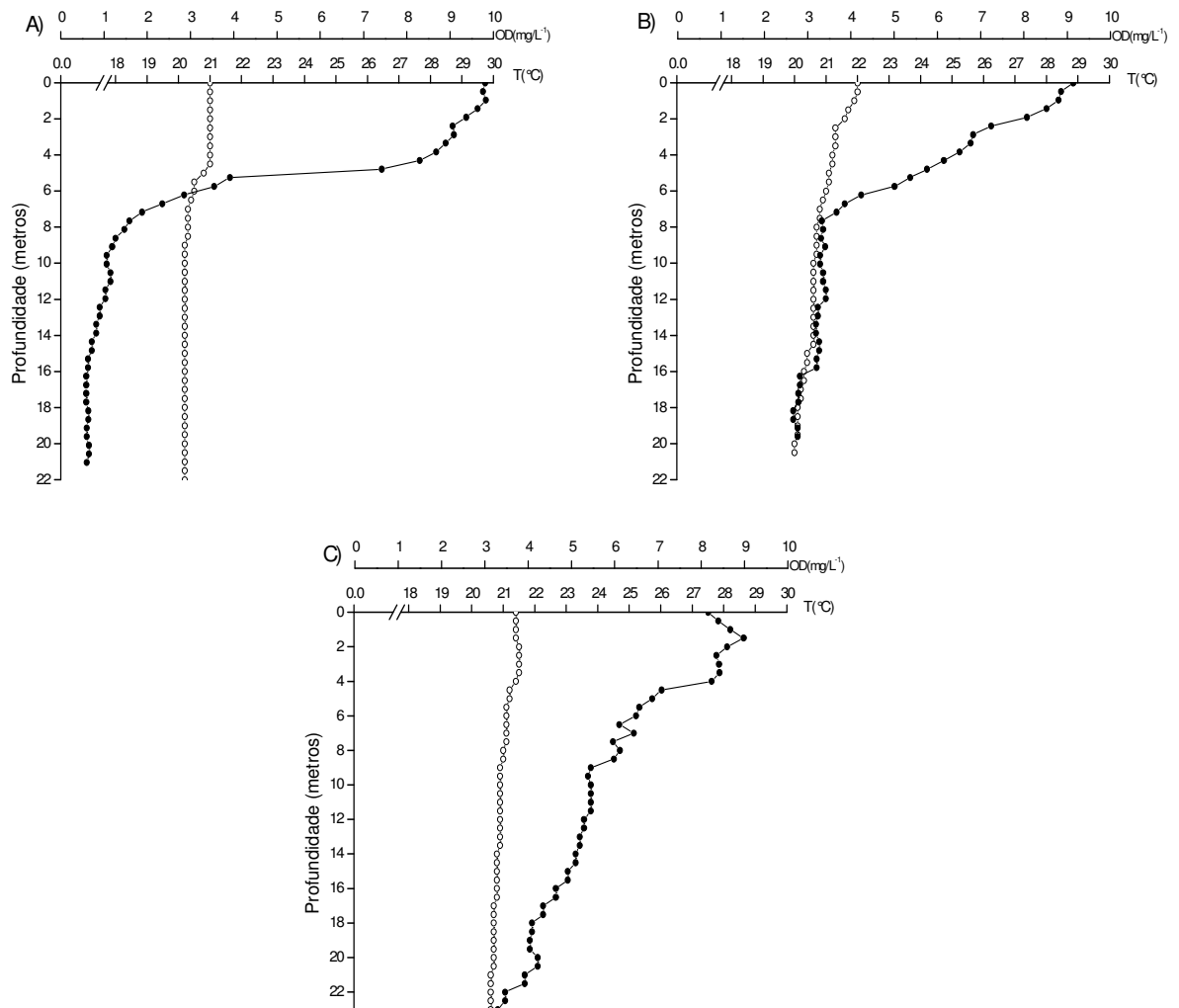


Figura 16- Perfis verticais de oxigênio dissolvido (--●--) e temperatura da água (--o--) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em junho de 2008.

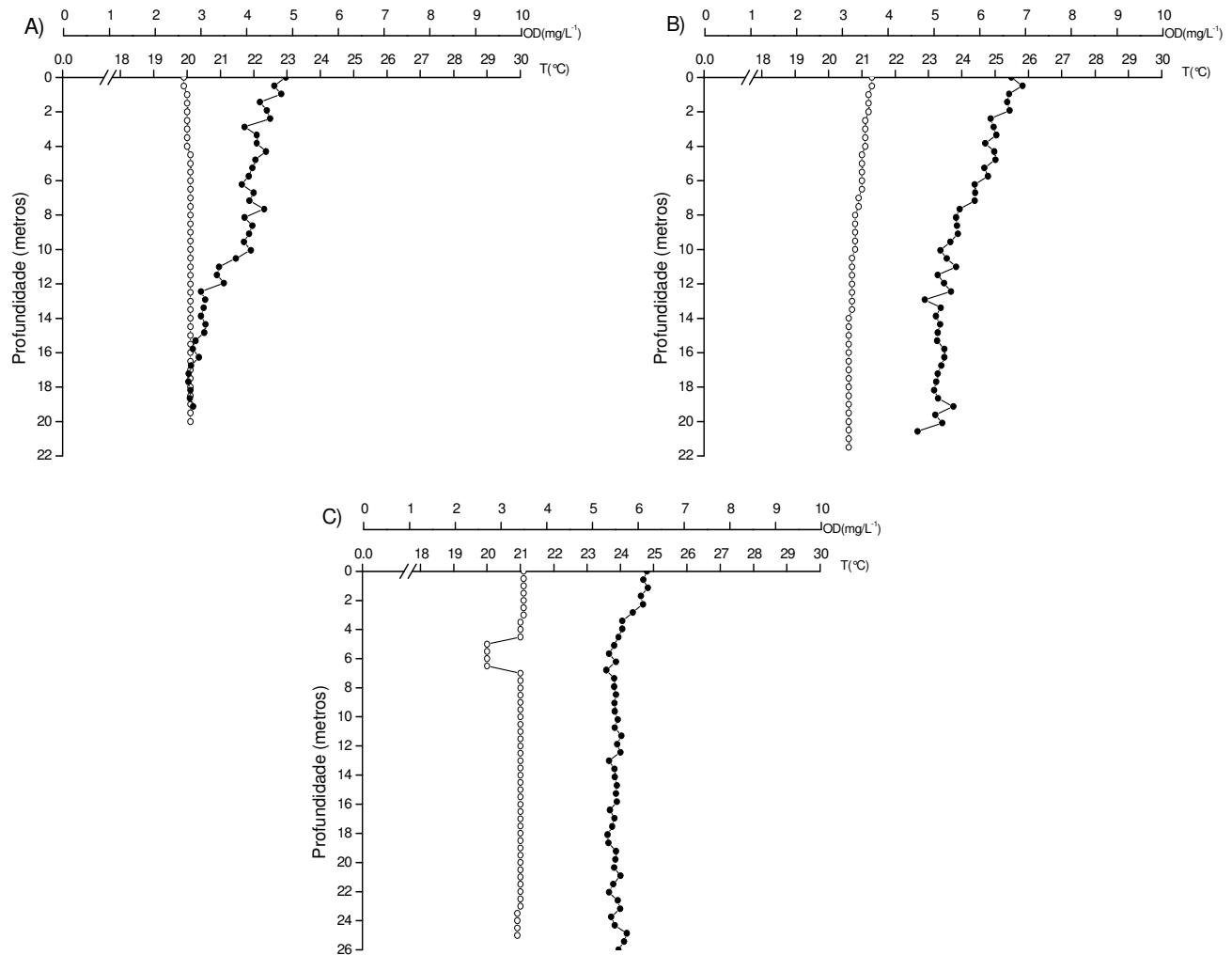


Figura 17- Perfis verticais de oxigênio dissolvido (--●--) e temperatura da água (--o--) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em setembro de 2008.

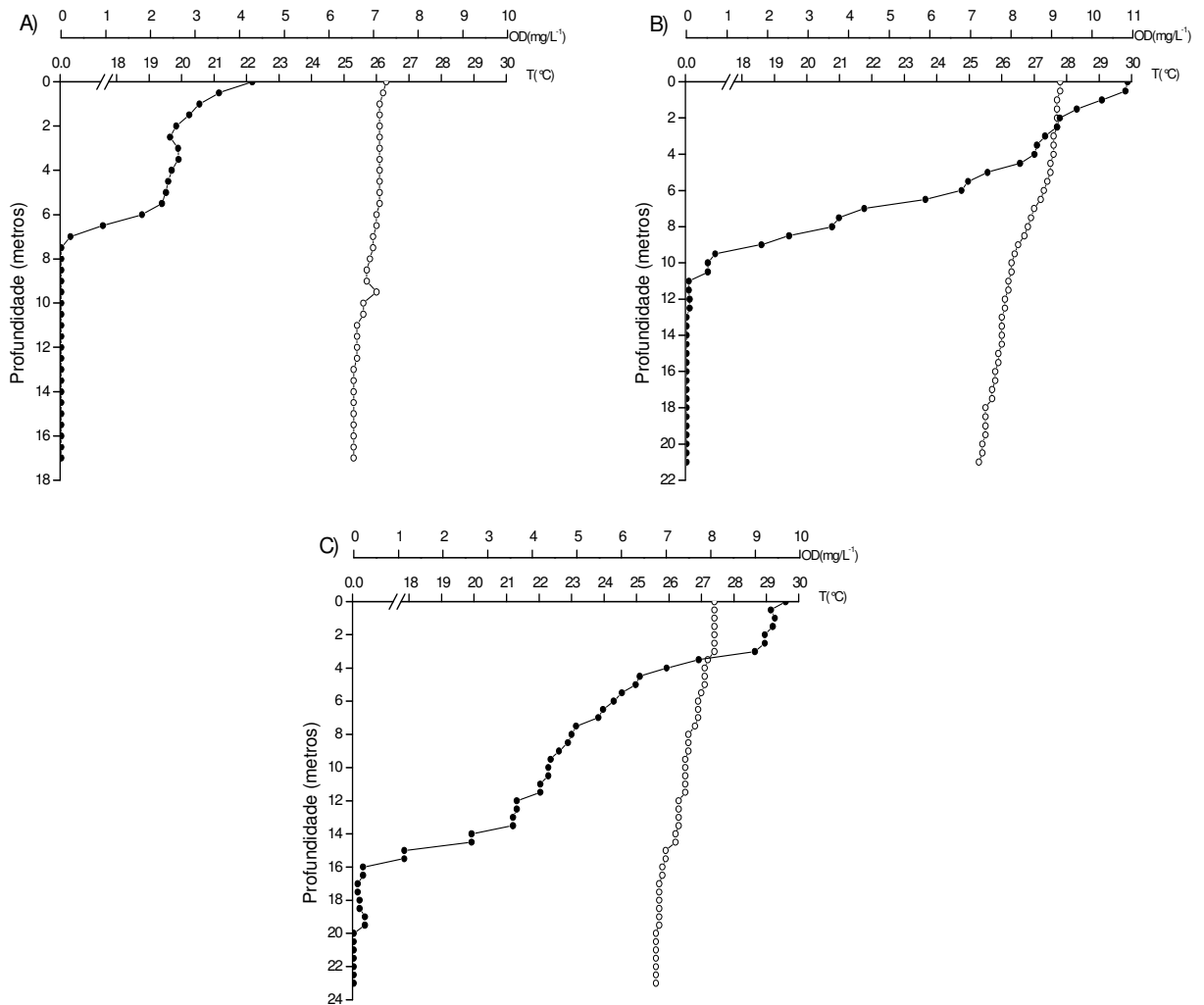


Figura 18 - Perfis verticais de oxigênio dissolvido (—●—) e temperatura da água (---o---) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em janeiro de 2009.

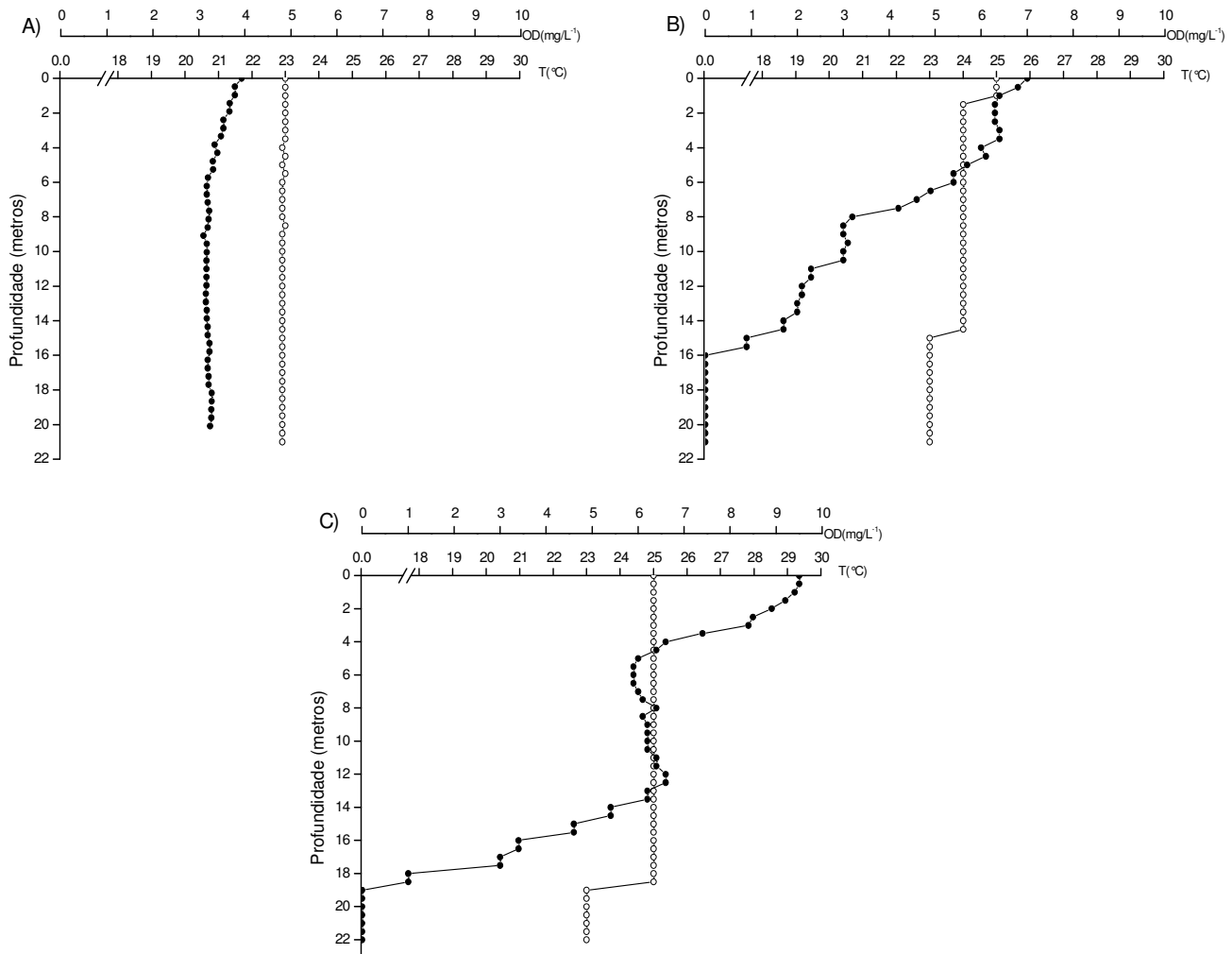


Figura 19- Perfis verticais de oxigênio dissolvido (---●---) e temperatura da água (---o---) nos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga medidos em maio de 2009.

6.3.4- Concentrações de material em suspensão na água

Os resultados relativos à concentração de material em suspensão total na coluna d' água dos reservatórios são apresentados na Figura 20 e na Tabela 11 do Anexo 1. Pode-se verificar que as maiores concentrações ocorreram nos períodos de setembro de 2008 e janeiro de 2009. O valor máximo ocorreu no reservatório de Ibitinga, na superfície, com $9,48 \text{ mg.L}^{-1}$ (janeiro/2009), e o menor valor foi de $0,37 \text{ mg.L}^{-1}$, em Bariri, na camada do meio (maio/2009).

Comparando-se os valores médios da concentração de material em suspensão na coluna d' água das represas (Figura 21), em setembro de 2008 foi verificada a maior média ($8,02 \text{ mg.L}^{-1}$) de sólidos totais, sendo que a menor média de $1,80 \text{ mg.L}^{-1}$ ocorreu em maio de 2009, ambos no reservatório de Barra Bonita.

No período de seca, (setembro de 2008) observa-se um nítido gradiente de decréscimo na concentração de material em suspensão total ao longo da cascata de reservatórios do Médio Tietê, com maiores valores médios no reservatório de Barra Bonita, e o mais baixo no reservatório de Ibitinga. Já no período de 2009, tanto no chuvoso quanto na seca este padrão não se repetiu.

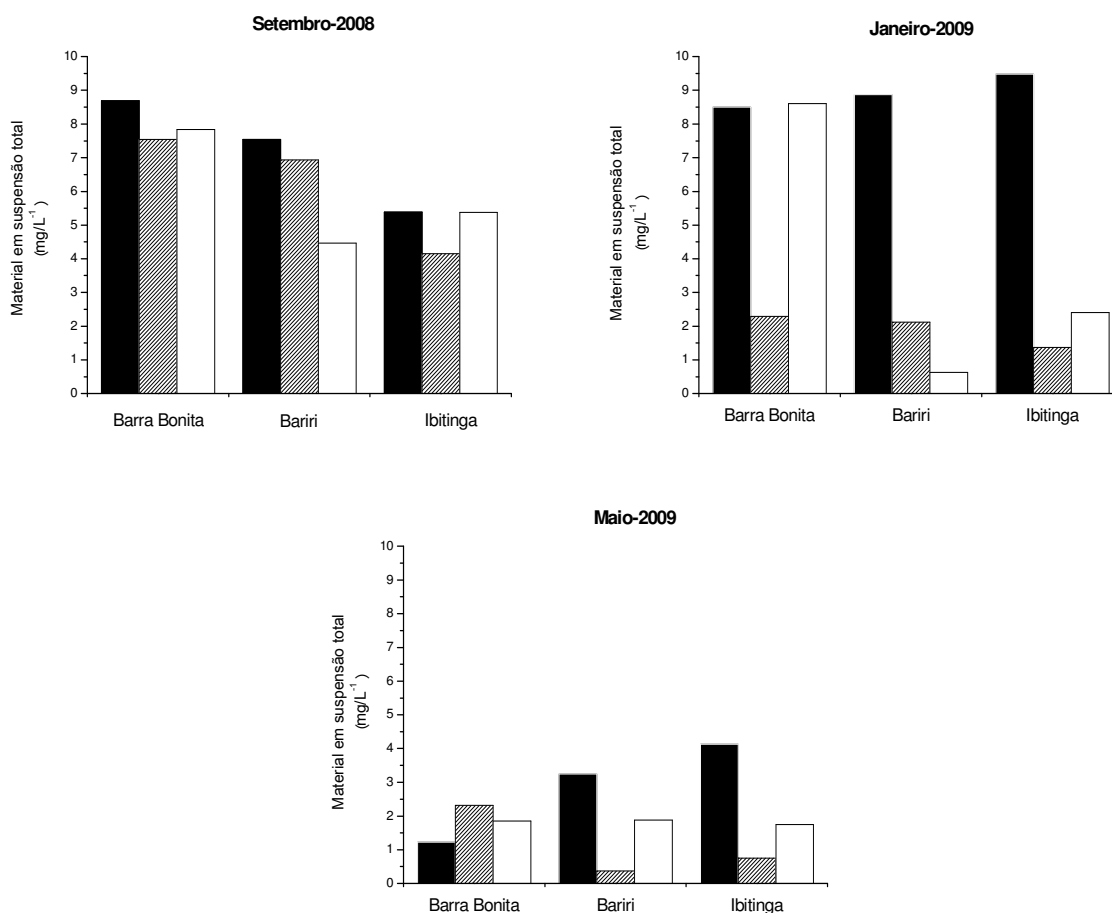


Figura 20- Variações das concentrações de material em suspensão total (mg.L^{-1}) nas camadas: ■ superficial, ▨ meio, □ e fundo dos reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses de setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009.

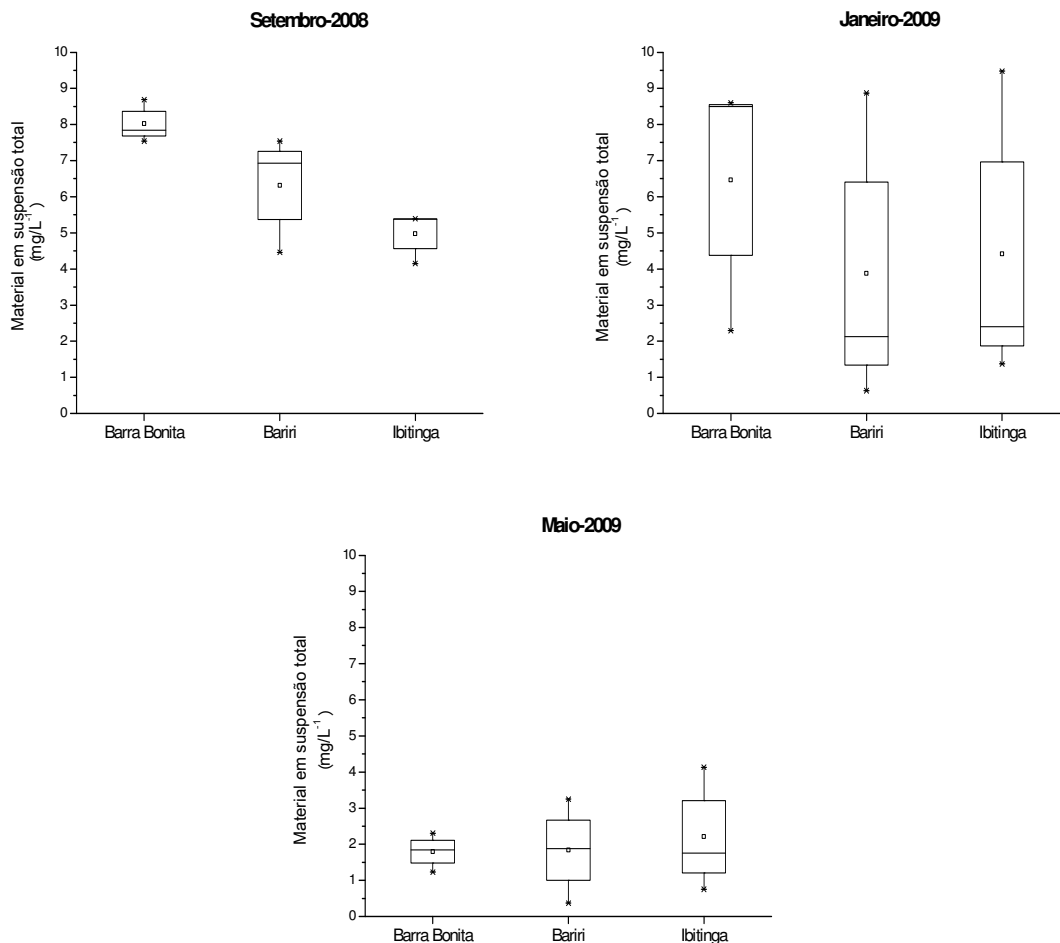


Figura 21 - Valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão das concentrações de material em suspensão total na coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses de setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009.

Os resultados relativos às frações orgânica e inorgânica do material suspenso na coluna d' água dos reservatórios estudados estão apresentados nas Figuras 22 a 24 e na Tabela 11 (Anexo), sendo que os valores máximos, mínimos, médios e desvios-padrão para os períodos considerados são apresentados na Figura 25.

Com poucas exceções, as concentrações da fração orgânica foram superiores àquelas da fração inorgânica nos três reservatórios e nos três períodos analisados.

No reservatório de Barra Bonita (Figuras 22 e 25), o maior e menor valor da concentração de material suspenso orgânico ocorreu em janeiro e maio de 2009, sendo que o máximo valor de $8,50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ foi observado na camada superficial e o menor valor de apenas $0,77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ nas camadas do meio e fundo, respectivamente.

No período de maio de 2009, foram registradas as menores concentrações de material em suspensão orgânico em relação aos demais períodos amostrados, ocorrendo pouca variação entre a quantidade de material na superfície ($0,92 \text{ mg.L}^{-1}$) e nas camadas de meio e fundo ($0,77 \text{ mg.L}^{-1}$).

Em relação às concentrações de material em suspensão inorgânico na coluna d'água deste reservatório tanto o maior quanto o menor valor de material em suspensão inorgânico ($7,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$), foram registrados em janeiro de 2009.

No reservatório de Bariri (Figuras 23 e 25), o maior e menor valor da concentração de sólidos orgânicos foram registrados em janeiro e maio de 2009, sendo que o maior valor ($8,0 \text{ mg.L}^{-1}$) foi observado na camada superficial e o menor valor ($0,0 \text{ mg.L}^{-1}$) na camada do meio, respectivamente. Em setembro de 2008, as concentrações de matéria orgânica variaram de $2,92 \text{ mg.L}^{-1}$ a $6,31 \text{ mg.L}^{-1}$, ocorrendo um gradiente decrescente destes valores em relação à profundidade. Os valores de material em suspensão orgânico na represa de Bariri foram os mais elevados dentre os reservatórios e períodos estudados.

Com relação aos sólidos inorgânicos, o máximo e mínimo valor registrado foram de $2,31 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, em setembro de 2008 e janeiro de 2009.

No reservatório de Ibitinga (Figuras 24 e 25), o maior valor e o menor valor registrados para as concentrações de sólidos orgânicos foram de $3,75 \text{ mg.L}^{-1}$ na camada superficial, e $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ na camada do meio e fundo, respectivamente, em maio de 2009. Mas em setembro de 2008, foi verificado as maiores concentrações de matéria orgânica encontrados na coluna d'água dessa represa ($3,23$ a $3,54 \text{ mg.L}^{-1}$). Já para a fração inorgânica, o maior valor registrado foi de $2,96 \text{ mg.L}^{-1}$ (camada superficial) em janeiro de 2009, e o menor valor de $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$ (camada do meio) nos meses de janeiro e maio de 2009.

Considerando-se os três reservatórios investigados durante o estudo, a variação da concentração de material em suspensão orgânico foi de $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a $8,50 \text{ mg.L}^{-1}$.

A comparação entre os valores médios na concentração de material em suspensão na coluna d'água dos reservatórios (Figura 25), evidencia que não há um padrão definido quanto à fração orgânica do material sendo que ora um ora outro reservatório apresentam concentrações mais elevadas da fração orgânica.

Já em relação ao material em suspensão inorgânico nos reservatórios estudados, observa-se que há um padrão, com os maiores valores das concentrações médias para a coluna d' água (Figura 25) ocorrendo no reservatório de Barra Bonita.

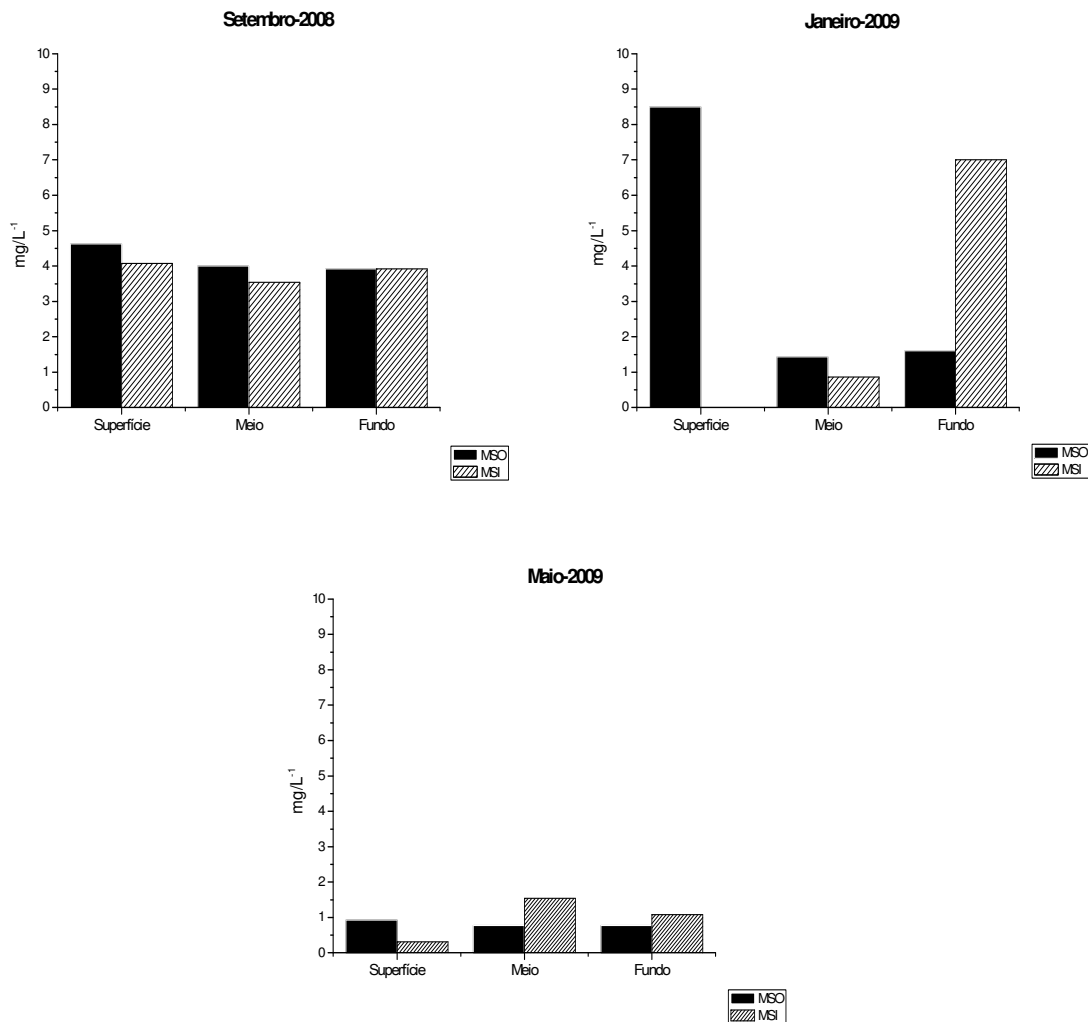


Figura 22- Variações das contribuições das frações orgânicas e inorgânicas para a composição do material em suspensão total nas camadas de superfície, meio e fundo do reservatório de Barra Bonita nas coletas realizadas nos meses de setembro de 2008, janeiro e maio de 2009.

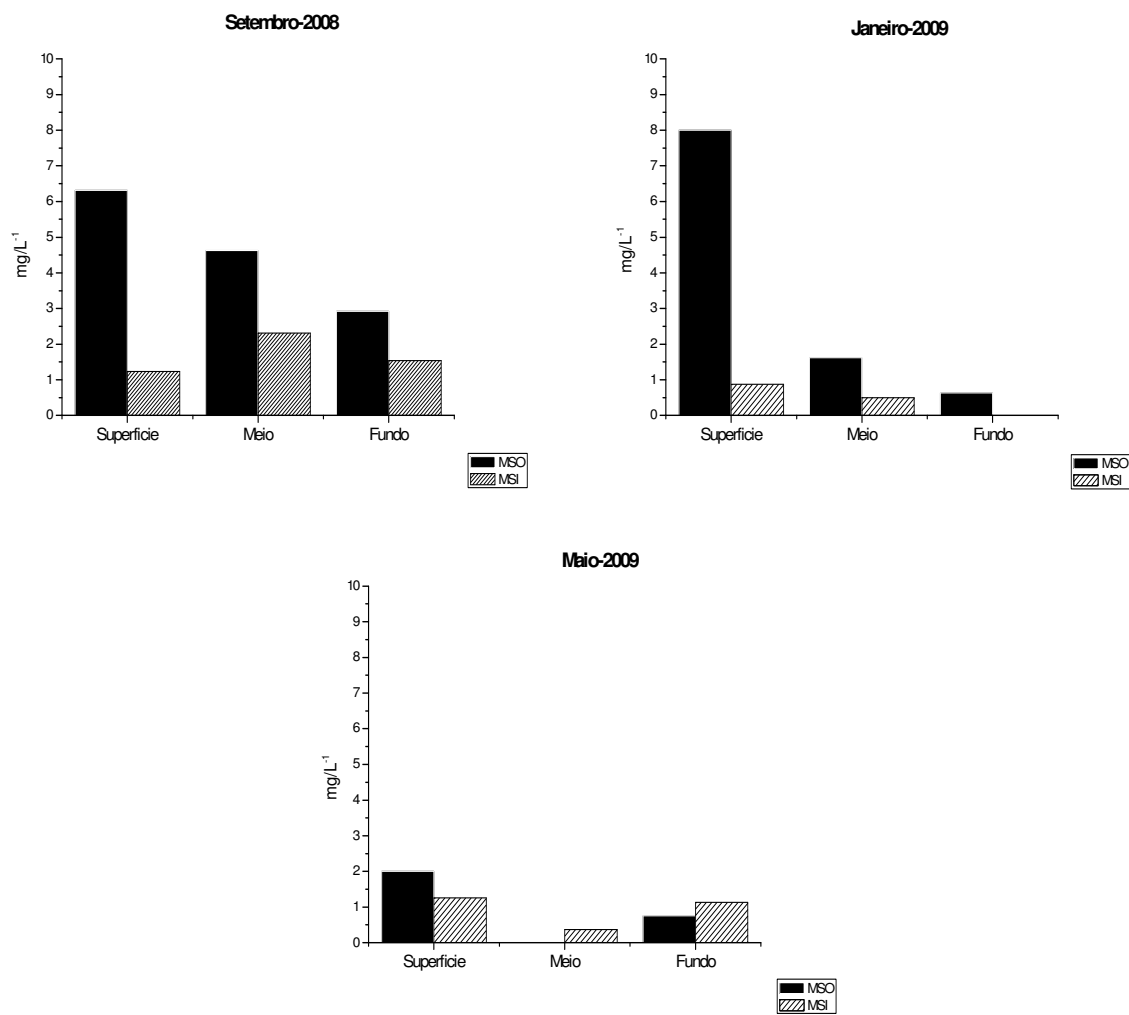


Figura 23- Variações na concentração das frações orgânica e inorgânica na composição do material em suspensão total nas camadas de superfície, meio e fundo do reservatório de Bariri nas coletas realizadas nos meses de setembro de 2008, janeiro e maio de 2009.

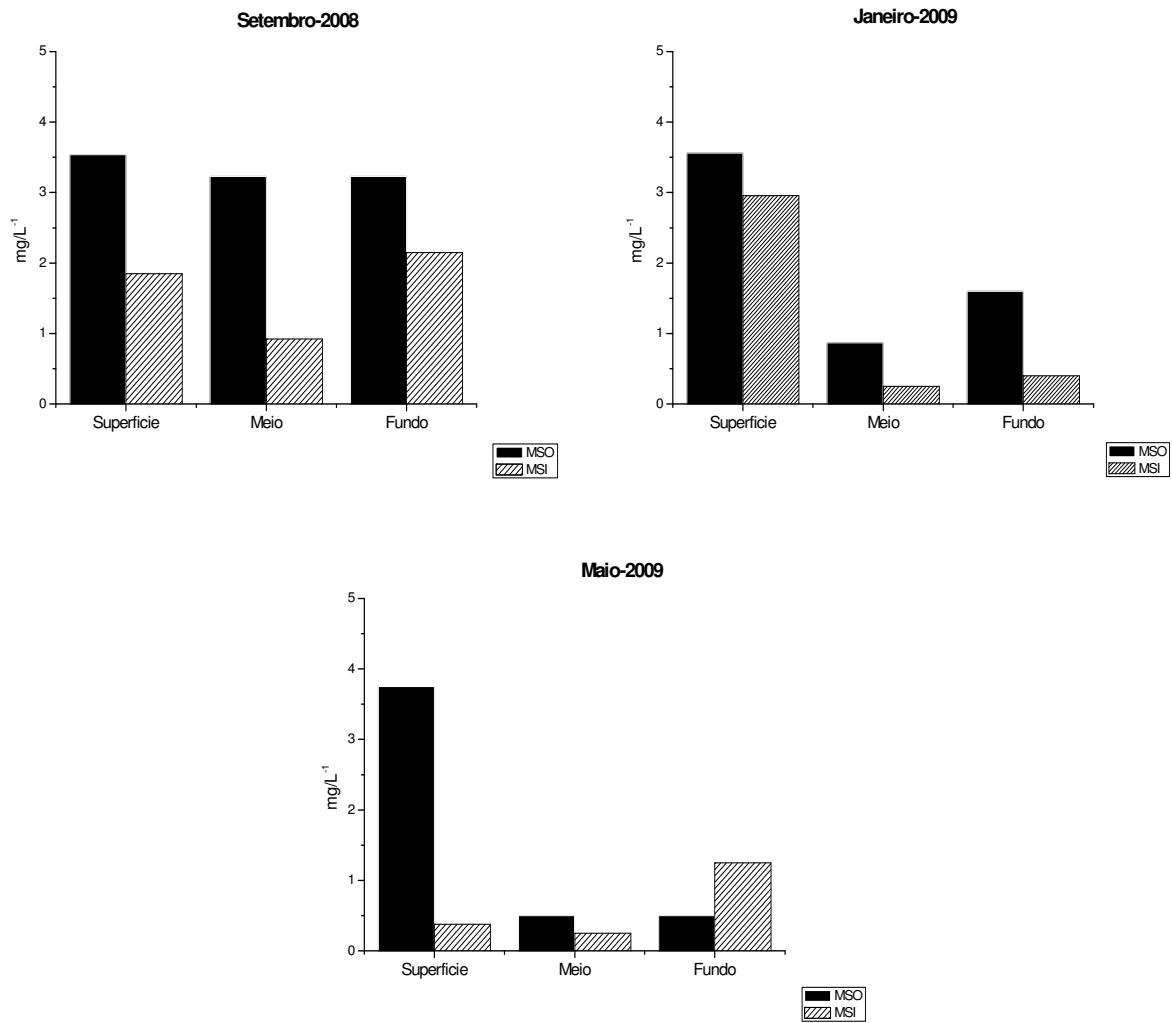


Figura 24- Variações nas concentrações das frações orgânica e inorgânica para a composição do material em suspensão total nas camadas de superfície, meio e fundo do reservatório de Ibitinga nas coletas realizadas nos meses de setembro de 2008, janeiro e maio de 2009.

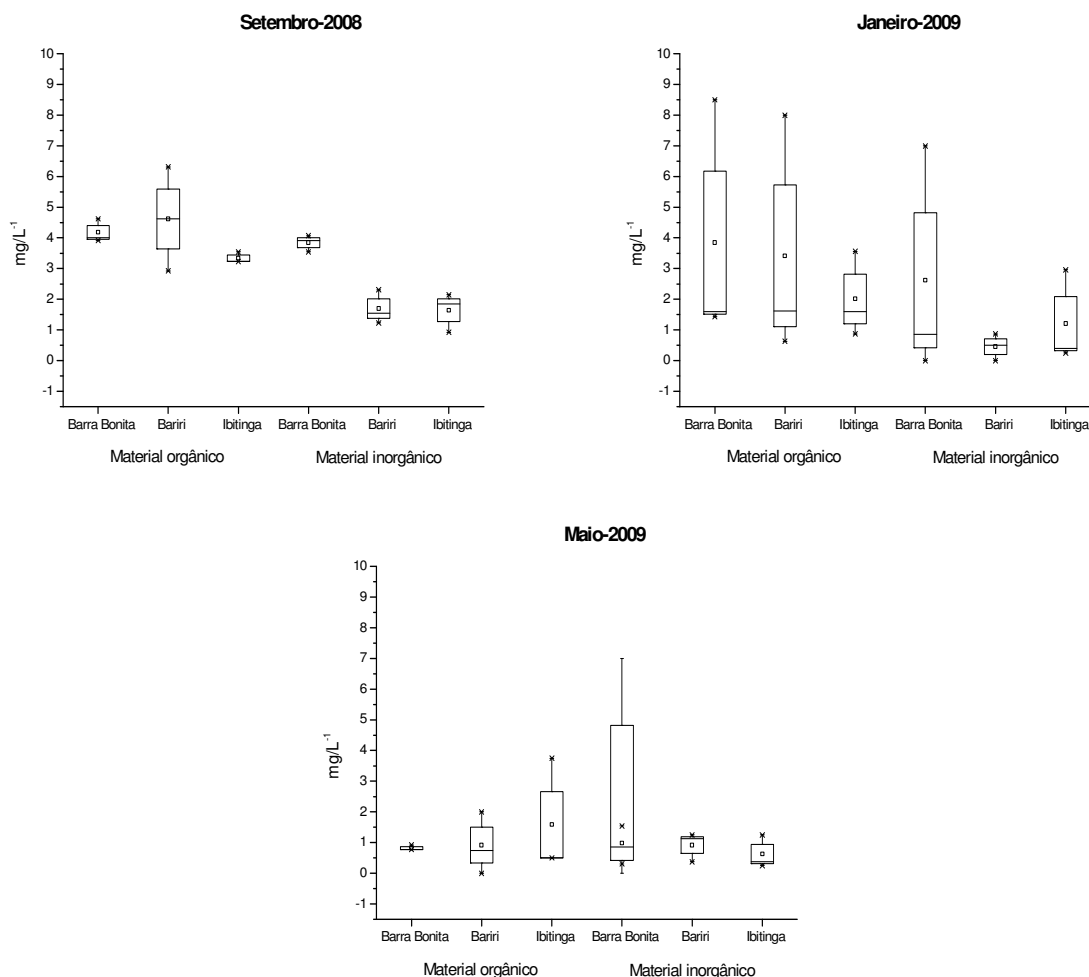


Figura 25- Valores máximos, mínimos, médios e desvios-padrão das concentrações de material em suspensão orgânico e inorgânico na coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses de setembro de 2008, janeiro e maio de 2009.

6.3.5- Concentrações de nutrientes nos reservatórios do Médio rio Tietê

6.3.5.1. Formas de nitrogênio

As concentrações medidas para os diferentes compostos de nitrogênio, nas formas inorgânica e orgânica na água dos reservatórios do Médio rio Tietê evidenciaram variações na distribuição espacial e temporal.

Os resultados obtidos são apresentados nas Figuras 26 a 29, e nas Tabelas 12 a 15 do Anexo 1. Os valores médios de cada nutriente na coluna d' água dos

reservatórios estudados durante os períodos considerados são apresentados na Figura 30.

Na Figura 26 observa-se que as concentrações de nitrito foram baixas em relação às concentrações de nitrato e nitrogênio orgânico total. As concentrações mais elevadas ocorreram em setembro de 2008 no reservatório de Barra Bonita, sendo o valor máximo de $232,84 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada superficial desta represa e o menor em maio de 2009, com concentração de $1,66 \mu\text{g.L}^{-1}$, na camada do meio deste mesmo reservatório.

Na Figura 27 são apresentadas as variações nas concentrações de nitrato nos reservatórios e períodos amostrados. Observa-se que a distribuição espacial do nitrato é mais homogênea nas camadas da coluna d'água do que o observado para o nitrito. As maiores concentrações de nitrato ocorreram nos meses de setembro de 2008 e janeiro de 2009 com os valores de $1.407,63 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Barra Bonita-superfície) e $1.426,52 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada de superfície, no reservatório de Ibitinga.

Na Figura 28 pode-se observar as concentrações de íon amônio para as três camadas d'água nos reservatórios e períodos amostrados. De maneira geral, houve tendência a ocorrerem maiores concentrações de amônio na camada de fundo, em todos os períodos e reservatórios amostrados.

As concentrações mais elevadas de amônio ocorreram no reservatório de Ibitinga em janeiro de 2009, com $162,80 \mu\text{g.L}^{-1}$ para a camada do meio e em setembro de 2008, com $94,77 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada de superfície. Deste modo, a forma de nitrogênio mais abundante nos reservatórios do Médio Tietê foi o nitrato.

Na Figura 29 são apresentados os resultados obtidos para as concentrações de nitrogênio orgânico total nos três reservatórios e meses analisados.

As maiores concentrações de nitrogênio orgânico ocorreram no reservatório de Barra Bonita, nas camadas de superfície e de fundo em setembro de 2008, com valores variando de $3.237,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $3.289,23 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Considerando-se os três reservatórios investigados durante o estudo, observou-se que as concentrações de nitrito e do íon amônio foram relativamente baixas quando comparadas com as concentrações de nitrato e de nitrogênio orgânico total presentes na água destes reservatórios.

Comparando-se os valores médios das concentrações das formas nitrogenadas na coluna d'água entre os reservatórios (Figura 30), observa-se que de maneira geral as concentrações dos compostos de nitrogênio foram maiores para os dois

primeiros reservatórios do rio Tietê (Barra Bonita e Bariri) durante todos os períodos amostrados.

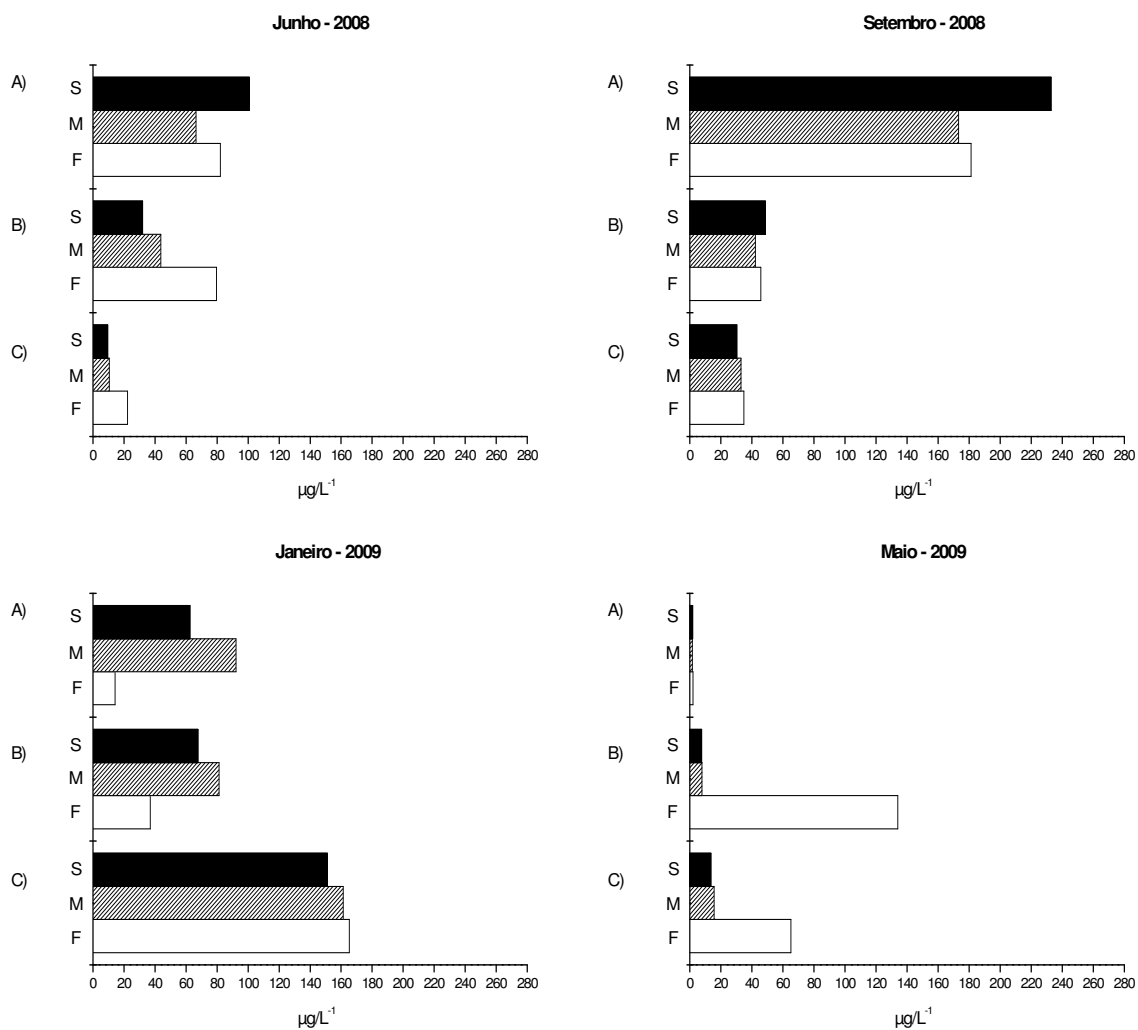


Figura 26 - Variações das concentrações de nitrito para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga durante os períodos estudados.

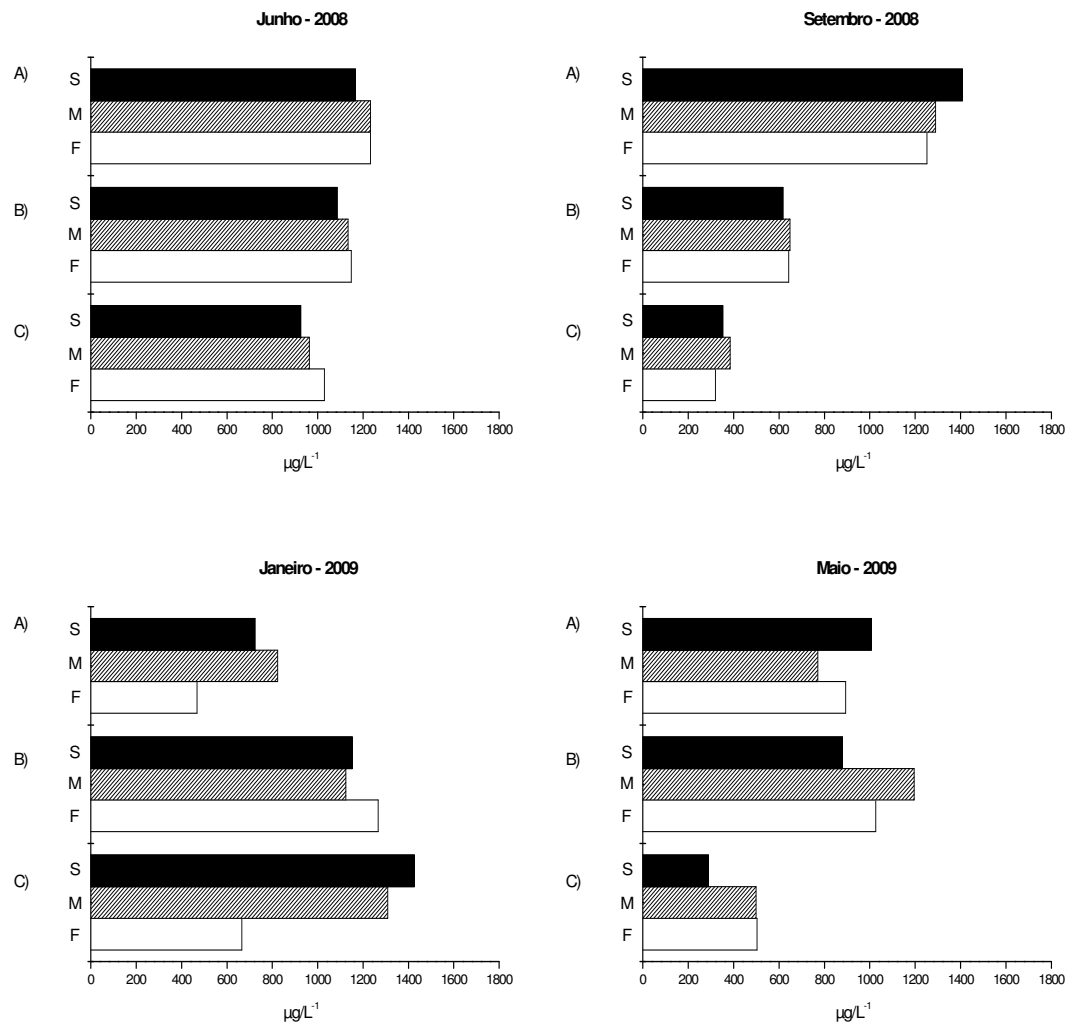


Figura 27- Variações das concentrações de nitrato para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga durante os períodos estudados.

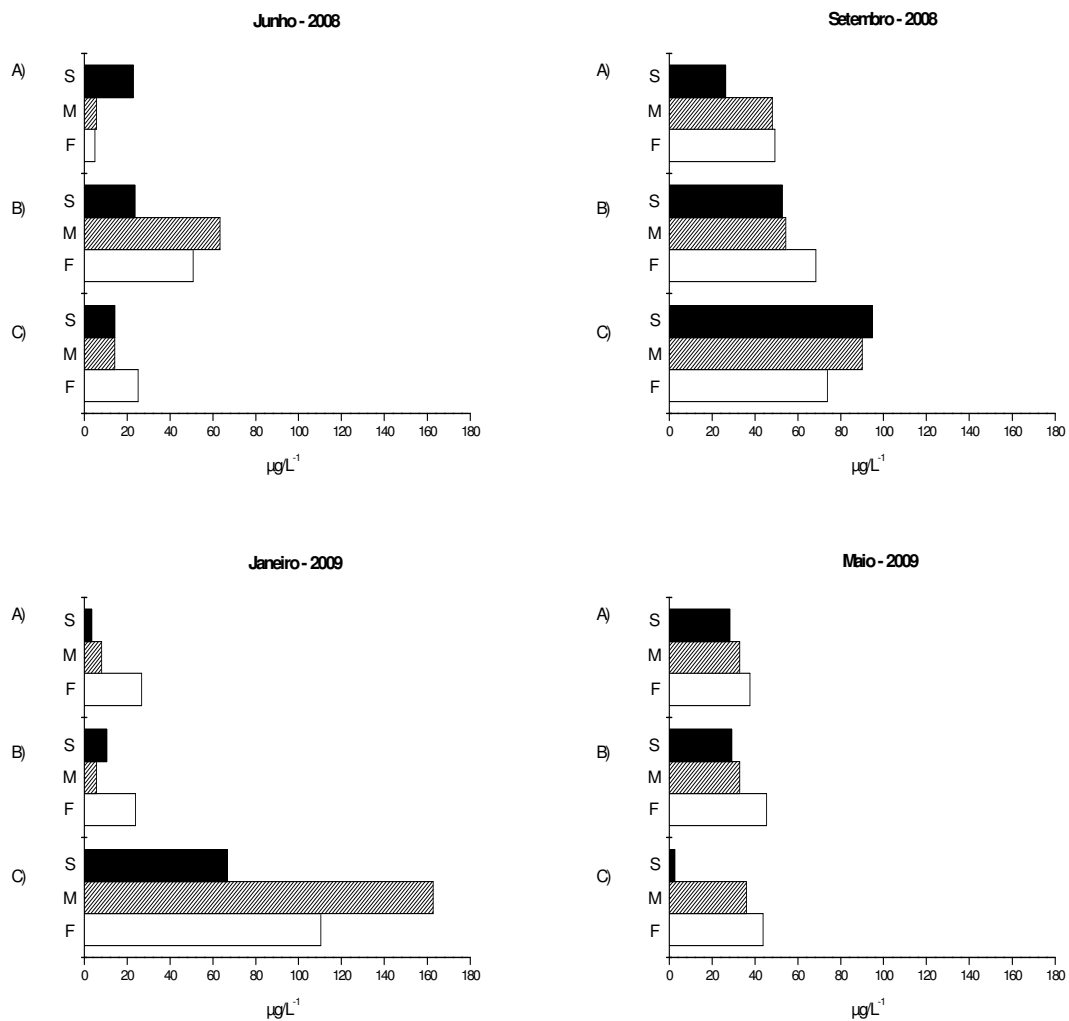


Figura 28- Variações das concentrações de íon amônio para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga durante os períodos estudados.

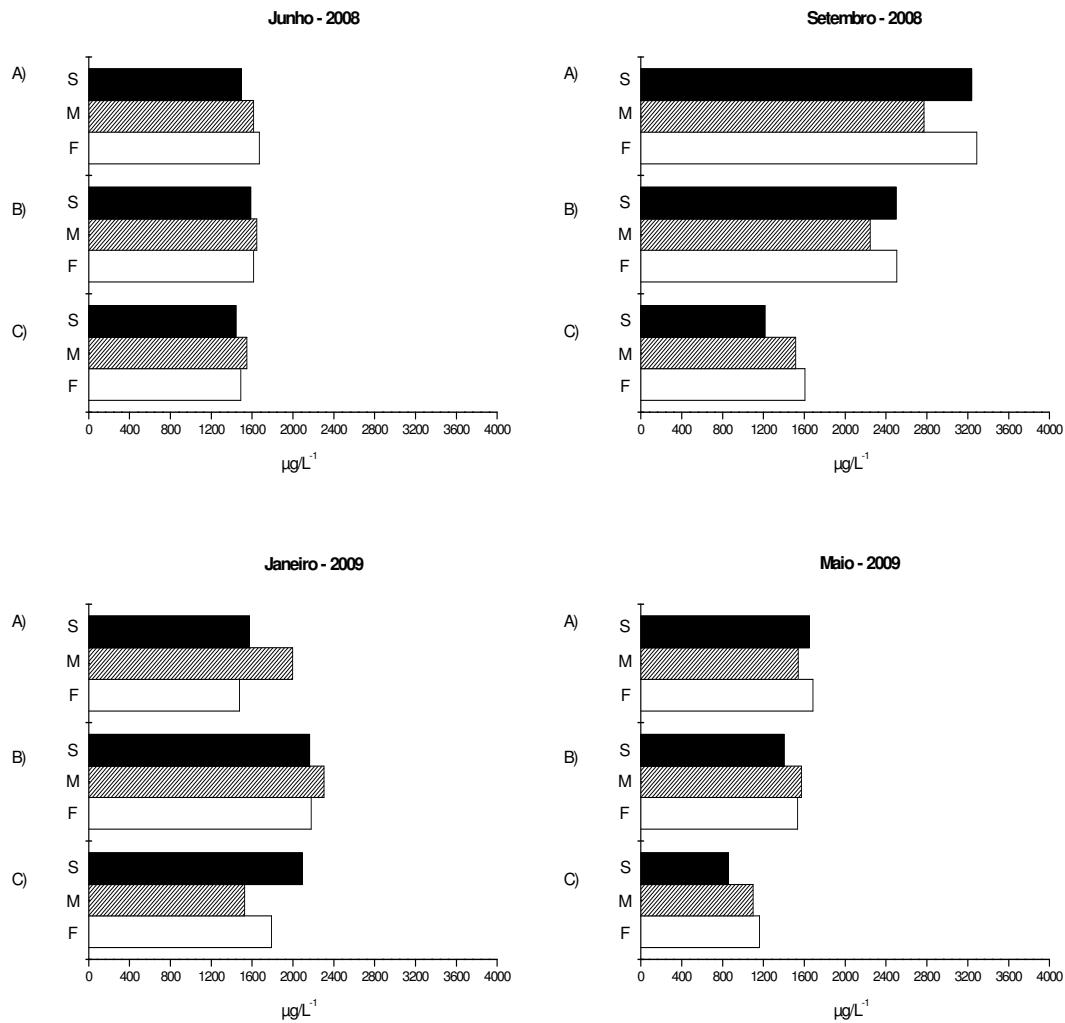


Figura 29- Variações das concentrações de nitrogênio orgânico total para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga durante os períodos estudados.

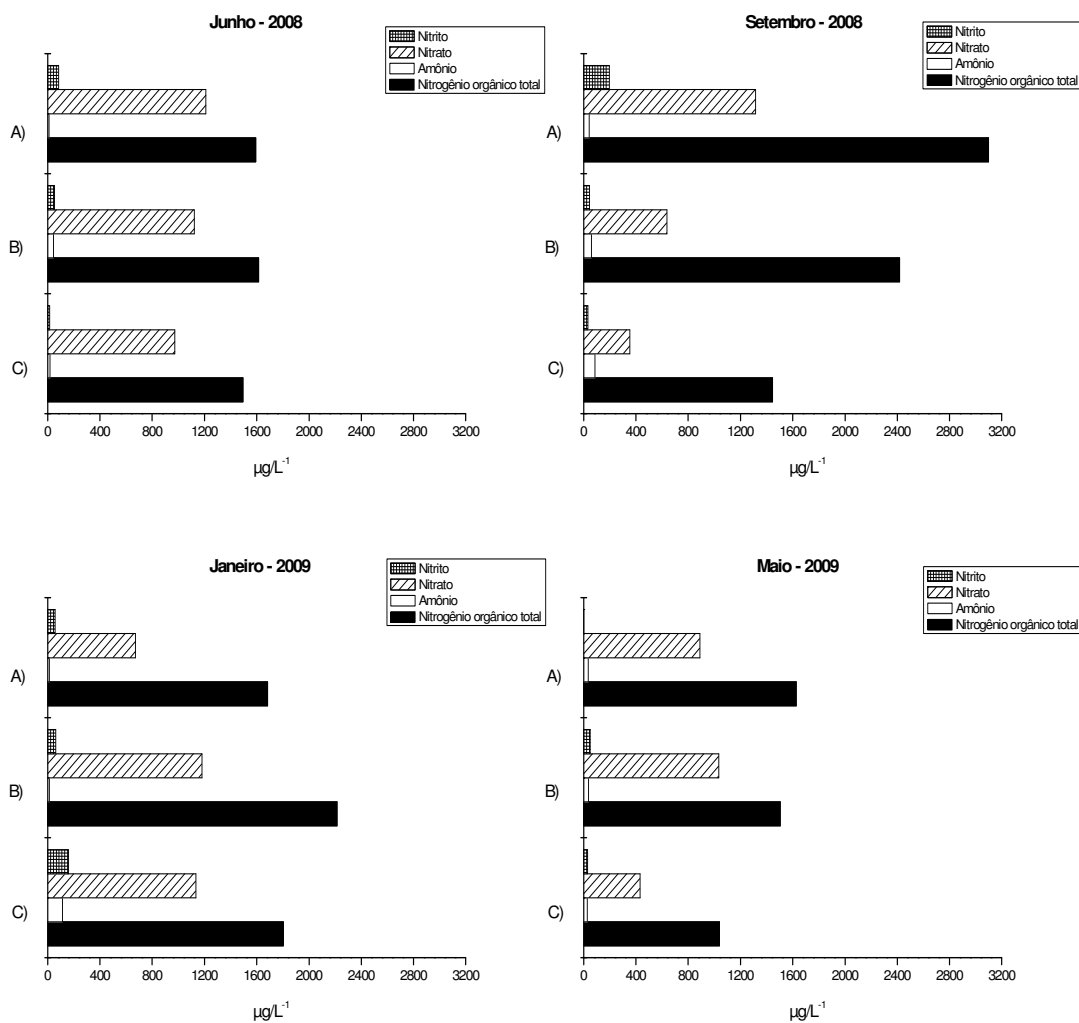


Figura 30- Variações das concentrações médias dos compostos de nitrogênio: nitrito, nitrato, íon amônio e nitrogênio orgânico total para a coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga, durante os períodos estudados.

6.3.5.2- Compostos de Fósforo

As concentrações dos compostos de fósforo obtidas para as diferentes camadas (superfície, meio e fundo) da coluna d' água dos reservatórios investigados são apresentadas nas Figuras 31 a 33 e nas Tabelas 12 a 15 do Anexo 1. Os valores médios na coluna d' água para os períodos considerados são apresentados na Figura 34.

As variações das concentrações de fósforo total nas amostras dos reservatórios do Médio rio Tietê encontram-se na Figura 31, verificando-se que a concentração

mais elevada ocorreu no período chuvoso (janeiro/2009) no reservatório de Ibitinga, com valor máximo de $217,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada do fundo desta represa.

De maneira geral as concentrações de fósforo total foram mais elevadas nas represas de Barra Bonita e de Bariri, nas camadas de superfície e meio, com exceção de janeiro de 2009, período chuvoso, quando a concentração de fósforo total foi maior na camada de fundo do reservatório de Ibitinga.

A Figura 32 mostra as variações nas concentrações de fosfato total dissolvido nos períodos amostrados. Pelos resultados obtidos verificou-se que as maiores concentrações ocorreram nos meses de setembro de 2008 no reservatório de Barra Bonita e em janeiro de 2009 nos reservatórios de Bariri e Ibitinga.

As concentrações de fosfato total dissolvido variaram entre o mínimo de $10,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada de superfície (maio/2009), e o máximo de $132,88 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada do meio (janeiro/2009), no reservatório de Ibitinga.

Já na Figura 33 podem ser observadas as concentrações de fosfato inorgânico dissolvido para as três camadas d' água nos reservatórios e períodos amostrados.

Os maiores valores foram registrados no reservatório de Ibitinga em janeiro de 2009, na camada do fundo, com a concentração máxima de $119,97 \mu\text{g.L}^{-1}$. Os menores valores de fosfato inorgânico ocorreram em maio de 2009, onde a menor concentração registrada foi $2,40 \mu\text{g.L}^{-1}$ na represa de Ibitinga, na camada de superfície.

Considerando-se os três reservatórios estudados e os períodos analisados (Figura 34), observou-se que as maiores concentrações médias das diferentes formas fosfatadas ocorreram principalmente nos dois primeiros reservatórios do Médio rio Tietê, durante o período chuvoso (janeiro/2009), enquanto baixos valores foram registrados durante o período de seca (junho/2008 e maio/2009).

Os valores das concentrações médias de fósforo total na coluna d' água entre os reservatórios (Figura 34), variaram de $25,97 \mu\text{g.L}^{-1}$ em maio de 2009, a $187,89 \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro de 2009, no reservatório de Ibitinga.

Já para as concentrações médias de fosfato total dissolvido nos reservatórios estudados, foi verificada uma oscilação de $11,57 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $121,47 \mu\text{g.L}^{-1}$ em maio e janeiro de 2009, na represa de Ibitinga. Em relação às concentrações médias de fosfato inorgânico, estas apresentaram uma amplitude de variação grande, oscilando de $2,60 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $107,66 \mu\text{g.L}^{-1}$ no reservatório de Ibitinga, em maio e em janeiro de 2009.

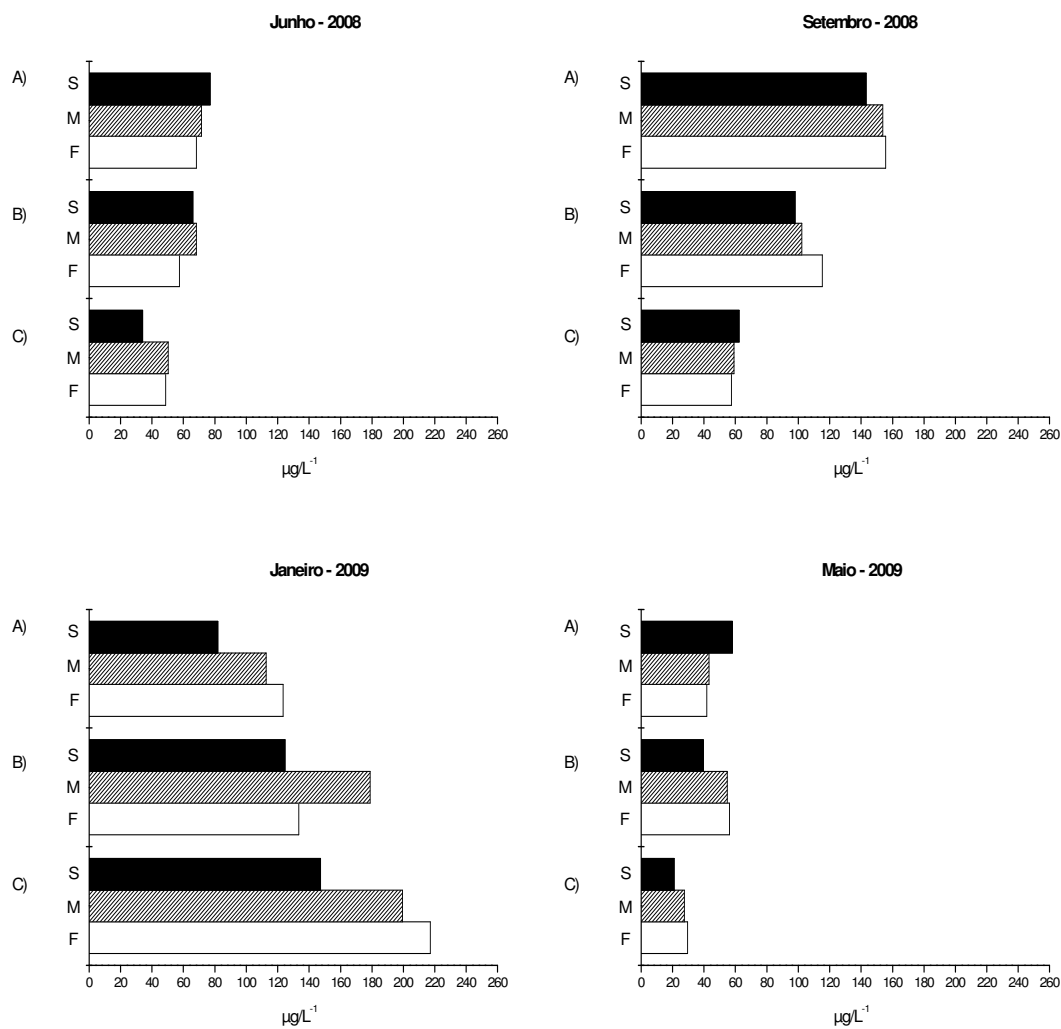


Figura 31- Variações das concentrações de fósforo total para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga, durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

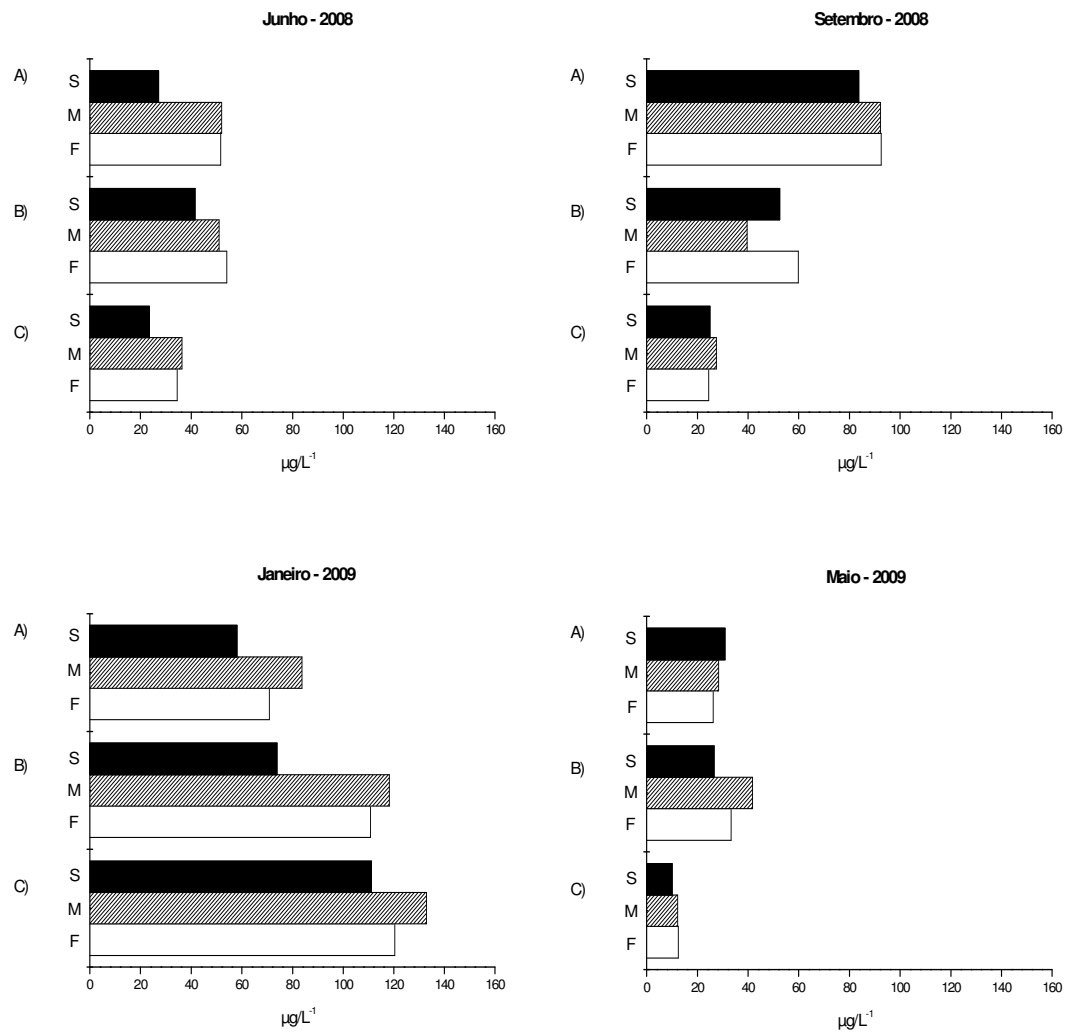


Figura 32- Variações das concentrações de fosfato total dissolvido para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga, durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

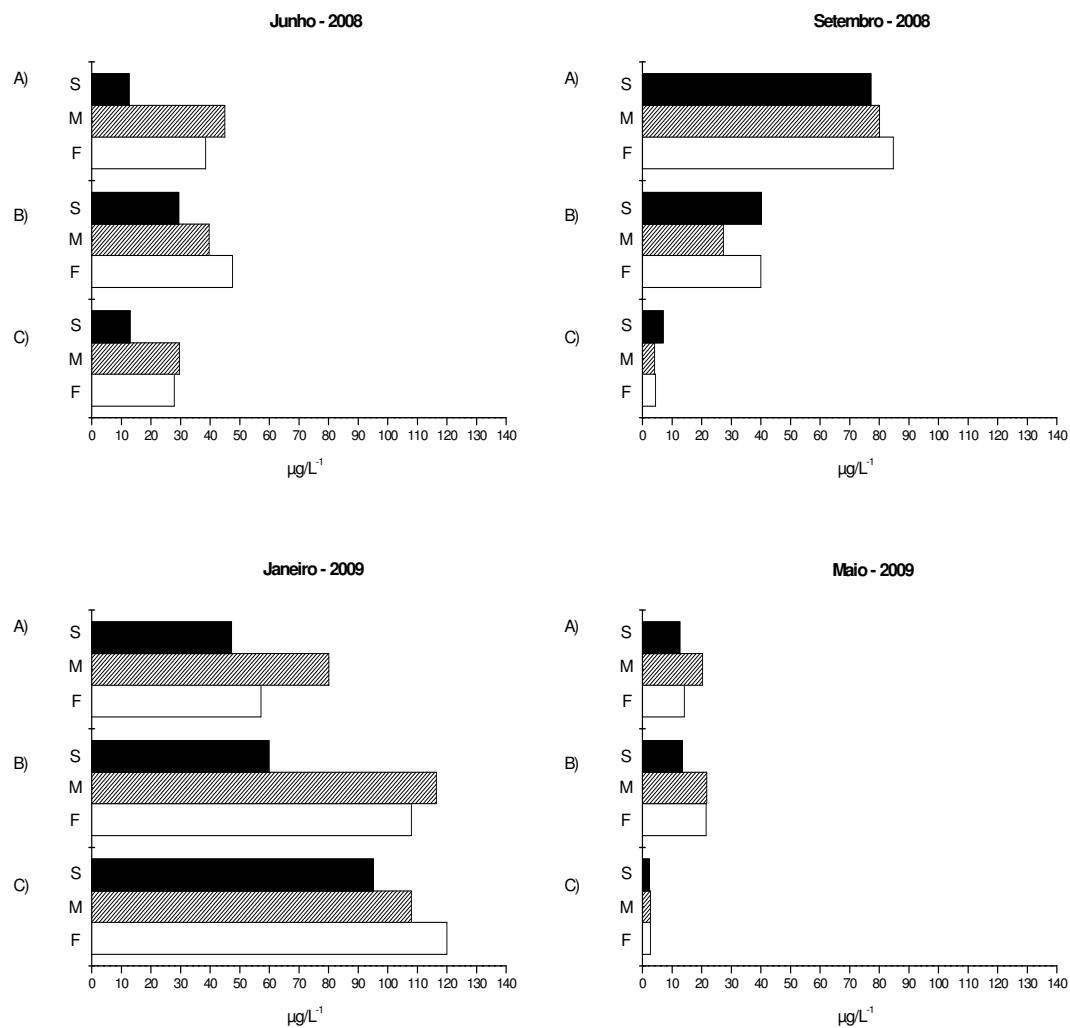


Figura 33- Variações das concentrações de fosfato inorgânico dissolvido para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga, durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

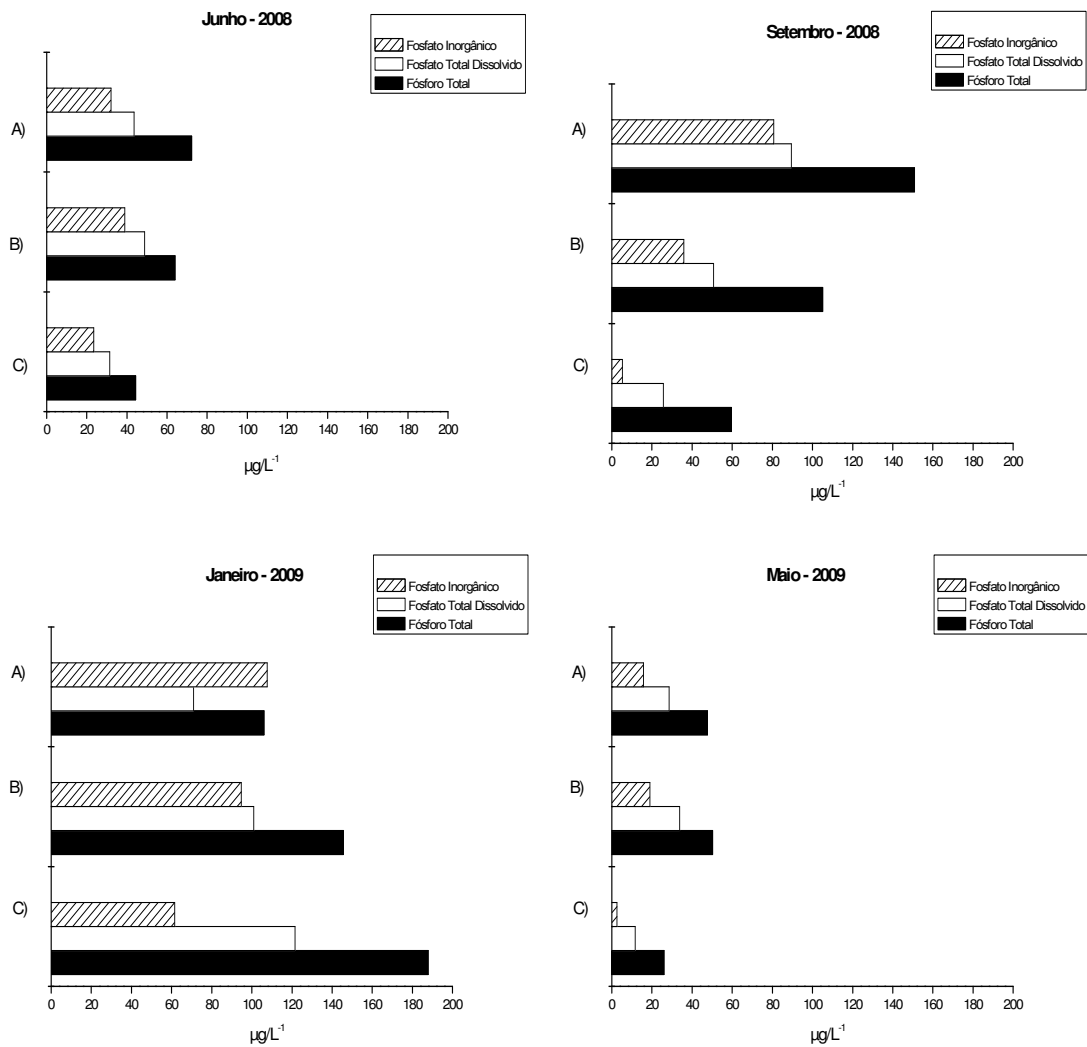


Figura 34 -Variações das concentrações médias das formas de fósforo: fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico dissolvido para a coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga, durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

6.3.5.3 - Silicatos

Os valores de silicatos nos reservatórios do Médio rio Tietê são apresentados na Figura 35 e nas Tabelas 12 a 15 do Anexo 1.

Verificou-se que não houve uma variação expressiva nas concentrações de silicatos nos reservatórios estudados, sendo que as maiores concentrações foram de $6,98 \text{ mg.L}^{-1}$ no reservatório de Ibitinga na camada do meio, $6,53 \text{ mg.L}^{-1}$ em Barra Bonita na camada de fundo e $6,52 \text{ mg.L}^{-1}$ em Bariri na camada de superfície, nos

meses de setembro de 2008, janeiro e maio de 2009, respectivamente. O menor valor registrado foi de $3,40 \text{ mg.L}^{-1}$ na represa de Barra Bonita na camada do meio (setembro/2008). Em relação às concentrações médias de silicatos nas represas e períodos investigados, observou-se uma oscilação pouco acentuada, sendo que os valores médios variaram de $3,77 \text{ mg.L}^{-1}$ em Barra Bonita a $6,72 \text{ mg.L}^{-1}$ no reservatório de Ibitinga, na amostragem realizada em setembro de 2008.

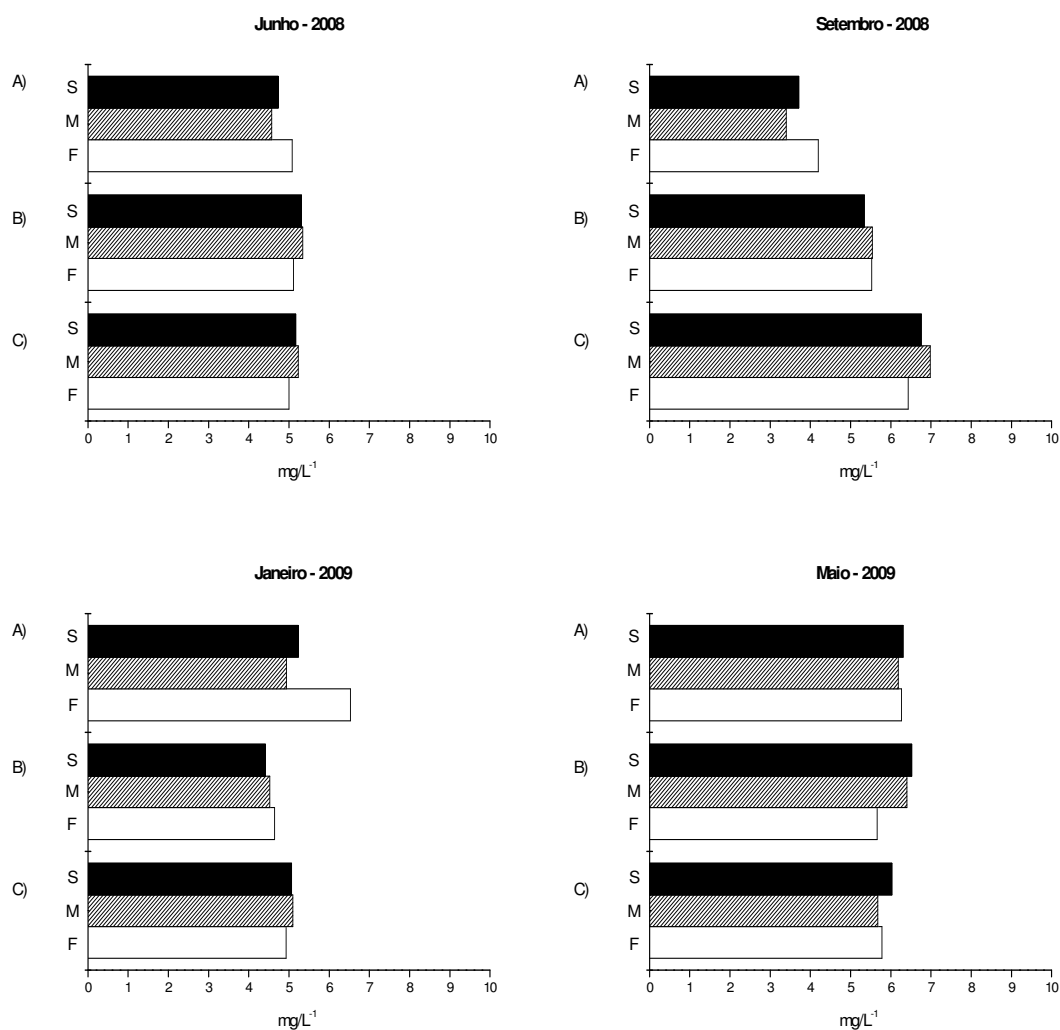


Figura 35 - Variações das concentrações de silicatos para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga, durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

6.4 - Índice de Estado Trófico para os reservatórios do Médio rio Tietê

Os resultados obtidos para o índice de estado trófico dos reservatórios são apresentados nas Figuras 36 a 40 e nas Tabelas 16 a 20 do Anexo 1.

Os resultados do Índice de Estado Trófico utilizando como indicador a transparência da água (Secchi), evidenciam variações espaço temporais entre seus valores durante o período de estudo. De modo geral, foram registradas condições mesotróficas e oligotróficas nos três primeiros reservatórios do Sistema Tietê durante os meses de seca (junho e setembro/2008 e maio/2009), com mudança para eutróficas e mesotróficas no período chuvoso (janeiro/2009), como pode ser observado na Figura 36.

Em relação ao índice de estado trófico obtido com base nas concentrações de clorofila *a* (Figura 37), não foi observado um padrão espacial e temporal de trofia, definido por esta variável, em vista da variabilidade dos valores registrados. Os reservatórios foram classificados, na maioria das vezes como mesotróficos ou eutróficos. Nos meses de setembro de 2008 e janeiro de 2009, verifica-se que a condição de eutrofia ocorre nos três reservatórios. Eventualmente foi verificado um caso de oligotrofia, no reservatório de Ibitinga no mês de maio de 2009.

Os resultados obtidos para o índice de estado trófico, com base no fósforo total evidenciaram um padrão de eutrofia em todos os períodos, com apenas algumas exceções, como observado nos meses de junho e maio em Ibitinga e Bariri, quando estes reservatórios foram classificados como mesotróficos. Como exceção, o reservatório de Ibitinga, em maio de 2009, foi classificado como oligotrófico (Figura 38).

Quanto à classificação obtida com base nas concentrações de fosfato inorgânico (Figura 39), os valores obtidos para o índice de estado trófico foram ainda maiores, quando comparados aos obtidos com base no fósforo total, levando a uma classificação que variou entre mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico nos dois primeiros reservatórios do rio Tietê, durante os períodos analisados. Para o reservatório de Ibitinga obteve-se uma alternância de estados tróficos variando entre oligotrófico, mesotrófico e hipereutrófico sendo, no entanto, a condição oligotrófica a mais comum (setembro/2008 e maio/2009).

Os valores obtidos para o índice de estado trófico médio (Toledo Jr et al., 1983), nos reservatórios do Médio rio Tietê, evidenciaram mudanças temporais no estado

de trofia da água dos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, os quais variaram de eutróficos (junho e setembro/2008 e janeiro/2009) para mesotróficos (maio/2009). Já no reservatório de Ibitinga, a alteração no estado de trofia da água, foi de mesotrófico (junho e setembro/2008) para eutrófico (janeiro/2009) e posteriormente para oligotrófico (maio/2009). Esses resultados demonstram, em parte, a capacidade depurativo da cascata de reservatórios, permitindo inferir sobre uma possível melhoria na qualidade da água ao longo do sistema (Figura 40).

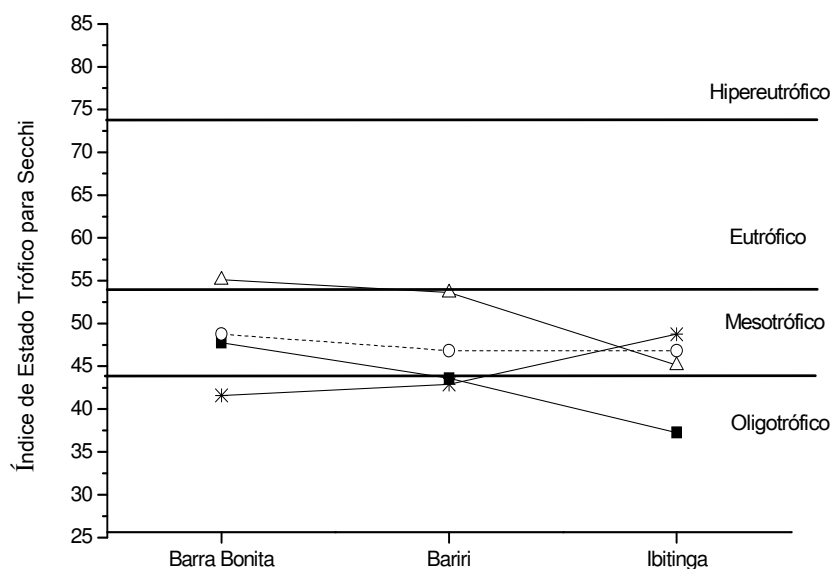


Figura 36 - Valores dos índices de estado trófico com base na transparência da água (Disco de Secchi) obtidos para os reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses avaliados: junho/2008 (■), setembro/2008 (○), janeiro/2009 (Δ) e maio/2009 (*).

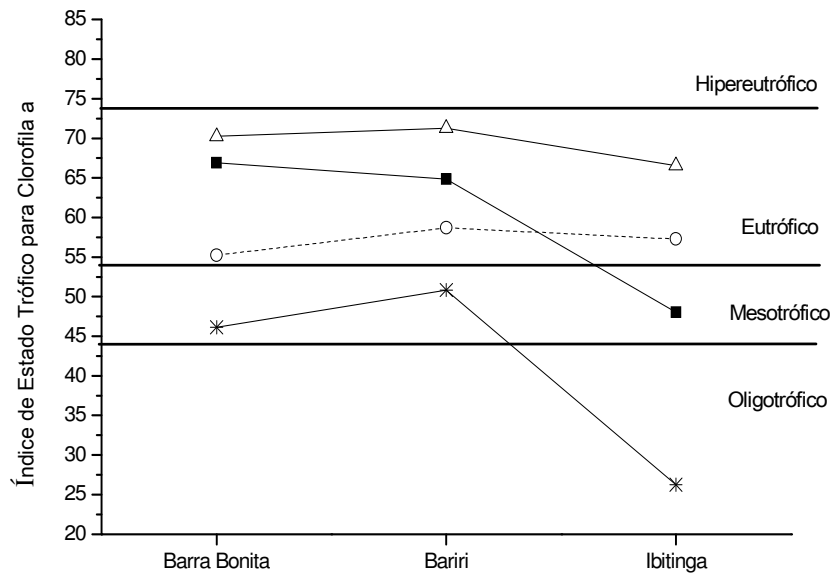


Figura 37 - Valores dos índices de estado trófico com base na concentração de clorofila a obtidos nos reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses avaliados: junho/2008 (-■-), setembro/2008 (--o--), janeiro/2009 (-Δ-) e maio/2009 (-*-).

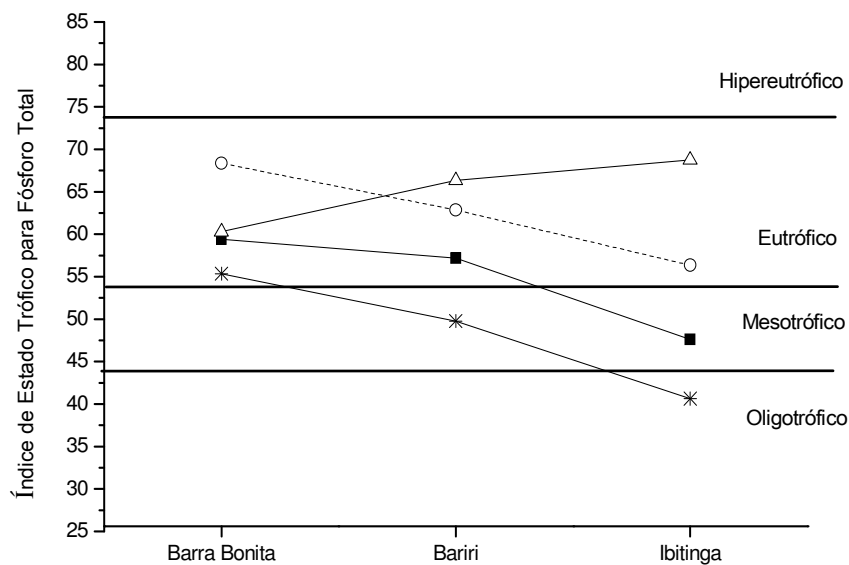


Figura 38 - Valores dos índices de estado trófico com base na concentração de fósforo total obtidos para os reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses avaliados: junho/2008 (-■-), setembro/2008 (--o--), janeiro/2009 (-Δ-) e maio/2009 (-*-).

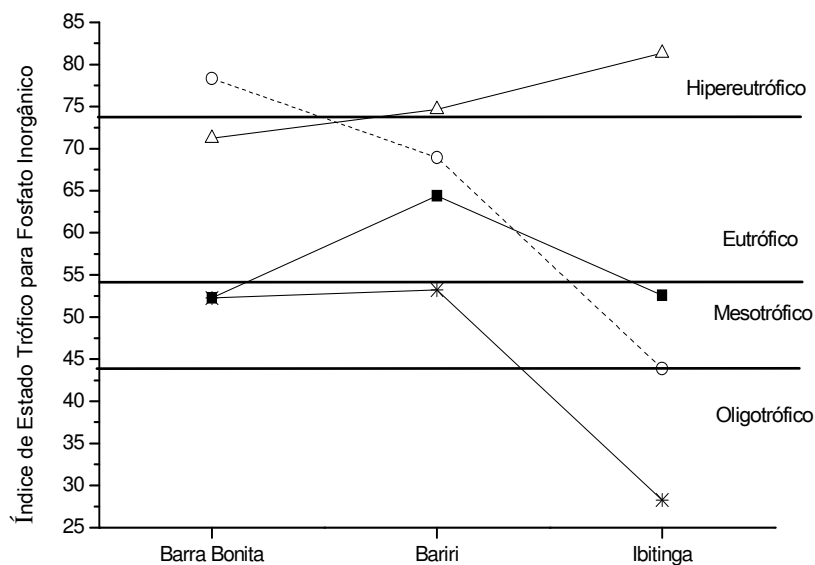


Figura 39 - Valores dos índices de estado trófico com base na concentração de fosfato inorgânico obtidos nos reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses avaliados: junho/2008 (-■-), setembro/2008 (--o--), janeiro/2009 (-Δ-) e maio/2009 (-*-).

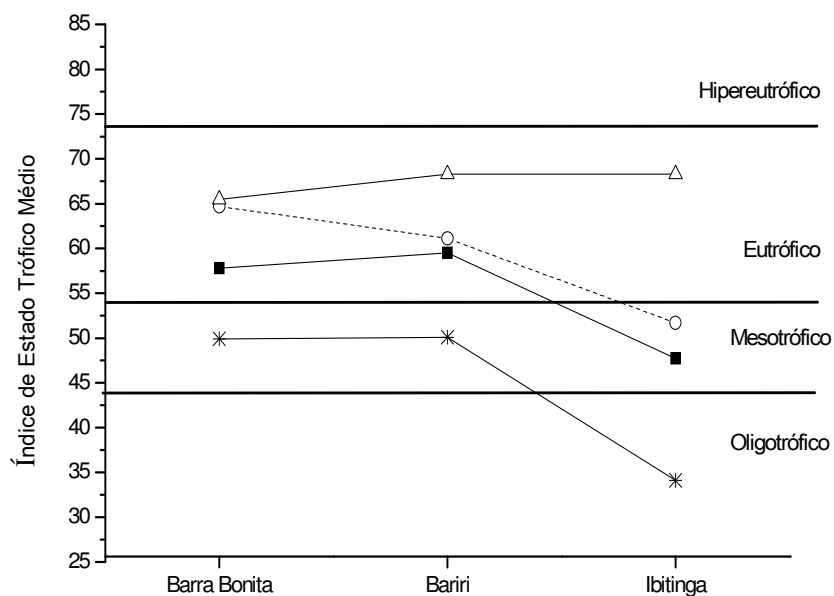


Figura 40 - Valores dos índices de estado trófico médio (Toledo Jr et al., 1986) obtidos nos reservatórios do Médio rio Tietê durante os meses avaliados: junho/2008 (-■-), setembro/2008 (--o--), janeiro/2009 (-Δ-) e maio/2009 (-*-).

6.5 - Concentrações de clorofila-*a* e de feofitina nos reservatórios do Médio rio Tietê

Os resultados obtidos para as concentrações de clorofila-*a* e feofitina na água dos reservatórios do Médio rio Tietê, são apresentados nas Figuras 41 a 43 e na Tabela 21 do Anexo 1, sendo que os valores máximos, mínimos, médios e desvios-padrão destas concentrações durante os períodos considerados são apresentados na Figura 44.

Em geral, foi possível constatar um padrão temporal na distribuição de clorofila *a* e feofitina, com as maiores concentrações associadas ao período chuvoso (janeiro de 2009) e as menores concentrações nos meses de seca (junho e setembro de 2008 e maio de 2009).

No reservatório de Barra Bonita (Figuras 41 e 44), na coleta realizada no mês de junho, os valores de clorofila *a* variaram de 37,44 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (camada superficial) a 1,37 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (meio), respectivamente. Já em relação às concentrações de feofitina, estas apresentaram uma variação menor, de 7,28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (superfície) a 1,65 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo). No período de setembro de 2008, os valores máximos e mínimos de clorofila *a* foram 14,32 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo) e 11,73 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (superfície) e os de feofitina de 5,95 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (superfície) e 2,89 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo). Em janeiro de 2009, foi observado o segundo maior valor de clorofila *a* (52,33 $\mu\text{g.L}^{-1}$), na camada superficial deste reservatório, em relação aos outros locais e períodos amostrados.

Em maio de 2009 (período seco) as concentrações de clorofila *a* podem ser consideradas baixas, variando entre 4,72 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 2,85 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo que os valores de feofitina também não foram expressivos (1,22 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 0,70 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

No reservatório de Bariri (Figuras 42 e 44), durante o período de junho, os valores de clorofila *a* variaram de 30,53 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (superfície) a 2,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo), enquanto que os valores de feofitina oscilaram entre 6,04 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 1,81 $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas mesmas profundidades citadas anteriormente. Já em setembro de 2008, as concentrações de clorofila *a* variaram de 13,89 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 16,56 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ocorrendo um gradiente decrescente destes valores em relação à profundidade. Já para os valores de feofitina, estes apresentaram um valor máximo de 3,45 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (meio), e mínimo de 2,54 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo), respectivamente.

No mês de janeiro de 2009, foram registrados os maiores valores de clorofila *a* (58,15 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e feofitina (29,96 $\mu\text{g.L}^{-1}$) na superfície e no meio da coluna d'água do

reservatório de Bariri, comparados aos outros períodos amostrados. Em maio de 2009, o maior e menor valor de clorofila *a* foi de $13,16 \mu\text{g.L}^{-1}$ (camada do fundo) e $3,16 \mu\text{g.L}^{-1}$ (meio), sendo que o valor de feofitina registrado para a camada superficial desta represa ($0,49 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi considerado o menor entre os períodos e represas amostradas.

No reservatório de Ibatinga em junho de 2008 (Figuras 43 e 44), o maior e o menor valor registrado de clorofila *a* foram de $5,71 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada superficial, e $0,91 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada do fundo, respectivamente. Já para os valores de feofitina neste período, estes variaram de $0,79 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo) a $2,75 \mu\text{g.L}^{-1}$ (meio). Em setembro de 2008, as concentrações de clorofila *a* foram as mais elevadas que aquelas registradas em junho, variando entre $14,33 \mu\text{g.L}^{-1}$ (superfície) a $13,68 \mu\text{g.L}^{-1}$ (meio). Este comportamento também foi verificado para os valores de feofitina, os quais variaram entre $3,98 \mu\text{g.L}^{-1}$, na camada superficial a $3,42 \mu\text{g.L}^{-1}$ na camada do fundo.

Em janeiro de 2009 (período chuvoso) ocorreu o valor máximo de clorofila *a* ($36,26 \mu\text{g.L}^{-1}$) para este reservatório, com gradiente decrescente em relação à profundidade. Em maio de 2009, os valores de clorofila *a* foram relativamente baixos comparados aos anteriormente registrados, variando de $0,28 \mu\text{g.L}^{-1}$ (superfície) a $0,65 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fundo), sendo que este último valor correspondeu à menor concentração de clorofila registrada nos reservatórios durante este período de estudo. Em relação às concentrações de feofitina, no geral estas foram superiores às da clorofila *a*, ocorrendo uma variação de $12,44 \mu\text{g.L}^{-1}$, na camada superficial a $0,89 \mu\text{g.L}^{-1}$ no fundo desta represa.

Comparando-se os três reservatórios do Médio Tietê, especialmente as concentrações de clorofila *a* foram em geral mais elevadas na represa de Bariri. Temporalmente, as maiores concentrações de clorofila *a* e de feofitina ocorreram no período chuvoso (janeiro de 2009) (Figura 44).

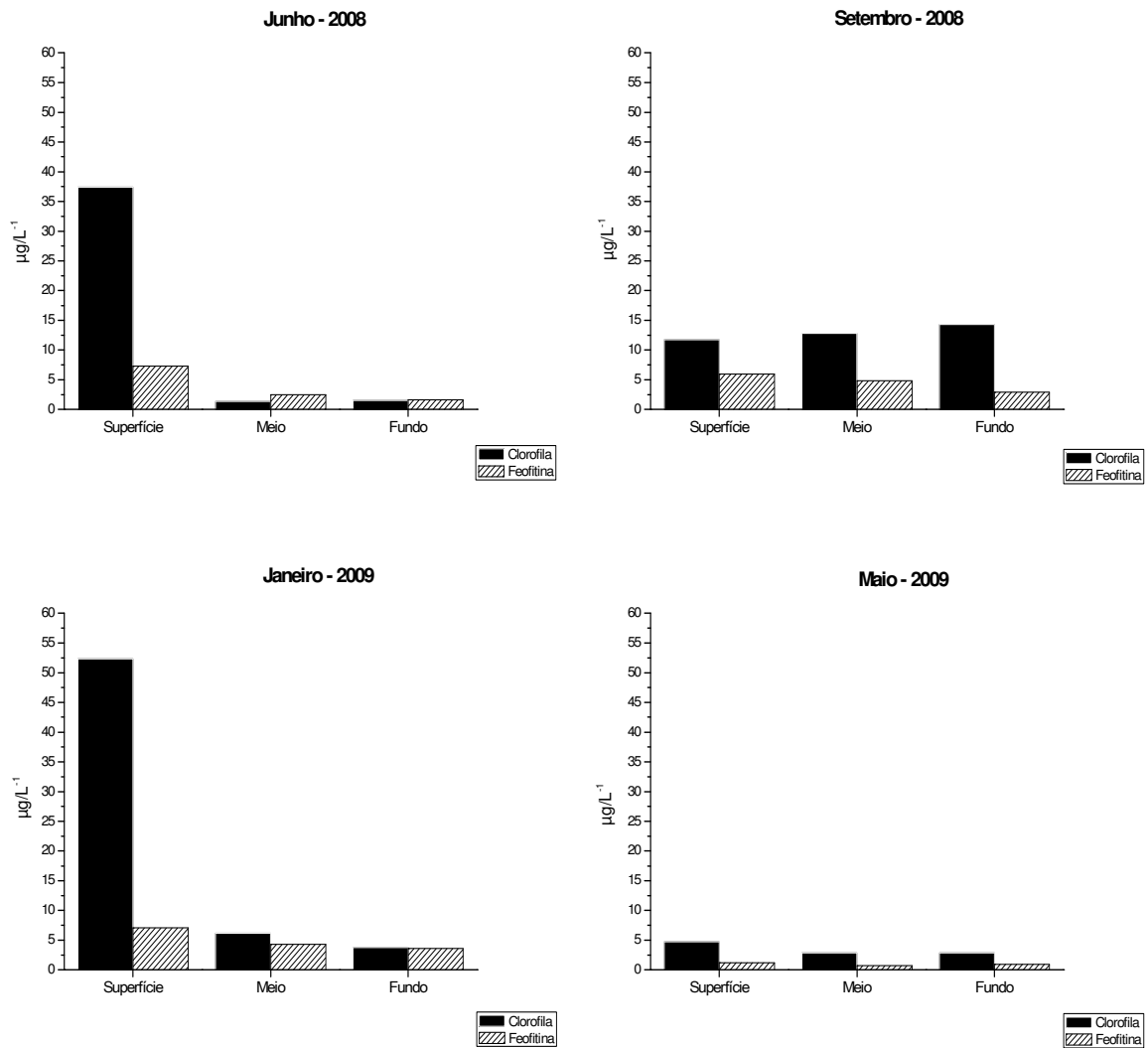


Figura 41- Concentrações de clorofila *a* e feofitina obtidas nas camadas de superfície, meio e fundo do reservatório de Barra Bonita, nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

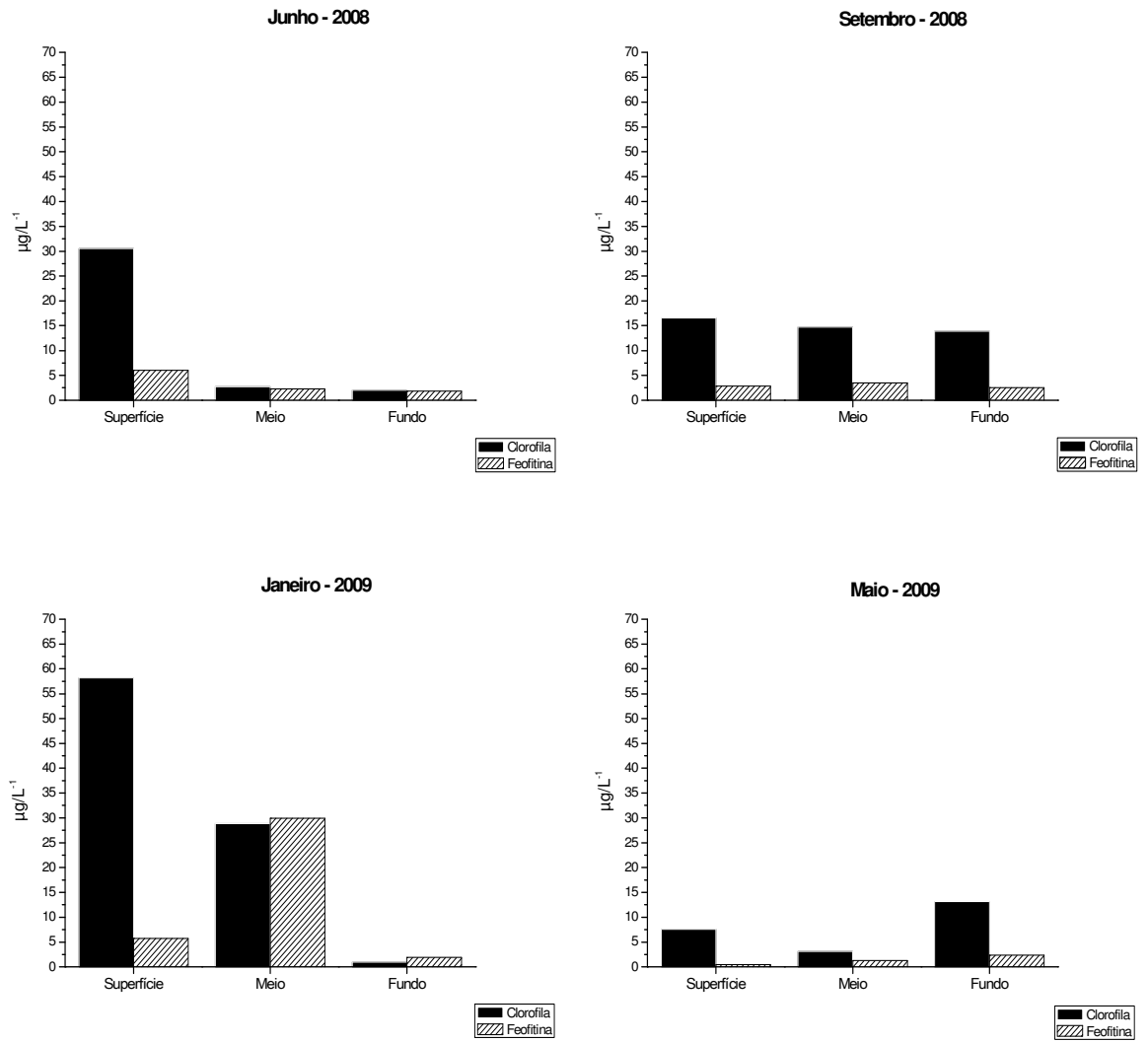


Figura 42- Concentrações de clorofila *a* e feofitina medidas nas camadas de superfície, meio e fundo do reservatório de Bariri, nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

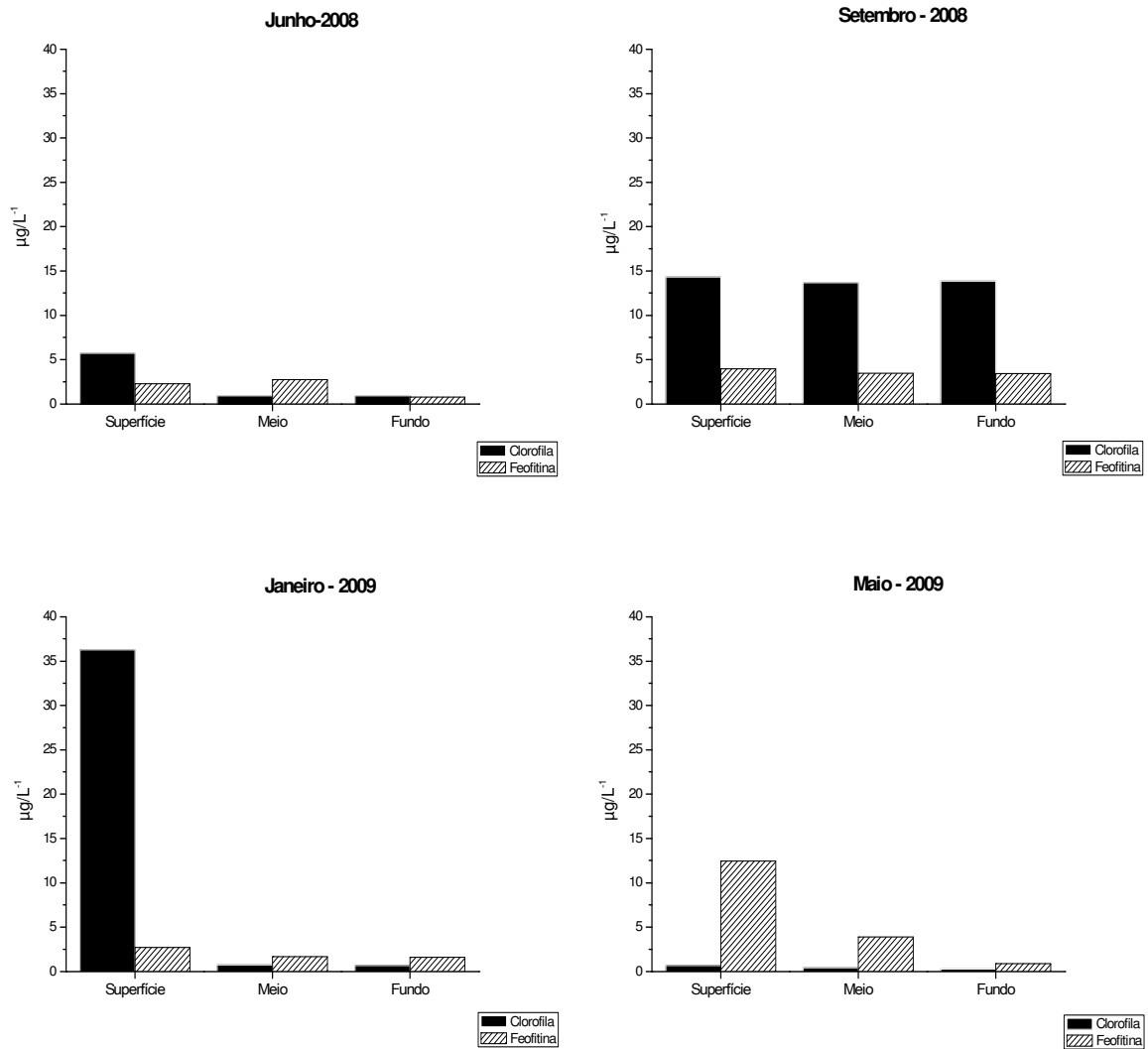


Figura 43- Concentrações de clorofila *a* e feofitina registradas nas camadas de superfície, meio e fundo do reservatório de Ibatinga, nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

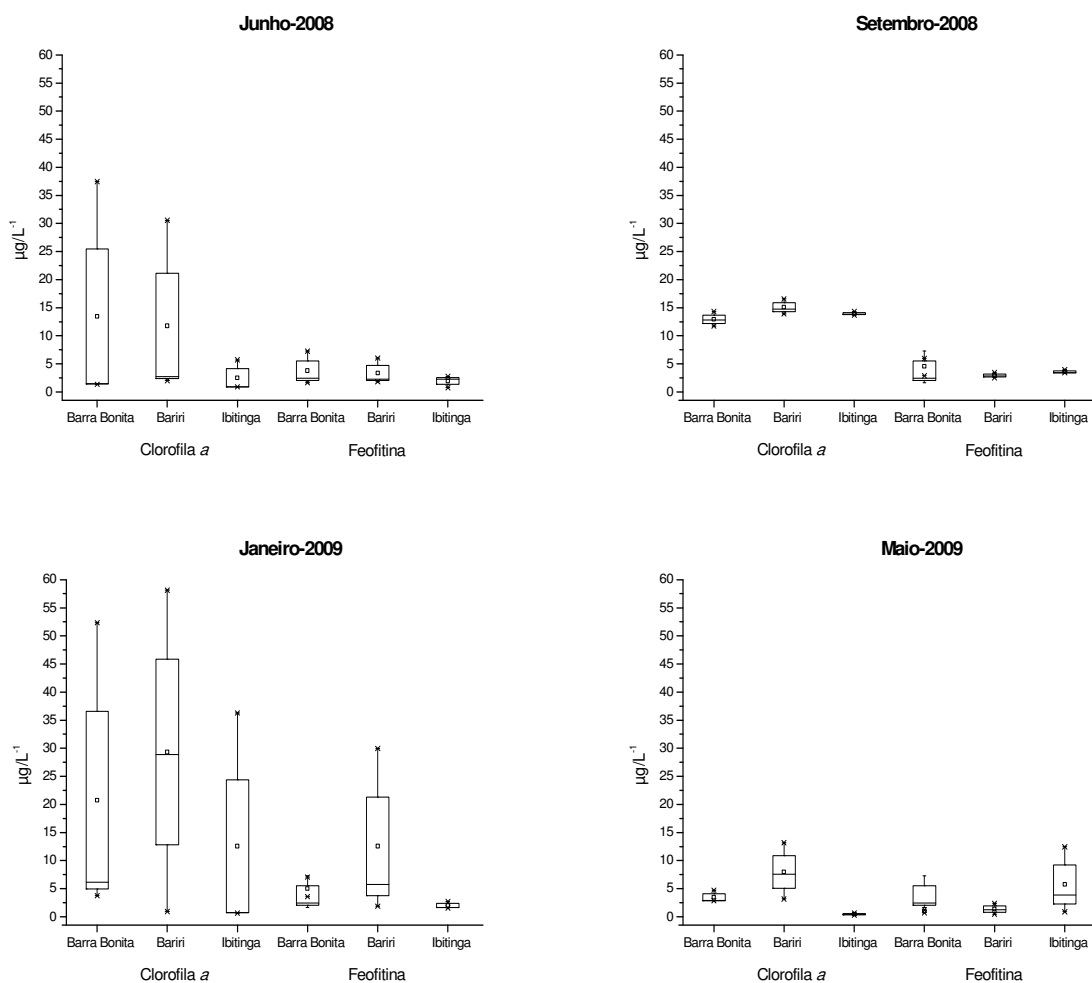


Figura 44- Valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão das concentrações de clorofila *a* e feofitina na coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

6.6- Comunidade zooplanctônica

6.6.1- Composição taxonômica e riqueza de táxons da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio rio Tietê

Nas 36 amostras analisadas, referentes às coletas em um ponto da região limnética dos três reservatórios estudados e suas camadas de água (superfície, meio e fundo) foram identificados 88 táxons, relacionados no Quadro 1 (Anexo 1).

Foram encontrados representantes de 4 filos: Arthropoda, Rotifera, Annelida e Protozoa.

Entre os Rotifera foi registrada a presença de 55 táxons pertencentes às Classes Monogononta e Digononta. A classe Monogononta foi representada pelas ordens: Flosculariaceae, Ploimida e Collothecacea.

A ordem Flosculariaceae foi formada por um total de 5 famílias: Testudinellidae (5 espécies), Hexarthridae (1 espécie), Floscularidae (3 espécies), Conochilidae (2 espécies) e Collothecacea (1 espécie).

Já a ordem Ploimida foi aquela representada pelo maior número de famílias, com um total de 8, classificadas como Brachionidae (15 espécies), Euchlanidae (1 espécie), Gastropodidae (1 espécie), Lecanidae (7 espécies), Synchaitidae (4 espécies), Trichocercidae (5 espécies), Asplanchnidae (2 espécies) e Mytilinidae (1 espécie).

A ordem Collothecacea foi representada pela família Collothecidae, com uma espécie, apenas. As famílias de Rotifera com maior número de espécies foram Brachionidae e Lecanidae, pertencentes à ordem Ploimida.

A Classe Digononta, Ordem Bdelloidea foi representada pela família Philodinidae, com 3 espécies.

O filo Arthropoda foi composto pelo Classe Crustacea, representada pelas ordens Cladocera, Copepoda e Ostracoda.

A ordem Cladocera foi representada pelo maior número de famílias, dentro o filo Arthropoda, sendo elas: Daphnidae (6 espécies), Bosminidae (1 espécie), Chydoridae (4 espécies), Macrothricidae (1 espécie) e Sididae (3 espécies). A família Daphnidae foi representada pelo maior número de espécies dentro desta Ordem.

Os Copepoda foram representados pelas sub-ordens Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida. A sub-ordem Calanoida esteve representada por 4 espécies pertencentes à família Diaptomidae. Já na sub-ordem Cyclopoida ocorreram 8 espécies, todas pertencentes à família Cyclopidae, enquanto a sub-ordem Harpacticoida esteve representada por apenas uma espécie (identificada em nível de gênero).

Foram ainda registrados representantes dos grupos Protozoa, Ostracoda, Conchostraca, Annelida (classe Oligochaeta) e Turbellaria.

Na Tabela 22 e Figura 45 são apresentadas a composição taxonômica e a riqueza de táxons da comunidade zooplanctônica registradas nas três diferentes profundidades da coluna d'água dos reservatórios do Médio rio Tietê durante os períodos estudados.

Em relação à riqueza de táxons de Cladocera, esta variou entre 3 e 9 táxons, sendo que a camada do meio do reservatório de Bariri durante o período chuvoso (janeiro de 2009) continha o maior número de espécies. Já na camada do meio do reservatório de Barra Bonita durante esse mesmo período ocorreu o menor número de táxons de Cladocera. A espécie *Bosmina longirostris*, pertencente à Família Bosminidae esteve distribuída em todas as camadas d' água dos três reservatórios estudados.

No Filo Rotifera, a variação no número de táxons foi maior, entre 4 e 25 táxons. Na represa de Barra Bonita (superfície) durante o período seco (junho de 2008) foi registrado o maior número de táxons de Rotifera, enquanto o menor valor ocorreu no reservatório de Bariri (fundo) no mês de maio de 2009 (período de seca).

O grupo Conchostraca esteve representado por uma única espécie, *Cyathletheria c.f hislopi*, na represa de Ibitinga (meio) durante o período de chuva (janeiro de 2009).

Em relação à riqueza de Copepoda (Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida), a variação foi semelhante à de Cladocera, entre 3 e 9 táxons. No reservatório de Barra Bonita (camada superficial) durante os meses de junho e janeiro, ocorreu a maior riqueza de espécies de copépodos, sendo 5 táxons pertencentes à sub-ordem Cyclopoida e 4 táxons aos Calanoida. Já no reservatório de Bariri, em janeiro de 2009, foi registrado o menor número de táxons de Copepoda, na superfície. A sub-ordem Harpacticoida, representada pela espécie *Elaphoidella* sp esteve presente somente em Ibitinga, na camada do meio, no mês de junho de 2008.

Para o Filo Protozoa, representado por apenas 4 táxons, registrou-se a menor riqueza e variação desta, entre 1 e 3 táxons. A maior riqueza de táxons neste grupo ocorreu no reservatório de Barra Bonita, nas camadas do meio e do fundo, no período chuvoso (janeiro/2009).

Em relação ao número de espécies pertencentes aos grupos com menos representantes (Ostracoda, Oligochaeta e Turbellaria), nos reservatórios de Barra Bonita (camada do meio e fundo), Bariri (superfície e fundo) em maio de 2009,

ocorreram dois táxons apenas. Uma única espécie de Ostracoda, não identificada, esteve presente em 26 das 36 amostras analisadas.

Considerando-se os sistemas e períodos analisados, verificou-se que no reservatório de Barra Bonita em junho (período seco), ocorreu maior riqueza de táxons, sendo 41 táxons na camada superficial, 32 táxons na camada do meio e 34 táxons na camada do fundo. Neste mesmo reservatório, no período chuvoso, ocorreram também os menores valores de riqueza, sendo de 26, 19 e 21 espécies nas camadas de superfície, meio e fundo, respectivamente.

De maneira geral, as espécies pertencentes às famílias Bosminidae e Daphnidae (Cladocera), Brachionidae, Conochilidae, Euchlanidae e Testudinellidae (Rotifera), Cyclopidae e Diaptomidae (Copépodos); *Centropyx aculeata* (Protozoa) ocorreram de forma mais marcante, em grande parte dos ambientes estudados.

Tabela 22- Composição taxonômica e riqueza de táxons da comunidade zooplânctônica para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê: A) Barra Bonita, B) Bariri e C) Ibitinga durante os períodos estudados.

Reservatórios	A			B			C			A			B			C			A			B			C										
	Junho-2008									Setembro-2008									Janeiro-2009									Maio-2009							
Períodos amostrados	A			B			C			A			B			C			A			B			C										
Profundidades	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F								
Cladocera																																			
<i>Aiona gutata</i>																																			
<i>Bosmina longirostris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Ceriodaphnia cornuta comuta</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x																										
<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi</i>	x	x	x		x																														
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Chydorus pubescens</i>																																			
<i>Daphnia gessneri</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Diaphanosoma birgei</i>				x						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Diaphanosoma brevireme</i>																																			
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x																							
<i>Euryalona orientalis</i>																																			
<i>Leydigia c.f. ciliata</i>																																			
<i>Macrothrix</i> sp																																			
<i>Moina micrura</i>																																			
<i>Simcephalus serrulatus</i>																																			
Riqueza de Cladocera	6	6	6	6	5	4	4	4	5	6	7	5	6	6	5	5	4	6	6	3	4	7	9	7	7	8	8								
Rotifera																																			
<i>Anuaeopsis fissa</i>	x																																		
<i>Anuaeopsis coelata</i>																																			
<i>Ascomorpha eucadis</i>				x	x	x		x	x																										
<i>Asplanchna sieboldi</i>																																			
<i>Asplanchna brightwellii</i>																																			
<i>Brachionus angularis</i>	x																																		
<i>Brachionus calyciflorus</i>	x	x	x	x	x																														
<i>Brachionus calyciflorus var. dorcas</i>	x																																		
<i>Brachionus calyciflorus var. amphiceros</i>																																			
<i>Brachionus calyciflorus var. anuraeiformis</i>	x	x			x																														
<i>Brachionus dolabratus</i>																																			
<i>Brachionus falcatus</i>	x																																		
<i>Brachionus patulus var. macracanthus</i>																																			
<i>Collotheca</i> sp.1				x	x			x	x	x																									
<i>Conochilus coenobasis</i>	x			x	x																														
<i>Conochilus unicornis</i>	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Euchlanis dilatata</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Epiphaneus c.f. macrourus</i>																																			
<i>Filinia longiseta</i>				x	x	x																													
<i>Filinia opoliensis</i>	x	x	x	x	x																														
<i>Filinia pejler</i>	x																																		
<i>Hexarthra intermedia</i>																																			
<i>Kellicotia bostoniensis</i>	x	x	x	x	x																														
<i>Keratella americana</i>	x	x	x	x	x																														
<i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								
<i>Keratella cochlearis var. tecta</i>																																			
<i>Keratella lenzi</i>	x	x	x	x	x																														
<i>Keratella tropica</i>	x	x	x	x	x																														
<i>Lecane bulla</i>	x																																		
<i>Lecane cornuta</i>																																			
<i>Lecane curvicaulis</i>																																			
<i>Lecane stenroosi</i>				x																															
<i>Lecane lunaris</i>	x																																		
<i>Lecane leontina</i>																																			
<i>Lecane quadridentata</i>																																			
<i>Lophocharis salpina</i>				x	x	x																													
<i>Macrochaetus collinsi</i>																																			
<i>Platylas quadricornis</i>				x																															
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x																													
<i>Ptygura</i> sp	x	x	x	x	x																														
<i>Ptygura libera</i>																																			
<i>Pompholyx triloba</i>	x	x	x	x	x	x																													
<i>Pompholyx complanata</i>	x																																		
<i>Sintherina spinosa</i>																																			
<i>Synchaeta pectinata</i>	x	x																																	
<i>Synchaeta jollyi</i>	x																																		
<i>Synchaeta styliata</i>	x	x																																	
<i>Trichocerca bicristata</i>	x																																		
<i>Trichocerca chattoni</i>	x	x																																	
<i>Trichocerca similis</i>																																			
<i>Trichocerca mus</i>																																			
<i>Trichocerca dixon nuttalli</i>	x	x	x	x	x																														
Bdelloidea																																			
<i>Macrotrachella</i> sp	x	x			x																														
<i>Rotaria neptunia</i>																																			
<i>Dissotrocha c.f. macrostyla tuberculata</i>																																			
Riqueza de Rotifera	25	18	19	20	17	23	16	14	17	18	18	20	16	17	13	12	7	11	11	6	9	10	15	8	6	13	8								

Tabela 22: continuação

Conchostraca																																					
<i>Cychlestheria c.f hislopi</i>																														x							
Copepoda																																					
Cyclopoida																																					
Adultos																																					
<i>Acanthocyclops michaelsoni</i>	x							x	x	x	x	x	x	x																			x	x			
<i>Acanthocyclops robustus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Mesocyclops ogunus</i>	x	x	x	x	x	x							x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Mesocyclops aspericornis</i>																																	x				
<i>Mesocyclops meridianus</i>	x	x	x																	x	x											x	x	x			
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>																																		x			
<i>Metacyclops mendocinus</i>																																		x			
<i>Thermocyclops decipiens</i>	x	x	x	x	x																												x	x			
Copepoda																																					
Calanoida																																					
Adultos																																					
<i>Argyrodaptomus azevedoi</i>	x	x																																x	x		
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	x	x	x	x	x	x																													x	x	
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	x	x	x	x																															x	x	
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	x	x	x																																x	x	
Harpacticoida																																					
núpulo de harpacticoida																																					
Adultos																																					
<i>Elaphoidella sp</i>																														x							
Riqueza de Copepoda																																					
	9	7	8	4	6	5	8	6	6	4	8	7	6	5	6	9	7	7	8	6	4	3	9	5	7	6	6	9	7	7	7	4	8	8	5		
Protozoa																																					
<i>Arcella vulgaris</i>							x	x																												x	
<i>Centropyx aculeata</i>	x	x					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x						x	x	
<i>Diffugia sp</i>																																				x	
<i>Diffugia oblonga</i>																																				x	
Riqueza de Protozoa																																					
	1	1	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	1	2	1	2	1	2	2		1	2			
Outros grupos																																					
Ostracoda																																					
Oligochaeta	x																																				
Turbellaria																																					
Riqueza de outros grupos																																					
	1																																				
Riqueza Taxonômica total																																					
	41	32	34	32	31	32	30	27	31	29	36	35	30	30	30	27	28	20	25	26	19	21	22	36	22	21	29	24	37	35	31	28	25	18	24	25	18

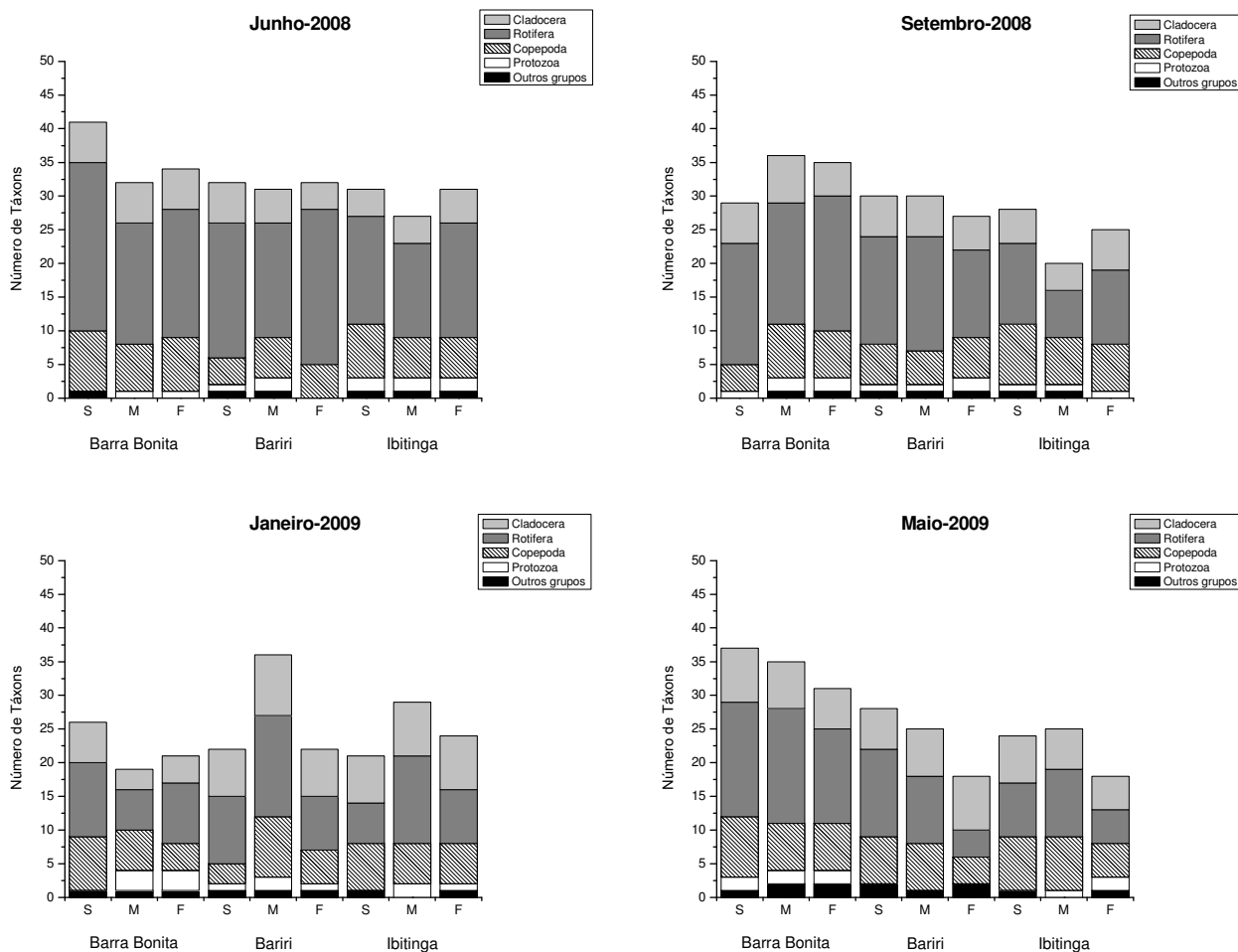


Figura 45- Número de táxons de Cladocera, Rotifera, Copépoda, Protozoa e outros grupos registrados nas camadas da superfície (S), meio (M) e fundo (F) da coluna d'água dos reservatórios do Médio rio Tietê durante os períodos estudados.

6.6.1.2- Frequência de ocorrência dos táxons da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio rio Tietê

As frequências de ocorrência dos táxons da comunidade zooplanctônica registrados nos reservatórios do Médio rio Tietê nos quatro períodos estudados encontram-se listadas nas Tabelas 23, 24 e 25.

Dentre os Rotifera, no reservatório de Barra Bonita (Tabelas 22 e 23), os táxons considerados muito frequentes foram: *Euchlanis dilatata*, *Filinia opoliensis*, *Kellicotia bostoniensis*, *Keratella americana*, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica*, *Polyarthra aff. vulgaris* e *Pompholyx triloba*, registrados em todos os períodos amostrados.

Os taxa considerados esporádicos ($F > 10\%$), *Anuaeopsis fissa*, *Brachionus falcatus* e *Lecane lunaris* foram registrados apenas neste reservatório durante o primeiro período de coleta (junho/2008). A espécie *Ascomorpha eucadis* ocorreu no mês de junho em todos os reservatórios estudados e em Bariri no último período amostrado (maio/2009). Os táxos *Lecane cornuta* e *Lecane leontina* ocorreram também em junho na represa de Ibitinga e em Barra Bonita durante o período de setembro para a primeira e em janeiro para a segunda espécie citada, respectivamente.

Os organismos da Ordem Bdelloidea foram classificados como pouco frequentes, com exceção da espécie *Dissotrocha macrostyla tuberculata* que foi registrada somente na represa de Barra Bonita em maio de 2009, como táxon esporádico.

Para a Ordem Cladocera, os táxons *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Daphnia gessneri* e *Diaphanosoma spinulosum* foram considerados muito frequentes, sendo observados em todos os reservatórios e períodos amostrados. A única espécie considerada esporádica foi *Alona gutata*, sendo encontrada somente no último período amostrado, nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri.

Entre os Copepoda Cyclopoida, as formas larvais (náuplios e copepoditos), e as espécies *Acanthocyclops robustus*, *Mesocyclops ogunus* e *Thermocyclops decipiens* foram classificados como muito frequentes nos três reservatórios, ocorrendo na maioria dos locais e meses analisados. O táxon *Mesocyclops ogunus* somente não foi encontrado na coluna d' água da represa de Barra Bonita em setembro de 2008. A espécie *Metacyclops leptopus venezolanus* foi classificada como pouco frequente, ocorrendo somente nos períodos de setembro de 2008 e janeiro de 2009.

Já para os Copepoda Calanoida, *Notodiaptomus iheringi* e *Notodiaptomus cearensis* foram as espécies classificadas como muito frequentes em todas as represas estudadas.

Dentre o Filo Protozoa, *Centropyx aculeata* (espécie muito frequente) e *Diffugia oblonga* (esporádica) tiveram ocorrências diferentes, sendo que a primeira espécie só não foi encontrada no reservatório de Bariri em maio, e a segunda ocorreu apenas em Barra Bonita durante o período de janeiro de 2009. Em relação aos outros grupos (Ostracoda, Oligochaeta e Turbellaria), estes foram respectivamente considerados como frequente, esporádico e pouco frequente, sendo que o segundo foi observado apenas na represa de Barra Bonita em maio de 2009.

Tabela 23- Frequência de ocorrência e classificação dos táxons de Rotifera, Cladocera, Copepoda, Protozoa e outros grupos no reservatório de Barra Bonita durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

Rotifera	Frequência (%)	Classificação
<i>Anuaeopsis fissa</i>	8	esporádico
<i>Anuaeopsis coelata</i>	25	pouco frequente
<i>Ascomorpha eucadis</i>	8	esporádico
<i>Asplanchna sieboldi</i>	50	frequente
<i>Brachionus angularis</i>	25	pouco frequente
<i>Brachionus calyciflorus</i>	67	frequente
<i>Brachionus calyciflorus var. dorcas</i>	8	esporádico
<i>Brachionus calyciflorus var. amphiceros</i>	25	pouco frequente
<i>Brachionus calyciflorus var. anuraeiformis</i>	42	frequente
<i>Brachionus falcatus</i>	8	esporádico
<i>Collotheca sp. 1</i>	33	pouco frequente
<i>Conochilus coenobasis</i>	67	frequente
<i>Conochilus unicornis</i>	67	frequente
<i>Euchlanis dilatata</i>	75	muito frequente
<i>Filinia longiseta</i>	17	pouco frequente
<i>Filinia opoliensis</i>	92	muito frequente
<i>Filinia pejer</i>	17	pouco frequente
<i>Kellicotia bostoniensis</i>	100	muito frequente
<i>Keratella americana</i>	75	muito frequente
<i>Keratella cochlearis</i>	100	muito frequente
<i>Keratella cochlearis var. tecta</i>	50	frequente
<i>Keratella lenzi</i>	58	frequente
<i>Keratella tropica</i>	100	muito frequente
<i>Lecane bulla</i>	33	pouco frequente
<i>Lecane cornuta</i>	8	esporádico
<i>Lecane stenroosi</i>	17	pouco frequente
<i>Lecane lunaris</i>	8	esporádico
<i>Lecane leontina</i>	8	esporádico
<i>Lophocharis salpina</i>	33	pouco frequente
<i>Platyias quadricornis</i>	33	pouco frequente
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	75	muito frequente
<i>Ptygura sp</i>	25	pouco frequente
<i>Pompholyx triloba</i>	83	muito frequente
<i>Pompholyx complanata</i>	8	esporádico
<i>Synchaeta pectinata</i>	42	frequente
<i>Synchaeta jollyi</i>	25	pouco frequente
<i>Synchaeta stylata</i>	17	pouco frequente
<i>Trichocerca bicristata</i>	8	esporádico
<i>Trichocerca chattoni</i>	58	frequente
<i>Trichocerca similis</i>	8	esporádico
<i>Trichocerca mus</i>	17	pouco frequente
<i>Trichocerca dixon nuttalli</i>	42	frequente
Bdelloidea		
<i>Macrotrachella sp</i>	17	pouco frequente
<i>Rotaria neptunia</i>	17	pouco frequente
<i>Dissotrocha macrostyla tuberculata</i>	8	esporádico
Cladocera		
<i>Alona gutata</i>	8	esporádico
<i>Bosmina longirostris</i>	100	muito frequente
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	67	frequente
<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi</i>	42	frequente
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	92	muito frequente
<i>Daphnia gessneri</i>	100	muito frequente
<i>Diaphanosoma birgei</i>	50	frequente
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	83	muito frequente
<i>Moina micrura</i>	17	pouco frequente
<i>Simocephalus serrulatus</i>	25	pouco frequente

Tabela 23: continuação

Copepoda Cyclopoida	Frequência (%)	Classificação
náuplio	100	muito frequente
copepodito	100	muito frequente
<i>Acanthocyclops michaelsoni</i>	50	frequente
<i>Acanthocyclops robustus</i>	75	muito frequente
<i>Mesocyclops ogunus</i>	75	muito frequente
<i>Mesocyclops aspericornis</i>	17	pouco frequente
<i>Mesocyclops meridianus</i>	58	frequente
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>	25	pouco frequente
<i>Thermocyclops decipiens</i>	75	muito frequente
Copepoda Calanoida		
náuplio	100	muito frequente
copepodito	100	muito frequente
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>	33	pouco frequente
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	75	muito frequente
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	92	muito frequente
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	67	frequente
Protozoa		
<i>Arcella vulgaris</i>	42	frequente
<i>Centropyx aculeata</i>	75	muito frequente
<i>Diffugia</i> sp	17	pouco frequente
<i>Diffugia oblonga</i>	8	esporádico
Outros grupos		
Ostracoda	58	frequente
Oligochaeta	8	esporádico
Turbellaria	17	pouco frequente

Dentre os Rotifera, no reservatório de Bariri (Tabelas 22 e 24), os táxons considerados muito frequentes foram novamente: *Euchlanis dilatata*, *Kellicotia bostoniensis* e *Keratella cochlearis*. Os táxons *Brachionus calyciflorus*, *Conochilus unicornis* e *Keratella lenzi* também se destacaram quanto à frequência de ocorrência. Todos estes foram registrados na maioria das represas e períodos amostrados, com exceção dos táxons *Brachionus calyciflorus*, o qual não ocorreu em Ibitinga (junho/2008);

Já os táxons esporádicos foram: *Anuraeopsis coelata*, *Asplanchna brightwellii*, *Brachionus dolabratus*, *Filinia pejer*, *Hexartra intermedia*, *Lecane curvicornis*, *Lophocharis salpina*, *Macrochaetus collinsi*, *Trichocerca chattoni* e *Trichocerca mus*, sendo que os táxons *Asplanchna brightwellii*, *Brachionus dolabratus* e *Macrochaetus collinsi* estiveram presentes somente em Bariri no primeiro período amostrado (junho/2008).

Em relação aos táxons de Cladocera, os classificados como muito frequentes foram os mesmos anteriormente citados. Os taxa considerados esporádicos, foram

Chydorus pubensces, *Euryalona orientalis*, *Leydigia c.f ciliata* e *Macrothrix* sp. A espécie *Chydorus pubensces* ocorreu somente em setembro e em janeiro na represa de Ibitinga, enquanto *Euryalona orientalis*, *Leydigia c.f ciliata* e *Macrothrix* sp foram registrados em janeiro e maio de 2009.

Dentre os Copepoda Cyclopoida, *Acanthocyclops michaelsoni*, *Metacyclops mendocinus* e *Metacyclops leptopus venezolanus* foram táxons esporádicos neste reservatório, sendo que o segundo foi observado apenas em janeiro de 2009. Já a última espécie citada teve sua ocorrência registrada somente no período de setembro de 2008.

Em relação ao Filo Protozoa, *Arcella vulgaris* foi pouco frequente somente em Bariri, ocorrendo em junho, setembro e janeiro. Em relação aos outros grupos (Ostracoda e Turbellaria), estes foram considerados como muito frequentes e pouco frequentes, sendo que o segundo foi observado nas colunas d' água dos três reservatórios em maio de 2009.

Tabela 24- Frequência de ocorrência e classificação dos táxons de Rotifera, Cladocera, Copepoda, Protozoa e outros grupos no reservatório de Bariri durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

Rotifera	Frequência (%)	Classificação
<i>Anuaeopsis coelata</i>	8	esporádico
<i>Ascomorpha eucadis</i>	25	pouco frequente
<i>Asplanchna sieboldi</i>	25	pouco frequente
<i>Asplanchna brightwellii</i>	8	esporádico
<i>Brachionus calyciflorus</i>	100	muito frequente
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>amphiceros</i>	8	esporádico
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>anuraeiformis</i>	42	frequente
<i>Brachionus dolabratus</i>	8	esporádico
<i>Collotheca</i> sp. 1	42	frequente
<i>Conochilus coenobasis</i>	67	frequente
<i>Conochilus unicornis</i>	83	muito frequente
<i>Euchlanis dilatata</i>	83	muito frequente
<i>Filinia longiseta</i>	25	pouco frequente
<i>Filinia opoliensis</i>	67	frequente
<i>Filinia pejer</i>	8	esporádico
<i>Hexartra intermedia</i>	8	esporádico
<i>Kellicotia bostoniensis</i>	92	muito frequente
<i>Keratella americana</i>	42	frequente
<i>Keratella cochlearis</i>	92	muito frequente
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	50	frequente
<i>Keratella lenzi</i>	83	muito frequente

Tabela 24: continuação

Rotifera	Frêquencia (%)	Classificação
<i>Keratella tropica</i>	100	muito frequente
<i>Lecane bulla</i>	33	pouco frequente
<i>Lecane cornuta</i>	8	esporádico
<i>Lecane curvicornis</i>	8	esporádico
<i>Lophocharis salpina</i>	8	esporádico
<i>Macrochaetus collinsi</i>	8	esporádico
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	50	frequente
<i>Ptygura sp</i>	17	pouco frequente
<i>Pompholyx triloba</i>	75	muito frequente
<i>Synchaeta pectinata</i>	50	frequente
<i>Synchaeta jollyi</i>	50	frequente
<i>Synchaeta stylata</i>	17	pouco frequente
<i>Trichocerca chattoni</i>	8	esporádico
<i>Trichocerca similis</i>	17	pouco frequente
<i>Trichocerca mus</i>	8	esporádico
<i>Trichocerca dixon nuttalli</i>	33	pouco frequente
Bdelloidea		
<i>Macrotrachella sp</i>	25	pouco frequente
Cladocera		
<i>Alona gutata</i>	8	esporádico
<i>Bosmina longirostris</i>	100	muito frequente
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	67	frequente
<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi</i>	50	frequente
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	92	muito frequente
<i>Chydorus pubescens</i>	8	esporádico
<i>Daphnia gessneri</i>	100	muito frequente
<i>Diaphanosoma birgei</i>	58	frequente
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	92	muito frequente
<i>Euryalona orientalis</i>	17	pouco frequente
<i>Leydigia c.f ciliata</i>	8	esporádico
<i>Macrothrix sp</i>	8	esporádico
<i>Simocephalus serrulatus</i>	25	pouco frequente
Copepoda Cyclopoida		
náuplio	100	muito frequente
copepodito	100	muito frequente
<i>Acanthocyclops michaelseni</i>	8	esporádico
<i>Acanthocyclops robustus</i>	92	muito frequente
<i>Mesocyclops ogunus</i>	92	muito frequente
<i>Mesocyclops aspericornis</i>	17	pouco frequente
<i>Mesocyclops longisetus</i>	17	pouco frequente
<i>Mesocyclops meridianus</i>	25	pouco frequente
<i>Metacyclops mendocinus</i>	8	esporádico
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>	8	esporádico
<i>Thermocyclops decipiens</i>	83	muito frequente
Copepoda Calanoida		
náuplio	100	muito frequente
copepodito	100	muito frequente
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>	17	pouco frequente
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	83	muito frequente
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	83	muito frequente
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	42	frequente
Protozoa		
<i>Arcella vulgaris</i>	33	pouco frequente
<i>Centropyx aculeata</i>	58	frequente
Outros grupos		
Ostracoda	92	muito frequente
Turbellaria	17	pouco frequente

Dentre os Rotifera, no reservatório de Ibitinga (Tabelas 22 e 25), os táxons considerados muito frequentes foram: *Brachionus calyciflorus*, *Conochilus coenobasis*, *Conochilus unicornis* e *Euchlanis dilatata*. Enquanto que *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus patulus* var. *macracanthus*, *Epiphanes* c.f. *macrourus*, *Filinia pejer*, *Keratella americana*, *Trichocerca chattoni*, *Ptygura libera* e as espécies de Lecanidae foram classificadas como esporádicas, sendo que a segunda, terceira e a última tiveram ocorrências registradas somente neste reservatório em janeiro e maio de 2009. *Keratella cochlearis* e *Keratella lenzi* não foram encontrados nessa represa durante os meses de setembro/2008 e maio/2009 para a primeira espécie citada e maio/2009 para a segunda.

Dentre os Cladocera, o táxon *Diaphanosoma spinulosum* não ocorreu na represa de Ibitinga em setembro de 2008. Já *Diaphanosoma brevireme*, *Euryalona orientalis* e *Moina micrura* foram as espécies classificadas como esporádicas. *Cyathlesteria* c.f. *hislopi* (Conchostraca) também recebeu essa classificação, ocorrendo somente no período chuvoso (janeiro/2009).

A espécie de Copepoda Calanoida *Argyrodiaptomus azevedoi* foi classificada como frequente e *Notodiaptomus spinuliferus* como muito frequente neste reservatório. O táxon *Elaphoidella* sp, pertencente à sub-ordem Ordem Harpacticoida, somente foi verificado em Ibitinga em junho de 2008, sendo considerado com esporádico.

Tabela 25- Frequência e ocorrência dos táxons de Rotifera, Cladocera, Copepoda, Protozoa e outros grupos no reservatório de Ibitinga durante o período de junho de 2008 a maio de 2009.

Rotifera	Frequência (%)	Classificação
<i>Ascomorpha eucadis</i>	25	pouco frequente
<i>Asplanchna sieboldi</i>	8	esporádico
<i>Brachionus calyciflorus</i>	75	muito frequente
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>anuraeiformis</i>	42	frequente
<i>Brachionus patulus</i> var. <i>macracanthus</i>	8	esporádico
<i>Collotheca</i> sp. 1	58	frequente
<i>Conochilus coenobasis</i>	83	muito frequente
<i>Conochilus unicornis</i>	83	muito frequente
<i>Euchlanis dilatata</i>	75	muito frequente
<i>Epiphanes</i> c.f. <i>macrourus</i>	8	esporádico
<i>Filinia longiseta</i>	33	pouco frequente
<i>Filinia opoliensis</i>	42	frequente
<i>Filinia pejer</i>	8	esporádico
<i>Kellicotia bostoniensis</i>	33	pouco frequente
<i>Keratella americana</i>	8	esporádico
<i>Keratella cochlearis</i>	33	pouco frequente
<i>Keratella tropica</i>	67	frequente
<i>Lecane bulla</i>	42	frequente
<i>Lecane cornuta</i>	8	esporádico
<i>Lecane curvicornis</i>	8	esporádico
<i>Lecane stenroosi</i>	17	pouco frequente
<i>Lecane leontina</i>	25	esporádico
<i>Lecane quadridentata</i>	8	esporádico
<i>Lophocharis salpina</i>	25	pouco frequente
<i>Platylas quadricornis</i>	33	pouco frequente

Tabela 25: continuação

Rotífera	Frêquência (%)	Classificação
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	42	frequente
<i>Ptygura libera</i>	8	esporádico
<i>Pompholyx triloba</i>	50	frequente
<i>Pompholyx complanata</i>	17	pouco frequente
<i>Sinantherina spinosa</i>	8	esporádico
<i>Synchaeta pectinata</i>	25	pouco frequente
<i>Synchaeta jollyi</i>	25	pouco frequente
<i>Synchaeta stylata</i>	25	pouco frequente
<i>Trichocerca chattoni</i>	8	esporádico
Bdelloidea		
<i>Macrotrachella</i> sp	25	pouco frequente
Cladocera		
<i>Bosmina longirostris</i>	100	muito frequente
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	58	frequente
<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi</i>	67	frequente
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	83	muito frequente
<i>Chidorus pubescens</i>	17	pouco frequente
<i>Daphnia gessneri</i>	92	muito frequente
<i>Diaphanosoma birgei</i>	50	frequente
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	67	frequente
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	8	esporádico
<i>Euryalona orientalis</i>	8	esporádico
<i>Moina micrura</i>	8	esporádico
<i>Simocephalus serrulatus</i>	25	pouco frequente
Conchostraca		
<i>Cychlestheria c.f. hislopi</i>	8	esporádico
Copepoda Cyclopoida		
náuplio	100	muito frequente
copepodito	100	muito frequente
<i>Acanthocyclops michaelsoni</i>	67	frequente
<i>Acanthocyclops robustus</i>	92	muito frequente
<i>Mesocyclops ogunus</i>	67	frequente
<i>Mesocyclops aspericornis</i>	8	esporádico
<i>Mesocyclops meridianus</i>	42	frequente
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>	8	esporádico
<i>Thermocyclops decipiens</i>	92	muito frequente
Copepoda Calanoida		
náuplio	100	muito frequente
copepodito	100	muito frequente
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>	42	frequente
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	83	muito frequente
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	100	muito frequente
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	83	muito frequente
Harpacticoida		
<i>Elaphoidella</i> sp	8	esporádico
Protozoa		
<i>Arcella vulgaris</i>	50	frequente
<i>Centropyx aculeata</i>	75	muito frequente
Outros grupos		
Ostracoda	58	frequente
Turbellaria	8	esporádico

6.6.2- Análise quantitativa

6.6.2.1 - Densidade numérica e abundância relativa dos principais grupos zooplanctônicos

As Tabelas 26 a 39 (Anexo 1) apresentam os valores de densidade numérica e abundância relativa de todos os táxons zooplanctônicos, nas camadas de água dos reservatórios durante o período estudado.

As Figuras 46 e 47 mostram os valores da densidade numérica e as relações percentuais entre os principais grupos zooplanctônicos para cada camada de água dos reservatórios amostrados, nos quatro períodos de estudo. Os valores máximos, mínimos, médios e desvios-padrão das densidades dos principais grupos zooplanctônicos para as colunas d'água dos reservatórios do Médio rio Tietê, durante os períodos considerados são apresentados nas Figuras 48 a 50.

As Tabelas 40 a 42 (Anexo 1) apresentam as relações percentuais entre os principais grupos zooplanctônicos para as três camadas de água dos reservatórios durante o período analisado.

- Reservatório de Barra Bonita

De acordo com os resultados de junho de 2008, no reservatório de Barra Bonita, os rotíferos foram mais abundantes no meio e no fundo (58,24 e 50,50%), o que foi equivalente a 11.774 ind.m³ e 13.032 ind.m³, respectivamente. Já na camada superficial, os Cladóceros apresentaram maior densidade (13.372 ind.m³)(50,80%). A espécie de Rotifera que ocorreu em toda a coluna d' água e chegou a representar 90% deste grupo (camada do meio) foi *Kellicotia bostoniensis*. Já o táxon de Cladocera que obteve maior representatividade foi o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii*, com 8.047 ind.m³, representando 60,2% deste grupo (Tabelas 26 a 30, 40-Anexo 1 e Figuras 46 e 47).

Em setembro de 2008, ocorreram as maiores densidades totais de organismos no reservatório de Barra Bonita, com valores variando de 21.549 a 78.449 ind.m³. O grupo dos Copepoda ocorreu em maior densidade em todas as camadas d' água (24.172, 43.906 e 15.224 ind.m³, para a superfície meio e fundo, respectivamente). As formas larvais, náuplio e copepodito de Cyclopoida, foram as mais abundantes, chegando a atingir densidades de 20.333 ind.m³ (84,1%) na superfície e 31.610 ind.m³ (72,0%), na camada do meio, respectivamente.

No período chuvoso (janeiro/2009), novamente os Copepoda foram mais abundantes nas três profundidades, com forte contribuição de Copepoda Cyclopoida. Nas camadas de superfície e fundo, a forma larval (náuplio de Cyclopoida) representou 82,0% (53.070 ind.m³) e 82,2% (933 ind.m³), respectivamente. Já na camada do meio, a espécie *Thermocyclops decipiens* foi a mais abundante, com 1.400 ind.m³, equivalente a 56,3%. Pode-se ressaltar também que neste período, na camada do fundo, foi registrada a menor densidade de organismos (1.872 ind.m³), em relação aos outros meses amostrados, sendo que a espécie *Centropyx aculeata* (Protozoa) foi a menos abundante, ocorrendo com apenas 5,0 ind.m³.

Em maio de 2009, ocorreu maior contribuição de Copepoda, em comparação com os Cladocera e Rotifera, em toda a coluna d' água. Para a densidade total de organismos foi obtido valor máximo de 48.970 ind.m³, na camada do meio do reservatório de Barra Bonita. A forma larval (náuplio de Cyclopoida) foi a mais abundante, chegando a apresentar 21.265 ind.m³ (68,3%) na camada intermediária e 13.471 ind.m³ (55,0%), na camada do fundo, respectivamente.

- Reservatório de Bariri

Na represa de Bariri, em junho de 2008, a densidade total variou de 5.610 a 184.772 ind.m³, sendo esta última a maior densidade numérica registrada entre as represas e períodos analisados. O grupo mais representativo foi o de Rotifera, com 153.954 ind.m³ na camada superficial, sendo considerado o maior valor de densidade obtido para este grupo em todos os locais e períodos estudados (Figura 48). O táxon *Synchaeta jollyi* foi observado com altas densidades em toda a coluna d' água, sendo que na camada do fundo ocorreu o maior valor (130.667 ind.m³), representando 85% do total deste grupo (Tabelas 31 a 35, 41 -Anexo 1 e Figuras 46 e 47).

No mês de setembro de 2008, a densidade dos organismos decresceu em relação às profundidades (da superfície ao fundo), sendo que a primeira camada apresentou 50.7333 ind.m³. Desse total, 47,32% foi composto por Copepoda (24.008 ind.m³), principalmente por náuplios de Cyclopoida. Na camada do meio, as densidades de Copepoda e Rotifera apresentaram-se semelhantes (10.582 e 10.901 ind.m³), representando 38,40% e 39,55 % do total, respectivamente.

Já no período chuvoso (janeiro/2009), a densidade numérica máxima foi obtida na camada de superfície (155.417 ind.m³), sendo que o grupo mais representativo foi o dos Rotifera, com 63.525 ind.m³, contribuindo com 41,14%. A espécie *Brachionus calyciflorus*, ocorreu em maior densidade nesta, com 30.740 ind.m³ e abundância relativa de 48,4% do total para este grupo. Já nas outras camadas, a densidade dos organismos foi mais baixa, com grande representatividade do grupo Copepoda, principalmente daqueles da subordem Calanoida (Figura 49). No fundo do reservatório de Bariri foi observado a menor densidade de organismos, com apenas 3.500 ind.m³, na qual os outros grupos (Ostracoda e Oligochaeta) ocorreram em menor densidade (69.0 ind.m³). Por outro lado, na coluna d' água deste, foi observada a maior densidade de organismos pertencentes ao Filo Protozoa (562 ind.m³), em relação às outras represas e meses amostrados (Figura 50).

Em maio de 2009, as densidades dos organismos na coluna d' água foram de 26.216 ind.m³ (superfície), 22.298 ind.m³ (meio) e 14.727 (fundo), sendo que o grupo Copepoda foi o mais representativo em todas as camadas d' água, com destaque para a intermediária (17.975 ind.m³), equivalente a 80,61% deste grupo.

- Reservatório de Ibitinga

De acordo com os resultados de junho de 2008, no reservatório de Ibitinga, os Copepoda foram mais abundantes nas camadas do meio e do fundo (73,40 e 66,78%, respectivamente), com densidades equivalentes a 3.439 ind.m³ e 2.438 ind.m³. Já na camada superficial, os Rotifera apresentaram maior densidade (15.536 ind.m³) (53,0%). A espécie de Rotifera que ocorreu em toda a coluna d' água e chegou a representar 38,7% deste grupo (camada do meio) foi novamente *Synchaeta jollyi*, com 7.040 ind.m³, respectivamente (Tabelas 36 a 40, 42-Anexo 1 e Figuras 46 e 47).

Em setembro de 2008 ocorreram os maiores valores de densidade (156.163, 118.261 e 77.529 ind.m³) na coluna d' água dessa represa, com destaque para a camada do meio, com 63.009 ind.m³ do grupo Rotifera e 52.073 ind.m³ de Cladocera. As espécies *Conochilus unicornis* (Rotifera) e *Bosmina longirostris* (Cladocera) apresentaram maiores densidades dentro desses grupos, correspondentes a 54.717 ind.m³ (86,8%) e 48.183 ind.m³ (92,5%), respectivamente. Já na superfície ocorreu maior contribuição de Cladocera (63,39%), o que foi equivalente a 74.969 ind.m³. Esse valor foi o mais elevado para este grupo entre as represas e períodos estudados. Enquanto na camada do fundo o grupo Copepoda

teve maior representatividade (38.106 ind.m³), sendo que os náuplios de Cyclopoida atingiram a densidade de 20.877 ind.m³, ou seja, 54,7% do total para este grupo. Foi possível observar também que o grupo Copepoda (Cyclopoida) atingiu a maior densidade durante este período (Figura 49).

No período de janeiro, a densidade numérica máxima foi obtida na camada de superfície (56.655 ind.m³), sendo que os Copepoda foram os mais abundantes, chegando a atingir abundâncias relativas de 70,3 e 71,43% (20.016 e 8.473 ind.m³) nas camadas do meio e do fundo deste reservatório. Na coluna d' água desta represa ocorreu a maior densidade de organismos pertencentes aos outros grupos, atingindo seu máximo valor de 1.486 ind.m³ na camada de superfície (Figura 50).

Já em maio de 2009, o grupo Rotifera foi o mais representativo (83.263 ind.m³) na primeira camada, sendo que a espécie *Brachionus calyciflorus var. anuraeiformis* atingiu a densidade de 65.940 ind.m³, representando 52,18% deste grupo. Na camada do fundo deste, verificou-se uma distribuição uniforme e semelhante para todos os grupos, não ocorrendo dominância de um determinado grupo. Ainda nesta camada, ocorreu a mais baixa densidade de organismos (1.163 ind.m³) em relação aos outros locais e períodos amostrados. Pode-se notar que as espécies de Protozoa *Arcella vulgaris* e *Centropyx aculeata* foram as menos abundantes (44.0 e 89.0 ind.m³).

Comparando-se os valores médios das densidades dos grupos zooplanctônicos na coluna d' água entre os reservatórios (Figuras 48 a 50), observa-se que de maneira geral os grupos Rotifera e Copepoda (Cyclopoida) foram os mais representativos e abundantes nos reservatórios. As maiores médias destes grupos ocorreram no reservatório de Bariri em junho e em Ibitinga no período de setembro. A maior densidade média para o grupo Cladocera foi também registrada neste último reservatório da cascata, em setembro de 2008. Já em janeiro (período chuvoso), ocorreram as maiores densidades dos representantes de Protozoa e de outros grupos, com destaque para as represas de Bariri e Ibitinga, respectivamente.

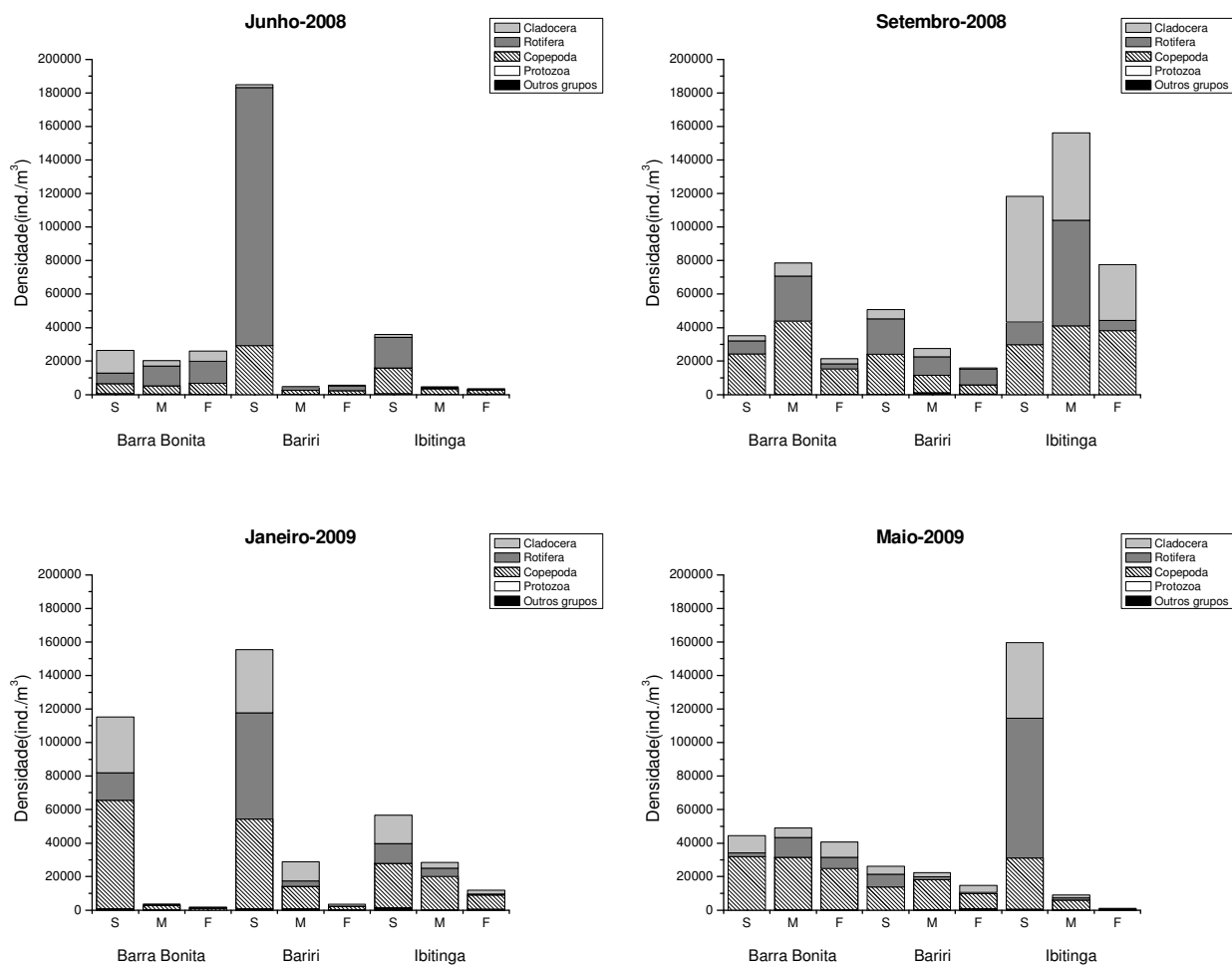


Figura 46- Valores de densidade numérica dos principais grupos zooplancônicos para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê, amostrados no período de junho de 2008 a maio de 2009.

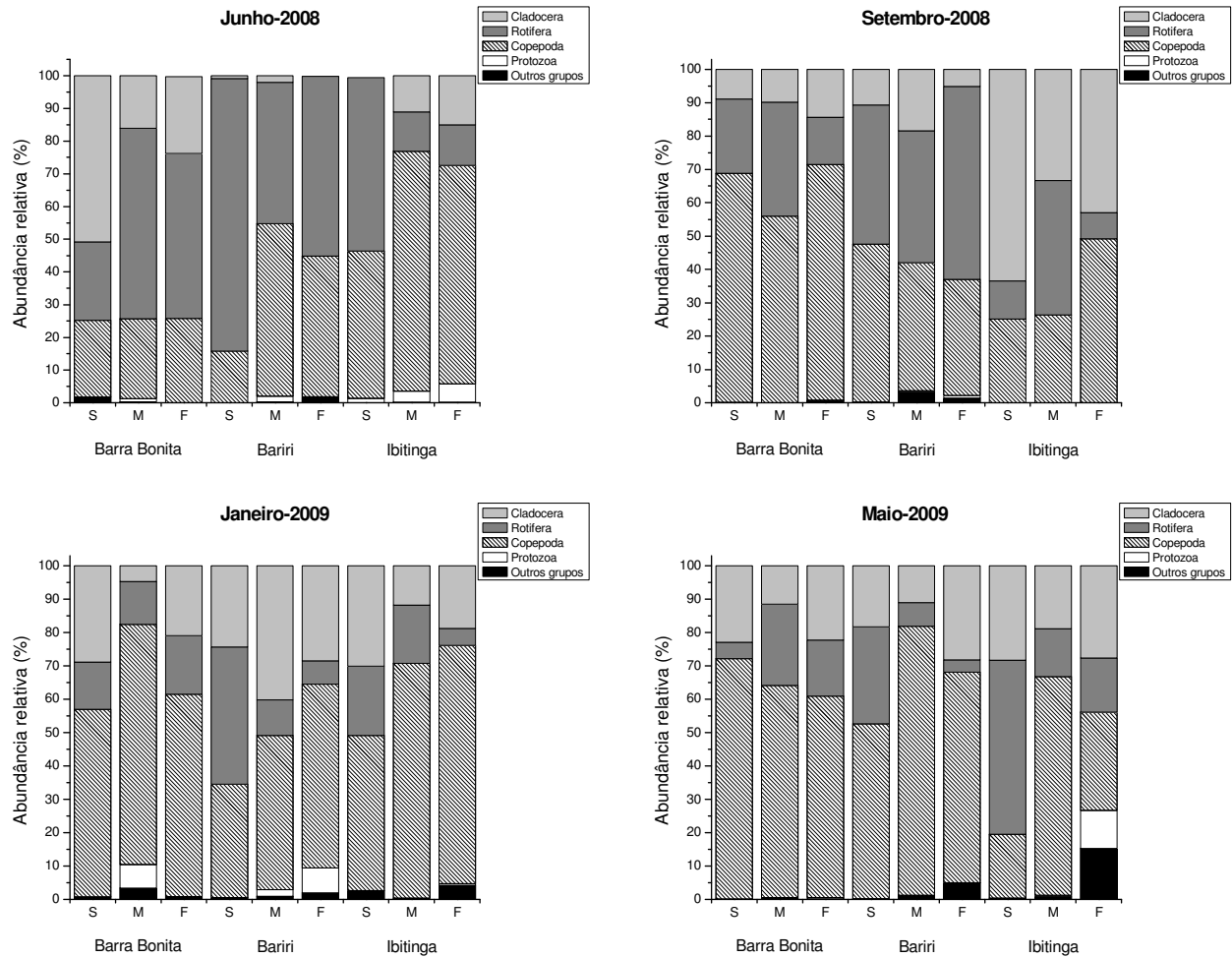


Figura 47- Valores de abundância relativa dos principais grupos zooplanctônicos para as camadas de água da superfície (S), meio (M) e fundo (F) dos reservatórios do Médio rio Tietê, amostrados no período de junho de 2008 a maio de 2009.

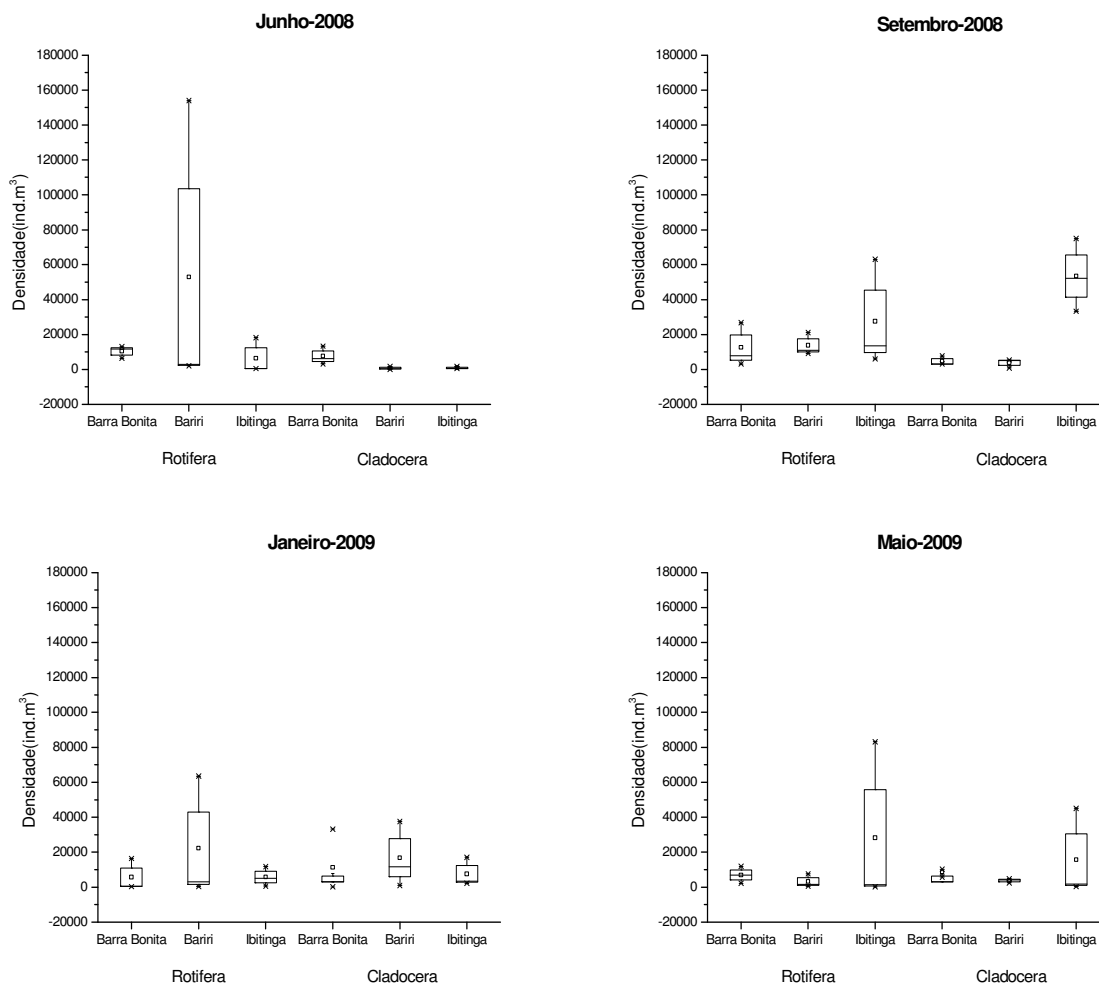


Figura 48- Valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão das densidades numéricas dos organismos pertencentes aos grupos Rotifera e Cladocera na coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

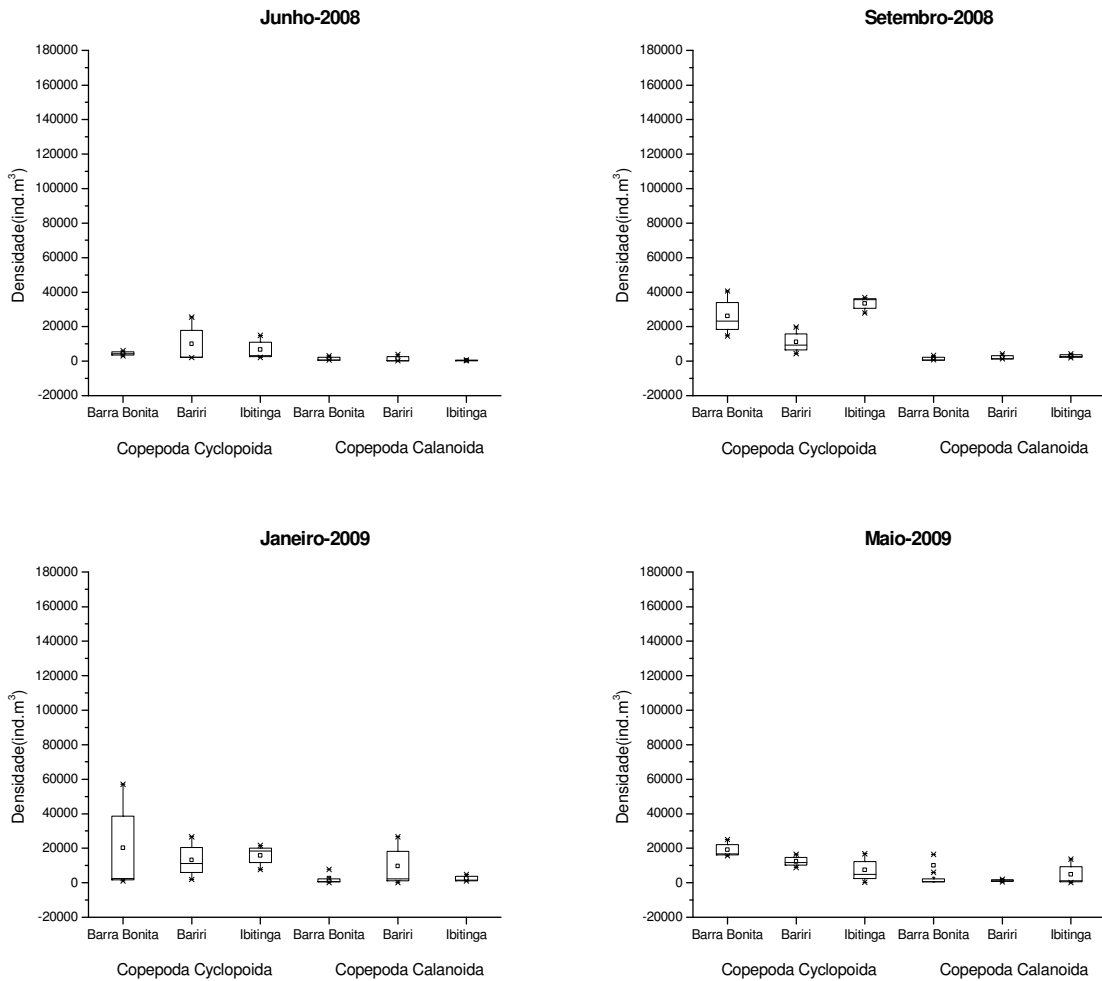


Figura 49- Valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão das densidades numéricas dos organismos pertencentes ao grupo Copepoda (Cyclopoida e Calanoida) na coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

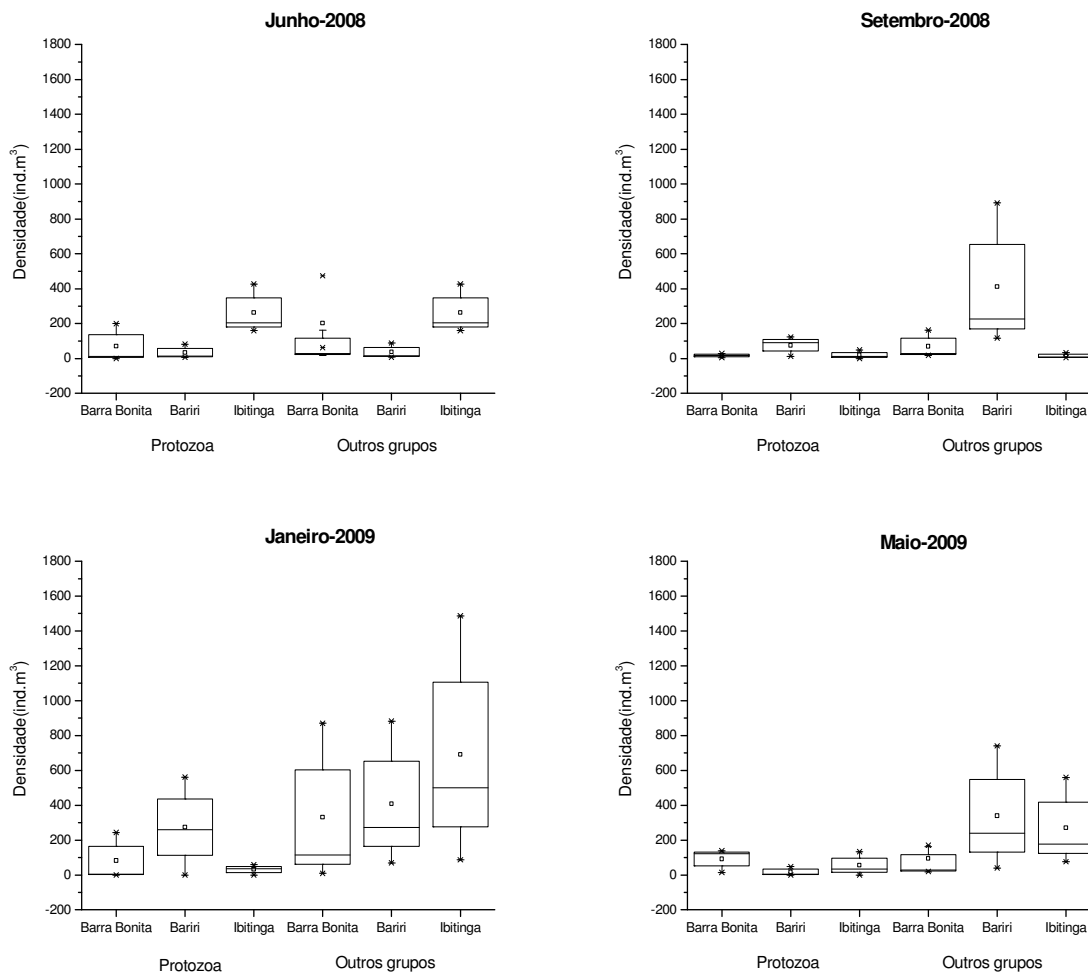


Figura 50- Valores máximos, mínimos, médios e desvios padrão das densidades numéricas dos organismos pertencentes aos grupos Protozoa e outros na coluna d' água dos reservatórios do Médio rio Tietê nas coletas realizadas no período de junho de 2008 a maio de 2009.

6.6.2.2 - Diversidade de espécies, Uniformidade e Riqueza de táxons da Comunidade zooplancônica nos reservatórios do Médio rio Tietê

Na Tabela 44 são apresentados os valores de Diversidade de espécies (H'), Uniformidade (E) e Riqueza de espécies (S) para as camadas d' água: (superfície), M (meio) e F (fundo) dos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga nos períodos amostrados.

No reservatório de Barra Bonita, os valores de diversidade para todas as camadas de água durante os meses amostrados variaram entre 1,89 a 3,32 bits/ind, sendo que este último valor foi registrado na camada de superfície no período seco

(junho/2008). Para a uniformidade a variação foi de 0,54 (superfície) a 0,92 (fundo) em janeiro de 2009. A maior riqueza de táxons registrada nessa represa foi de 44 espécies em setembro de 2008 (período de seca) e a menor (24 táxons), durante o período chuvoso (janeiro/2009), ambas na camada do meio.

Já para o reservatório de Bariri, a variação nos valores de diversidade de espécies foram maiores, variando entre 1,34 (superfície) a 3,43 bits/ind (meio) no período seco (junho/2008). O maior valor de uniformidade (0,94) foi registrado na camada do meio e o menor, de apenas 0,36, durante o período de junho de 2008. Em relação à riqueza o maior valor registrado foi de 41 táxons, na camada superficial em junho e o menor de 25 (fundo) em janeiro.

Na represa de Ibitinga, os valores de diversidade de táxons variaram de 1,63 a 3,20 ind/bits, nas camadas de superfície e fundo durante os meses de seca (setembro e junho de 2008), respectivamente. O maior valor de uniformidade (0,98) foi registrado na camada fundo em janeiro e o menor de apenas 0,46, na camada superficial em setembro. Semelhantemente ao observado em Bariri, a maior riqueza (43 táxons) foi verificada na camada superficial em junho e a menor de 24 na camada de fundo, em janeiro.

Em geral, os maiores valores de diversidade e riqueza de espécies ocorreram no período seco (junho e setembro/2008) para todos os reservatórios amostrados. No período chuvoso (janeiro/2009) houve maior uniformidade na abundância das espécies no reservatório de Barra Bonita, ou seja, menor dominância de uma ou poucas espécies, neste local. Já nos reservatórios de Bariri e Ibitinga, os valores do índice de uniformidade foram maiores nos meses de junho de 2008 e maio de 2009 (períodos de seca).

Tabela 44 -Valores dos Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Uniformidade(E) e Riqueza de táxons (S) registrados para as camadas de água: S (superfície), M (meio) e F(fundo) dos reservatórios do Médio rio Tietê no período de junho de 2008 a maio de 2009.

		Junho/2008			Setembro/2008			Janeiro/2009			Maio/2009		
		S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
Barra Bonita	H'	3.32	2.60	2.63	2.12	2.33	2.73	1.89	2.75	3.07	2.70	2.22	2.41
	E	0.91	0.70	0.72	0.57	0.61	0.76	0.54	0.87	0.92	0.72	0.60	0.65
	S	38	41	38	41	44	37	33	24	28	42	41	40
Bariri	H'	1.34	3.43	3.13	2.48	2.82	2.82	2.59	2.77	2.81	2.55	1.99	2.47
	E	0.36	0.94	0.89	0.68	0.78	0.76	0.75	0.75	0.87	0.72	0.56	0.76
	S	41	39	34	38	38	40	32	40	25	34	35	26
Ibitinga	H'	2.64	2.86	3.20	1.63	1.90	1.97	2.46	2.27	2.69	2.00	2.59	3.10
	E	0.70	0.84	0.92	0.46	0.54	0.57	0.73	0.61	0.78	0.58	0.74	0.98
	S	43	30	33	34	34	31	29	41	31	31	33	24

6.7- Análise Estatística

6.7.1- Análise de Correlação Canônica

6.7.1.1- Rotifera

Na análise de Correlação Canônica (ACC) com as espécies do grupo Rotifera verificou-se que os dois primeiros eixos da Análise de Correlação Canônica (ACC) explicaram 88,8% da variação dos dados, sendo 79,6% pelo 1º eixo e 9,2% pelo 2º eixo. A análise de Monte Carlo realizada na confecção na ACC mostrou que, de todas as variáveis ambientais, IET médio e tempo de residência (TR), apenas temperatura, clorofila *a* e material em suspensão orgânico apresentaram importância significativa na distribuição das espécies deste grupo, com valores de $p=0.0010$, $p=0.0140$ e $p=0.04$, respectivamente. A Figura 51 é a representação gráfica da relação entre a distribuição das densidades das espécies de Rotifera ao longo dos gradientes ambientais gerados pelas variáveis selecionadas.

Um grupo foi formado por todas as camadas de água em janeiro de 2009, sendo que a camada superficial (Barra Bonita e Bariri) e do fundo (Barra Bonita) correlacionaram-se mais fortemente com as variáveis: temperatura, clorofila *a*, material em suspensão orgânico, IET médio e tempo de residência.

As espécies de Rotifera *Brachionus calyciflorus*, *Keratella tropica*, *Keratella quadrata*, *Asplancha sieboldi*, *Conochilus coenobasis* e *Herartha intermedia* também foram importantes na formação deste grupo, havendo uma indicação de que estas espécies apresentam afinidade por elevadas temperaturas, maiores concentrações de clorofila *a* e de material em suspensão orgânico, sendo os últimos relacionados com uma maior quantidade de alimento disponível no período chuvoso. Além disso, os três reservatórios (diferentes camadas de água) e as espécies *Keratella cochlearis* e *Kellicotia bostoniensis* estiveram negativamente correlacionados com todas essas variáveis, nos meses de junho e maio, correspondentes ao período de baixa precipitação pluviométrica.

Outro grupo foi formado por todas as profundidades nos meses de junho e setembro de 2008 e maio de 2009 (períodos de seca), sendo que a variável material em suspensão inorgânico teve correlação positiva com as espécies deste eixo. Em setembro foram observadas as maiores concentrações da fração inorgânica nas três represas estudadas.

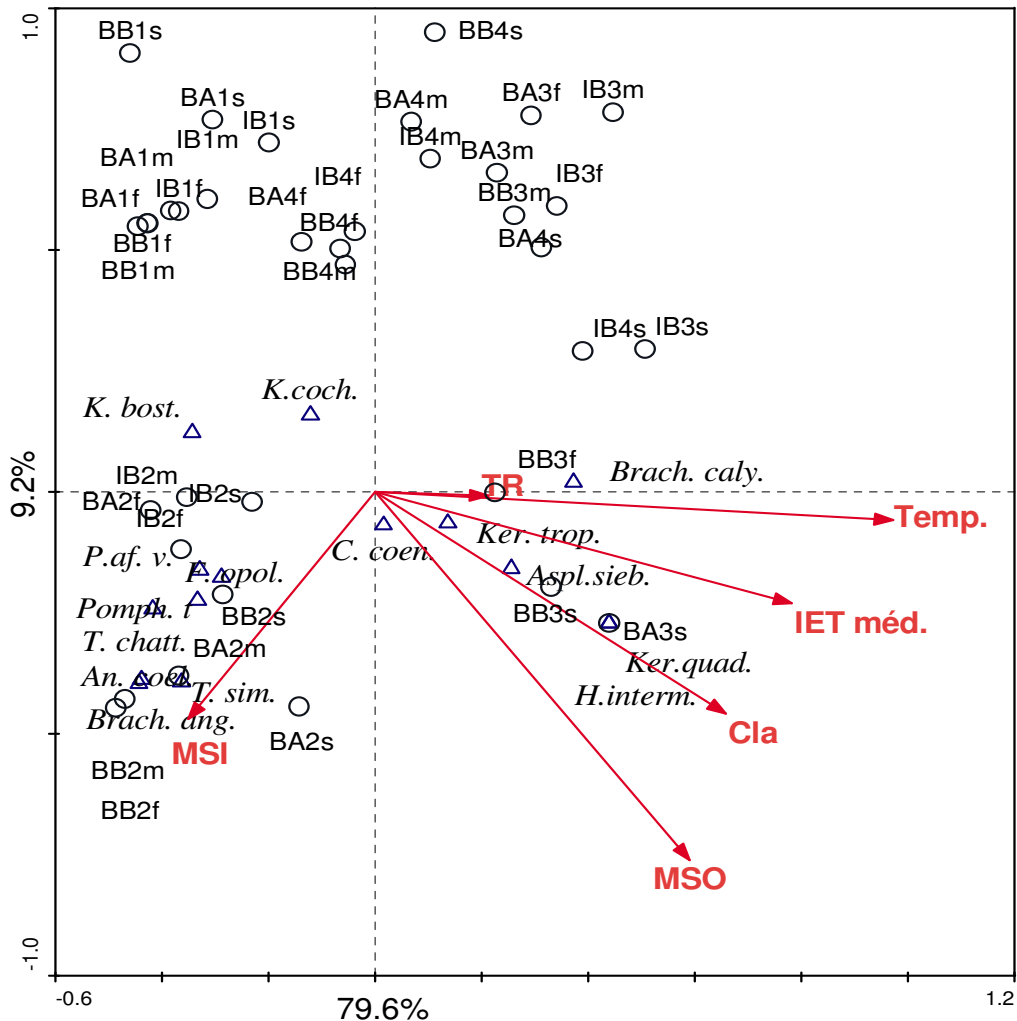


Figura 51- Ordenação biplot por Análise de Correlação Canônica das camadas de água de superfície, meio e fundo, dos três reservatórios do Médio rio Tietê, nos meses amostrados (junho e setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009) em função das variáveis limnológicas analisadas, feita a partir da matriz de correlação padronizada pela amplitude de variação dos dados de densidades das espécies descritoras de Rotifera (*An.coel.*=*Anuaeuropsis coelata*; *Aspl.sieb.*=*Asplanchna sieboldi*; *Brach.caly.*=*Brachionus calyciflorus*; *Brach. ang.*=*Brachionus angularis*; *C. coen.*= *Conochilus coenobasis*; *F. opol.*= *Filinia opoliensis*; *H. interm.*=*Herartha intermedia*; *K. bost.*= *Kellicotia bostoniensis*; *K. coch.*= *keratella cochlearis*; *Ker. quad.*= *Keratella quadrata*; *Ker. trop.*= *Keratella tropica*; *P.af.v.*= *Polyartha aff. vulgaris*; *Pomph.t.*= *Pompholyx triloba*; *T.chatt.*= *Trichocerca chattoni* e *T. sim.*= *Trichocerca similis*. Legenda das variáveis selecionadas: Temperatura (Temp.), MSO (material em suspensão orgânico), MSI (material em suspensão inorgânico), Clorofila a (Cla), Índice de estado trófico médio (IET méd.) e Tempo de residência (TR). Legenda das unidades amostrais: Barra Bonita (BB), Bariri (BA) e Ibitinga (IB), seguidos pelos números 1 (junho de 2008), 2 (setembro de 2008), 3 (janeiro de 2009) e 4 (maio de 2009) e pelas letras s (superfície), m (meio) e f (fundo) (exemplo: BB1s=Barra Bonita, junho de 2008, superfície).

6.7.1.2- Cladocera

A ordenação resultante para as espécies do grupo Cladocera evidenciou que os dois primeiros eixos da Análise de Correlação Canônica (ACC) explicaram 80,5% da variação dos dados, sendo 62,5% pelo 1º eixo e 18,0% pelo 2º eixo. Por meio desta análise foi possível verificar que de todas as variáveis selecionadas, apenas temperatura ($p=0.006$), concentrações de material em suspensão orgânico ($p=0.0230$) e inorgânico ($p=0.033$) apresentaram importância significativa na distribuição das espécies de Cladocera.

A Figura 52 mostra a relação entre a distribuição das densidades das espécies de Cladocera ao longo dos gradientes ambientais gerados pelas variáveis analisadas.

Um grupo formado por meio da ACP englobou as três represas nos períodos de seca e chuva nas diferentes profundidades, principalmente nas camadas de superfície das represas de Barra Bonita e Bariri (junho de 2008), Ibitinga (setembro de 2008 e maio de 2009); na camada intermediária de Bariri (janeiro de 2009); nas camadas de fundo de Bariri (setembro de 2008) e Barra Bonita (janeiro de 2009). Estes correlacionaram mais fortemente com as variáveis: concentração de clorofila *a*, material em suspensão inorgânico, índice de estado trófico e tempo de residência. A espécie *Ceriodaphnia silvestrii* foi a mais influenciada por estas variáveis, sendo frequente na maioria dos períodos amostrados. Estas variáveis também apresentaram uma correlação positiva com os táxons *Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi* e *Simocephalus serrulatus*, mas não tão significativa como para a espécie *Ceriodaphnia silvestrii*. Além disso, nos meses de junho, setembro e janeiro, para as três camadas de água dos reservatórios de Bariri e Ibitinga e, somente no último período de amostragem para Barra Bonita (meio) estas variáveis apresentaram correlação negativa com as espécies *Diaphanosoma spinulosum* e *Chydorus pubescens*.

Outro grupo formado engloba estes meses e reservatórios citados anteriormente e principalmente as represas de Barra Bonita (superfície) em janeiro e Bariri (meio) em setembro, as quais estiveram mais fortemente correlacionadas com as variáveis temperatura e material em suspensão orgânico. Este grupo foi marcado positivamente pela espécie *Diaphanosoma birgei*, indicando alta afinidade desta

espécie por elevadas temperaturas e material em suspensão orgânico, como fonte de alimento.

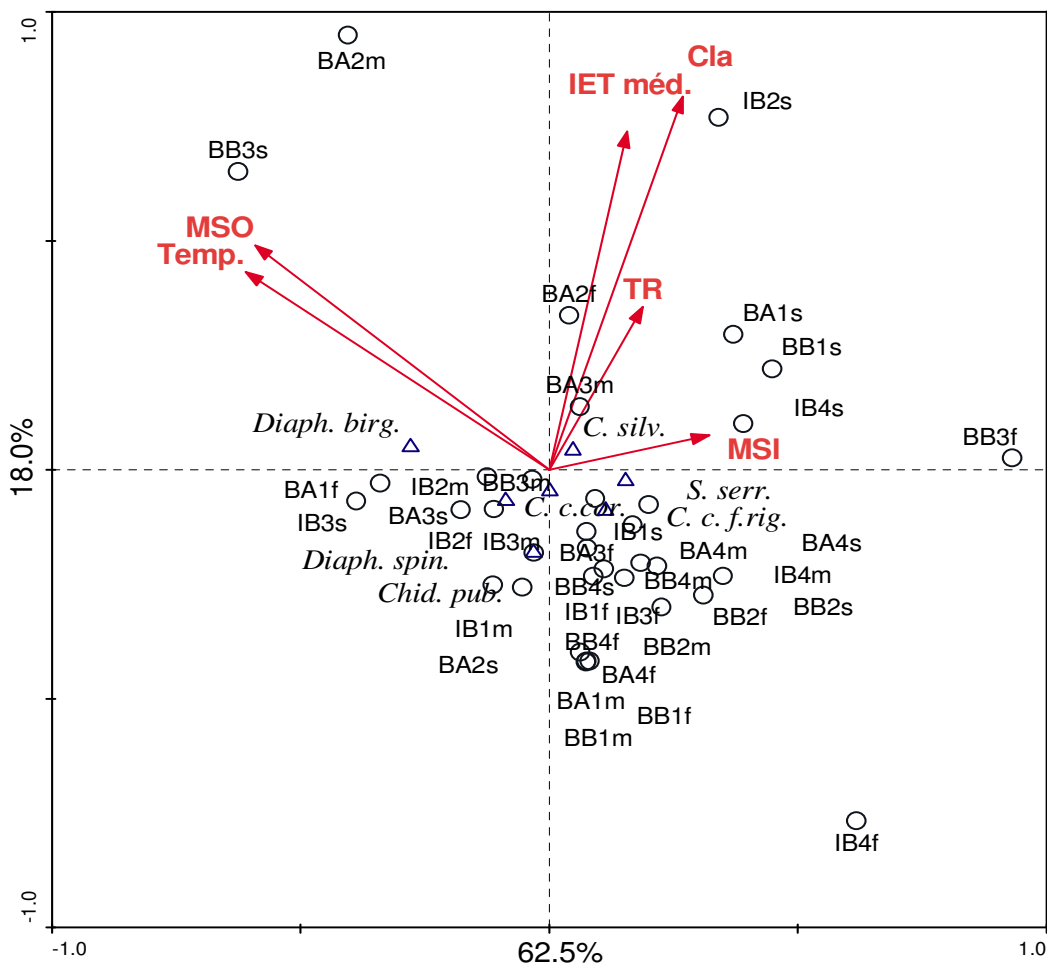


Figura 52- Ordenação biplot por meio da Análise de Correlação Canônica das camadas de água de superfície, meio e fundo, dos três reservatórios do Médio rio Tietê, nos meses amostrados (junho e setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009), em função das variáveis limnológicas analisadas, e feita a partir da matriz de correlação padronizada pela amplitude de variação dos dados de densidades das espécies descritoras de Cladocera (*C.silv.*=*Ceriodaphnia silvestrii*; *C.c.f.rig.*= *Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi*; *C.c.cor.*= *Ceriodaphnia cornuta cornuta*; *Chid. pub.*= *Chydorus pubescens*; *Diaph.birg.*= *Diaphanosoma birgei*; *Diaph. spin.*= *Diaphanosoma spinulosum* e *S. serr.*= *Simocephalus serrulatus*). Legenda das variáveis selecionadas: Temperatura (Temp.), MSO (material em suspensão orgânico), MSI (material em suspensão inorgânico), Clorofila a (Cla), Índice de estado trófico médio (IET méd.) e Tempo de residência (TR). Legenda das unidades amostrais: Barra Bonita (BB), Bariri (BA) e Ibitinga (IB), seguidos pelos números 1 (junho de 2008), 2 (setembro de 2008), 3 (janeiro de 2009) e 4 (maio de 2009) e pelas letras s (superfície), m (meio) e f (fundo) (exemplo: BB1s=Barra Bonita, junho de 2008, superfície).

6.7.1.3- Copepoda

Em relação aos resultados da análise com as espécies do grupo Copepoda (Cyclopoida e Calanoida), verificou-se que os dois primeiros eixos da Análise de Correlação Canônica (ACC) explicaram 86,3% da variação dos dados, sendo 52,3% pelo 1º eixo e 34,0% pelo 2º eixo. Dentre as variáveis selecionadas, apenas o tempo de residência e a temperatura apresentaram importância significativa na distribuição das espécies de Copepoda, com $p = 0.05$ e 0.0012 , respectivamente.

A Figura 53 mostra a relação entre a distribuição das densidades das espécies de Copepoda e as variáveis selecionadas.

Um grupo foi formado pela camada de superfície da represa de Bariri nos períodos de junho, janeiro e maio e pela camada superficial da coluna d'água do reservatório de Ibitinga no mês de janeiro, as quais tiveram correlação positiva com a concentração de material em suspensão orgânico, clorofila *a* e temperatura. As formas jovens: náuplios e copepoditos de Calanoida foram importantes na formação deste grupo, havendo uma indicação que estes organismos são influenciados por estas variáveis, principalmente na camada superficial dos reservatórios, em janeiro, quando ocorreram elevadas densidades destas formas. Estas variáveis correlacionaram-se negativamente com as diferentes camadas das represas estudadas nos períodos de junho, setembro e maio (período seco), na qual foram observados baixos valores de temperatura, clorofila *a* e material em suspensão orgânico.

Um segundo grupo refere-se aos meses de junho (Ibitinga-superfície), janeiro (Barra Bonita-superfície e meio, Bariri e Ibitinga- meio e fundo) e maio (Barra Bonita e Ibitinga-superfície, Bariri e Ibitinga-meio), quando o tempo de residência e o IET médio foram elevados, evidenciado pela correlação positiva com estas variáveis. As espécies adultas de Calanoida (*Notodiaptomus iheringi*, *Nodiaptomus cearensis* e *Notodiaptomus spinuliferus*) foram fortemente influenciadas por estas variáveis.

Um último grupo foi formado pelas camadas de água de meio e fundo das três represas em setembro, e também pela camada de superfície de Bariri e Ibitinga. O período de janeiro em Barra Bonita (fundo) também fez parte desse grupo. Dentre as variáveis selecionadas, somente a concentração de material em suspensão inorgânico (MSI) apresentou correlação significativa na distribuição das espécies de Copepoda Cyclopoida (*Acanthocyclops robustus*, *Mesocyclops longisetus* e *Metacyclops mendocinus*) nas represas e períodos citados anteriormente.

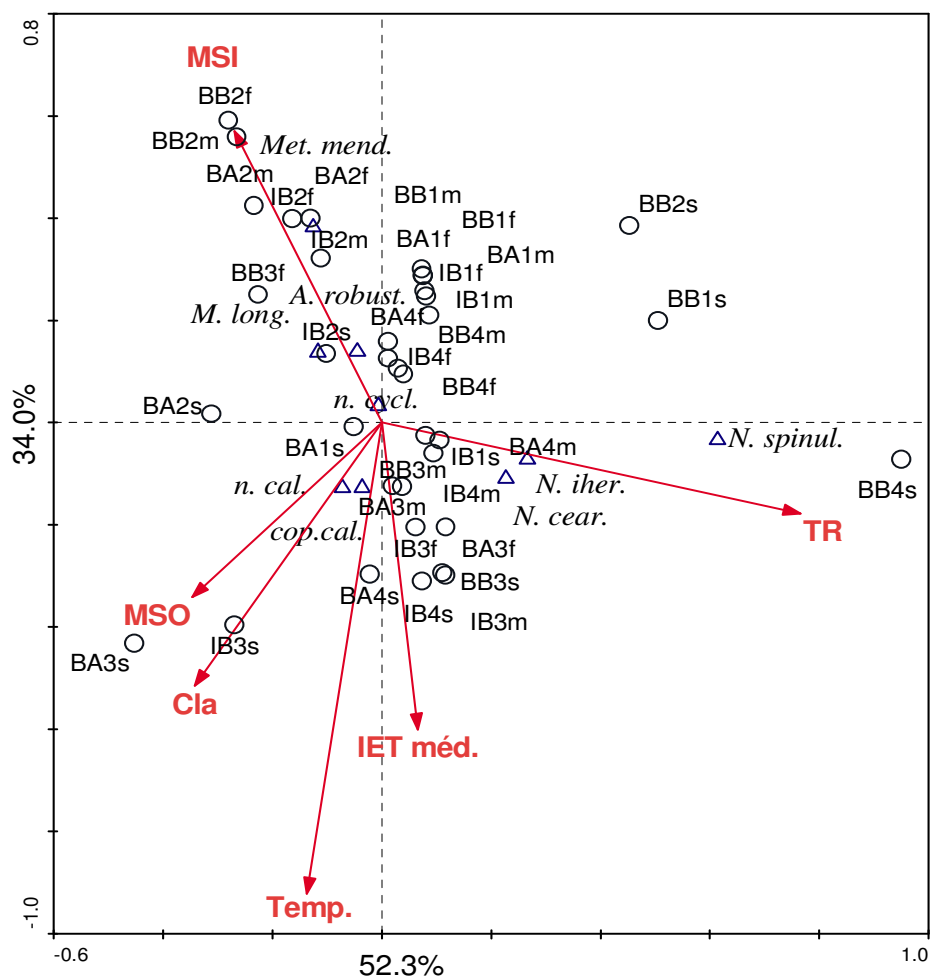


Figura 53- Ordenação biplot por meio da Análise de Correlação Canônica das camadas de água de superfície, meio e fundo, dos três reservatórios do Médio rio Tietê, nos meses amostrados (junho e setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009), em função das variáveis em função das variáveis limnológicas analisadas feita a partir da matriz de correlação padronizada pela amplitude de variação dos dados de densidades das espécies descritoras de Copepoda Cyclopoida (*n. cycl.*= náuplio de cyclopoida; *A. robust.*= *Acanthocyclops robustus*; *M. long.*= *Mesocyclops longisetus* e *Metacyclops mendocinus*; Copepoda Calanoida (*n. cal.*= náuplio de calanoida; *cop. cal.* = copepodito de calanoida; *N. iher.*= *Notodiaptomus iheringi*; *N. cear.*= *Notodiaptomus cearensis*; *N. spinul.*= *Notodiaptomus spinuliferus*) (Legenda das variáveis selecionadas: Temperatura (Temp.), MSO (material em suspensão orgânico), MSI (material em suspensão inorgânico), Clorofila *a* (Cla), Índice de estado trófico médio (IET méd.) e Tempo de residência (TR). Legenda das unidades amostrais: Barra Bonita (BB), Bariri (BA) e Ibitinga (IB), seguidos pelos números 1 (junho de 2008), 2 (setembro de 2008), 3 (janeiro de 2009) e 4 (maio de 2009) e pelas letras s (superfície), m (meio) e f (fundo) (exemplo: BB1s=Barra Bonita, junho de 2008, superfície).

7 - Florações de Cianobactérias nos reservatórios do rio Tietê

7.1- Composição, distribuição temporal e densidade das espécies fitoplanctônicas encontradas nos florescimentos dos reservatórios do Médio rio Tietê

Durante as amostragens realizadas foram encontradas florações de cianobactérias somente nos meses de junho de 2008, no reservatório de Barra Bonita, em janeiro de 2009 nos três reservatórios estudados; e em maio de 2009, apenas em Bariri e Ibitinga. Na amostra da represa de Barra Bonita (janeiro de 2009) não foi possível analisar qualitativa e quantitativamente as espécies de cianobactérias presentes, devido ao fato das colônias e células já estarem bem degradadas, dificultando a realização das análises por microscopia.

Essas florações (massa superficial ou “scum”) apresentaram composições semelhantes nas amostras analisadas e distribuídas ao longo dos reservatórios investigados. Foram registradas no total 3 espécies de cianobactérias nas amostras obtidas nos reservatórios do rio Tietê, sendo todas espécies pertencentes à classe Cyanophyceae - ordem *Chroococcales* (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* e *Microcystis cf. wesenbergii*). Além dessas espécies de cianobactérias, foram encontradas também nas florações coletadas nos reservatórios de Barra Bonita em junho de 2008 e Ibitinga em maio de 2009, outras espécies fitoplanctônicas (diatomáceas), pertencentes à classe Bacillariophyceae (*Aulacoseira granulata* e *Navicula* spp.)

Os resultados referentes à composição, distribuição e densidades das espécies fitoplanctônicas presentes nos florescimentos nos reservatórios estão representados na Figura 54 e nas Tabelas 43 e 44 (Anexo 1) e descritos segundo os respectivos meses de coleta durante o estudo.

Microcystis aeruginosa apresentou ampla distribuição nos três reservatórios e meses estudados, enquanto que *Microcystis panniformis* somente ocorreu nas represas de Barra Bonita e Ibitinga durante os períodos de seca (junho de 2008 e maio de 2009). *Microcystis cf. wesenbergii* foi registrada nos reservatórios de Bariri e Ibitinga, em janeiro e maio de 2009, respectivamente.

No reservatório de Barra Bonita, em junho de 2008, *Microcystis aeruginosa* ocorreu em maior densidade (3.307,96 org.L⁻¹), enquanto que *Microcystis panniformis* atingiu apenas 300.72 org. L⁻¹.

Na amostra coletada em janeiro de 2009 a espécie *Microcystis aeruginosa* ocorreu em elevada densidade (6.615,91 org.L⁻¹) no reservatório de Ibitinga, enquanto no reservatório de Bariri foi registrada a densidade de 2.826,80 org. L⁻¹. Na amostra de Bariri foi registrada a menor densidade total (2.886,94 org.L⁻¹), e também apenas 60.14 org. L⁻¹ de *Microcystis cf. wesenbergii*.

A maior densidade nas florações de cianobactérias foi registrada no mês de maio de 2009, no reservatório de Ibitinga com o total de 10.164,45 org. L⁻¹, sendo altamente dominante *Microcystis aeruginosa* (9.863,72 org. L⁻¹). Já na represa de Bariri, esta espécie ocorreu em densidade menor, com 4.390,56 org. L⁻¹.

As diatomáceas *Aulacoseira granulata* e *Navicula* spp. ocorreram em densidades mais baixas quando comparadas às cianobactérias. No mês de junho de 2008 na represa de Barra Bonita, estas espécies apresentaram as densidades mais elevadas, com 721.7 org. L⁻¹ e 1563.76 org. L⁻¹, respectivamente. Em maio de 2009, na represa de Ibitinga as densidades destes táxons foram de apenas 60.14 org. L⁻¹.

Considerando-se todos os reservatórios e períodos analisados, foi possível verificar que a represa de Ibitinga no período de maio de 2009, apresentou a maior densidade da espécie *Microcystis aeruginosa* (frequente em todos os reservatórios).

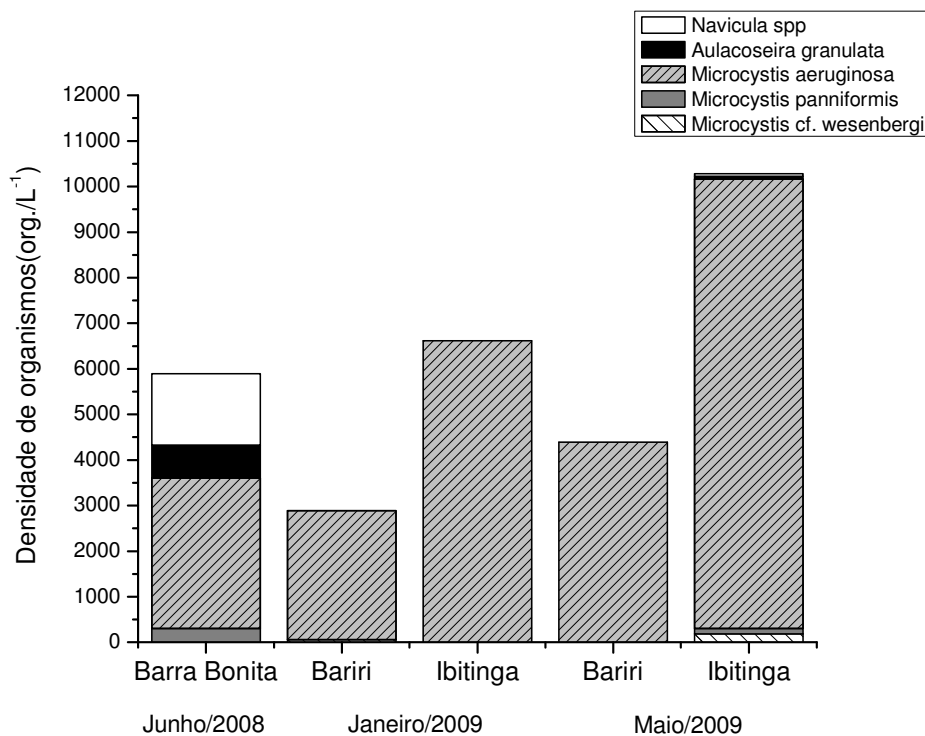


Figura 54- Densidade das espécies de cianobactérias e diatomáceas registradas em florações ocorridas nos reservatórios do Médio rio Tietê nos meses de junho de 2008, janeiro e maio de 2009.

7.2- Densidade de cianobactérias nas florações dos reservatórios do Médio rio Tietê

Os resultados obtidos para as contagens de células de cianobactérias, expressos em células/mL⁻¹, demonstraram variações espaciais e temporais dos valores de densidade.

A maior densidade de células de cianobactérias (202.060 células/mL⁻¹) ocorreu no reservatório de Ibitinga durante o período de maio de 2009, sendo que o menor (57.09,0 células/mL⁻¹) em janeiro de 2009, em Bariri, respectivamente.

Na coleta de junho de 2008, na primeira represa amostrada, ocorreu o segundo valor mais baixo (73.073,0 células/mL⁻¹). Já nos reservatórios de Ibitinga e Bariri em janeiro e maio, estes valores foram de 130.47,0 células/mL⁻¹ e 86.60 células/mL⁻¹ (Figura 55).

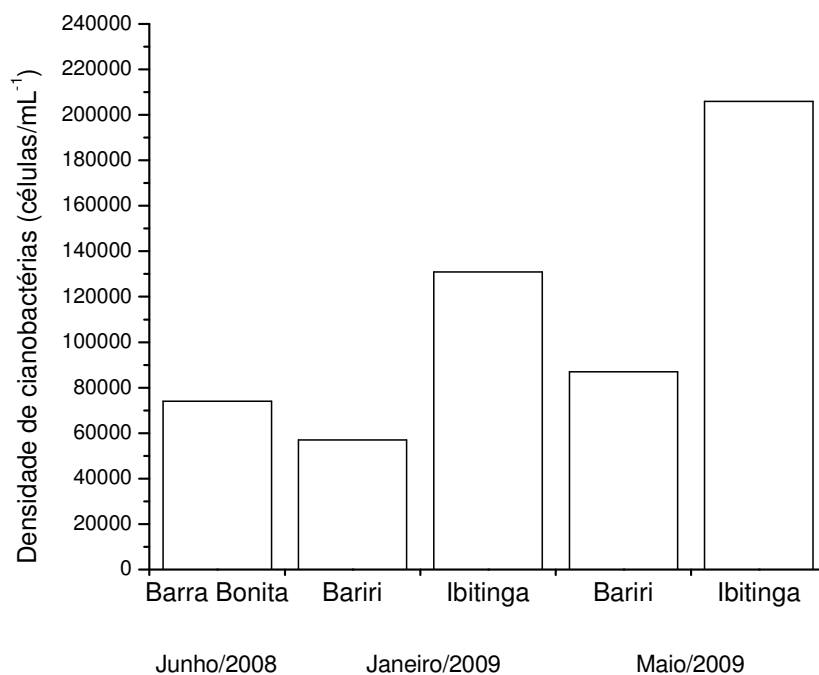


Figura 55- Densidades celulares de cianobactérias encontradas nos reservatórios do Médio rio Tietê nos meses de junho de 2008, janeiro e maio de 2009.

7.3- Avaliação Ecotoxicológica

7.3.1- Microcistinas detectadas nas florações de cianobactérias nos reservatórios do Médio rio Tietê

Os resultados obtidos demonstraram que foi detectada a presença de microcistina-LR em todas as amostras de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios estudados, com concentrações variando de 18,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no período de junho de 2008, na represa de Barra Bonita a 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em maio de 2009, no reservatório de Ibitinga.

Na coleta de janeiro de 2009, no reservatório de Barra Bonita, a concentração de microcistina foi de 57,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Já na represa de Bariri, estas concentrações oscilaram entre 21,4 a 42,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ nos períodos de janeiro e maio de 2009.

Na represa de Ibitinga durante o mês de janeiro, o valor dessa hepatotoxina foi de $23,6 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Os resultados referentes às concentrações de microcistinas nos reservatórios do Médio rio Tietê estão apresentados na Figura 56 e Tabela 45 (Anexo 1).

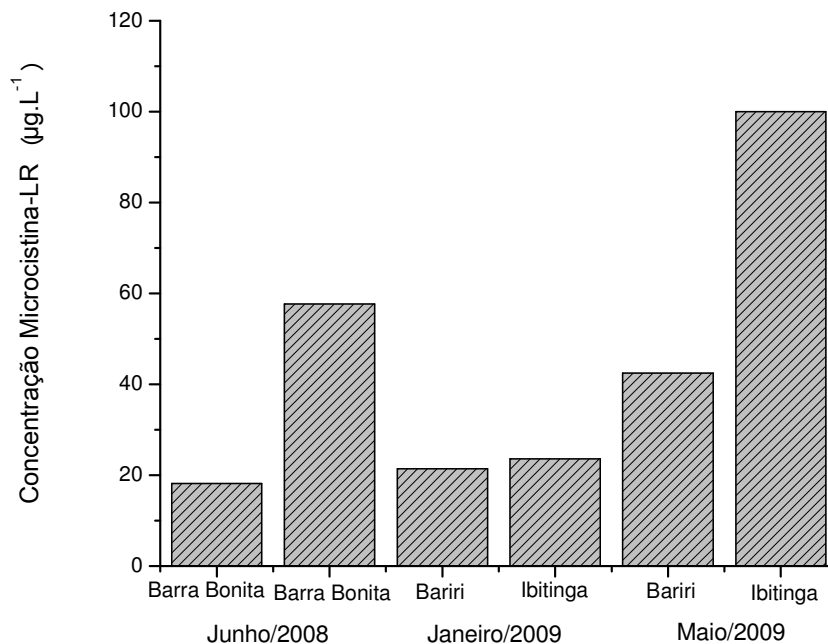


Figura 56- Concentrações de microcistina- LR- intracelular detectadas através do método imunoenensaio ELISA (Enzyme-linked Immunosorbent Assay) nos reservatórios do Médio rio Tietê nos meses de junho de 2008, janeiro e maio de 2009.

7.3.2- Relação entre cianotoxinas e densidade de células de cianobactérias nos reservatórios do Médio rio Tietê

7.3.2.1- Concentrações de microcistina-LR e a densidade de cianobactérias

No presente estudo, constatou-se uma relação inversa entre a densidade de cianobactérias e a concentração de microcistina intracelular nas amostras de Barra Bonita (junho de 2008) e Bariri (janeiro de 2009) ou seja, apesar de ocorrerem altas densidade de células desse grupo, em geral, estas não corresponderam a elevadas concentrações de microcistinas. Pode-se observar que somente para as amostras

de Bariri (maio de 2009) e Ibitinga (janeiro e maio/2009) houve essa relação (Figura 57).

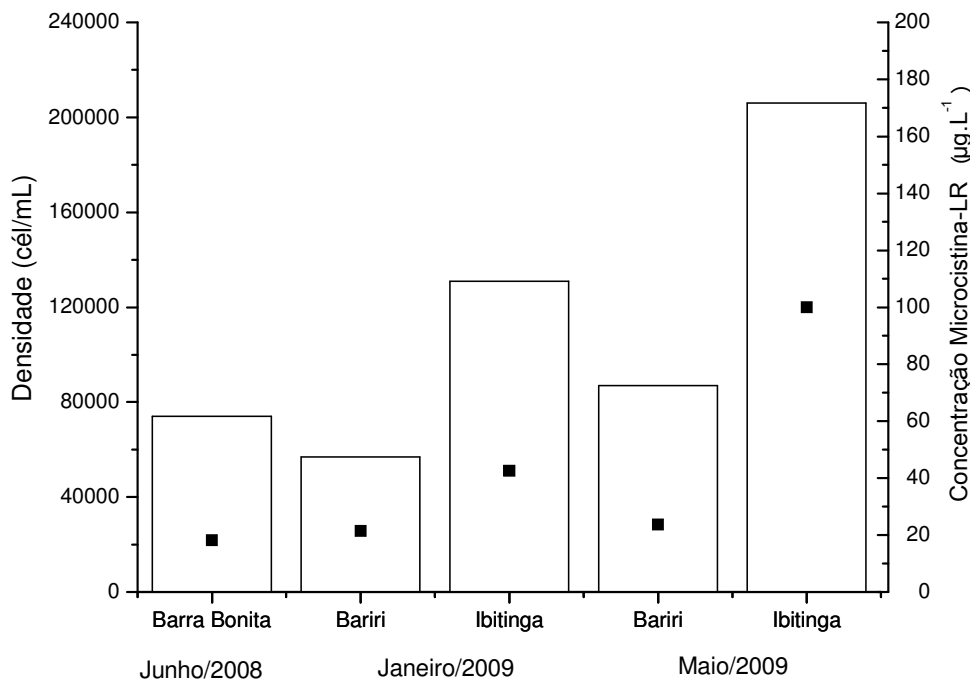


Figura 57- Relação entre as concentrações de microcistina-LR detectadas pelo método de Imunoensaio ELISA (■) e a densidade de cianobactérias (□) nos reservatórios do Médio rio Tietê nos meses de junho de 2008, janeiro e maio de 2009.

7.4- Relação entre as densidade das espécies fitoplanctônicas presentes nas florações de cianobactérias com as espécies zooplanctônicas

A fim de verificar a existência ou não de correlação entre as densidades das espécies fitoplanctônicas presentes nos blooms de cianobactérias com as espécies zooplanctônicas encontradas nas camadas de superfície dos reservatórios estudados foi feita a Análise de Correspondência Canônica (ACC).

Esta análise mostrou que os dois primeiros eixos da Análise de Correlação Canônica (ACC) explicaram 98,6% da variação dos dados, sendo 78,2% pelo 1º eixo e 20,4% pelo 2º eixo. A análise de Monte Carlo realizada na confecção na ACC mostrou que, de todas as espécies de cianobactérias e de diatomáceas presentes

nas florações coletadas, nenhuma apresentou importância significativa na distribuição das espécies zooplanctônicas.

A Figura 58 mostra a representação gráfica da relação entre a distribuição das densidades das espécies zooplanctônicas ao longo dos gradientes ambientais gerados com as espécies fitoplanctônicas.

Um grupo foi formado por junho de 2008, em Barra Bonita, no qual as espécies de Cladocera *Ceriodaphnia silvestrii* e *Ceriodaphnia cornuta* e do Copepoda Cyclopoida, *Acanthocyclops robustus* tiveram correlação mais forte com as espécies de diatomáceas e da cianobactéria *Microcystis panniformis*. Foi observado também que as densidades do Rotifera *Brachionus calyciflorus* e do Cladocera *Bosmina longirostris* não tiveram correlação com nenhuma das espécies fitoplanctônicas, apresentando elevadas densidades em todos os períodos amostrados.

Outro grupo foi formado pelos meses de junho (Bariri e Ibitinga) e setembro (Barra Bonita e Bariri) sendo que as espécies de Rotifera *Filinia longiseta* e *Keratella tropica* e os náuplios de Cyclopoida apresentaram correlação positiva com as cianobactérias *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis* cf. *wesenbergii*.

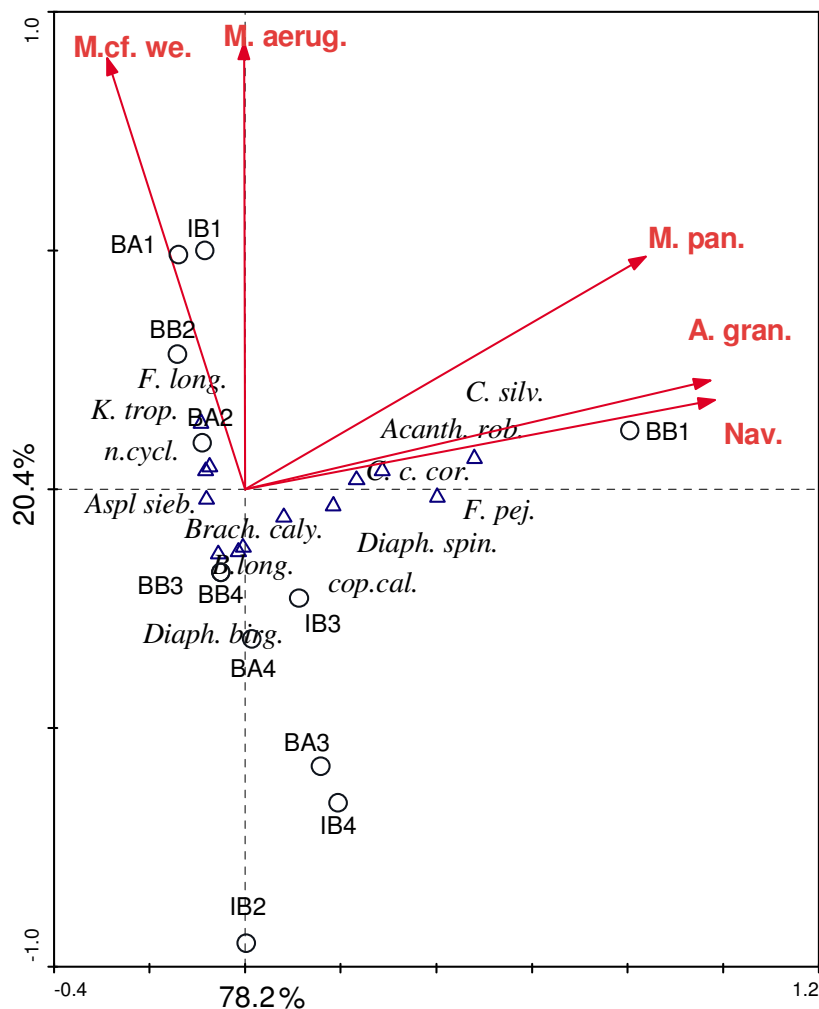


Figura 58- Ordenação biplot por meio da Análise de Correlação Canônica dos meses amostrados (junho e setembro de 2008 e janeiro e maio de 2009) nas camadas de água de superfície função das densidades de espécies fitoplanctônicas encontradas nas florações de cianobactérias, e feita a partir da matriz de correlação padronizada pela amplitude de variação dos dados de densidades das espécies descritoras de Rotifera (*Aspl.sieb.*=*Asplanchna sieboldi*; *Brach.caly.*=*Brachionus calyciflorus*; *F.long.*= *Filinia longiseta*; *F. pej.*= *Filinia pejler*; *K. trop.*=*keratella tropica*), Cladocera (*Bosm.long.*=*Bosmina longirostris*; *C.silv.*=*Ceriodaphnia silvestrii*; *C.c.cor.*= *Ceriodaphnia cornuta cornuta*; *Diaph.birg.*= *Diaphanosoma birgei*; *Diaph. spin.*= *Diaphanosoma spinulosum*), Copepoda Cyclopoida (*n. cycl.*= náuplio de cyclopoida; *A.robust.*= *Acanthocyclops robustus*), Copepoda Calanoida (*cop.cal.* = copepodito de calanoida) Legenda das espécies fitoplanctônicas: *A.gran.*(*Aulacoseira granulata*); *Nav.*(*Navicula* ssp); *M. aerug.* (*Microcystis aeuruginosa*); *M.pan.*(*Microcystis panniformis*) e *M.cf.we.* (*Microcystis cf. wesenbergii*) Legenda das unidades amostrais: Barra Bonita (BB), Bariri (BA) e Ibitinga (IB), seguidos pelos números 1 (junho de 2008), 2 (setembro de 2008), 3 (janeiro de 2009) e 4 (maio de 2009) (exemplo: BB1=Barra Bonita, junho de 2008).

7.5- Bioensaios de toxicidade

7.5.1- Testes de sensibilidade

Os valores de CE50;48h obtidos por meio de testes de sensibilidade ao cloreto de sódio (NaCl) para o organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* ficaram dentro da faixa de sensibilidade estabelecida para os mesmos, nas condições do laboratório: 0,48 – 1,83 g/L⁻¹ NaCl para *C. silvestrii* (Figura 59 e Tabela 46- Anexo 1), indicando que esses organismos estavam adequados para serem utilizados nos testes de toxicidade aguda realizados no presente trabalho.

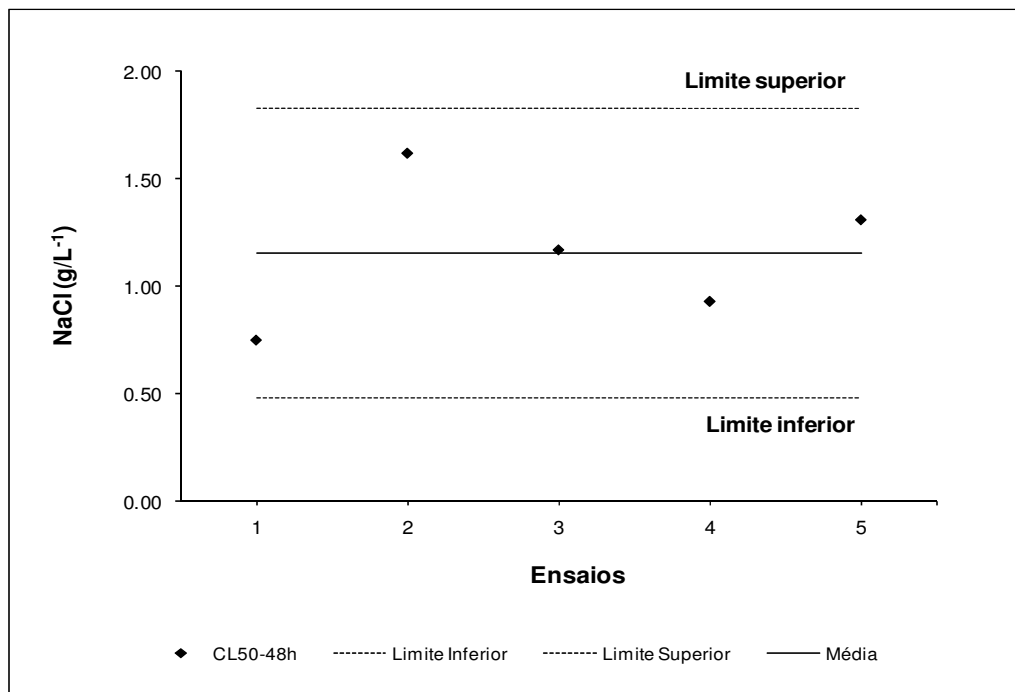


Figura 59- Faixa de sensibilidade do dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) ao cloreto de sódio (NaCl).

7.5.2- Testes de toxicidade aguda

Os bioensaios realizados com as três amostras de extratos brutos de florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios de Barra Bonita (16/01/09), Bariri (14/05/09) e Ibitinga (14/05/09) revelaram efeitos tóxicos para o organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii*. Os resultados referentes aos ensaios ecotoxicológicos estão apresentados nas Figuras 60 a 62 e nas Tabelas 47 a 58 (Anexo 1).

7.5.2.1- Bioensaios com o extrato bruto do reservatório de Barra Bonita

A amostra de extrato bruto da represa de Barra Bonita com concentração de 57,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistina-LR (intracelular), foi utilizada nos bioensaios de toxicidade aguda. A partir dessa concentração, foram testadas as seguintes concentrações (teste preliminar): 0,00 (controle- somente água reconstituída); 0,11; 0,23; 0,57; 1,15 e 5,77 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Os resultados obtidos neste teste mostraram que as duas últimas concentrações causaram imobilidade a 95% dos organismos, em 48 horas de exposição. O CE50 (48hrs) (Concentração efetiva mediana) calculado para este teste foi de 0,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistina.

Para os 3 testes definitivos foram testadas às seguintes concentrações de extrato: 0,00 (controle); 0,05; 0,11; 0,23; 0,57; 1,15 e 5,77 $\mu\text{g.L}^{-1}$. O primeiro teste mostrou que o extrato das florações de cianobactérias foi altamente tóxico, sendo que a partir da concentração de 1,15 $\mu\text{g.L}^{-1}$ foi observada a imobilidade a 100% dos organismos testados. Nos dois últimos bioensaios realizados verificou-se que a partir dessa mesma concentração anteriormente citada ocorreu imobilidade a 90% dos indivíduos. Os valores da CE50 (48hrs) para a espécie *Ceriodaphnia silvestrii* variaram entre 0,17 e 0,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 60 e Tabelas 47 a 50- Anexo 1)

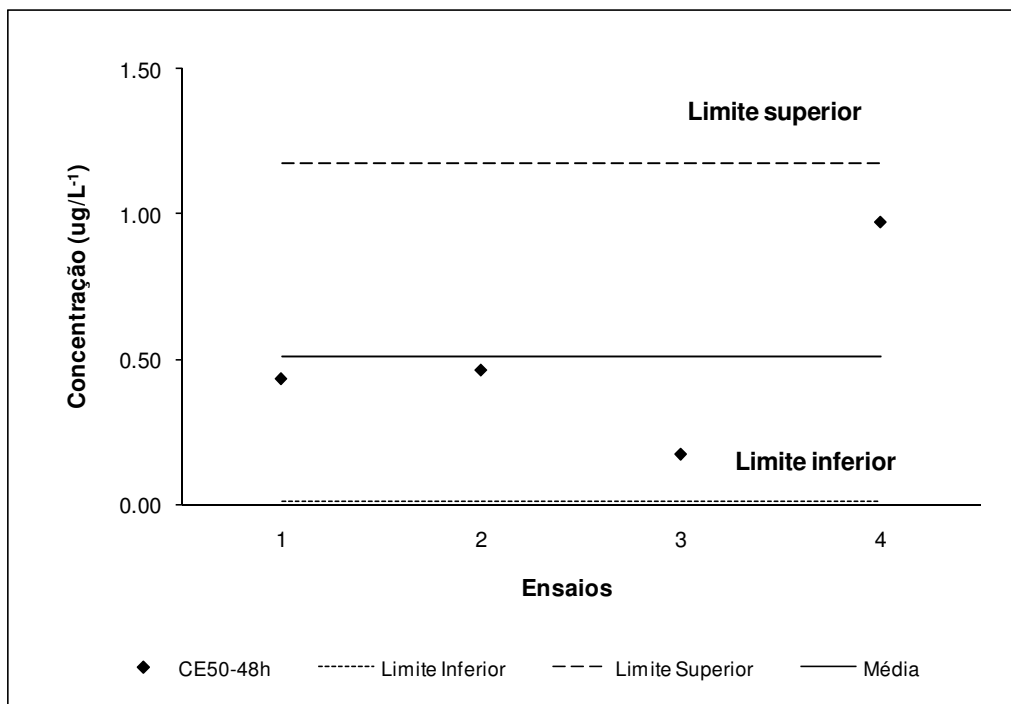


Figura 60- Valores de CE50; 48 hrs para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) nos testes de toxicidade aguda com o extrato bruto de florações de cianobactérias coletadas em 16/01/2009 no reservatório de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP.

7.5.2.2 - Bioensaios com o extrato bruto do reservatório de Bariri

A amostra de extrato bruto da floração coletada no reservatório de Bariri apresentou concentração de 42,5 µg.L⁻¹ de microcistina-LR (intracelular), e foi utilizada nos testes de toxicidade aguda. A partir dessa concentração, foram testadas as seguintes concentrações de extrato bruto: 0,00 (controle); 0,042; 0,21; 1,06; 2,12; 3,19 e 4,25 µg.L⁻¹. Na maioria dos testes realizados, a concentração de 4,25 µg.L⁻¹ causou imobilidade a 100% dos organismos testados, em 48 horas de exposição.

Os valores obtidos da CE50 (48hrs) para a espécie *Ceriodaphnia silvestrii* variaram de 1,09 a 3,41 µg.L⁻¹ (Figura 61 e Tabelas 51 a 54- Anexo 1).

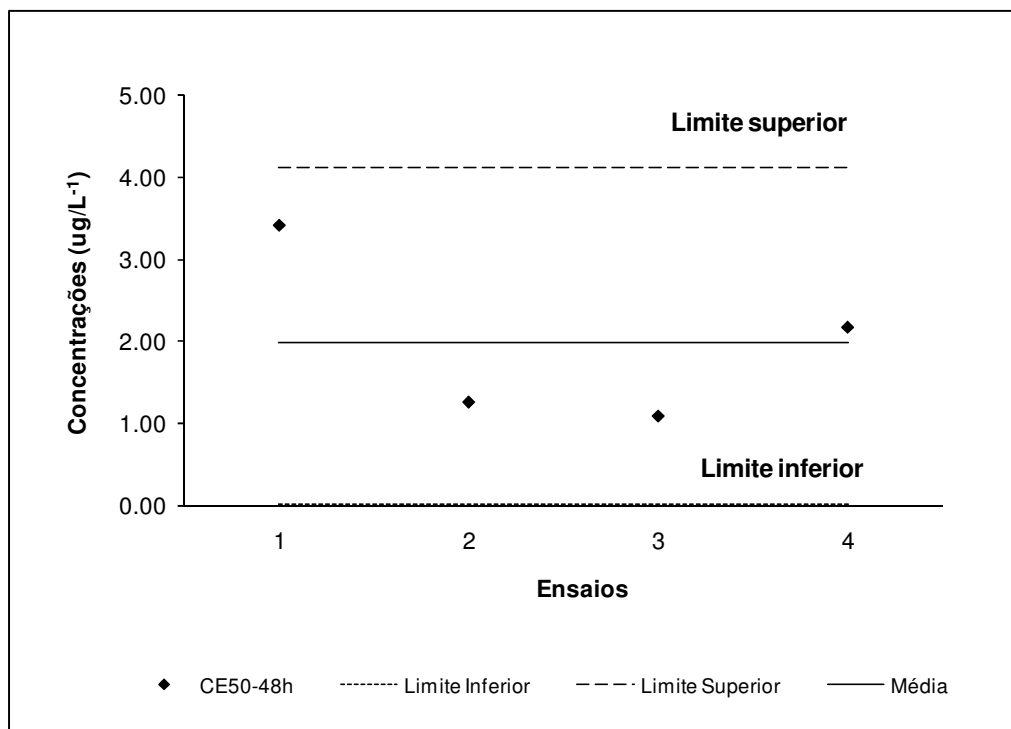


Figura 61- Valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) nos testes de toxicidade aguda do extrato bruto de florações de cianobactérias coletadas em 14/05/2009 no reservatório de Bariri, Médio rio Tietê, SP.

7.5.2. 3- Bioensaios com o extrato bruto do reservatório de Ibitinga

A amostra de extrato bruto da represa de Ibitinga apresentou a maior concentração de microcistina-LR (intracelular), em relação às outras florações testadas, sendo esta de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, a qual foi utilizada para realização dos testes de toxicidade aguda. A partir dessa concentração, foram testadas as seguintes concentrações de extrato bruto: 0,00 (controle); 0,2; 0,4; 1,0; 2,0 e $10 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em dois testes, a maior concentração testada causou imobilidade a 80% dos organismos testados, em 48 horas de exposição, sendo que nos outros bioensaios esta concentração foi altamente tóxica (imobilidade a 100% dos indivíduos).

Os valores calculados da CE50 (48hrs) para a espécie *Ceriodaphnia silvestrii* variaram de 2,09 a $3,22 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 62 e Tabelas 55 a 58 Anexo 1).

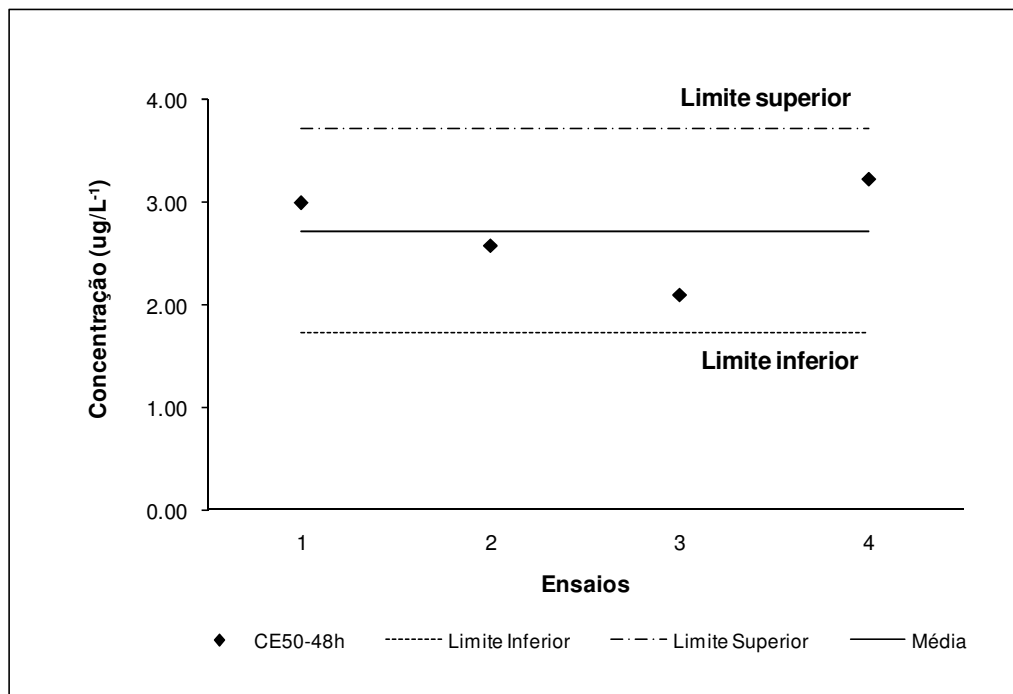


Figura 62- Valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) nos testes de toxicidade aguda com o extrato bruto de florações de cianobactérias coletadas em 14/05/2009 no reservatório de Ibitinga, Médio rio Tietê, SP.

8- DISCUSSÃO

8.1- Limnologia dos reservatórios do Médio rio Tietê-SP

Reservatórios são considerados corpos de água formados ou modificados por atividades humanas, para servir como um recurso hídrico confiável e controlável. Estes ambientes artificiais são sistemas intermediários entre lagos e rios, os quais apresentam elevada taxa de renovação de água e um efeito de transporte muito semelhante àqueles das águas correntes (THORTON et al., 1990; MARGALEF, 1981).

Os reservatórios artificiais diferem dos demais ecossistemas aquáticos devido a sua complexidade. Tal complexidade decorre das mudanças dinâmicas, em escalas espacial e temporal, a que estes ambientes estão sujeitos, muitas vezes impulsionadas pelas funções de força climatológicas e hidrológicas, e pelas

interações com as bacias hidrográficas, bem como pelo regime de operação do sistema (TUNDISI, 1996; TUNDISI et al., 1999; HENRY, 1999; KENNEDY, 1999).

Os três reservatórios do Médio rio Tietê que constituíram o objeto do presente estudo, situam-se em região do sudeste brasileiro com marcada variabilidade climática, particularmente em relação à precipitação pluviométrica. Os resultados obtidos para as variáveis climatológicas evidenciaram variação sazonal com ocorrência de altos valores de precipitação pluviométrica durante os meses de verão e redução desses valores nos meses de seca. De acordo com Lima (2004), o máximo pluviométrico da região normalmente ocorre em dezembro ou janeiro e o mínimo em julho. Isto foi verificado neste trabalho, visto que os maiores valores de precipitação foram observados no mês de janeiro de 2009, em todas as represas estudadas. Já em julho de 2008, ocorreram os menores registros de chuva na região, de apenas 0,3 mm no reservatório de Barra Bonita, sendo que nas outras represas não foram registradas precipitações neste período. É de se esperar, portanto, que o funcionamento dos reservatórios e das comunidades aquáticas sejam afetadas pelas variáveis climatológicas.

Segundo Guntzel (2000), estes reservatórios estão na zona de transição entre os climas tropical e subtropical, caracterizada pela ocorrência de um inverno seco, com chuvas escassas ou ausentes, que abrange os meses de abril a setembro, e por um verão chuvoso, que vai de outubro a março.

Apesar disso, de ocorrerem algumas variações no nível de água dos reservatórios do médio rio Tietê, geralmente as vazões foram maiores e o tempo de retenção mais curto, seguindo as variações na pluviosidade, apesar do regime de operação das barragens que acumula água mesmo em períodos de seca, para garantir maior regularidade nas vazões necessárias para a geração de energia hidrelétrica.

A vazão defluente e o tempo de residência da água são variáveis hidrológicas de grande importância nos reservatórios por serem funções de força quando se considera a qualidade das águas nos reservatórios, (STRASKRABA; TUNDISI, 1999), e influenciam diretamente a ciclagem e o acúmulo de nutrientes na água e no sedimento, afetando o estado trófico do reservatório e o desenvolvimento das comunidades (BRANCO, 1991). O tempo teórico de retenção é obtido durante o “enchimento” do reservatório, correspondendo ao número de dias necessários para atingir sua capacidade plena (mediante vazões e precipitações que ocorrerem

durante esse período, as quais podem ser diferentes das médias de longo período de observações).

De acordo com o tipo de funcionamento (vazão/retenção) dois tipos básicos de reservatórios são reconhecidos: fio d' água e acumulação (KELMAN et al., 1999). O formato do reservatório fio d' água é simples e a profundidade não muito elevada, sendo que a oscilação do nível da água é diária e de menor amplitude, enquanto que o de acumulação apresenta um formato dendrítico e maior profundidade, conseqüentemente possui grande área inundada e elevado volume de água. Nos reservatórios fio d' água o tempo de residência é relativamente curto, geralmente menor que 20 dias, enquanto que nos reservatórios de acumulação é maior que 100 dias. Os reservatórios compreendidos no presente estudo podem ser caracterizados como reservatórios de acumulação.

O padrão obtido para o tempo de retenção da água nos reservatórios estudados foi o de ocorrência de maiores valores nos meses de seca (menor vazão), pois a água permanece mais tempo no reservatório e os menores valores durante a estação chuvosa (maior vazão). Esses resultados foram próximos aos reportados em estudos anteriores nestas mesmas represas (PEREIRA, 2003; LIMA, 2004; MINILLO, 2005). Segundo Straskraba et al. (1993), o tempo de retenção da água pode afetar diretamente a distribuição do plâncton, mas também tem efeito indireto na composição taxonômica do zooplâncton e em sua abundância pelas alterações ocasionadas na temperatura da água e ou na disponibilidade alimentar.

Para Tundisi et al. (1988), o manejo do tempo de residência da água no reservatório pode ser utilizado como estratégia adequada para regular o crescimento de cianobactérias, uma vez que curtos tempos de retenção impedem a proliferação destes organismos que não estão associados com grandes turbulências. Estudos realizados por De Filippo (1987) e Sandes (1990) demonstraram relações entre a densidade da comunidade fitoplanctônica, variações na biomassa e o regime operacional nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, respectivamente.

Tundisi e Mastumura-Tundisi (1990), demonstraram o efeito do tempo de residência no estado trófico da represa Barra Bonita, e concluíram que o crescimento acelerado de cianofíceas e o aumento da condutividade durante os períodos de seca estavam relacionados com o aumento do tempo de residência do reservatório e com a estabilidade térmica. Tal fato foi também observado por Costa et al. (2009), que verificaram o aumento das florações de cianobactérias em seis

reservatórios do semi-árido nordestino, associado às elevadas temperaturas e condutividade, pH alcalino, redução da vazão defluente e elevado tempo de residência.

Dentre as variáveis limnológicas monitoradas neste estudo, a transparência da água, esteve diretamente associada com a quantidade de material em suspensão encontrada na coluna d' água, tanto particulado como dissolvido, mantendo provavelmente relações estreitas com a produção autóctone e as entradas alóctones que ocorreram no sistema. Nas represas do médio Tietê, durante os períodos amostrados (chuvoso em janeiro de 2009 e seco nos meses de junho e setembro de 2008; e maio de 2009), a amplitude de variação na transparência da água foi bastante grande, (0,9 a 3,1 m) correspondendo conseqüentemente a uma variação também ampla para a zona eufótica (2,7 a 9,3m).

A variação temporal da penetração da luz nos reservatórios é uma característica intrínseca dos reservatórios do rio Tietê e já foi abordada em estudos anteriores (FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004; MINILLO, 2005; SURIANI, 2006).

Durante o período chuvoso ocorre maior aporte de nutrientes e sedimentos carreados da camada superficial dos solos nas margens do rio e dos tributários para o reservatório que, associados aos processos de instabilidade na coluna d' água (turbulência), promovem aumento na turbidez e conseqüente diminuição na transparência da água e na penetração da luz, com conseqüências para a produção primária. Pode-se inferir que nos períodos chuvosos estes fatores tenham afetado, direta ou indiretamente, as populações planctônicas nos reservatórios do Médio rio Tietê.

Os diversos estudos já realizados nestes três reservatórios têm demonstrado que eles são corpos de água altamente dinâmicos, com alterações em seus parâmetros hidrográficos, hidráulicos, físicos, químicos e biológicos, ocorrendo em escalas de tempo variáveis devido às interações entre os fatores climáticos, fatores de contorno (impactos da área circundante) e fatores limnológicos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1990; TUNDISI et al., 1991; TUNDISI et al. 1999)

Os resultados relativos à concentração de material em suspensão total na coluna d' água dos reservatórios estudados, mostraram que dentre os monitoramentos realizados, as maiores concentrações de material em suspensão ocorreram nos meses de setembro de 2008 (final do período seco e início da estação chuvosa) e

janeiro de 2009 (período chuvoso), evidenciando a importância dos fatores climatológicos para as características do sistema.

Com poucas exceções, as concentrações da fração orgânica foram superiores às das da fração inorgânica nos três reservatórios e nos três períodos analisados. Este padrão também foi verificado em estudos anteriores realizados no local (BARBOSA et al., 1999; FRACÁCIO, 2001; PEREIRA, 2003; LIMA, 2004). Tal condição pode ser explicada pela forte contribuição da produção primária autóctone, e também pela grande entrada de material alóctone no sistema, em virtude das chuvas e aporte pelos tributários (OISHI, 1996) resultando nas elevadas concentrações de matéria orgânica ao longo dos reservatórios do rio Tietê.

O pH da água, é uma variável muito importante na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, pois além de interferir no metabolismo das comunidades e na solubilidade de nutrientes, sofre variações em função dos processos respiratórios, fotossintéticos e de decomposição. Esta variável ambiental pode ser utilizada como indicador, de maneira indireta, da intensidade desses processos (ESTEVES, 1988; WETZEL, 2001). Os resultados relativos ao pH da coluna d'água dos reservatórios do Médio rio Tietê mostraram tendência de pH ligeiramente mais elevado na camada superficial, ora mantendo-se estável ou decrescendo ligeiramente com a profundidade.

Os elevados valores de pH registrados no período chuvoso, principalmente nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri, estão relacionados à elevada atividade fotossintética devido à ocorrência de densas florações de cianobactérias. Situações semelhantes foram também observadas por Pereira (2003) e Lima (2004), quando altos valores de pH foram correlacionados à ocorrência de florescimentos algais, em alguns dos reservatórios do rio Tietê.

A condutividade elétrica é outra variável que pode ser utilizada como um indicador das concentrações de sais minerais nos ecossistemas de água doce (PAYNE, 1975).

Os valores de condutividade decresceram gradativamente ao longo dos três reservatórios estudados, provavelmente evidenciando o efeito da cascata de reservatórios. De acordo com Straskraba et al. (1993) as cascatas de reservatórios criadas para geração de energia hidroelétrica fazem com que estes reservatórios tenham características limnológicas específicas. Embora estes reservatórios sejam geralmente manejados como um sistema único do ponto de vista operacional para a

geração de energia hidroelétrica, limnologicamente eles podem ser bastante diferentes, pois cada reservatório funciona como sistema único, com aportes e saídas, sendo influenciados pelos processos autóctones nos reservatórios a montante.

A condutividade pode também estar relacionada ao estado trófico dos reservatórios. Sistemas eutrofizados tem maiores taxas de decomposição e liberação de íons na água, aumentando a condutividade. Os dois primeiros reservatórios do Médio Tietê, Barra Bonita e Bariri tiveram valores de condutividade da água mais elevados e este indicador coincide com a classificação trófica estabelecida para estes reservatórios.

Os maiores valores de pH foram registrados no período chuvoso, refletindo ao aumento da carga iônica associada ao aporte de sedimentos e nutrientes transportados, seja por fontes pontuais (tributários) ou pelas fontes difusas (escoamento superficial na bacia) para os três reservatórios estudados, com aumento da concentração de íons dissolvidos na água, e conseqüente aumento de condutividade.

A temperatura da água e a concentração de oxigênio dissolvido são outros fatores de grande importância no funcionamento dos reservatórios, pois influenciam o metabolismo das comunidades e podem causar alterações na estrutura física da coluna d'água, provocando a circulação ou estratificação da água, influenciando os processos metabólicos e alterando a distribuição dos nutrientes, bem como das comunidades aquáticas (SOMMER, 1989). Foi verificado neste estudo, que temperaturas elevadas foram características da primavera e verão, associadas à sazonalidade regional.

Analisando-se os perfis de temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e pH na coluna d'água dos reservatórios do médio Tietê observa-se que quando estratificados eles seguem o tipo A na classificação de Straskraba et al. (1993). Este tipo de perfil com os maiores valores na superfície ou subsuperfície e os menores valores nas camadas mais profundas, denota os efeitos dos processos de produção biológica na camada superior. As alterações são decorrentes dos processos de atividade fotossintética e do consumo de CO₂ dissolvido (mudanças de pH e oxigênio).

As menores concentrações de oxigênio na região do hipolímnio são decorrentes dos gradientes de densidade que impedem as trocas com o epilímnio e dos

processos de consumo deste gás (respiração e oxidação da matéria orgânica e de compostos inorgânicos), que não são compensados como ocorre no epilímnio pela fotossíntese ou difusão atmosférica. Estudos anteriormente realizados por Barbosa et al. (1999), no rio Tietê também evidenciaram uma forte estratificação e anoxia no hipolímnio nestes reservatórios.

8.2- Comunidade zooplanctônica e ocorrência de florações de cianobactérias

Os reservatórios do Médio rio Tietê são amplamente conhecidos pela sua importante localização e por seus variados usos múltiplos, tais como, geração de energia elétrica, abastecimento, irrigação, recreação, piscicultura navegação entre outros. No decorrer dos últimos anos, diversos fatores antropogênicos, como crescimento populacional e ocupação desordenada das bacias hidrográficas, aliados ao gerenciamento e utilização inadequados dos recursos hídricos, têm ocasionado e intensificado a deterioração destes ambientes, resultando em acelerado processo de eutrofização.

Segundo Carpenter et al. (1998) a eutrofização artificial representa uma das mais comuns e complexas perturbações a que se encontram submetidos os lagos e reservatórios em todo o mundo. Quando a eutrofização se estabelece podem ocorrer uma série de modificações no ambiente aquático e, conseqüentemente, em suas comunidades.

Mudanças drásticas na estrutura das comunidades e nas cadeias alimentares são observadas à medida que a eutrofização progride (TUNDISI et al., 2006). É de grande conhecimento que um dos mais drásticos efeitos associados à eutrofização são as florações de cianobactérias, as quais resultam em uma série de alterações na qualidade da água, aumento da turbidez, modificações na distribuição das partículas algais e a liberação de substâncias tóxicas.

Estudos realizados por Eskinazi-Sant'Anna et al. (2007) no reservatório de Armando Ribeiro Gonçalves (Rio Grande do Norte) mostraram que, além dos efeitos deletérios das florações sobre a qualidade da água, estes distúrbios podem afetar drasticamente o padrão estrutural e a biodiversidade da comunidade zooplanctônica, com reflexos sobre o fluxo de energia dos reservatórios afetados por eventos desta natureza.

Vários estudos têm relacionado a ocorrência de florações com mudanças na matriz biótica e abiótica, mas informações sobre os ajustes da comunidade zooplanctônica, elo trófico de maior conectividade com o fitoplâncton, durante estes eventos, são ainda incipientes em sistemas tropicais (PINTO-COELHO, 1998).

Sabe-se que a variação e a distribuição espacial das espécies zooplanctônicas são influenciadas por vários fatores (temperatura, oxigênio dissolvido, aporte de nutrientes, disponibilidade alimentar, predação, competição, estrutura térmica, circulação) e que as mudanças no clima associadas às regras operacionais diferenciadas (que alteram a vazão defluente, volume e, conseqüentemente, o tempo de retenção das águas do reservatório) têm um papel decisivo na dinâmica da comunidade.

Os reservatórios do Médio rio Tietê são caracterizados por serem polimíticos, com curtos períodos de estabilidade vertical. A hidrologia da bacia hidrográfica, o tempo de retenção do reservatório e as frentes frias têm um papel fundamental na estrutura horizontal e vertical do sistema, produzindo rápidas alterações na comunidade planctônica e na sucessão de espécies do fitoplâncton, zooplâncton e bacterioplâncton. Florescimentos de *Microcystis aeruginosa* são freqüentes durante períodos de estabilidade térmica vertical (TUNDISI et al., 2008).

Durante o período de estudo, a comunidade zooplanctônica dos reservatórios do rio Tietê esteve representada por elevada riqueza de táxons (88 táxons). Dentre os reservatórios e períodos analisados, verificou-se que o reservatório de Barra Bonita possui maior riqueza de táxons.

Uma comparação realizada por Tundisi e Matsumura Tundisi (1994) entre o reservatório de Barra Bonita e o lago D. Helvécio (Parque Florestal do Rio doce-MG) demonstrou que, neste reservatório, o número de espécies de zooplâncton da região limnética, com destaque para os rotíferos se mostrou superior ao do lago D. Helvécio. De acordo com os autores, provavelmente essa diferença resulta da grande heterogeneidade espacial da represa, do regime polimítico, com muitos períodos de circulação ao longo do ano e da presença de 114 tributários com descargas entre $15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que contribuiu para o aumento da diversidade.

De acordo com os resultados obtidos neste estudo pode-se verificar que os reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga apresentaram um padrão estrutural diferenciado em termos de densidade da comunidade zooplanctônica entre as camadas de água e períodos amostrados. Os grupos que mais se destacaram em

termos de abundância foram os Rotifera e Copepoda. Os copépodes da Ordem Cyclopoida foram mais abundantes que os da Ordem Calanoida, com grande representatividade de formas jovens (náuplios e copepoditos). A estrutura da comunidade zooplanctônica com predominância de Copepoda e Rotifera pode estar relacionada à interação com a comunidade fitoplanctônica, dominada por cianobactérias. A dominância por cianobactérias, alimento de menor valor nutricional, pode favorecer as espécies de micro-filtradores que se alimentam de detrito fino ou de bactérias com seletividade alimentar, como os rotíferos, e de espécies raptorais como os copépodos ciclopoides, em detrimento de filtradores seletivos como os copépodes calanóides e cladóceros.

No período de junho (seca), nas camadas de água das represas estudadas, a densidade dos organismos foi homogênea e baixa, com exceção da camada de superfície da represa de Bariri, onde ocorreu maior densidade, com grande representatividade das espécies do grupo Rotifera. Nessa camada de água os valores de condutividade elétrica não variaram muito, sendo que as maiores concentrações de oxigênio dissolvido e aumento no tempo de residência podem ter favorecido a alta densidade deste grupo, em especial da espécie *Synchaeta jollyi*.

Segundo Pelaez-Rodrigues e Matsumura-Tundisi (2000) os rotíferos são organismos oportunistas, adaptam-se com facilidade às mudanças das condições ambientais e, assim, dificilmente se encontra um padrão constante de composição e ocorrência de espécies no espaço e no tempo. Não ocorreram eventos de floração de cianobactérias neste reservatório durante este mês e as densidades de Rotifera foram elevadas, principalmente na camada de superfície.

A distribuição vertical dos rotíferos é também, via de regra, heterogênea. O máximo de densidade populacional ocorre geralmente no epilímnio que usualmente corresponde à região de maior densidade fitoplanctônica. Abaixo desta região ocorre redução acentuada na densidade das populações de rotíferos, assim como da maioria dos organismos zooplanctônicos. Neste trabalho, não foi analisada a composição fitoplanctônica dos reservatórios estudados, sendo que estes resultados poderiam contribuir para uma melhor análise do problema.

Perfis mais homogêneos de oxigênio dissolvido coincidiram com padrões menos variáveis nas densidades dos grupos no período de setembro entre os reservatórios. Na represa de Ibitinga isto não foi verificado, pois os grupos Cladocera, Rotifera e Copepoda foram igualmente representativos nas diferentes camadas de água.

Dentre as espécies de Cladocera encontradas, *Daphnia gessneri* foi a mais abundante na camada de superfície desta represa, ocorrendo em menores densidades nos outros locais. Este fato pode estar relacionado à ausência de florações de cianobactérias neste período.

As espécies de menor porte como *Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta* e *Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi* foram mais frequentes e mais abundantes na maioria dos períodos amostrados. Zanata (2005) também verificou maior densidade dessas espécies nestes três reservatórios do Médio rio Tietê (de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga).

Lansac-Tôha et al. (2005) mostraram que a predominância de pequenos cladóceros em águas eutróficas está geralmente relacionada à presença de cianofíceas, que dominam o fitoplâncton nessa circunstância. De acordo com Sampaio et al. (2002), os grandes filamentos, bem como a mucilagem de grandes colônias, das cianobactérias podem entupir o aparato filtrador de grandes cladóceros pertencentes aos gêneros *Daphnia*, *Moina* e *Simocephalus*.

A espécie *Moina micrura* ocorreu somente nas represas de Barra Bonita e Ibitinga, porém com maior ocorrência nos períodos em que não ocorreram “blooms” de cianobactérias. Estudos realizados por Ferrão-Filho e Azevedo (2003) buscando verificar a influência dos blooms de *Microcystis aeruginosa* sobre as populações de zooplâncton no lago Jacarepaguá (Rio de Janeiro) mostraram que a inibição do consumo de alimento de *Moina* é muito mais inibida do que aquele de *Ceriodaphnia* na presença de células tóxicas de *Microcystis* nas comunidades naturais.

A espécie de Cladocera *Bosmina longirostris* ocorreu em todas as camadas de água dos três reservatórios e nos diversos períodos estudados, atingindo maiores densidades no reservatório de Ibitinga em setembro de 2008. Zanata (2005) relatou a ocorrência de dominância do gênero *Bosmina*, com elevadas densidades, em todos os reservatórios em cascata do Sistema Médio e Baixo rio Tietê, principalmente naqueles localizados no início da cascata. Estes dados corroboram a dominância de filtradores de menor tamanho com o aumento do estado trófico.

Segundo estudos experimentais realizados por Fulton (1988) espécies deste gênero tiveram maior resistência que outras quando expostas a linhagens de *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena flosaquae*. No entanto, apesar do baixo valor nutricional destas cianobactérias para *Bosmina longirostris*, sua sobrevivência aumentou. Resultados experimentais de seletividade alimentar mostraram que este

cládocero não evita consumir esta cianobactéria, indicando que o mecanismo de resistência às toxinas deve ser pós ingestão.

Os resultados obtidos para os reservatórios do Médio rio Tietê também sugerem que esta espécie pode potencialmente coexistir com as toxinas liberadas pelos blooms de cianobactérias.

Barros et al. (2005) notou que a espécie *Bosmina longirostris* e rotíferos foram dominantes na comunidade zooplanctônica do lago Mira, localizado na costa norte de Portugal, durante um ano de estudo. Este lago é marcado por freqüente ocorrência de blooms de cianobactérias, como *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena* spp., principalmente no verão. Segundo estes autores, espécies de menor porte são mais tolerantes a cianobactérias do que as maiores, porque a interferência física com as colônias e filamentos é menor.

No período chuvoso (janeiro/2009) as camadas de superfície da coluna d'água dos reservatórios tiveram elevadas densidades de zooplâncton, sendo as espécies do grupo Copepoda dominantes. Concentrações elevadas de material em suspensão orgânico, clorofila *a* e elevadas temperaturas favoreceram estes organismos, principalmente as formas jovens de Cyclopoida (náuplios e copepoditos).

Considerando os resultados obtidos na Análise de Correlação Canônica (ACC) as variáveis tempo de residência e temperatura parecem ter tido importância significativa na ocorrência e distribuição das espécies de Copepoda. Segundo Santos-Wisniewski e Rocha (2007), os maiores tempos de residência favorecem espécies com ciclo de vida mais longo, como os copépodes. Isto foi observado principalmente nos períodos de maio e setembro (seca), quando os reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga, apresentaram maior tempo de residência, favorecendo principalmente o desenvolvimento de Copépodes Cyclopoida.

Em populações de Copepoda, a predominância numérica de formas jovens, especialmente náuplios, é um padrão comum em diferentes corpos de água doce, como verificado por Neves et al. (2003). De acordo com estes autores as elevadas densidades das formas imaturas de copépodos resultam provavelmente da reprodução contínua desses organismos e de moderada pressão de predação sobre os mesmos.

Estudos conduzidos em vários ecossistemas aquáticos tropicais, na busca por indicadores zooplanctônicos de eutrofia, têm descrito, em geral, uma dominância de

copépodos Cyclopoida sobre copépodos Calanoida, à medida que a eutrofização se estabelece e evolui (PINTO-COELHO et al., 2005). Os Cyclopoida são organismos filtradores, que predominam em ambientes eutrofizados pela facilidade em capturar algas cianofíceas filamentosas ou coloniais, predominantes nesses ambientes, enquanto que a relação entre Calanoida e o aumento no grau de trofia seria negativa, por serem estes organismos filtradores seletivos.

Dentre os adultos, as espécies de Cyclopoida mais frequentes nos reservatórios de Barra Bonita e Bariri nos períodos de seca, foram *Mesocyclops ogunnus*, *Thermocyclops decipiens* e *Acanthocyclops robustus*. Estas espécies foram consideradas dominantes no reservatório de Barra Bonita por Rietzler (1995) durante o mês de janeiro de 1992 a dezembro de 1993.

Pinto-Coelho (1987), analisando a comunidade zooplanctônica do reservatório de Paranoá (Brasília, DF) considerou que a espécie *T. decipiens* tem uma alta capacidade de se desenvolver em condições eutróficas, principalmente nos casos de introdução de material aloctóne durante os períodos chuvosos.

Em relação aos copépodes Calanoida, as espécies mais abundantes foram *Notodiaptomus iheringi* e *N. cearensis*, especialmente no período chuvoso. Segundo Santos-Wisniewski e Rocha (2007), estas espécies são bem adaptadas a condições mesotróficas e eutróficas, tolerando altos níveis de turbidez. Sendacz e Kubo (1982) também verificaram que a espécie *N. iheringi* era dominante no reservatório do Funil, RJ, onde foram verificados altos níveis de nutrientes e de clorofila *a*. Espíndola (2000) observou que a espécie *Notodiaptomus iheringi*, ocorre com frequência em sistemas eutrofizados, sendo aptos para sobreviver e se reproduzirem na presença de cianobactérias.

As florações de cianobactérias foram comuns nos três reservatórios estudados durante o período chuvoso, sendo que a espécie *Microcystis aeruginosa* ocorreu em densidades muito elevadas. Pode-se verificar que além da influência de todos os fatores citados, os copépodes se mostraram resistentes á presença de cianobactérias tóxicas e foram capazes de manter altas densidades na maior parte das camadas de água dos reservatórios. Outros fatores não verificados neste estudo, como predação e competição sobre outros grupos zooplanctônicos podem estar contribuindo para esta condição observada.

Estudos realizados por Dantas et al. (2007) buscaram avaliar experimentalmente a taxa de ingestão do copépodo *Notodiaptomus* spp aos extratos da cianobactéria *C.*

raciborskii. Os blooms dessa cianobactéria são frequentes em um reservatório do Rio Grande do Norte, com os quais essa espécie de copépode coexiste. Os resultados experimentais mostraram que não houve ingestão relevante desta cianobactéria por *Notodiaptomus* spp. Entretanto segundo esse autor, são necessários mais experimentos antes de concluir que não houve uma pressão de herbivoria dos Copepoda sobre esta cianobactéria sob condições naturais.

Em maio de 2009, a densidades dos organismos foram maiores nas camadas da superfície e meio, sendo Copepoda também os mais abundantes. Somente na camada superficial da represa de Ibitinga é que foram encontradas maiores densidades de espécies de Rotifera. Dentre as espécies mais abundantes destacaram-se *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Conochilus unicornis* e *Conochilus coenobasis*. Lucinda (2005) analisando a composição de rotíferos nos corpos de água da bacia do alto rio Tietê, associou a ocorrência dessas espécies ao maior aumento do grau de trofia das águas. Além disso, Matsumura-Tundisi et al.(1990) mostrou que *Conochilus unicornis* é um indicador de condições eutróficas na represa de Barra Bonita.

Em ambientes eutrofizados, diversos autores têm relacionado a predominância do grupo Rotifera sobre os crustáceos Cladocera e Copepoda com o estado trófico do sistema (GANNON; STEMBERGER, 1978). Porém, Matsumura-Tundisi et al. (1990) ressaltam que este padrão também é observado em sistemas não eutróficos e segundo esses autores a abundância dos rotíferos estaria relacionada não só ao estado trófico do sistema, mas também a outros fatores como a natureza e origem do sistema e a interações biológicas como predação e competição interespecífica por alimento.

Brachionus calyciflorus foi uma das espécies dominantes na camada superficial no reservatório de Ibitinga em maio de 2009, período em que se registraram maiores densidades de cianobactérias (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* e *Microcystis cf. wesenbergii*).

Gilbert (1994) buscando avaliar a susceptibilidade dos rotíferos *Asplanchna girodi*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* e *Synchaeta pectinata* às toxinas da cianobactéria *Anabaena flos-aquae*, verificou que *Brachionus calyciflorus* foi a mais susceptível e também menor sensibilidade á toxina solúvel, fato este relacionado à facilidade em ingerir os filamentos de forma eficiente. Sua sensibilidade

relativamente baixa pode refletir uma resposta evolutiva que explica a sua habilidade para ingerir cianobactérias tóxicas.

Fulton e Paerl (1987) demonstraram experimentalmente que uma linhagem de *Microcystis aeruginosa* era tóxica para alguns cladóceros e também para o rotífero *Keratella mixta*, mas não para *Brachionus calyciflorus*. Estudos realizados por Castelo (2007) em reservatórios mostraram que cianobactérias coloniais e filamentosas foram consumidos ativamente por rotíferos braquionídeos.

Em geral, o efeito de uma cianobactéria tóxica sobre a estrutura de uma comunidade zooplancônica de água doce deve depender do tamanho e da morfologia de suas colônias e filamentos. Poucos estudos tem analisado as interações entre cianobactérias e rotíferos, e também a susceptibilidade dessas espécies às toxinas destas algas.

Segundo Gilbert (1994) para poder entender os efeitos de cianobactérias tóxicas sobre as comunidades naturais de zooplâncton é necessária uma investigação mais ampla, visando estudar as variedades e espécies de cianobactérias e comparar os seus efeitos em diferentes espécies de Rotifera, Cladocera e Copepoda.

Em relação aos eventos de “blooms” de cianobactérias nos reservatórios do médio rio Tietê estes variaram espacial e temporalmente, ocorrendo no mês de junho de 2008 no reservatório de Barra Bonita, em janeiro de 2009 em todos os reservatórios e em maio de 2009 somente nos reservatórios de Bariri e Ibitinga. As florações foram dominadas somente por cianobactérias da ordem Chroococcales (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* e *Microcystis cf. wesenbergii*), sendo que a espécie *Microcystis aeruginosa* ocorreu em elevadas densidades em todos os períodos amostrados.

A espécie *Microcystis aeruginosa* merece destaque não somente pela sua maior densidade em relação às outras, mas também por ser considerada uma das espécies cosmopolitas de maior sucesso entre as cianobactérias planctônicas, tendo seu ciclo anual e dinâmica populacional amplamente estudado em lagos eutróficos temperados (REYNOLDS et al., 1980).

Segundo Costa (2003), esta espécie apresenta ampla distribuição no Brasil, sendo uma das responsáveis por florações tóxicas registradas em todo o território nacional nos últimos anos.

Minillo (2005) havia também verificado que as cianobactérias com formas coloniais, como os representantes da ordem Chroococcales, e como as espécies do

gênero *Microcystis*, predominaram nestes três reservatórios, ocorrendo em elevadas densidades, enquanto cianobactérias da Ordem Nostocales com formas filamentosas, como as espécies *Cylindrospermopsis* e *Raphidiopsis*, tiveram dominância e elevadas densidades nos três últimos reservatórios do sistema Tietê (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos).

Dellamano-Oliveira (2006) verificou maior representatividade das espécies *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis protocystis* e células livres de *Microcystis* spp no reservatório de Barra Bonita, enquanto Takenaka (2007) relatou a maior densidade de células livres de *Microcystis* spp, *Pseudoanabaena mucicola* e *Aphanothece* sp nesse mesmo reservatório.

Em janeiro de 2009, período chuvoso, fatores como elevada radiação solar, temperatura e disponibilidade de nutrientes propiciaram o domínio e a presença de florescimentos de cianobactérias nos três reservatórios estudados. Os elevados valores de fósforo e nitrogênio evidenciaram as condições favoráveis ao desenvolvimento destes eventos.

Segundo Kamogae (2002) a incidência de florações de cianobactérias, especialmente de *Microcystis*, em dois reservatórios no Estado do Paraná (Três Bocas e Capivara), esteve condicionada a uma série de fatores ambientais, dentre os quais os fatores meteorológicos, como os índices pluviométricos, que atuaram como agentes preponderantes no desenvolvimento das algas nos ambientes.

Trabalhos como os de Calijuri e Santos (1996), Santos (1996), Santos e Calijuri (1998) e Jati (1998), no reservatório de Barra Bonita, demonstraram uma relação direta entre a maior permanência de florescimentos de *Microcystis aeruginosa* nos estratos superiores da coluna d'água, durante períodos de verão em ocasiões em que foram registrados altas temperaturas e grande estabilidade da coluna d'água neste reservatório.

Durante os períodos de seca (junho de 2008 e maio de 2009), foram constatados casos de estratificação térmica nas camadas superiores da coluna d'água dos reservatórios em que ocorreram florações, favorecendo uma maior estabilidade no estrato superficial (baixa turbulência). Este fato associado às condições tróficas dos reservatórios propiciaram condições para a formação e acúmulo das cianobactérias, em especial de *Microcystis aeruginosa*, formando densos estratos na superfície da coluna d'água.

Além disso, de acordo com Sandes (1998), considerando a posição geográfica dos três primeiros reservatórios e o fato de que a direção do eixo principal coincide com a direção do vento predominante da região (SE), é provável que a circulação horizontal tenha contribuído para aumentar a velocidade da corrente superficial, favorecendo também o carreamento de material suspenso (florações de cianobactérias) em direção à barragem, região dos reservatórios amostrada no presente estudo.

Ao comparar os valores de densidade de células de cianobactérias registradas no presente estudo, de $57.010 \text{ células.mL}^{-1}$, no reservatório de Bariri, em janeiro a $202.060 \text{ células.mL}^{-1}$ em Ibitinga, em maio, com aquelas obtidas por outros autores, pôde-se verificar que os valores obtidos neste foram superiores aos de Araújo (2009), a qual encontrou densidades de 9.058 a $182.083 \text{ células.mL}^{-1}$ de cianobactérias no reservatório de Barra Bonita. Enquanto Minillo (2005) registrou densidades de cianobactérias superiores a $100.000 \text{ células.mL}^{-1}$ no reservatório de Bariri, em ocasiões distintas: novembro de 2002 ($140.000 \text{ células.mL}^{-1}$) e outubro de 2003 ($108.000 \text{ células.mL}^{-1}$).

Lagos (2003) estudando a variação anual das cianobactérias no reservatório de Iraí (Paraná) verificou que células de *Microcystis* spp apresentaram seu pico de abundância em dezembro, com 8.956 a $43.183 \text{ células.mL}^{-1}$. Pode-se concluir portanto, que mesmo se tratando de florações, as densidades das cianobactérias variam amplamente entre os corpos de água.

8.3- Microcistinas nas águas dos reservatórios do Médio rio Tietê

Durante o presente estudo, a ocorrência de microcistinas, foi observada em todas as amostras de florações coletadas nos reservatórios do Médio rio Tietê, o que está relacionada com a elevada ocorrência de cianobactérias produtoras desta hepatotoxina, como as espécies do gênero *Microcystis* (*M. aeruginosa*, *M. panniformis* e *M. cf. wesenbergii*) observadas nas amostras dos blooms.

As concentrações máximas registradas por Minillo (2005) para microcistinas nos reservatórios investigados, variaram entre $125,0$ e $150,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ e, ambas registradas nos reservatórios de Ibitinga e Bariri, respectivamente. No presente trabalho, pode se verificar valores próximos aos obtidos por este autor, sendo que as

concentrações máximas dessa hepatoxina foram de $57,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ no reservatório de Barra Bonita em janeiro e de $100,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ no reservatório de Ibitinga em maio de 2009. Ainda, Minillo et al. (2000) encontraram níveis máximos de até $265,10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistinas intracelulares nas florações de cianobactérias, com dominância de *Microcystis aeruginosa* na Lagoa dos Patos (Rio Grande do Sul).

As concentrações de microcistinas obtidas para os reservatórios no presente estudo são, em sua maioria, próximas àquelas registradas por Nobre (1997) na água bruta de represas de abastecimento público no Estado de São Paulo, cujas concentrações máximas variaram de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $100,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, nos reservatórios de Taiaçupeba e Jundiá, respectivamente.

Estudos realizados por Vasconcelos (1999), reportaram para lagos e reservatórios em Portugal, concentrações próximas àquelas encontradas nos reservatórios do médio rio Tietê, cujos valores variaram entre $37,0$ e $102,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo a maioria destes corpos d'água utilizados para abastecimento público e para recreação e lazer.

Carlson (2008) visando monitorar o reservatório Mallard Cove (Estados Unidos) detectou concentrações de microcistinas na ordem de $11,0$ a $58,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Segundo Christoffersen (1996), uma comparação direta dos valores é difícil, em virtude de diferenças na instrumentação, amostragem e métodos de detecção, mas é notório que a maioria das florações contém hepatotoxinas.

De modo geral, os valores encontrados para microcistinas ao longo dos reservatórios do Médio rio Tietê, durante o presente estudo, despertam uma maior atenção uma vez que o sistema é usado para diversas finalidades, incluindo o uso mais nobre, para abastecimento público.

Durante o presente estudo não foi constatada uma relação direta entre a concentração de microcistina no ambiente e a densidade de células das espécies produtoras desta cianotoxina. Uma possível explicação estaria relacionada ao fato destas florações estarem em estágio de senescência, o que indicaria uma maior liberação de suas toxinas para o meio. Segundo Song et al. (1998) o conteúdo de microcistinas intracelulares pode alterar marcadamente, ao longo de mudanças nas fases de crescimento das células. Normalmente, a quantidade deste metabólito contido nas células tende a ser superior durante a fase exponencial de crescimento das espécies de *Microcystis*, havendo decréscimo da toxina após o final desta fase.

Outra possibilidade é que embora muitas espécies de cianobactérias, em ambiente natural, sejam capazes de produzir potentes toxinas, dentro de uma mesma floração podem ocorrer cepas produtoras e não produtoras de toxinas.

Ainda, as variações nas concentrações de toxinas intracelulares podem estar relacionadas com as condições ambientais, interações com demais organismos e de diferentes linhagens das *Microcystis*, podendo em certas colônias, haver maior produção de toxinas do que em outras (COSTA; AZEVEDO, 1994).

Pode-se notar que somente para as amostras de Bariri (maio de 2009) e Ibitinga (janeiro e maio/2009) houve relação entre os valores de microcistina e a densidade de células das espécies potencialmente produtoras deste metabólito. Estudos como os de Okamoto-Rivelino et al. (2001), Szajubok et al. (2001) e Vieira (2002), demonstraram correlação positiva entre o número de cianobactérias, especialmente de *Microcystis sp* e a concentração de microcistinas nas águas brutas dos mananciais de abastecimento.

Os resultados da Análise de Correspondência Canônica (ACC) obtidos neste estudo mostraram que não houve correlação negativa entre as densidades das espécies fitoplanctônicas presentes nos blooms de cianobactérias nos reservatórios do Médio rio Tietê com as espécies zooplanctônicas coletadas na camada de superfície das represas estudadas. Este fato pode estar relacionado à adaptação de grande parte das espécies presentes, as quais conseguem conviver com as florações de cianobactérias tóxicas, visto que já foi demonstrado que algumas espécies de zooplâncton podem desenvolver resistência fisiológica a cianotoxinas ou adaptações comportamentais para evitar a ingestão de células tóxicas (GILBERT 1994; CASTELO, 2007; DANTAS et al., 2007).

8.4- Testes ecotoxicológicos com florações de cianobactérias

Em relação aos resultados obtidos nos bioensaios ecotoxicológicos, todas as amostras analisadas foram tóxicas para o organismo-teste *Ceriodaphnia silvestrii* em 48 horas de exposição. Para o extrato bruto de amostras de florações coletadas no reservatório de Barra Bonita com concentração de $57,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistina-LR (intracelular), os valores de CE50-48 hrs foram baixos comparados àqueles obtidos para outras amostras nestes mesmos reservatórios, ou seja, os organismos se

mostraram mais sensíveis quando expostos às concentrações testadas. Isto mostra que apesar dessa amostra não apresentar a maior concentração de microcistina-LR detectada em relação ao extrato bruto de Ibitinga ($100,0 \mu\text{g.L}^{-1}$), a toxicidade desta foi maior ao organismo-teste. Uma explicação para isto, poderia ser a reconhecida existência de diferentes tipos de variantes de microcistinas. Assim, o que pode ter ocorrido é que a variante que continha maior toxicidade não pode ser detectada pela metodologia empregada.

Os resultados obtidos nos bioensaios do presente estudo, foram expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$, pois os extratos brutos testados foram apenas centrifugados e macerados, não passando pelo processo de liofilização. Considerando que na literatura a maioria dos trabalhos são realizados com material liofilizado (FERRAO-FILHO et al., 2000; MINILLO, 2005; SOTERO-SANTOS, 2006; TAKENAKA, 2007) ou seja biomassa seca, não foi possível realizar comparações com dados de literatura.

Pode-se concluir, no entanto, que as amostras testadas neste estudo tiveram toxicidade elevada, o que levanta o problema da necessidade de monitoramento, gerenciamento e tomada de ações para a reversão do processo acelerado de eutrofização.

9- CONCLUSÕES

- Os três reservatórios da bacia do Médio rio Tietê (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) apresentaram características típicas de ambientes eutrofizados, como grande aporte de nutrientes e elevadas concentrações de material em suspensão.
- Verificou-se que os reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga apresentaram um padrão estrutural diferenciado em termos de densidade da comunidade zooplanctônica entre as camadas de água e períodos amostrados.
- Embora grande parte dos organismos ocuparem toda a coluna d'água, mesmo em períodos de estratificação térmica e baixas concentrações de oxigênio no fundo, foram sempre mais abundantes nas camadas de superfície e meio das represas estudadas.

- A comunidade zooplanctônica foi dominada por copépodos e rotíferos na maior parte das camadas de água dos reservatórios. Os copépodos Cyclopoida foram mais abundantes que os Calanoida, com grande representatividade das formas jovens (náuplios e copepoditos).

- Espécies de menor porte como o Cládocero *Bosmina longirostris* e grande parte das espécies de Rotifera, como *Brachionus calyciflorus* foram frequentes em todas as represas, indicando que estas potencialmente podem coexistir com toxinas de blooms de cianobactérias.

- Verificou-se que as florações de cianobactérias foram representadas por espécies da ordem *Chroococcales*, do gênero *Microcystis*, sendo *Microcystis aeruginosa* a mais frequente e abundante em todos os períodos e reservatórios.

- Fatores como temperatura, radiação solar, disponibilidade de nutrientes e estabilidade do sistema contribuíram para a ocorrência das florações nos diferentes períodos amostrados.

- Foi registrada a presença de microcistina-LR em todas as amostras coletadas nos reservatórios do Médio rio Tietê, sendo as concentrações desta cianotoxina próximas às reportadas na literatura para vários corpos de água.

- Não foi verificada uma relação direta entre a densidade das espécies de cianobactérias encontradas no “scum” concentrado das florações e a densidade das espécies zooplanctônicas.

- Os testes de toxicidade aguda revelaram que os extratos brutos das florações de cianobactérias exerceram efeitos tóxicos para o dafínideo *Ceriodaphnia silvestrii*, provocando paralisia dos movimentos natatórios em baixas concentrações, podendo afetar negativamente a biota aquática.

10 - PERSPECTIVAS FUTURAS

Os reservatórios do Médio rio Tietê são ambientes muito dinâmicos e devem ser estudados continuamente visando avaliar as tendências de longo prazo na estrutura das comunidades bióticas e nos principais processos funcionais do ecossistema, como por exemplo a eutrofização e seus efeitos sobre as comunidades planctônicas. Com base nos resultados do presente estudo sugere-se que:

- As interações fito-zooplanctônicas sejam estudadas mais detalhadamente, combinando as investigações de campo com estudos mais aprofundados em laboratório;
- Devido à estocasticidade na ocorrência de florações nos reservatórios do Médio rio Tietê, seja feito um monitoramento da ocorrência das florações com maior frequência e por maior período de tempo;
- Considerando-se que ainda há muitos aspectos não compreendidos relacionados às respostas dos organismos zooplanctônicos às algas tóxicas seria muito importante dar continuidade aos estudos sobre o efeito das toxinas algais sobre os organismos zooplanctônicos, realizando-se observações em curtos intervalos de tempo;
- Sejam realizados estudos da toxicidade dos extratos brutos de cianobactérias com espécies de diferentes níveis tróficos e comunidades (componentes do plâncton, bentos e nécton);
- Sejam realizadas avaliações da toxicidade crônica aos organismos da biota aquática;

- Em relação às concentrações de microcistinas-LR nas florações de cianobactérias dos reservatórios do Médio rio Tietê, sejam também caracterizadas e quantificadas as microcistinas extracelulares presentes na água dessas represas, uma vez que estas podem comprometer os variados usos múltiplos da água, como o abastecimento público, ocasionando riscos à saúde humana e à biota natural;

11- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRANTES, N.; GONÇALVES, F. The dynamic of *Ceriodaphnia pulchella* (Cladocera) in laboratory. **Acta Oecologica**, [S.l.], vol. 24, [S.N.], p. 245-249, 2003.

ACIESP. **Glossário de Ecologia**. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Financiadora de Estudos e Projetos, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, Secretaria da Ciência Tecnologia e Desenvolvimento Tecnológico, São Paulo, 1997.

AES TIETÊ. Disponível em: www.aestiete.com.br, acessado em 10/04/2009.

AGRAWAL, M. K.; ZITT, A.; BAGCHI, D.; WECKESSER, J.; SUVENDRA, N. B.; VON ELERT, E. Characterization of proteases in guts of *Daphnia magna* and their inhibition by *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. **Environmental Toxicology**, [S.l.], vol. 20, [S.N.], p.314-322, 2005.

ANDERSON, B. S.; HUNT, J. W.; MARTIN, M.; TURPEN, S. L. & PALMER, F. H. **Marine bioassay project third report protocol development: reference toxicant and initial complex effluent testing**. Division of water quality report, 1988.

ANDERSON, D.M. Red tides. **Scientific American**, New York, v. 270, n.8, p.52-58, 1994.

ARAÚJO, L. M. R. **Estudo das interações fitoplâncton-protozooplâncton no reservatório de Barra Bonita, SP, com ênfase na toxicidade de microcistinas**. 2009. 124p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática—Toxicidade crônica— Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp.* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 21p, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 15p, 2005.

AZEVEDO, M. T. P. Cianobactérias formadoras de florações: biodiversidade em águas de abastecimento. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA. **Anais...** Aracruz, vol.9, [S.N.], 2002.

AZEVEDO, S.M.F.O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru Brazil. **Toxicology**, Amsterdam, v.181/182, p.441-446, Dec, 2002.

AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. M. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. In: P.A. ZAGATTO.; EDUARDO BERTOLETTI (orgs.), **Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.

BARBOSA, F. A. R. et al. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos; Rio de Janeiro: International Institute of ecology; Brazilian Academy of Sciences, 1999.

BLONQVIST, P.; PETTERSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Archiv für Hydrobiologie**, [S.l.], vol.132, [S.N.], p.141-164, 1994.

BOX, J. D. Enumeration of cell concentration in suspensions of colonial freshwater microalgae, with particular reference to *Microcystis aeruginosa*. **British Phycological Journal**, London, vol.16, n.2, p.153-164, 1981.

BRANCO, C. W. C. **A comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** 1991. 341p. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, 1991.

BRANCO, C. C. Some aspects of the feeding behavior of zooplankton in reservoirs. **Journal of Biology**, [S.I.], vol.2, [S.N.], p.105, 2007.

CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** 1988. 293p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.

CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. Short term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiologia**, Dordrecht, vol.330, n.3, p.163-175, 1996.

CALIJURI, M. C. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP).** 1999. 211 p. Tese (Livre Docência) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S .A.; DOS SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** CNPq, 2006.

CAIMS, JR. J.; NIEDERLEHNER, B. R.; BIDWELL, J. R. Ecological toxicity testing. In: MEYERS, R.A. (ed.). **Encyclopedia of environmental analysis and remediation.** New York: John Wiley, 1998.

CARDOZO, K.H.M., GUARATINI, T.; BARROS, M.P. et al. Metabolites from algae with economical impact. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v.146, part C, p.60-78, 2007.

CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. **Journal of applied Bacteriology**, Oxford, v.72, n.6, p.445-459, 1992.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**, [S.I.], vol. 270, n.1, p.78-86, 1994.

CARLSON, K. Blue-Green Algae (Cyanobacteria) and Microcystin Monitoring Results in the Vicinity of the Klamath Hydroelectric Project. **Technical memorandum**, August 11-14, 2008.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, [S.I.], v. 22, n. 2, p. 361-369, 1997.

CARPENTER, S.; CARACO, N.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPHLEY, A. N.; SMITH, V. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. **Issues in Ecology**, [S.I.], vol.3, [S. N.], p. 2-12, 1998.

CARVALHO, M. C. Problemática das florações de algas em reservatórios do Estado de São Paulo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, **Anais...** Aracruz, [S.V.], [S.N.], p.11, 2002.

CASTELO, C.B. Some aspects of the feeding behaviour of zooplankton in reservoirs. **Journal of Biology**, v.2,n.105, 2007.

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

CETESB- Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Norma Técnica L5.025**. Água - teste para avaliação de toxicidade aguda de cianobactérias (algas azuis). São Paulo: CETESB, 1993.

CETESB- Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Relatório das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Série relatórios, Secretária do Meio Ambiente, 2001.

CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo** - 2003. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/relatorios.asp>>. Acesso em 23 de maio, 2009.

CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo** - 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/relatorios.asp>>. Acesso em 23 mai. 2009.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Determinação do zooplâncton marinho: métodos qualitativos e quantitativos. Normatização técnica L5-301**. São Paulo, Cetesb. 12p, 1978.

CHEN, W.; SONG, L.; OU, D.; GAN, N. Chronic toxicity and responses of several important enzymes in *Daphnia magna* on exposure to sublethal microcystin-LR. **Environmental Toxicology**, [S.I.], vol. 20, [S.N], p.323-330, 2005.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, v.25, p.294 -306, 2007.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. New York: E & FN Spon, 1999.

CHRISTOFFERSEN, K. Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food web. **Phycologia**, [S.I.], v. 35, [S.N.], p.42-50, 1996.

CHELLAPPA, N. T., COSTA, M. A. M., MARINHO, I. R. Harmful cyanobacterial blooms from semiarid freshwater ecosystems of North-East Brazil. Australia. **Aust. Soc. Limnol.**,[S.I.], vol.38, n. 2, p.45-49, 2000.

CHU, F. S.; HUANG, X.; WEI, R. D. Enzyme-linked Immunosorbent Assay for Microcystins in the Blue-green algal Blooms. **J. Assoc. Offic. Analy. Chemist.**, [S.I.], vol.73, [S.N.], p.451- 456, 1990.

CODD, G. A.; BELL, S. G.; BROOKS, W. C. Cyanobacterial toxins in water. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 21, n.3, p.1–13, 1989.
COLE, G. A. **Textbook of Limnology**. The C. V. Mosby Company, 1979.

COSTA, I. **Ecotoxicologia de cianobactérias em um reservatório eutrofizado do semi-árido nordestino brasileiro**. 2003. 179p. Tese – (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. **Iheringia**, [S.I.], v. 45, [S.N.], p.69-74, 1994.

COSTA, I. A.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, vol. 66, [S.N.], p.211-219, 2006.

COSTA, I. A. S et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliense**, [S.I.], vol. 13, n. 2, p. 382-401, 2009.

DANTAS, D.D.F. Avaliation of grazing rate of copepods *Notodiaptomus* spp. on non-toxic strains of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Journal of Biology**, v2, n.215, 2007.

DE FILLIPO, R. **Ciclo estacional do fitoplâncton, fatores climatológicos e hidrológicos na Represa de Barra Bonita**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1987.

DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J. **Comunidade fitoplanctônica do reservatório de Barra Bonita e sua relação com a composição e quantidade de polissacarídeos extracelulares e agregados gelatinosos.** 2006. 99 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

DE MOTT, W.R.; ZHANG, Q. T. X.; CARMICHAEL, W.W. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. **Limnology Oceanography**, Grafton, v.36, n.7, p.1346-1357, 1991.

DUSSART, B.H; FRUTOS, S. M. Sur quelques copépodes d'Argentine. 2.Copépodes du Paraná Médio. **Rev. Hydrobiology Trop.**, [S.I.], v. 9, [S.N.], p.241-262, 1986.

EL MOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil.**Universa, Taguatinga – Distrito Federal, 1997.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; COSTA, I. A. S.; ATTAYDE, J. L.; PANOSSO, R. F. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliense**, [S.I.], v. 11, n. 3, p.410-421, 2007.

ESPÍNDOLA, E. L. G. **Dinâmica da associação congênica das espécies de Notodiatomus spp na represa de Barra Bonita, São Paulo.** 1994. 363p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1994.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; RIETZLER, A. C.; CALIJURI, M. C.; MATSUMURATUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; BARBOSA, F. A. R. Limnologia comparada dos reservatórios em cascata do Médio Tietê (SP): uma análise temporal. In: **Anais...** Florianópolis, v.1, [S.N.], p.233, 1999.

ESPÍNDOLA E. L. G; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazônia - BRAZIL) and the distribution of zooplanktonic species. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, 2000.

ESTEVEES, F. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP. 2.ed.,1988.

FERRAO-FILHO, A. S.; KOLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. F. Acumulação de microcistinas no zooplâncton da Lagoa de Jacarepaguá, R.J. In: **Anais...** São Carlos, vol. 6, [S.N.], p.91, 2000.

FERRÃO-FILHO, A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; DEMOTT.,; W. R. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 45, [S.N.], p.1-19, 2000.

FERRÃO-FILHO, A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O. Effects of unicellular and colonial forms of *Microcystis aeruginosa* from laboratory culture and natural populations on tropical cladoceran. **Aquatic Ecology**, [S.I.], v.37, [S.N.], p.23-35, 2003.

FRACÁCIO, R. **Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com Danio rerio (Cypriniformes, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação ambiental dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê (SP)**. 2001. 183 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

FULTON, R.S. Resistance to blue-green algal toxins by *Bosmina longirostris*. **Journal Plankton Res.** 10, p. 77 1-778, 1988.

FULTON, R.S.; PAERL, H. W. Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton. **Journal of Plankton Research**, [S.I.], vol. 9, [S.N.], p.837- 855, 1987.

GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Trans. Am. Microsc. Soc.**, [S.I.], v. 1, n. 97, p. 16-35, 1978.

GHADOUANI, A.; PINEL-ALLOUL, B.; ZHANG Y.; PREPAS, E. E. Relationships between zooplankton community structure and phytoplankton in two lime-treated eutrophic hardwater lakes. **Freshwater Biology**, Oxford, v.39, [S.N.], p.775–790, 1998.

GILBERT, J. J. Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications for zooplankton community structure. **Ecology**, [S.I.], v.71, [S.N.], p.1727-1740, 1990.

GILBERT, J.J. Susceptibility of planktonic rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 3, n. 6, p.1286-1297, 1994.

GLIWICZ, Z. M. Why do Cladocerans fail to control algal blooms? **Hydrobiologia**, [S.I.], vol. 200, [S.N.], p.83-97, 1990.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. **Methods for Physical & Chemical Analysis of Fresh Water**. 2nd. Edition Blackwell Scientific Publications. IBP, 1978.

GULATI, R. D.; BRONKHORST, M.; VAN DONK, E. Feeding in *Daphnia galeata* on *Oscillatoria limnetica* and on detritus derived from it. **Journal of Plankton Research**, [S.I.], vol. 23, [S.N.], p.705–718, 2001.

GÜNTZEL, A. M. **Variações espaço- temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê/Parana, SP**. 2000. 445p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science & Technology**, Easton, v.11, n.7, p.714-719, 1977.

HEINIKAINEN, M.; HIETALA, J.; WALLS, M. Reproductive allocation in *Daphnia* exposed to toxic cyanobacteria. **Journal of Plankton Research**, Oxford, v.21, n.8, p.1553-1564, 1999.

HENRY, R. (ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu, FAPESP FUNDIBIO, 1999.

HIETALA, J.; REINIKAINEN, M.; WALLS, M. Variation in life history responses of *Daphnia* to toxic *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Plankton Research**, [S.I.], vol. 17, [S.N.], p.2307-2318, 1995.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT`ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian Waters. **Hydrobiologia**, Brussels, v.424, [S.N.], p.677, 2000.

JATI, S. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Barra Bonita (SP): uma análise em diferentes escalas de tempo**. 1998. 147p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

JUNGMANN, D. Toxic compounds isolated from *Microcystis* PCC7806 that are more active against *Daphnia* than two microcystins. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v.37, n.8, p.1777-1783, 1992.

JUNGMANN, D.; BENNDORF, J. Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and the role of *microcystins*. **Freshwater Biology**, Oxford, v.32, n.1, p.13-20, 1994.

JUNGMANN, D. Isolation, purification and characterization of new *Daphnia*-toxic compound from axenic *Microcystis aeruginosa* strain PCC7806. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v.21, n.11, p.1665-1676, 1995.

KAMOGAE, M. **Monitoramento de microcistinas e estudo de parâmetros que favorecem o seu desenvolvimento nas represas de Itaipu, Capivara e Três Bocas**. 2002. 121p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2002.

KARJALAINEN, M., REINIKAINEN, M., SPOOF, L., MERILUOTO, J. A. O., SIVONEN, K.; VIITASALO, M. Trophic Transfer of Cyanobacterial Toxins from Zooplankton to Planktivores: Consequences for Pike Larvae and Mysid Shrimps. **Environmental Toxicology**, [S.I.], [S.V.], [S.N.], p.354-362, 2005.

KELMAN, J. Hidroeletricidade. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológica, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras. Cap.11, p.371-416,1999.

KENNEDY, R.H. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. In: J.G. TUNDISI e M. STRASKRABA (eds.), **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. São Carlos, International Institute of Ecology, 1999.

KILHAM, S. S., KREGGER, D. A., GOULDEN, C. E.; LYNN, S .G. Effect of algal food quality on fecundity and population growth rates of *Daphnia*. **Freshwater Biology**, Oxford, vol.38, [S.N.], p.639–647, 1997.

KOMÁREK, J. A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. **Archiv fur Hydrobiologie**, Stuttgart, suppl.92, p.115-127, 1991.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Review of the European *Microcystis Morphospecies* (cyanoprokaryotes) from nature. **Czech Phycology, Olomouc**, v.2, p.1- 24, 2002.

KOMÁRKOVÁ, J. The tropical planktonic genres *Cylindrospermopsis* (cyanophytes, cyanobacteria). In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE FICOLOGIA, 4./REUNIÃO IBERO-AMERICANA, 7./ REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, 1996, Caxambu. **Anais...** São Paulo, v.1, [S.N.], p.327-340, 1998.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K., ed., Methods of seawater analysis. **Verlag Chemie**, Weinheim, [S.V.], [S.N.], p. 117-181, 1976.

KOSTE, W. **Rotatória- die radertiere mitteleuropas**. II Tafelband. Berlin: Gebruder Bornreger,1978.

KUIPER-GOODMAN, T.; FALCONER, I.; FITZGERALD, J. Human health aspects. In: Chorus, Bartram, editors. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: E and FN Spon, 1999.

LAGOS, P.E.D. Variação anual das cianobactérias e fitoplâncton associado no Reservatório do Iraí, Pinhais, Paraná. **Anais...** Juiz de Fora, [S.V.], [S.N.], p. 20-25, 2003.

LANSAC-TÔHA, F.A.; Bonecker, C.C. & Velho, L.F.M. **Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatórios**. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (eds.). Biocenoses em Reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais. São Carlos: Rima, p. 115-127, 2005.

LEAL, A.C.; SOARES, M. C. P. Hepatotoxicidade da cianotoxina microcistina. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, [S.l.], vol. 37, [S.N.], p.84-89, 2004. Disponível em: http://iah.iec.pa.gov.br/iah/fulltext/pc/artigos/2004/RevSocBrasMedTrop%20v37supl2p84_89%2004.pdf.

LEFLAIVE, J.; TEN-HAGE, L. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins: special review. **Freshwater Biology**, Oxford, vol.52, [S.N.], p.199–214, 2007.

LIMA, D. **Análise da composição, abundância e distribuição da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios do sistema em cascata do Médio e Baixo rio Tietê/SP**. 2004. 312 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, Grafton, vol. 12, [S.N.], p.343-346, 1967.

LOUREIRO, E..L. M. A. **Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997.

LUCINDA, I. **Composição de Rotifera em corpos d'água da bacia do Rio Tietê – São Paulo, Brasil**. 2005. 182p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

LUZIA, A. P. **Limnologia e grau de trofia dos reservatórios em cascata do rio Tietê (médio e baixo Tietê, São Paulo)**. 2004. 101p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

MACKRETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, F. J. **Water analysis: Some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association Scientific Publication. Kendall: Titus Wilson e Sons LTD, n. 36, 1978.

MAGALHÃES, V. F., SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, [S.l.], vol. 39, n. 7, p.1077-1085, 2001.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Ediciones Omega, Barcelona, 1983.

MARGALEF, R. Características de las aguas de represa como indicadores del estado de los ecosistemas terrestres de las respectivas cuencas. In: REUNIÃO SOBRE ECOLOGIA PROTEÇÃO DE ÁGUAS CONTINENTAIS. **Anais...** São Carlos, USP, [S.V.], [S.N.], 1981.

MARSÁLEK, B.; BLÁHA, L. Comparison of 17 biotests for detection of cyanobacterial toxicity. **Environmental Toxicology**, Hoboken, v.19, n.4, p.310-317, 2004.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; HINO, K.; CLARO, S. M. Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. **Verh. Internt. Verein. Limnol.**, [S.l.], v. 21, [S.N.], p. 1040-1047, 1981.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITÃO, S. N.; AGUENA, L. S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 50, n. 4, p. 923-935, 1990.

MENDONÇA, J. M. S.; SANTOS, A. P.; MARINHO, L. A.; MARTINS, M. C.; COSTA, I. A. S. Efeito de microcistinas de florações naturais e saxitoxinas de culturas de cianobactérias sobre *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera). In: **Anais...** São Pedro, [S.V.], [S.N.], p.37, 2006.

MINILLO, A. **Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (SP) e relação com as características limnológicas do sistema.** 2005. 400p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

MINILLO, A.; FERREIRA, A. H. F.; YUNES, J. S. Detecção de microcistinas em florações de *Microcystis aeruginosa* na Lagoa dos Patos, entre 1997 e 1998. **Atlântica**, Rio Grande, v.22, [S.N.], p.81-93, 2000.

MONTAGNOLLI, W.; ZAMBONI, A.; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; YUNES, J. S. Acute effects of *Microcystis aeruginosa* from the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil, on the Microcrustacean *Kalliapseudes schubartii* (Crustacea: Tanaidacea). **Arch. Environ. Contam. Toxicol**, [S.I.], vol. 46, [S.N.], p.463-469, 2004.

MONTEIRO, N. J. C. **Estudos da toxicidade da cepa de *Microcystis aeruginosa* RST9501 da Lagoa dos Patos sobre Cladocera como subsídio ao monitoramento ambiental.** 2001. 178 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

NEVES, I. F., ROCHA, O., ROCHE, K. F. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the River Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, vol.63, n.2, p.329-343, 2003.

NIZAN, S.; DIMENTMAN, C.; SHILO, M. Acute toxic effects of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia magna*. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v.3, n.31, p.497-502, 1986.

NOBRE, M. M.Z.A. **Detecção de toxinas (microcistinas) produzidas por cianobactérias (algas azuis) em represas para abastecimento público, pelo método de imunoadsorção ligado à enzima (ELISA) e identificação química.** 1997. 154p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

NOGUEIRA, I. C. G., SAKER, M. L., PFLUGGMACHER, S., WIEGAND, C., VASCONCELOS, V. M. Toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* to *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology**, [S.l.], vol.19, [S.N.], p.453–459, 2004.

ODUM, E.P. Ecologia. Rio de Janeiro: Interamericana, 1988.

OISHI, M. K. **Caracterização do meio físico, das características físicas e químicas e do fluxo de nutrientes em tributários da bacia hidrográfica do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê, SP).** 1996. 199p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1996.

OKUMURA, D. T.; SOTERO-SANTOS, R. B.; TAKENAKA, R. A.; ROCHA, O. Evaluation of cyanobacteria toxicity in tropical reservoirs using crude extracts bioassay with cladocerans, **Ecotoxicology**, (no prelo), 2006.

OKAMOTO-RIVELINO, V. K. et al. O desenvolvimento da comunidade de cianobactérias e a presença de toxinas na represa Billings, São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO SOBRE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS – qualidade de água e saúde pública, Rio de Janeiro. **Anais...** Brasília, [S.l.], [S.N.], p.29, 2001.

PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. **Journal of Ecology**, [S.l.], vol.80, [S.N.], p.217-230, 1992.

PADISÁK, J. et al. Phytoplankton composition, biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprokariotes in a Large Cascading Reservoir System (Tietê Basin, São Paulo State, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnology**, v.27, p.2734-2742, 2000.

PAYNE, R. **The ecology of tropical rivers and reservoirs**. Chichester: John Wiley, 1975.

PEREIRA, R.H.G. **Análise da distribuição, densidade e diversidade de Copepoda Calanoida e Cyclopoida nos reservatórios e tributários do Médio e Baixo rio Tietê e sua relação com as características limnológicas do sistema**. 2003. 289 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PFLUGMACHER, S.; CODD, G.A; STEINBERG, C.E.W. Effects of cyanobacterial toxin microcystin-LR on detoxication enzymes in aquatic plants. **Environmental Toxicology**, [S.I.], v.1, n.14, p.111-115, 1999.

PILEOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collection. **Journal of Theoretical Biology**, London, v.13, [S.N.] p.131-134, 1966.

PINHO, G. L. L. et al. Toxic effects of microcystins in the hepatopancreas of the estuarine crab. In: *Chasmagnathus granulatus* (Decapoda, Grapsidae). **Comparative biochemistry and physiology**, [S.I.], vol.135, [S.N.], p.459-468, 2003.

PINTO-COELHO, R. M. Flutuações sazonais e de curta duração na comunidade zooplanctônica do Lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, Rio de Janeiro, vol. 47, n. 1-2, p. 17-29, 1987.

PINTO-COELHO, R.M. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. **Freshwater Biology**, Oxford, vol. 40, [S.N.], p.159-173, 1998.

PINTO-COELHO, R. M.; PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOT, G.; HAVENS, K. E. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, [S.I.], v.62, [S.N.], p. 348-361, 2005.

RAND, G. M.; PETROCELLI, J. Introduction. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and application**. London: Hemisphere, 1985.

REINIKAINEN, M.; KETOLA, M.; WALLS, M. Effects on the concentrations of toxic *Microcystis aeruginosa* and an alternative food on the survival of *Daphnia pulex*. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v.2, n.39, p.424-432, 1994.

REINIKAINEN, M. et al. The toxicities of a polyunsaturated fatty acid and a microcystin to *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology**, Hoboken, v.16, n.5, p.444-448, 2001.

REYNOLDS, C. S.; JAWORSKI, G. H. M. Enumeration of Natural *Microcystis* Population. **British Phycological Journal**, London, v.13, [S.N.], p. 269-277, 1978.

REYNOLDS, C. S. et al. On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (Kütz. Emend. Elenkin). **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v.293, [S.N.], p.419-477, 1980.

REYNOLDS, C.S.; OLIVER, R.L.; WALSBY, A.E. Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Wellington, v.21, n.3, p.379-390, 1987.

RIETZLER, A. C. **Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de espécie de cyclopoida na represa de Barra Bonita**. 1995. 385p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

RIETZLER, A. C.; ESPINDOLA, E. L. G. *Microcystis* as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, [S.I.], v.26, [S.N] p.2001-2005, 1998.

ROCHA, O.; K. S. TAVARES; M. C. BRANCO; P. A. Z. PAMPLIN; E. L. G. ESPÍNDOLA; M. MARCHESE. Padrões de biodiversidade em reservatórios e relações com o processo de eutrofização, p. 353-372. In: J.G. TUNDISI; T. MATSUMURA- TUNDISI; C. GALLI- SIDAGES(Eds). **Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para o gerenciamento e controle**. São Carlos, Rede Sul Americana de Eutrofização, 2006.

ROHRLACK, T.; DITTMANN, E.; HENNING, M.; BÖRNER, T.; KOHL, J. G. Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Appl. Environ. Microbiol.**, v.65, n.2, p.737-739, 1999.

ROHRLACK, T.; DITTMANN, E.; BORNER, T.; CHRISTOFFERSEN, K. Effects of Cell-Bound Microcystins on Survival and Feeding of *Daphnia* spp. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 67, n.8, p. 3523- 3529, 2001.

ROS, J. **Práctica de ecología**. Barcelona: Omega, 1979.

ROSET, J. et al. Detección de cianobacterias y sus toxinas: una revisión. **Rev. Toxicol.** [S.I.], vol.18, [S.N.], p.65-71, 2001.

SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema river, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.62,n.3, p. 525-545, 2002.

SANDES, M.A.L. **Flutuações de fatores ecológicos, composição e biomassa do fitoplâncton em curto período de tempo no reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri)**. 1990.111p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1990.

SANDES, M. A. L. **Estudos ecológicos em florescimento de *Microcystis* (Cyanobacteria- Cyanophyceae) e interações com a flora bacteriana na represa de Barra Bonita – Médio Tiête- SP**. 1998. 242p. Tese. (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

SANEVAS, N.; SUNOHARA, Y.; MATSUMOTO, H. Crude extract of the cyanobacterium, *Hapalosiphon* sp., causes a cessation of root elongation and cell division in several plant species. **Weed Biology and Management**, [S.I.], [S.V], n.6, p.25–29, 2006.

SANT'ANNA, C.L. Two new taxa of *Anabaena* and other nostocaceae (Cyanophyceae) from the state of São Paulo, Southeastern Brazil. **Archiv fur Hydrobiologie**, Stuttgart, vol.92, [S.N.], p.527-545, 1991.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil, **Nova Hedwigia**, [S.l.], v.71, n.3-4, p.359-385, 2000.

SANT'ANNA, C. L., AZEVEDO, M. T. P., AGUJARO, L. F., CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R., & SOUZA, R. C. R. **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Sociedade Brasileira de Ficologia. Interciência. Rio de Janeiro, 2006.

SANT'ANNA, C. L., AZEVEDO, M. T. P., WERNER, W. R., DOGO, C. R., RIOS, F. R., & CARVALHO, L. R. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, [S.l.], vol.126, [S.N.], p.249-263, 2008.

SANTOS, A. C. A. **Biomassa e estrutura da comunidade fitoplanctônica em curtos períodos de tempo no reservatório de Barra Bonita, SP**. 1996. 148p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). **Hidrobiologia**, Dordrecht, v.367, n.1/3, p.139-152, 1998.

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

SASNER, J.J., JR., MIKAWA, AND T.L. FOXALL. Studies on *Aphanizomenon* and *Microcystis* toxins, p. 392-406. In **Seafood toxins**. ACS Symp. Ser. 262, 1984.

SEGGERS, H. **Rotifera. The Lecanidae (Monogononta) (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world)**. The Hague, The Netherlands: SPB Academic, 1995.

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

SHAPIRO, J. Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO₂. **International Revue der Gesomlen Hydrobiologie**, Berlim, v.69, n.6, p.765-780, 1984.

SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue green-algae: the case for the importance of CO₂ and pH. **International Revue der Gesomlen Hydrobiologie**, Berlim, v.24, p.38-54, 1990.

SIVONEN, K. Cyanobacterial toxins and toxin production. **Phycologia**, [S.I.], vol.35, [S.N.], p.12-24, 1996.

SIVONEN, K. et al. Occurrence of hepatotoxic cyanobacterium *Nodularia spumigena* in the Baltic Sea and structure of the toxin. **Applied and Environmental Microbiology**, v.55, n.8, p.1990-1995, 1989.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (eds.) **Toxic cyanobacteria in water - a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: E & FN Spon. 1999.

SMITH, P.T. Toxic effects of blooms of marine species of Oscillatoriales on farmed prawns (*Penaeus monodon*, *Penaeus japonicus*) and brine shrimp (*Artemia salina*). **Toxicon**, [S.I.], vol.34, n.8, p. 857-869, 1996.

SOMMER, U. **Plankton Ecology. Succession in Plankton Communities**. Brock Series in Contemporary Bioscience. 1st. Edition. New York; Springer-Verlag, 1989.

SONG, L.; SANO, T.; LI, R.; WATANABE, M. M.; LIU, Y.; KAYA, K. Microcystin production of *Microcystis viridis* (cyanobacteria) under different cultures conditions. **Phycol. Res.**, [S.I.], vol.46, [S.N.], p.19-23, 1998.

SOTERO-SANTOS, R. B.; SOUZA E SILVA, C. R.; VERANI, N.F.; NONAKA, K. O.; ROCHA, O. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Aveiro, v.64, p.163-170, 2006.

STRASKRABA, M.; BLAZKA, P.; BRANDTL, Z.; HEJZLAR, P.; KOMARKOVA, J.; KUBECKA, J.; NESMERAK, I.; PROSHAZKOVA, L.; STRASKRABOVA, V.; VYHNALEK., V. Framework for investigation and evaluation of reservoir water quality inCzechoslovakia. 153-168, In: M. Straskraba, J. G. Tundisi & A. Duncan (eds), **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 1993.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management. (Guidelines of lake management handbook)** vol.9. Japão: ILEC/UNEP, 1999.

STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A manual of sea water analysis. **Bulletin of Fisheries Board of Canada**, [S.I.], v. 125, p.1-185, 1960.

SURIANI, A. L. **A estrutura da comunidade de macro-invertebrados bentônicos em três represas do médio rio Tietê(SP) com ênfase nas espécies exóticas *Melanoides turbeculata*(Gastropoda Thiaridade) e *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae)**. 2006. 164p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 2006.

SZAJUBOK, A.L.F.R. et al. Desenvolvimento da comunidade de cianobactérias e a produção de toxinas na represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO SOBRE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS – qualidade de água e saúde pública, , 2001, Rio de Janeiro. **Resumos...** Brasília: MS/FUNASA. p.18, 2001.

TAKENAKA, R. A. **Avaliação da toxicidade de *Microcystis aeruginosa* e de florações naturais de cianobactérias de reservatórios do rio Tietê, SP**. 2007. 362 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

THORTON, K. W., KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology: Ecological perspectives**. John Wiley & Sons, New York, 1990.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. Aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Anais...** Camboriú vol.12, [S.N.], 1983.

TRABEAU, M. et al. Midsummer decline of a *Daphnia* population attributed in part to cyanobacterial capsule production. **Journal of Plankton Research**, Oxford, v.26, n.8, p.949–961, 2004.

TUNDISI, J. G. Typology of reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, [S.I.], vol.21, [S.N.], p.1030-1039, 1981.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology and Eutrophication of Barra Bonita Reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.**, [S.I.], vol.33, [S.N.], p.661 – 678, 1990.

TUNDISI, J. G. Reservoir as complex systems. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v.48, n.5/6, p.393-387, 1996.

TUNDISI, J.G. et al. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J.G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Paulo: Academia de ciências de São Paulo. p.165-204, 1988 (Série monografias em limnologia).

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C.; NOVO, E. M. L. Comparative limnology of five reservoirs in the Middle Tietê River, São Paulo State. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, [S.I.], v.24, [S.N.], p.1489-1496, 1991.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Plankton diversity in a warm monomictic lake (Dom Helvécio, Minas Gerais) and a polymictic reservoir (Barra Bonita): A comparative analysis of the Intermediate Disturbance Hypothesis. **An. Acad. Bras. Ci.**, v.66, n.1, p.15-28, 1994.

TUNDISI, J. J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for Reservoir Management, In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (Eds), **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences, Backhuys Publishers, 1999.

TUNDISI, J. G. ; MATSUMURA-TUNDISI, T. ; ABE D. S.; ROCHA, O.; STARLING, F. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. p 203-240. In: A.C. Rebouças, B. Braga, B. & J.G. Tundisi (org.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Escrituras Editora, São Paulo. 2006.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, vol.68, n.4, p.1079-1098, 2008.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkomnung der quantitativen phytoplankton: methodic. Inter. **Verein. Theor. Ang. Limnol. Mitteil.**, [S.I.], v.9, [S.N.], p.1-38.1958.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, Miami, v. 10, p. 109-122, 1981.

VASCONCELOS, V.M. Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, Ribeirão Preto, v.32, n.3, p.249-254, Mar, 1999.

VIEIRA, J. M. S. **Toxicidade de cianobactérias e concentração de microcistinas em uma represa de abastecimento público da região amazônica do Brasil**. 2002. 147p. Tese (Doutorado) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

YOO, R. S.; CARMICHAEL, W.W.; HOEHN, R. C.; HRUDEY, S.E. **Cyanobacterial (blue-green algae) toxins: a resource guide**. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 1995.

WATSON, S. B.; McCAULEY, E.; DOWNING, J. A. Paterns in phytoplankton-methodik. **Verh international Verein Limnology**, [S.I.], vol.9, [S.N.], p.7-38, 1997.

WEHR, J. D.; SHEATH, R. G. **Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification**. Academic Press, San Diego, 2003.

WETZEL R.G. **Limnology. Lake an river ecosystems**. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2001.

ZANATA, L. H. **Distribuição das populações de Cladocera (Branchiopoda) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal.** 2005. 282p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

ZURAWELL, R. W. ET AL. Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, [S.l.], [S.V.], n.8, p.1–37, 2005.

ANEXO 1

Tabela 4- Valores mensais de precipitação pluviométrica registradas na região dos três primeiros reservatórios do Médio rio Tietê, durante o período de maio de 2008 a maio de 2009.

Reservatórios	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Média	
Meses 2008/2009					
2008	Maio	58.4	52.9	58.3	56.5
	Junho	35.3	48.7	17.6	33.9
	Julho	0.3	0.0	0.0	0.1
	Agosto	44.8	36.4	102.1	61.1
	Setembro	33.8	29.6	15.4	26.3
	Outubro	128.5	133.6	94.3	118.8
	Novembro	50.8	134.8	36.1	73.9
	Dezembro	104.3	182.2	101.9	129.5
2009	Janeiro	247.7	330.6	157.0	245.1
	Fevereiro	116.5	167.1	90.9	124.8
	Março	119.5	133.9	48.2	100.5
	Abril	22.5	67.2	16.8	35.5
	Maio	32.7	54.0	30.7	39.13

Tabela 5- Valores mensais de vazão defluente e tempo de residência da água nos três reservatórios do Médio rio Tietê, durante o período de maio de 2008 a maio de 2009.

Reservatório	Meses	Vazão defluente (m ³ /s)	Tempo de residência (dias)
Reservatório de Barra Bonita	Maio/08	376	111.5
	Junho/08	377	111.2
	Julho/08	285	147
	Agosto/08	278	150
	Setembro/08	258	162
	Outubro/08	333	126
	Novembro/08	342	122
	Dezembro/08	328	128
	Janeiro/09	401	104
	Fevereiro/09	601	70
	Março/09	277	151
	Abril/09	286	150
Maio/09	239	175	
Reservatório de Bariri	Maio/08	428	16
	Junho/08	421	16.7
	Julho/08	316	22
	Agosto/08	308	23
	Setembro/08	281	25
	Outubro/08	376	18.7
	Novembro/08	385	18.2
	Dezembro/08	385	18.2
	Janeiro/09	504	13
	Fevereiro/09	752	9
	Março/09	366	19
	Abril/09	322	21
Maio/09	272	26	
Reservatório de Ibitinga	Maio/08	509	25
	Junho/08	490	26
	Julho/08	370	34
	Agosto/08	363	35
	Setembro/08	323	39
	Outubro/08	427	30
	Novembro/08	447	28.5
	Dezembro/08	443	28.7
	Janeiro/09	625	20.4
	Fevereiro/09	883	14
	Março/09	479	26
	Abril/09	413	30
Maio/09	338	37	

Tabela 6- Valores de profundidade (m), transparência (Secchi) e limite de zona eufótica (Zeuf) na água dos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Junho/2008			Setembro/2008			Janeiro/2009			Maio/2009		
	Prof.	Secchi	Zeuf	Prof.	Secchi	Zeuf	Prof.	Secchi	Zeuf	Prof.	Secchi	Zeuf
Barra Bonita	22	1.5	4.5	20	1.4	4.2	17	0.9	2.7	22	2.3	6.9
Bariri	21	2	6	21.5	1.6	4.8	21	1	3	22	2.1	6.3
Ibitinga	23	3.1	9.3	25	1.6	4.8	23	1.8	5.4	23	1.4	4.2
Maximo	23	3.1	9.3	25	1.6	4.8	23	1.8	5.4	23	2.3	6.9
Mínimo	21	1.5	4.5	20	1.4	4.2	17	0.9	2.7	22	1.4	4.2
Média	22	2.2	6.6	22	1.5	4.6	20	1.2	3.7	22.3	1.9	5.8

Tabela 7- Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos três reservatórios do Médio rio Tietê, em junho de 2008.

Reservatórios	pH		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)		Oxigênio Dissolvido (mg/L)		Horário da coleta
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	
Barra Bonita	5.71	5.21	198	195	20.2	21	9.83	0.59	9:35
Bariri	6.94	5.8	189	183	22	20	9.14	2.67	14:00
Ibitinga	6.98	5.8	168	145	21.5	20.6	8.98	3.3	8:15

Tabela 8- Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos três reservatórios do Médio rio Tietê, em setembro de 2008.

Reservatórios	pH		Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)		Oxigênio Dissolvido (mg/L)		Horário da coleta
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	
Barra Bonita	7.49	6.5	237	235	20.1	19.9	4.85	2.72	8:00
Bariri	7.58	6.58	210	209	21.3	20.6	6.93	4.64	14:30
Ibitinga	6.48	5.19	194	168	21.1	20.9	6.21	4.58	10:00

Tabela 9- Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos três reservatórios do Médio rio Tietê, em janeiro de 2009.

Reservatórios	pH		Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)		Oxigênio Dissolvido (mg/L)		Horário da coleta
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	
Barra Bonita	8.1	6.66	277	272	26.3	25.3	4.28	0.21	10:30
Bariri	9.01	6.94	267	262	27.8	25.3	10.87	0.06	14:10
Ibitinga	7.28	5.49	231	174	27.4	25.6	9.68	0.09	9:45

Tabela 10- Valores máximos e mínimos de pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água e horário de coleta nos três reservatórios do Médio rio Tietê, em maio de 2009.

Reservatórios	pH		Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)		Oxigênio Dissolvido (mg/L)		Horário da coleta
	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	
Barra Bonita	7	5.89	176	175	23	22.9	3.93	3.1	12:00
Bariri	7.2	5.7	170	150	25	23	7	0	15:20
Ibitinga	7.9	6	140	100	25	23	9.5	0.3	10:50

Tabela 11- Concentrações máximas, mínimas e médias do material em suspensão (total, orgânico e inorgânico) obtidas nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Período de coleta											
	Junho/2008			Setembro/2008			Janeiro/2009			Maio/2009		
	M.S.T	M.S.O	M.S.I	M.S.T	M.S.O	M.S.I	M.S.T	M.S.O	M.S.I	M.S.T	M.S.O	M.S.I
Barra Bonita(Sup.)	-	-	-	8.69	4.62	4.07	8.50	8.50	0	1.23	0.92	0.31
Barra Bonita(Meio)	-	-	-	7.54	4.00	3.54	2.29	1.43	0.86	2.31	0.77	1.54
Barra Bonita(Fundo)	-	-	-	7.84	3.92	3.92	8.60	1.60	7.00	1.85	0.77	1.08
Bariri(Sup.)	-	-	-	7.54	6.31	1.23	8.87	8.00	0.87	3.25	2.00	1.25
Bariri(Meio)	-	-	-	6.93	4.62	2.31	2.12	1.62	0.50	0.37	0	0.37
Bariri(Fundo)	-	-	-	4.46	2.92	1.54	0.63	0.63	0	1.88	0.75	1.13
Ibitinga(Sup.)	-	-	-	5.39	3.54	1.85	9.48	3.56	2.96	4.13	3.75	0.38
Ibitinga(Meio)	-	-	-	4.15	3.23	0.92	1.37	0.87	0.25	0.75	0.50	0.25
Ibitinga(Fundo)	-	-	-	5.38	3.23	2.15	2.40	1.60	0.40	1.75	0.50	1.25
Máxima	-	-	-	8.69	6.31	4.07	9.48	8.50	7.00	4.13	3.75	1.54
Mínima	-	-	-	4.15	3.23	0.92	0.63	0.63	0	0.37	0	0.25
Média(Barra Bonita)	-	-	-	8.02	4.18	3.84	6.46	3.84	2.62	1.80	0.82	0.98
Média(Bariri)	-	-	-	6.31	4.62	1.69	3.87	3.42	0.46	1.83	0.92	0.92
Média(Ibitinga)	-	-	-	4.97	3.33	1.64	4.42	2.01	1.20	2.21	1.58	0.63
Média Total	-	-	-	6.44	4.04	2.39	4.92	3.09	1.43	1.95	1.11	0.84

Tabela 12- Concentrações máximas, mínimas e médias de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio orgânico total, fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico, fósforo inorgânico e silicatos nos três reservatórios do Médio rio Tietê em junho 2008.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônio (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Orgânico (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (mg/L)
Barra Bonita(Sup.)	100.77	1166.8	22.87	1495.40	77.08	27.15	14.49	12.66	4.73
Barra Bonita(Meio)	66.31	1232.91	5.77	1612.82	71.53	52.00	7.00	44.91	4.57
Barra Bonita(Fundo)	82.15	1232.91	5.00	1671.52	68.27	51.60	13.13	38.46	5.08
Bariri(Sup.)	32.03	1086.52	23.65	1586.72	66.00	41.51	12.14	29.38	5.31
Bariri(Meio)	43.67	1133.74	63.30	1645.43	68.27	51.00	11.35	39.64	5.34
Bariri(Fundo)	79.54	1147.91	50.85	1612.82	57.50	54.04	6.50	47.55	5.11
Ibitinga(Sup.)	9.50	925.02	14.32	1443.22	34.01	23.48	10.53	12.96	5.17
Ibitinga(Meio)	10.40	963.74	14.32	1547.60	50.33	36.32	6.65	29.67	5.23
Ibitinga(Fundo)	22.38	1029.85	25.20	1488.88	48.70	34.48	6.58	27.91	5.00
Máxima	100.77	1232.91	63.30	1671.52	77.08	54.04	14.50	47.55	5.34
Mínima	9.50	925.02	5.00	1443.22	34.01	23.48	6.50	12.66	4.57
Média(Barra Bonita)	83.08	1210.87	11.21	1593.25	72.29	43.58	11.54	32.01	4.79
Média(Bariri)	51.75	1122.72	45.93	1614.99	63.92	48.85	10.00	38.86	5.25
Média(Ibitinga)	14.09	972.87	17.95	1493.23	44.35	31.43	7.92	23.51	5.13
Média	49.64	1102.16	25.03	1567.16	60.19	41.29	9.82	31.46	5.06

Tabela 13- Concentrações máximas, mínimas e médias de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio orgânico total, fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico, fósforo inorgânico e silicatos nos três reservatórios do Médio rio Tietê em setembro de 2008.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônio (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Orgânico (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (mg/L)
Barra Bonita(Sup.)	232.84	1407.63	26.37	3237.04	143.30	83.68	6.52	77.17	3.71
Barra Bonita(Meio)	173.25	1289.58	48.13	2773.91	153.74	92.24	12.14	80.10	3.40
Barra Bonita(Fundo)	181.19	1251.8	49.30	3289.23	155.70	92.55	7.76	84.80	4.20
Bariri(Sup.)	48.60	617.13	52.80	2499.94	97.96	52.51	12.30	40.22	5.34
Bariri(Meio)	42.25	647.82	54.35	2245.55	102.20	39.68	12.36	27.32	5.54
Bariri(Fundo)	45.60	642.63	68.34	2506.47	115.25	59.85	19.92	39.93	5.53
Ibitinga(Sup.)	30.33	352.68	94.77	1214.91	62.40	25.01	17.92	7.09	6.76
Ibitinga(Meio)	33.05	385.27	90.11	1514.97	59.13	27.46	23.30	4.16	6.98
Ibitinga(Fundo)	34.81	320.57	73.78	1606.30	57.50	24.40	19.95	4.45	6.43
Máxima	232.84	1407.63	94.77	3289.23	155.70	92.55	23.30	84.80	6.98
Mínima	30.33	320.57	26.37	1214.91	57.50	24.40	6.52	4.16	3.40
Média(Barra Bonita)	195.76	1316.34	41.27	3100.06	150.91	89.49	8.81	80.69	3.77
Média(Bariri)	45.48	635.86	58.50	2417.32	105.14	50.68	14.86	35.82	5.47
Média(Ibitinga)	32.73	352.84	86.22	1445.39	59.68	25.62	20.39	5.23	6.72
Média Total	91.32	768.35	62.00	2320.92	105.24	55.26	14.70	40.58	5.32

Tabela 14- Concentrações máximas, mínimas e médias de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio orgânico total, fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico, fósforo inorgânico e silicatos nos três reservatórios do Médio rio Tietê em janeiro de 2009.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônio (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Orgânico (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (mg/L)
Barra Bonita(Sup.)	62.45	723.85	3.43	1573.68	81.97	58.01	10.75	47.26	5.23
Barra Bonita(Meio)	92.25	823.50	8.10	1997.67	112.64	83.68	3.60	80.10	4.94
Barra Bonita(Fundo)	14.32	468.85	26.75	1475.83	123.40	70.85	13.62	57.23	6.53
Bariri(Sup.)	67.67	1152.63	10.43	2160.75	124.71	73.91	14.04	59.87	4.41
Bariri(Meio)	81.24	1124.30	5.77	2304.25	178.86	118.22	1.76	116.45	4.52
Bariri(Fundo)	36.85	1265.97	24.03	2180.32	133.52	110.88	2.93	107.95	4.64
Ibitinga(Sup.)	151.11	1426.52	66.80	2089.00	147.22	111.19	16.14	95.05	5.06
Ibitinga(Meio)	161.33	1308.47	162.80	1528.02	199.42	132.88	24.93	107.95	5.10
Ibitinga(Fundo)	165.30	665.77	110.32	1788.94	217.03	120.35	0.38	119.97	4.93
Máxima	165.30	1426.52	162.80	2304.25	217.03	132.88	24.93	119.97	6.53
Mínima	14.32	468.85	3.43	1475.83	81.97	58.01	0.38	47.26	4.41
Média(Barra Bonita)	56.34	672.07	12.76	1682.39	106.00	70.85	9.32	61.53	5.57
Média(Bariri)	61.92	1180.97	13.41	2215.11	145.70	101.00	6.24	94.76	4.52
Média(Ibitinga)	159.25	1133.59	113.31	1801.99	187.89	121.47	13.82	107.66	5.03
Média Total	92.50	995.54	46.50	1899.83	146.53	97.77	9.79	87.98	5.04

Tabela 15- Concentrações máximas, mínimas e médias de nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio orgânico total, fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico, fósforo inorgânico e silicatos nos três reservatórios do Médio rio Tietê em maio de 2009.

Reservatórios	Nitrito (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Amônio (µg/L)	Nitrogênio Org. Total (µg/L)	Fósforo Total (µg/L)	Fosfato Total Diss. (µg/L)	Fosfato Orgânico (µg/L)	Fosfato Inorgânico (µg/L)	Silicato (mg/L)
Barra Bonita(Sup.)	1.78	1006.24	28.31	1651.95	58.16	30.82	18.15	12.66	6.30
Barra Bonita(Meio)	1.66	770.13	32.97	1541.06	43.15	28.37	8.09	20.30	6.19
Barra Bonita(Fundo)	2.06	892.91	37.64	1684.57	41.84	26.23	12.10	14.13	6.27
Bariri(Sup.)	7.57	879.21	29.09	1404.08	39.56	26.54	13.00	13.54	6.52
Bariri(Meio)	7.80	1195.13	32.97	1573.68	54.90	41.82	20.07	21.75	6.40
Bariri(Fundo)	134.08	1025.13	45.41	1534.54	56.20	33.26	11.80	21.46	5.66
Ibitinga(Sup.)	13.47	288.93	2.66	858.76	20.97	10.04	7.64	2.40	6.03
Ibitinga(Meio)	15.51	499.07	36.08	1098.80	27.50	12.18	9.48	2.70	5.68
Ibitinga(Fundo)	65.12	503.32	43.86	1161.42	29.45	12.48	9.80	2.70	5.78
Máxima	134.08	1195.13	45.41	1684.57	58.16	41.82	20.07	21.75	6.52
Mínima	1.66	288.93	2.66	858.76	20.97	10.04	7.64	2.40	5.66
Média(Barra Bonita)	1.83	889.76	32.97	1625.86	47.72	28.47	12.84	15.70	6.25
Média(Bariri)	49.82	1033.16	35.82	1504.10	50.22	33.87	14.96	18.92	6.19
Média(Ibitinga)	31.37	430.44	27.53	1039.66	25.97	11.57	8.97	2.60	5.83
Média Total	27.67	784.45	32.11	1389.87	41.30	24.64	12.24	12.40	6.09

Tabela 16- Valores do Índice de estado trófico para o secchi (IET) e estado trófico (ET), nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Junho-2008		Setembro-2008		Janeiro-2009		Maio-2009	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	48	M	49	M	55	E	42	O
Bariri	44	O	47	M	54	E	43	O
Ibitinga	37	O	47	M	45	M	49	M
Máximo	48		49		55		49	
Mínimo	37		47		45		42	
Média	43		48		51		45	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 17- Valores do Índice de estado trófico para clorofila a (IET) e estado trófico (ET), nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Junho-2008		Setembro-2008		Janeiro-2009		Maio-2009	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	67	E	55	E	70	E	46	M
Bariri	65	E	59	E	71	E	51	M
Ibitinga	48	M	57	E	67	E	44	O
Máximo	67		59		71		51	
Mínimo	48		55		67		44	
Média	60		57		69		47	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 18- Valores do Índice de estado trófico para fósforo total (IET) e estado trófico (ET), nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Junho-2008		Setembro-2008		Janeiro-2009		Maio-2009	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	59	E	68	E	60	E	55	E
Bariri	57	E	63	E	66	E	50	M
Ibitinga	48	M	56	E	69	E	41	O
Máximo	59		68		69		55	
Mínimo	48		56		60		41	
Média	55		62		65		49	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 19- Valores do Índice de estado trófico para fosfato total inorgânico (IET) e estado trófico (ET), nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Junho-2008		Setembro-2008		Janeiro-2009		Maio-2009	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	52	M	78	H	71	E	52	M
Bariri	64	E	69	E	75	H	53	M
Ibitinga	53	M	44	O	81	H	28	O
Máximo	64		78		81		53	
Mínimo	52		44		71		28	
Média	56		64		76		44	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 20- Valores dos Índices de estado trófico médio (IET) e estado trófico (ET), nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatório	Junho-2008		Setembro-2008		Janeiro-2009		Maio-2009	
	IET	ET	IET	ET	IET	ET	IET	ET
Barra Bonita	58	E	65	E	67	E	50	M
Bariri	60	E	61	E	68	E	50	M
Ibitinga	48	M	52	M	68	E	39	O
Máximo	60		65		68		50	
Mínimo	48		52		67		39	
Média	55		59		68		46	

E = eutrófico , M = mesotrófico, O = oligotrófico

Tabela 21- Valores máximos, mínimos e médios para as concentrações de clorofila *a* e feofitina (μL^{-1}), obtidas nos três reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Reservatórios	Período de coleta							
	Junho/2008		Setembro/2008		Janeiro/2009		Maio/2009	
	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina	Clorofila	Feofitina
Barra Bonita(Sup.)	37.44	7.28	11.73	5.95	52.33	7.06	4.72	1.22
Barra Bonita(Meio)	1.37	2.47	12.80	4.82	6.16	4.29	2.87	0.70
Barra Bonita(Fundo)	1.50	1.65	14.32	2.89	3.76	3.59	2.85	0.96
Bariri(Sup.)	30.53	6.04	16.56	2.83	58.15	5.76	7.56	0.49
Bariri(Meio)	2.71	2.27	14.75	3.45	28.84	29.96	3.16	1.26
Bariri(Fundo)	2.01	1.81	13.89	2.54	0.94	1.90	13.16	2.37
Ibitinga(Sup.)	5.71	2.28	14.33	3.98	36.26	2.72	0.65	12.44
Ibitinga(Meio)	0.93	2.75	13.68	3.46	0.74	1.69	0.42	3.88
Ibitinga(Fundo)	0.91	0.79	13.83	3.42	0.66	1.59	0.28	0.89
Máxima	37.44	7.28	16.56	5.95	58.15	29.96	13.16	12.44
Mínima	0.91	0.79	11.73	2.54	0.66	1.59	0.28	0.49
Média(Barra Bonita)	13.44	3.80	12.95	4.55	20.75	4.98	3.48	0.96
Média(Bariri)	11.75	3.37	15.07	2.94	29.31	12.54	7.96	1.37
Média(Ibitinga)	2.52	1.94	13.94	3.62	12.55	2.00	0.45	5.74
Média Total	9.24	3.04	13.99	3.70	20.87	6.51	3.96	2.69

Quadro 1- Inventário taxonômico das espécies encontradas nas amostras dos três reservatório de Médio rio Tietê durante o período de estudo.

Filo: ARTHROPODA

Subfilo: CRUSTACEA

Classe: BRANCHIOPODA

Ordem: CLADOCERA

Família: DAPHNIDAE

Ceriodaphnia silvestrii

Ceriodaphnia cornuta cornuta

Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi

Daphnia gessneri

Moina micrura

Simocephalus serrulatus

Família: BOSMINIDAE

Bosmina longirostris

Família: CHYDORIDAE

Alona gutata

Chydorus pubescens

Euryalona orientalis

Leydigia cf ciliata

Família: MACROTHRICIDAE

Macrotrix sp

Família: SIDIDAE

Diaphanosoma birgei

Diaphanosoma brevireme

Diaphanosoma spinulosum

Filo: ROTIFERA

Classe: MONOGONONTA

Ordem: PLOIMIDA

Família: BRACHIONIDAE

Anuraeopsis fissa

Anuraeopsis coelata

Brachionus angularis

Brachionus calyciflorus

Brachionus calyciflorus var. *dorcas*

Brachionus calyciflorus var. *amphiceros*

Brachionus calyciflorus var. *anuraeiformis*

Brachionus dolabratus

Brachionus falcatus

Brachionus patulus var. *macracanthus*

Kellicotia bostoniensis

Keratella americana

Keratella cochlearis

Keratella cochlearis var. *tecta*

Keratella lenzi

Keratella tropica

Platyias quadricornis

Macrochaetus collinsi

Epiphanes cf. *macrourus*

Família: EUCHLANIDAE

Euchlanis dilatata

Família: GASTROPODIDAE

Ascomorpha eucadis

Família: LECANIDAE

Lecane bulla

Lecane cornuta

Lecane curvicornis

Lecane stenroosi

Lecane lunaris

Lecane leontina

Lecane quadridentata

Família: MYTILLINIDAE

Lophocharis salpina

Família: SYNCHAETIDAE

Polyarthra aff. *vulgaris*

Synchaeta pectinata

Synchaeta stylata

Synchaeta jollyi

Família: THRICHOCERCIDAE

Trichocerca bicristata

Trichocerca chattoni

Trichocerca similis

Trichocerca mus

Trichocerca dixon-nuttali

Família: ASPLANCHNIDAE

Asplanchna sieboldi

Asplanchna brightwellii

Ordem: FLOSCULARIACEA

Família: TESTUDINELLIDAE

Filinia longiseta

Filinia opoliensis

Filinia pejler

Pompholyx triloba

Pompholyx complanata

Família: HEXARTHRIDAE

Hexarthra intermedia

Família: FLOSCULARIIDAE

Ptygura sp

Ptygura libera

Sinantherina spinosa

Família: CONOCHILIDAE

Conochilus unicornis

Conochilus coenobasis

Ordem: COLLOTHECACEA

Família: COLLOTHECIDAE

Collotheca sp

Classe: DIGONONTA

Ordem: BDELLOIDEA

Família: PHILODINIDAE

Rotaria neptunia

Macrotrachella sp

Dissotrocha c.f macrostyla tuberculata

Ordem: COPEPODA

Sub-ordem: CALANOIDA

Família: DIAPTOMIDAE

Argyrodiaptomus azevedoi

Notodiptomus iheringi

Notodiptomus cearensis

Notodiptomus spinuliferus

Sub-ordem: CYCLOPOIDA

Família: CYCLOPIDAE

Acanthocyclops michaelsoni

Acanthocyclops robustus

Mesocyclops aspericornis

Mesocyclops ogunus

Mesocyclops meridianus

Metacyclops leptopus venezolanus

Metacyclops mendocinus

Thermocyclops decipiens

Sub-ordem: HARPACTICOIDA

Elaphoidella sp

Ordem: OSTRACODA

Filo: PROTOZOA

Ordem: TESTACEALOBOSEA

Arcella vulgaris

Centropyx aculeata

Centropyxis marsupiformis

Diffugia sp

Diffugia oblonga

Filo: ANNELIDA

Classe: OLIGOCHAETA

Filo: PLATYHELMINTHES

Classe: Turbellaria

CONCHOSTRACA

Cychlestheria c.f hislopi

Tabela 26- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Rotifera nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Barra Bonita durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F						
ROTIFERA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Anuaeopsis fissa</i>										163	5.3													
<i>Anuaeopsis coelata</i>									290	1.1	7	0.2												
<i>Asplanchna sieboldi</i>							17	0.2	58	0.2			13	0.1			11	3.2	21	0.9	24	0.2	7	0.1
<i>Brachionus angularis</i>	7	0.11					33	0.4	145	0.5	30	1.0												
<i>Brachionus calyciflorus</i>	473	7.5					583	7.4	145	0.5	15	0.5	8555	52.3	7	1.6	11	3.2			6	0.1	15	0.2
<i>Brachionus calyciflorus var. dorcas</i>	30	0.5																						
<i>Brachionus calyciflorus var. amphiceros</i>	6	0.1					250	3.2			10	0.3												
<i>Brachionus calyciflorus var. anuraeiformis</i>	5	0.1					17	0.2	290	1.1	163	5.3	580	3.5										
<i>Brachionus angularis</i>	7	0.1					33	0.4																
<i>Collotheca sp. 1</i>							83	1.1																
<i>Conochilus coenobasis</i>	473	7.5	6	0.1			150	1.9	290	1.1	7	0.2	2465	15.1	117	26.5	3	1.0	133	6.1	6722	56.5	4028	58.9
<i>Conochilus unicomis</i>	710	11.2			17	0.1	83	1.1	2610	9.8	327	10.7	870	5.3					80	3.7	244	2.1	139	2.0
<i>Euchlanis dilatata</i>	473	7.5	15	0.1	187	1.4	67	0.9	116	0.4									15	0.7	24	0.2	28	0.4
<i>Filinia longiseta</i>			15	0.1	34	0.3													133	6.1				
<i>Filinia opoliensis</i>			200	1.7	560	4.3	117	1.5	2610	9.8	327	10.7	435	2.7	23	5.3	23	7.1	27	1.2	122	1.0	28	0.4
<i>Filinia peijler</i>	9	0.1	200	1.7	187	1.4													8	0.4	3			
<i>Kellicotia bostoniensis</i>	59	0.9	10600	90	9147	70.2	3583	45.7	12325	46.1	1307	42.8	145	0.9	23	5.3	117	35.4	1067	48.9	3911	32.9	2222	32.5
<i>Keratella americana</i>	59	0.9	40	0.3	4		6	0.1	4				62	0.4					8	0.4	244	2.1	139	2.0
<i>Keratella cochlearis</i>	237	3.7	120	1.0	75	0.6	167	2.1	435	1.6	7	0.2	435	2.7	14	3.1	4	1.2	53	2.4	41	0.3	28	0.4
<i>Keratella cochlearis var. tecta</i>			10	0.1	4		167	2.1	58	0.2	15	0.5	580	3.5							14	0.1		
<i>Keratella lenzi</i>	59	0.9	200	1.7	37	0.3	6	0.1	29	0.1	7	0.2	13	0.1					8	0.4	122	1.0	9	0.1
<i>Keratella tropica</i>			80	0.7	187	1.4	500	6.4	870	3.3	327	10.7	2175	13.3	23	5.3	93	28.3	400	18.4	122	1.0	139	2.0
<i>Lecane bulla</i>	5	0.1					4	0.1									11	3.2					3	
<i>Lecane stenroosi</i>					11	0.1																		
<i>Lecane leontina</i>																							5	0.1
<i>Platylas quadricornis</i>					4														53	2.4	24	0.2	28	0.4
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	118	1.9	15	0.1	75	0.6	583	7.4	2755	10.3	163	5.3		233	53				27	1.2				
<i>Ptygura sp</i>	237	3.7			1867	14.3			290	1.1														
<i>Ptygura pectinifera</i>					560	4.3																		
<i>Pompholyx triloba</i>	30	0.5	40	0.3	37	0.3	1167	14.9	2610	9.8	10	0.3	29	0.2			23	7.1					9	0.1
<i>Pompholyx complanata</i>	237	3.7																						
<i>Synchaeta pectinata</i>	1183	18.7	200	1.7	4				435	1.6	7	0.2												
<i>Synchaeta jollyi</i>	947	15	6	0.1			167	2.1																
<i>Synchaeta stylata</i>	947	15	15	0.1																				
<i>Trichocerca bicristata</i>	4	0.1	4																					
<i>Trichocerca chattoni</i>	10	0.2					10	0.1	145	0.5									10	0.5				
<i>Trichocerca similis</i>							17	0.2	58	0.2														
<i>Trichocerca mus</i>									145	0.5	163	5.3												
<i>Trichocerca dixon nuttalli</i>	15	0.2			37		17	0.2	29	0.1											122	1.0		
Bdelloidea																								
<i>Macrotrachella sp</i>			6				17	0.2									3	1.0	4	0.2	24	0.2		
<i>Rotaria neptunia</i>																	23	7.1						
<i>Dissotrocha macrostyla tuberculata</i>																	7	2.1						
Total	6338		11774		13032		7842		26742		3054		16358		441		329		2180		11894		6842	
Máximo	1183		10600		9147		3583		12325		1307		8555		233		117		1067		6722		4028	
Minimo	4		4		4		4		4		7		13		7		3		4		3		3	

Tabela 27 - Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Cladocera nas camadas de água: S (superfície), M (meio) e F(fundo) no reservatório de Barra Bonita durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009						
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F		
CLADOCERA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	8047	60.2	1200	37	747	12.3	417	13.3	725	9.4	490	15.8	1885	5.7	11	6.5	14	3.5	1733	17	1222	21.6	1389	15.4	
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	1183	8.8	600	18.5	933	15.3			145	1.9	653	21.1	435	1.3	23	14.2	23	6.0	1333	13.1	244	4.3	278	3.1	
<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigaudi</i>	1183	8.8	40	1.2	187	3.1			29	0.4									533	5.2	1833	32.4	417	4.6	
<i>Daphnia gessneri</i>	237	1.8	400	12.3	187	3.1	117	3.7	580	7.5	327	10.5	145	0.4	7	4.2	117	29.8	5600	55	1955	34.6	6111	67.7	
<i>Diaphanosoma birgei</i>							6	0.2					1015	3.1			5	1.3	27	0.3	24	0.4			
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	473	3.5	400	12.3	75	1.2	167	5.3	145	1.9	817	26.3	725	2.2	7	4.2			267	2.6	122	2.2	139	1.5	
<i>Moina micrura</i>									29	0.4															
<i>Bosmina longirostris</i>	2130	15.9	600	18.5	3733	61.4	2417	77.4	6090	78.7	817	26.3	29000	87.3	117	71	233	59.5	667	6.6	244	4.3	556	6.2	
<i>Simocephalus serrulatus</i>	118	0.9	4	0.1	187	3.1							13	0.04					15	0.1	13	0.2	139	1.5	
<i>Leydigia c. f. ciliata</i>					37	0.6																			
Total	13372		3244		6085		3122		7743		3103		33218		164		392		10175		5659		9027		
Máximo	8047		1200		3733		2417		6090		817		29000		117		233		5600		1955		6111		
Mínimo	118		4		37		6		29		327		13		7		5		15		13		139		

Tabela 28- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Copepoda nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Barra Bonita durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009						
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F		
COPEPODA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	
Cyclopoida																									
náuplio de cyclopoida	1420	23.1	3200	64.8	5413	81.3	20333	84.1	31610	72.0	5063	33.3	53070	82.0	700	28.2	933	82.2	12667	39.6	21265	68.3	13471	55.0	
copepodito de cyclopoida	710	11.5	200	4.1	224	3.4	2083	8.6	7830	17.8	6043	39.7	1160	1.8	117	4.7	21	1.9	2000	6.3	3666	11.8	2639	10.8	
Adultos																									
<i>Acanthocyclops michaelsoni</i>	710	11.5	800	16.2			333	1.4	290	0.7	1470	9.7					11	0.9	667	2.1	122	0.4	139	0.6	
<i>Acanthocyclops robustus</i>	39	1	10	0.2	75	1.1	417	1.7	145	0.3	1470	9.7	1305	2.0	233	9.4	117	10.3	10	0.03					
<i>Thermocyclops decipiens</i>	118	1.9	8	0.2	187	2.8	6	0.02	725	1.7	327	2.1	1015	1.6	1400	56.3	23	2.1	10	0.03			139	0.6	
<i>Mesocyclops ogunus</i>	15	0.2	6	0.1	149	2.2							435	0.7	11	0.4			27	0.1	24	0.1	139	0.6	
<i>Mesocyclops aspericornis</i>													19	0.03	4	0.2									
<i>Mesocyclops meridianus</i>	20	0.3	40	0.8	5	0.1			29	0.1									267	0.8	27	0.1	139	0.6	
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>									29	0.1	163	1.1	58	0.1											
Total	3032		4264		6053		23172		40658		14537		57062		2465		1105		15647		25105		16666		
Máximo	1420		3200		5413		20333		31610		6043		53070		1400		933		12667		21265		13471		
Mínimo	15		6		5		6		29		163		19		4		11		10		24		139		
COPEPODA	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	
Calanoida																									
náuplio de calanoida	473	7.7	40	0.8	187	2.8	167	0.7	725	1.7	163	1.1	3480	45.3					1333	4.2	855	2.7	833	3.4	
copepodito de calanoida	2130	34.6	200	4.1	373	5.6	500	2.1	2320	5.28	327	2	2900	37.7			23	77.3	6400	20.0	4644	14.9	6527	26.6	
Adultos																									
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	15	0.2	200	4.1	6	0.1			116	0.3	163	1.1	145	1.9	11	48.2			2267	7.1	244	1	278	1.1	
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	237	3.8	200	4.1	7	0.1			29	0.1	30	0.2	1015	13.2	11	48.2	7	22.7	2000	6.3	244	1	28	0.1	
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	237	3.8	22	0.5	5	0.1			58	0.1	5	0.03	145	1.9					4267	13.3	27	0.1	139	0.6	
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>	6	0.1			17	0.3	333	1.4											80	0.3	3	0.01	28	0.1	
Total	3097		662		595		1000		3248		688		7685		22		30		16347		6019		7833		
Máximo	2130		200		373		500		2320		327		3480		11		23		6400		4644		6527		
Mínimo	6		22		5		167		29		5		145		11		7		80		3		28		
Harpacticoida	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	ind./m³	%	
náuplio de harpacticoida	10	0.2	10	0.2	10	0.1																			
<i>Elaphoidella</i> sp	12	0.2																							
Total	22		10		10																				
Total de Copepoda	6151		4936		6658		24172		43906		15224		64747		2487		1135		31994		31124		24498		

Tabela 29- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Protozoa nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Barra Bonita durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
Protozoa	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%		
<i>Arcella vulgaris</i>																								
<i>Centropyx aculeata</i>			200	100	11	100	17	100	29	100			233	96	5	100			8	58	122	100	139	100
<i>Centropyxis marsupiformis</i>																								
<i>Diffugia</i> sp											4	100	11	4.3					6	43				
Total			200		11		17		29		4		244		5				14		122		139	

Tabela 30- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos outros grupos nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Barra Bonita durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
OUTROS GRUPOS	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%		
<i>Ostracoda</i>	355	75	40	64.3	34	47.6	17	100	29	100	163	100	870	100	117	100	11	100	21		49		83	
<i>Turbellaria</i>	118	25	22	35.7	37	52.4															122		10	
Total	473		62		71		17		29		163		870		117		11		21		171		93	

Tabela 31- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Rotifera nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Bariri durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009											
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F							
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%						
ROTIFERA																														
<i>Anuaeopsis fissa</i>											38	0.4																		
<i>Anuaeopsis coelata</i>											13	0.1																		
<i>Ascomorpha eucadis</i>	117	0.1	183	9																										
<i>Asplanchna sieboldi</i>																														
<i>Brachionus calyciflorus</i>							440	2.1	177	1.6	340	3.7																		
<i>Brachionus calyciflorus var. anuraeiformis</i>	29	0.02																												
<i>Brachionus angularis</i>											23	0.2																		
<i>Cephalodella</i> sp																														
<i>Collotheca</i> sp.1	933	0.6	733	35.9	173	6.1	110	0.5	25	0.2	10	0.1												190	2.5					
<i>Collotheca</i> sp.2											9	0.1																		
<i>Conochilus coenobasis</i>	117	0.1	12	0.6			440	2.1	353	3.2	32	0.4	5123	8.1	91	2.9									38	0.5				
<i>Conochilus unicomis</i>	4433	2.9	9	0.4	6	0.2	2640	12.5	177	1.6	49	0.5	530	0.8	91	2.9	14	5.9							190	2.5	23	1.4		
<i>Euchlanis dilatata</i>	1400	0.9	4	0.2			770	3.6	353	3.2	113	1.2	530	0.8	7	0.2									76	1.0	143	9.1		
<i>Filinia longiseta</i>	117	0.1	20	1.0	347	12.2							177	0.3	27	0.9									4	0.1	8	0.5		
<i>Filinia opoliensis</i>	5	0	12	0.6	58	2.0	2200	10.4	1767	16.2	2607	28.3	883	1.4	137	4.4													23	4.2
<i>Hexartra intermedia</i>													25	0.04																
<i>Kellicotia bostoniensis</i>	117	0.1	367	17.9	173	6.1	3520	16.6	2120	19.4	4307	46.7			410	13.2	130	53.0							190	2.5	143	9.1		
<i>Keratella americana</i>	467	0.3											25	0.04	137	4.4									22	0.3	29	1.8		
<i>Keratella cochlearis</i>	233	0.2	17	0.8	6	0.2	330	1.6	16	0.1	227	2.5	177	0.3	273	8.8									42	0.6	29	1.8	5	0.9
<i>Keratella cochlearis var. tecta</i>	23	0.0	7	0.3	10	0.4	110	0.5	25	0.2	16	0.2	35	0.1	4	0.1														
<i>Keratella lenzi</i>	23	0.0	5	0.2	58	2.0			4	0.0	3				137	4.4	26	10.6											340	63.3
<i>Keratella tropica</i>	933	0.6	10	0.5	12	0.4	440	2.1	883	8.1	340	3.7	6007	9.5	1093	35.3	20	8.2							11	0.1	29	1.8	57	10.5
<i>Keratella quadrata</i>													4	0.01																
<i>Lecane bulla</i>							110	0.5	9	0.1	23	0.2																		
<i>Lecane stenroosi</i>																														
<i>Lecane leontina</i>																														
<i>Lecane proiecta</i>	8	0.01																												
<i>Lecane homemanni</i>																														
<i>Lophocharis salpina</i>																														
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	467	0.3	17	0.8	173	6.1	1540	7.3	177	1.6	113	1.2			7	0.2														
<i>Ptygura</i> sp																														
<i>Pompholyx triloba</i>	233	0.2	26	1.3	4	0.2	990	4.7	1943	17.8	340	3.7			137	4.4									6	0.1	143	9.1		
<i>Pompholyx complanata</i>	58	0.04																												
<i>Synchaeta pectinata</i>	11433	7.4	52	2.6	173	6.1	7370	34.8	2827	25.9	567	6.1																		
<i>Synchaeta jollyi</i>	130667	84.9	550	26.9	1560	55	110	0.5			38	0.4	12	0.02																
<i>Synchaeta stylata</i>	2100	1.4			69	2.4																								
<i>Trichocerca similis</i>							22	0.1																						
<i>Trichocerca mus</i>																														
<i>Trichocerca dixon nuttalli</i>	23	0.02	5	0.3	4	0.1	8		35	0.3	16	0.2																		
Bdelloidea																														
<i>Macrotrachella</i> sp	17	0.01			4	0.1	12	0.1			10	0.1																		
Total	153954		2044		2636		21162		10901		9224		63525		3097		245		7624		1575		538							
Máximo	130667		733		1560		7370		2827		4307		30740		1093		130		6460		860		340							
Mínimo	5		4		4		8		4		3		4		3		4		4		5		5							
Média	6694		102		167		1176		641		403		4235		194		31		545		131		108							

Tabela 32- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Cladocera nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Bariri durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009						
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F		
CLADOCERA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	700	43.8			116	29.6	770	14.2	353	6.9	453	55.6	9187	24.4	4920	42.2	130	13	1330	27.8	287	11.6	1190	28.7	
<i>Ceriodaphnia comuta comuta</i>	467	29.2	26	27.1	9	2.3							5477	14.6	3553	30.5	130	13	380	7.9	48	1.9	170	4.1	
<i>Ceriodaphnia comuta f. rgaudi</i>	4	0.3	7	7.6					25	0.5			1060	2.8	15	0.1			760	15.9	287	11.6	57	1.4	
<i>Daphnia gessneri</i>	58	3.6	17	17.2	35	8.9	550	10.1	118	2.3	227	27.8	707	1.9	2323	19.9	87	8.7	760	15.9	860	34.9	1530	36.8	
<i>Diaphanosoma birgei</i>	58	3.6					37	0.7	177	3.5			2650	7.0	20	0.2									
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	19	1.2			58	14.8	110	2.0	177	3.5	23	2.8	5300	14.1	683	5.9			190	3.97	96	3.9	850	20.5	
<i>Bosmina longirostris</i>	58	3.6	26	27.1	173	44.4	3960	72.9	4240	83.2	113	13.9	13250	35.2	137	1.2	650	65.2	1330	27.8	860	34.9	340	8.2	
<i>Simocephalus serrulatus</i>	233	14.6	20	21.1			8	0.2	5	0.1									38	0.8	4	0.1			
<i>Euryalona orientalis</i>															3	0.03									
<i>Alona gutata</i>																					20	0.8	15	0.4	
Total	1599	97	390				5435	5094	816				37630	11655	997			4788	2461	4152					
Máximo	700	26	173				3960	4240	453				13250	4920	650			1330	860	1530					
Minimo	4	7	9				8	5	23				707	3	87			38	4	15					
Média	200	19	78				906	728	204				5376	1457	249			684	308	593					

Tabela 32- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Copepoda nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Bariri durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009						
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F		
COPEPODA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	
Cyclopoida																									
nauplio de cyclopoida	21700	74.3	1467	59	1733	76.0	17380	72.4	7243	68.4	3060	55.2	16783	31.4	7927	59.1	130	6.7	9310	67.6	14620	81.3	5440	58.6	
copepodito de cyclopoida	3733	12.8	733	29			1870	7.8	1590	15.0	907	16.4	8480	15.9	1777	14.30	74.1		1710	12.4	1003	5.6	3060	32.9	
Adultos																									
<i>Acanthocyclops michaelseni</i>			14	0.5											4	0.03									
<i>Acanthocyclops robustus</i>	29	0.1			173	7.6	330	1.4	353	3.3	189	3.4	1237	2.3	1093	8.2	130	6.7	190	1.4	143	0.8	23	0.2	
<i>Thermocyclops decipiens</i>	5	0.02	6	0.3	8	0.4	22	0.1	118	1.1	11	0.2			273	2.0	14	0.7	190	1.4	717	4.0	170	1.8	
<i>Mesocyclops oregonus</i>	4	0.01	11	0.4	5	0.2	220	0.9			7	0.1	177	0.3	137	1.0	130	6.7	380	2.8	10	0.1	170	1.8	
<i>Mesocyclops aspericornis</i>															4	0.03							11	0.1	
<i>Mesocyclops longisetus</i>			6	0.2			6	0.03																	
<i>Mesocyclops meridianus</i>			61	2.4	173	8																			
<i>Metacyclops mendocinus</i>											113	2.0			4	0.03							7	0.1	
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>			8	0.3					4	0.04			25	0											
Total	25471	2306	2093				19828	9308	4286				26702	11219	1834			11801	16493	8881					
Máximo	21700	1467	1733				17380	7243	3060				16783	7927	1430			9310	14620	5440					
Minimo	4	6	5				6	4	7				25	4	14			21	10	7					
Média	5094	288	419				3305	1862	714				5340	1402	367			1967	3299	1269					

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009						
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F		
COPEPODA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	
Calanoida																									
nauplio de calanoida	2567	8.8	183	7.3	173	7.6	1540	6.4	530	5.0	340	6.1	5477	10.3	273	2.0	43	2.2	190	1.4	717	4.0	170	1.8	
copepodito de calanoida	933	3.2					2310	9.6	707	907	16.4		19257	36	1367	10.2			1520	11.0	573	3.2	57	0.6	
Adultos																									
<i>Notodiaptomus iheringi</i>			6	0.2	5	0.2	110	0.5	16	0.2	3	0.1	883	1.7	137	1.0	26	1.3	63	0.5	8	0.04			
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	233	0.8	8	0.3	10	0.4	110	0.5	16	0.2	5	0.1	1060	2.0	410	3.1	26	1.3	152	1.1	20	0.1	170	1.8	
<i>Notodiaptomus spiniferus</i>							110	0.5							4	0.0			38	0.3	143	0.8	11	0.1	
<i>Argyrodiaptomus azevedoi</i>									5	0.05											20	0.1			
Total	3733	197	188				4180	1274	1255				26677	2191	95			1963	1482	408					
Máximo	2567	183	173				2310	707	907				19257	1367	43			1520	717	170					
Minimo	233	6	5				110	5	3				883	4	26			38	8	11					
Média	1244	66	63				836	255	314				6669	438	32			393	247	102					
Total de Copepoda	29204	2503	2282				24008	10582	5542				53379	13410	1930			13764	17975	9289					

Tabela 33- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes ao grupo Protozoa nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Bariri durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
Protozoa	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%		
<i>Arcella vulgaris</i>	6.5	100							59	64.7	10	8.4			15	130	187.5					6	0.8	
<i>Centropyx aculeata</i>			61	75			12	100	32	35.3	113	92			547	97	130	187.5			48	20		
<i>Centropyxis marsupiformis</i>			20	25	13.3	100																		
Total	6.5	81	13.3				12	91	123					562	260					48	6			

Tabela 34- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos outros grupos nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Bariri durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009						
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F		
OUTROS GRUPOS	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%			
Ostracoda	7	100	15	100	19.3	21.7	110	94.4	883.3	99	227	100	883	100	273.3	100	43	62.5	11	27.7	47.8	20	510	68.9	
Turbellaria					69.3	78.3													29	72.3	143.3	60	226.7	30.6	
Oligochaeta							6	6	9	1.0								26	37.5			48	20	4	0.54
Total	7	15	88.6				116	892.3	227				883	273.3	69			40	239.1	741					

Tabela 35- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos grupo Rotifera nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Ibitinga durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
ROTIFERA																								
<i>Ascomorpha eucadis</i>	2133	11.7	19	3.3	10	2.2																		
<i>Asplanchna sieboldi</i>																								
<i>Brachionus calyciflorus</i>							173	1.3	653	1	147	2.4	8833	75	167	3.4	167	27.4	14700	17.7	373	28.7	133	70.8
<i>Brachionus calyciflorus var. anuraeiformis</i>													1237	10.5	56	1.1	15	2.5	65940	79.2	93	7.2	44	23.6
<i>Brachionus patulus var. macracanthus</i>																	3	0.6	350	0.4				
<i>Cephalodella sp</i>					4	0.9																		
<i>Collotheca sp.1</i>	213	1.2	11	1.9	15	3.2	58	0.4	163	0.3	147	2.4			56	1.1	167	27.4			653	50.2		
<i>Conochilus coenobasis</i>	11	0.1			6	1.3	1733	12.8	3757	6	2787	46.1	707	6.0	167	3.4			420	0.5				
<i>Conochilus unicornis</i>	4907	27	148	26.4	10	2.2	10747	79.5	54717	86.8			883	7.5	3667	73.8			140	0.2	93	7.2		
<i>Euchlanis dilatata</i>	213	1.2	11	1.9	7	1.6	7	0.1	65	0.1	440	7.3	59	0.5	24	0.5			1680	2.0	5	0.4	4	1.9
<i>Filinia longiseta</i>															500	10.1	167	27.4						
<i>Filinia opoliensis</i>					7	1.6	347	2.6	2123	3.4	1613	26.7									31	2.4		
<i>Filinia pejler</i>							5	0.04							45	0.9	15	2.5	13	0.02				
<i>Kellicotia bostoniensis</i>			19	3.3	29	6.5			4	0.01	7	0.1					15	2.5						
<i>Keratella cochlearis</i>	213	1.2	7	1.2					5	0.01					56	1.1								
<i>Keratella tropica</i>	27	0.1			3	0.7	16	0.1	33	0.1			59	0.5	6	0.1	24	3.9	13	0.02	7	0.6		
<i>Lecane curvicornis</i>					88	19.4																		
<i>Lecane bulla</i>	7	0.04							18	0.03	147	2.4							8	0.01				
<i>Lecane ludwigii</i>															8	0.2								
<i>Lecane leontina</i>			6	1.0																				
<i>Lecane homemanni</i>																					31	2.4		
<i>Lophocharis salpina</i>							12	0.1			21	0.3					24	3.9						
<i>Platylas quadricornis</i>	5	0.03			10	2.2	0								8	0.2	11	1.8						
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	213	1.2	19	3.3			58	0.4	327	0.5	733	12.1			6	0.1								
<i>Ptygura libera</i>																							3	1.8
<i>Pompholyx triloba</i>	427	2.3	5	0.8			347	2.6	1143	1.8					91	1.8								
<i>Pompholyx complanata</i>	1493	8.2	148	26.4	15	3.2																		
<i>Sinatherina spinosa</i>															111	2.2								
<i>Synchaeta pectinata</i>	213	1.2	4	0.7	59	12.9	12	0.1																
<i>Synchaeta jolyi</i>	7040	38.7	148	26.4	176	38.8																		
<i>Synchaeta stylata</i>	853	4.7	19	3.3	15	3.2																		
<i>Trichocerca chattoni</i>																							4	1.9
<i>Trichocerca dixon nuttalli</i>	107	0.6																						
Bdelloidea																								
<i>Macrotrachella sp</i>	107	0.6					7	0.1			10	0.2												
Total	18183		561		452		13520		63009		6051		11778		4966		608		83263		1301		188	
Máximo	7040		148		176		10747		54717		2787		8833		3667		167		65940		653		133	
Minimo	5		4		3		5		4		7		59		6		3		8		5		3	
Média	1070		43		30		1040		5251		605		1963		331		61		9251		145		38	

Tabela 36- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos grupo Cladocera nas camadas de água: S(superfície), M(meio) e F(fundo) no reservatório de Ibitinga durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
CLADOCERA																								
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	853	51.2	37	7.1	263	47.9	3120	4.2	2123	4.1	1320	4	4063	23.8	1167	34.6	667	30	10080	22.3	280	16.4	10	3.2
<i>Ceriodaphnia comuta</i>	213	12.8	19	3.6	8	1.5			109	0.2	13	0.04	1767	10.4	333	9.9	167	7.5	700	1.5	187	10.9	7	2.2
<i>Ceriodaphnia comuta f. rigaudi</i>							16	0.02	6	0.01	440	1.3	353	2.1	111	3.3	18	0.8	3080	6.8	31	1.8	10	3.2
<i>Daphnia gessneri</i>	107	6.4	297	57.1	176	31.9	1560	2.1	1307	2.5	1760	5.3	2297	13.5	333	9.9	667	30.0	2660	5.9	93	5.5	21	6.4
<i>Diaphanosoma birgei</i>							58	0.1	327	0.6	587	1.8	2827	16.6	56	1.6			560	1.2				
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	107	6.4			15	2.7							2650	15.5	167	4.9	667	30.0	560	1.2	62	3.6		
<i>Diaphanosoma brevireme</i>													25	0.1			5	0.2						
<i>Moina micrura</i>	7	0.4											3003	17.6										
<i>Bosmina longirostris</i>	213	12.8	148	28.6	88	16.0	70200	93.6	48183	92.5	29187	87.6	59	0.3	1167	34.6	33	1.5	26180	58.0	1027	60.0	267	82.9
<i>Simocephalus serrulatus</i>	168	10.1					16	0.02	18	0.03	10	0.03			11	0.3			1260	2.8	31	1.8	7	2.2
<i>Euryalona orientalis</i>															8	0.2								
<i>Chydorus pubescens</i>															15	0.4			93					
Total	1668		519		550		74969		52073		33316		17044		3368		2223		45173		1711		322	
Máximo	853		297		263		70200		48183		29187		4063		1167		667		26180		1027		267	
Minimo	7		19		8		16		6		10		25		8		5		93		31		7	
Média	238		104		110		12495		7439		4759		1894		337		318		5019		244		54	

Tabela 37- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos grupo Copepoda nas camadas de água: S (superfície), M (meio) e F (fundo) no reservatório de Ibitinga durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
COPEPODA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
Cyclopoida																								
nauplio de cyclopoida	13227	85	2670	77.6	1755	72.0	16813	56.5	19110	46.6	20827	54.7	18903	71.7	17167	85.8	4333	51.1	13020	43	4107	69	133	39.0
copepodito de cyclopoida	1067	6.9	93	2.7	176	7.2	6240	21.0	12740	31.0	11880	31.2	1060	4.0	833	4.2	2667	31.5	1820	6	560	9	44	13.0
Adultos																								
<i>Acanthocyclops michaelsoni</i>	213	1.4	6	0.2	15	0.6	2600	8.7	2777	6.8	733	1.9	1237	4.7	167	0.8	167	0	1400	4.6	31	0.5		
<i>Acanthocyclops robustus</i>	213	1.4	148	4.3	88	4	173	0.6	490	1.2	293	0.8	177	0.7	222	1.2	56	0.7	187	0.6	31	0.5		
<i>Thermocyclops decipiens</i>	30	0.2	148	4.3	176	7.2	2080	7.0	1633	4.0	1760	4.6	177	0.7	56	0.3	333	3.9			93	2	7	2.1
<i>Mesocyclops ogunus</i>	213	1.4					25	0.1	8	0.02			6	0.02					280	1	14	0.2	133	39.0
<i>Mesocyclops meridianus</i>					29	1.2	5	0.02											140	0.5	93	2	7	2.1
<i>Metacyclops leptopus venezolanus</i>																						4	1.1	
Total	14964		3065		2238		27937		36758		35493		21559		18444		7556		16847		4930		329	
Máximo	13227		2670		1755		16813		19110		20827		18903		17167		4333		13020		4107		133	
Mínimo	30		6		15		5		8		293		6		56		56		140		14		4	
Média	2494		613		373		3991		6126		7099		3593		3689		1511		2808		704		55	

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
COPEPODA	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
Calanoida																								
nauplio de calanoida	213	1.4	148	4.3	88	4	347	1.2	33	0.1	293	0.8	1413	5.4	111	0.6	24	0.3	700	2.3	62	1.0		
copepodito de calanoida	213	1.4	148	4.3	88	4	1213	4.1	2940	7	1907	5.0	3180	12.1	1333	7	833	9.8	11480	38	653	11	4	1.1
Adultos																								
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	15	0.1	74	2			173	0.6	327	0.8	98	0.3	18	0.1	56	0.3	7	0.1	840	2.7	187	3.1		
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	8	0.1	3	0.1	15	0.6	25	0.1	163	0.4	147	0.4	118	0.4	56	0.3	48	0.6	140	0.5	93	1.6	4	1.3
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	107	0.7			10	0.4	58	0.2	490	1.2	147	0.4	59	0.2	15	0.1	7	0.1	560	1.8	31	0.5		
<i>Argyrodiaptomus azavedoi</i>	15	0.1					8	0.03	327	0.8	21	0.1							4	0.01				
Total	572		374		200		1824		4279		2612		4788		1571		918		13724		1027		8	
Máximo	213		148		88		1213		2940		1907		3180		1333		833		11480		653		4	
Mínimo	8		3		10		8		33		21		18		15		7		4		31		4	
Média	95		94		50		304		713		435		958		314		184		2287		205		4	

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
Harpacticoida	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
nauplio de harpacticoida																								
<i>Elaphoidella</i> sp							6	0.02																

Tabela 38- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos grupo Protozoa nas camadas de água: S (superfície), M (meio) e F (fundo) no reservatório de Ibitinga durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
Protozoa	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%
<i>Arcella vulgaris</i>	107	25	11	6.7	176	85.7			3	30					6	17	3	5.8					44	33.3
<i>Centropyx aculeata</i>	107	25	148	93	29	14.3			8	70	49	100			24	65.9	56	94.2			4	10.7	89	66.7
<i>Diffugia</i> sp	213	50											6	7					31	89.3				
Total	427		159		205				11		49				36		59				35		133	

Tabela 39- Valores de densidade numérica e abundância relativa das espécies pertencentes aos outros grupos nas camadas de água: S (superfície), M (meio) e F (fundo) no reservatório de Ibitinga durante o período estudado.

Táxons	Junho/2008						Setembro/2008						Janeiro/2009						Maio/2009					
	S		M		F		S		M		F		S		M		F		S		M		F	
OUTROS GRUPOS	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%	ind./m ³	%		
Ostracoda							5	100			7	100	59	4	8	9.1	333	66.7	560	100	13	17.6	89	50
Turbellaria	5	24.4	7	100	6	100							1413	95.1	56	63.5	167	33.3			62	82.4	89	50
Ephemeroptera									33	100					24	27.4								
Diptera Chironomidae																								
<i>Parachironomus</i> sp.1	15	75.6											14	0.9										
Total	20		7		6		5		33		7		1486		87		500		560		76		178	

Tabela 40- Relações percentuais entre os principais grupos zooplanctônicos nas diferentes camadas de água: S (superfície), M (meio) e F (fundo) no reservatório de Barra Bonita durante o período estudado.

Grupos	Junho/2008			Setembro/2008			Janeiro/2009			Maio/2009		
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
Cladocera	50.80	16.05	23.50	8.88	9.87	14.40	28.84	4.76	20.95	22.9	11.56	22.23
Rotifera	24.05	58.24	50.50	22.30	34.09	14.17	14.2	12.77	17.59	4.91	24.29	16.85
Copepoda	23.4	24.42	26	68.73	55.97	70.65	56.21	72.03	60.63	72.09	63.56	60.34
Protozoa	0	1	0.06	0.05	0.04	0.02	0	7.07	0.27	0.03	0.25	0.34
Outros grupos	1.8	0.3	0	0.05	0.04	0.76	0.76	3.38	0.57	0.05	0.35	0.23

Tabela 41- Relações percentuais entre os principais grupos zooplanctônicos nas diferentes camadas de água: S (superfície), M (meio) e F (fundo) no reservatório de Bariri durante o período analisado.

Grupos	Junho/2008			Setembro/2008			Janeiro/2009			Maio/2009		
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
Cladocera	0.87	2.04	0	10.71	18.48	5.12	24.37	40.19	28.47	18.26	11.04	28.2
Rotifera	83.32	43.12	55	41.71	39.55	57.90	41.14	10.68	7.01	29.08	7.06	3.65
Copepoda	15.8	52.80	43	47.32	38.4	34.78	33.92	46.25	55.11	52.5	80.61	63.09
Protozoa	0	1.71	0.24	0.02	0.33	0.77	0	1.94	7.43	0	0.21	0.04
Outros grupos	0	0.32	1.58	0.23	3.24	1.42	0.57	0.94	1.98	0.15	1.07	5.03

Tabela 42- Relações percentuais entre os principais grupos zooplanctônicos nas diferentes camadas de água: S (superfície), M (meio) e F (fundo) no reservatório de Ibitinga durante o período analisado.

Grupos	Junho/2008			Setembro/2008			Janeiro/2009			Maio/2009		
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
Cladocera	0	11.08	15.05	63.39	33.35	42.97	30.08	11.83	18.74	28.3	18.85	27.7
Rotífera	53	11.98	12.39	11.43	40.35	7.81	20.8	17.4	5.12	52.18	14.33	16.19
Copepoda	45	73.40	66.78	25.17	26.28	49.15	46.5	70.3	71.43	19.16	65.61	29.4
Protozoa	1.3	3.4	5.62	0	0.01	0.06	0	0.13	0.5	0	0.38	11.46
Outros grupos	0.06	0.15	0.16	0	0.02	0.01	2.62	0.31	4.22	0.35	0.83	15.28

Tabela 43- Distribuição e densidade das espécies de cianobactérias (org./L) encontradas nos reservatórios do Médio rio Tietê nos meses de junho de 2008, janeiro e maio de 2009.

Táxons de cianobactérias (Cyanophyceae)	Junho/2008	Janeiro/2009		Maio/2009	
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Bariri	Ibitinga
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3.307,96	2.826,80	6.615,91	4.390,56	9.863,72
<i>Microcystis panniformis</i>	300.72	—	—	—	120.29
<i>Microcystis cf. wesenbergii</i>	—	60.14	—	—	180.43
Densidade Total	3.608,68	2.886,94	6.615.91	4.390.56	10.164,45

Tabela 44- Distribuição e densidade das espécies de diatomáceas (org./L^{-1}) encontradas nos reservatórios do Médio rio Tietê nos meses de junho de 2008, janeiro e maio de 2009.

Táxons de diatomáceas (Bacillariophyceae)	Junho/2008	Janeiro/2009		Maio/2009	
	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Bariri	Ibitinga
<i>Aulacoseira granulata</i>	721.7	—	—	—	60.14
<i>Navicula spp</i>	1563.76	—	—	—	60.14
Densidade Total	2285.50	—	—	—	120.28

Tabela 45- Concentrações de microcistinas LR ($\mu\text{g/L}^{-1}$) detectadas nas florações de cianobactérias coletadas nos reservatórios do Médio rio Tietê durante o período de ocorrência destas algas.

Reservatórios	Microcistinas ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		
	Junho/2008	Janeiro/2009	Maio/2009
Barra Bonita	18.2	57.7	—
Bariri	—	21.4	42.5
Ibitinga	—	23.6	100

Tabela 46- Valores da concentração efetiva mediana – CE50;48h de cloreto de sódio (NaCl) obtidos nos testes de sensibilidade para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera).

Número do teste	CE 50; 48h (intervalo de confiança) g/L	
	Data	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>
1	20/10/2009	0,75 (0,64-0,89)
2	17/11/2009	1,62 (1,31-2,02)
3	24/11/2009	1,17 (1,11-1,23)
4	1/12/2009	0,93 (0,77-1,12)
5	17/12/2009	1,31 (1,19-1,46)
Média (g/L)		1,16
Desvio-padrão (DP)		0,33
Coefficiente de variação (CV)(%)		29,17
Faixa de sensibilidade (g/L)		0,48 - 1,83

Tabela 47- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 16/01/09 no reservatório de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Barra Bonita 16/01/2009				Data início:24/11/2009			Data término:26/11/2009			
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza	
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f
Controle	0/5	0/5	0/5	2/5	2/20	10	7,56	7,38	48	-
0,11 µg/L	0/5	0/5	2/5	2/5	4/20	20	7,52	7,33	48	-
0,23 µg/L	2/5	4/5	2/5	3/5	11/20	55	7,49	7,31	48	-
0,57 µg/L	2/5	2/5	1/5	2/5	7/20	35	7,39	7,29	48	-
1,15 µg/L	2/5	1/5	3/5	2/5	8/20	40	7,24	7,20	48	-
5,77 µg/L	5/5	5/5	5/5	4/5	19/20	95	6,79	7,02	66	-
11,54 µg/L	5/5	4/5	5/5	5/5	19/20	95	6,57	6,99	86	-
CE 50 (IC 95%):0,97 µg/L (0,61-1,54)				Duração:48 hs		Concentração de microcistina:57,7 µg/L				
Teste: preliminar 1										

Tabela 48- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 16/01/09 no reservatório de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Barra Bonita 16/01/2009		Data início:01/12/2009		Data término:03/12/2009						
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		pH		Dureza						
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f
Controle	1/5	0/5	0/5	0/5	1/20	5	7,47	7,51	48	-
0,05 µg/L	0/5	1/5	1/5	0/5	2/20	10	7,58	7,44	46	-
0,11 µg/L	1/5	3/5	2/5	2/5	8/20	40	7,57	7,50	44	-
0,23 µg/L	1/5	2/5	1/5	3/5	7/20	35	7,61	7,54	46	-
0,57 µg/L	4/5	2/5	2/5	3/5	11/20	55	7,47	7,58	48	-
1,15µg/L	5/5	2/5	4/5	3/5	14/20	70	7,44	7,56	48	-
5,77 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	7,10	7,21	54	-
CE 50 (IC 95%):0,43 µg/L (0,28-0,66)				Duração:48 hs		Concentração de microcistina:57,7 µg/L				
				Teste: definitivo 1						

Tabela 49- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 16/01/09 no reservatório de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Barra Bonita 16/01/2009		Data início:15/12/2009		Data término:17/12/2009						
Organismo-teste : <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		pH		Dureza						
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f
Controle	2/5	0/5	0/5	0/5	2/20	10	7,21	7,41	48	-
0,05 µg/L	0/5	0/5	2/5	1/5	3/20	15	7,11	7,39	48	-
0,11 µg/L	2/5	0/5	3/5	0/5	5/20	25	7,00	7,39	46	-
0,23 µg/L	0/5	0/5	1/5	0/5	1/20	10	7,02	7,36	48	-
0,57 µg/L	3/5	3/5	5/5	4/5	15/20	75	6,93	7,31	48	-
1,15µg/L	5/5	3/5	5/5	5/5	18/20	90	6,87	7,25	48	-
5,77 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,70	7,22	52	-
CE 50 (IC 95%):0,46 µg/L (0,36-0,59)				Duração:48 hs		Concentração de microcistina:57,7 µg/L				
				Teste: definitivo 2						

Tabela 50- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 16/01/09 no reservatório de Barra Bonita, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Barra Bonita 16/01/2009		Data início:15/12/2009					Data término:17/12/2009				
Organismo-teste : <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,13	7,59	48	-	
0,05 µg/L	1/5	0/5	0/5	2/5	3/20	15	7,12	7,42	46	-	
0,11 µg/L	2/5	1/5	3/5	3/5	9/20	45	7,13	7,48	48	-	
0,23 µg/L	2/5	2/5	2/5	4/5	10/20	50	7,25	7,42	46	-	
0,57 µg/L	5/5	5/5	5/5	3/5	18/20	90	7,21	7,32	48	-	
1,15µg/L	5/5	3/5	5/5	5/5	18/20	90	6,98	7,19	48	-	
5,77 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,94	7,07	54	-	
CE 50 (IC 95%): 0,17µg/L (0,12-0,24)					Duração:48hs		Concentração de microcistina:57,7µg/L				
					Teste:definitivo 3						

Tabela 51- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Bariri, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Bariri 14/05/2009		Data início:16/12/2009					Data término:18/12/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	1/5	1/20	5	7,18	7,31	48	-	
0,042 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,02	7,28	46	-	
0,21 µg/L	0/5	0/5	0/5	1/5	1/20	5	7,09	7,26	46	-	
1,06 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,03	7,28	48	-	
2,12 µg/L	1/5	0/5	0/5	0/5	1/20	5	7,04	7,26	50	-	
3,19 µg/L	0/5	2/5	2/5	0/5	4/20	20	6,87	7,13	52	-	
4,25 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,15	7,22	52	-	
CE 50 (IC 95%):3,41 µg/L (3,18-3,66)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina:42,5 µg/L				
					Teste: definitivo 1						

Tabela 52- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Bariri, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Bariri 14/05/2009		Data início:19/12/2009					Data término:21/12/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,90	7,93	48	-	
0,042 µg/L	0/5	1/5	0/5	0/5	1/20	5	7,75	7,84	48	-	
0,21 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,68	7,72	50	-	
1,06 µg/L	2/5	2/5	2/5	1/5	7/20	35	7,26	7,64	54	-	
2,12 µg/L	2/5	3/5	4/5	3/5	12/20	60	6,98	7,59	62	-	
3,19 µg/L	5/5	5/5	5/5	4/5	19/20	95	6,85	7,46	70	-	
4,25 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,61	7,41	74	-	
CE 50 (IC 95%):1,26 µg/L (0,94-1,70)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina:42,5 µg/L				
Teste: definitivo 2											

Tabela 53- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Bariri, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Bariri 14/05/2009		Data início:19/12/2009					Data término:21/12/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	2/5	2/20	5	8,41	7,76	40	-	
0,042 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	8,77	7,66	48	-	
0,21 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	5	8,59	7,67	50	-	
1,06 µg/L	1/5	2/5	3/5	1/5	7/20	0	7,83	7,61	56	-	
2,12 µg/L	3/5	5/5	5/5	5/5	18/20	5	7,49	7,55	64	-	
3,19 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	20	7,06	7,55	72	-	
4,25 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,99	7,45	74	-	
CE 50 (IC 95%):1,09 µg/L (0,84-1,40)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina:42,5 µg/L				
Teste: definitivo 3											

Tabela 54- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Bariri, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Bariri 14/05/2009		Data inicio:21/12/2009					Data término:23/12/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	1/5	0/5	0/5	0/5	1/20	5	7,65	7,25	48	-	
0,042 µg/L	1/5	0/5	0/5	0/5	1/20	5	7,53	7,19	50	-	
0,21 µg/L	0/5	1/5	0/5	0/5	1/20	5	7,40	7,27	54	-	
1,06 µg/L	1/5	1/5	1/5	1/5	4/20	20	6,94	7,28	56	-	
2,12 µg/L	2/5	1/5	2/5	1/5	6/20	30	6,76	7,33	56	-	
3,19 µg/L	3/5	2/5	3/5	4/5	12/20	60	6,78	7,23	56	-	
4,25 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,57	7,07	64	-	
CE 50 (IC 95%): 2,17 µg/L (1,72-2,73)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina:42,5 µg/L				
					Teste: definitivo 4						

Tabela 55- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Ibitinga, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material: Ibitinga 14/05/2009		Data inicio:07/11/2009					Data término:09/11/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,43	7,27	42	-	
0,2 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,14	7,29	48	-	
0,4 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,05	7,28	46	-	
1,0 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,03	7,26	44	-	
2,0 µg/L	0/5	2/5	3/5	2/5	7/20	35	6,99	7,24	46	-	
10,0 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,66	6,86	52	-	
CE 50 (IC 95%): 2,99 µg/L (2,34-3,82)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina: 100 µg/L				
					Teste: definitivo 1						

Tabela 56- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafínídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Ibitinga, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material:Ibitinga 14/05/2009		Data inicio:10/11/2009					Data término:12/11/2009				
Organismo-teste : <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	1/5	1/20	5	7,42	7,35	46	-	
0,2 µg/L	0/5	1/5	1/5	0/5	2/20	10	7,24	7,32	46	-	
0,4 µg/L	0/5	1/5	1/5	0/5	2/20	10	7,23	7,35	46	-	
1,0 µg/L	4/5	1/5	2/5	3/5	10/20	50	7,17	7,33	46	-	
2,0 µg/L	1/5	1/5	1/5	4/5	7/20	35	7,12	7,32	50	-	
10,0 µg/L	3/5	4/5	4/5	5/5	16/20	80	6,80	7,08	54	-	
CE 50 (IC 95%):2,57 µg/L (1,45-4,54)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina:100 µg/L				
					Teste: definitivo 2						

Tabela 57- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafínídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Ibitinga, Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material:Ibitinga 14/05/2009		Data inicio:17/11/2009					Data término:19/11/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	1/5	1/5	0/5	0/5	2/20	10	7,39	7,39	44	-	
0,2 µg/L	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,33	7,33	44	-	
0,4 µg/L	1/5	1/5	2/5	0/5	4/20	20	7,31	7,35	44	-	
1,0 µg/L	2/5	2/5	2/5	0/5	6/20	30	7,25	7,28	44	-	
2,0 µg/L	2/5	2/5	2/5	2/5	8/20	40	7,13	7,23	44	-	
10,0 µg/L	5/5	5/5	5/5	5/5	20/20	100	6,95	7,14	54	-	
CE 50 (IC 95%):2,09 µg/L (1,51-2,88)					Duração:48 hs		Concentração de microcistina: 100 µg/L				
					Teste: definitivo 3						

Tabela 58- Percentagem de imobilidade e valores de CE50; 48h para o dafinídeo *Ceriodaphnia silvestrii* (Crustacea, Cladocera) exposto a diferentes concentrações de extrato bruto de floração de cianobactérias coletada em 14/05/09 no reservatório de Ibitinga, Médio Médio rio Tietê, SP, e valores de pH e dureza monitorados durante o teste de toxicidade aguda.

Material:Ibitinga 14/05/2009		Data inicio:25/11/2009					Data término:27/11/2009				
Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>							pH		Dureza		
Concentrações	1	2	3	4	Total	%	i	f	i	f	
Controle	0/5	0/5	0/5	0/5	0/20	0	7,18	7,33	46	-	
0,2 µg/L	0/5	0/5	0/5	1/5	1/20	10	7,23	7,45	44	-	
0,4 µg/L	0/5	0/5	2/5	0/5	2/20	20	7,22	7,46	50	-	
1,0 µg/L	1/5	0/5	1/5	3/5	5/20	25	7,22	7,45	48	-	
2,0 µg/L	1/5	2/5	1/5	3/5	7/20	35	7,10	7,40	50	-	
10,0 µg/L	4/5	4/5	4/5	4/5	16/20	80	6,79	7,23	54	-	
CE 50 (IC 95%):3,22 µg/L (1,93-5,37)				Duração:48 hs		Concentração de microcistina: 100 µg/L					
Teste: definitivo 4											

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)